

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

Efeitos do sombreamento, da competição e do fogo sobre o desenvolvimento inicial e morfofisiologia em três espécies do gênero *Dimorphandra*: implicações para a conservação e o manejo

Marcony Vinícius Januário Teixeira
Doctor Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

MARCONY VINÍCIUS JANUÁRIO TEIXEIRA

Efeitos do sombreamento, da competição e do fogo sobre o desenvolvimento inicial e morfofisiologia em três espécies do gênero *Dimorphandra*: implicações para a conservação e o manejo

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Joao Paulo de Souza

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

T266e
2025

Teixeira, Marcony Vinícius Januário, 1984-

Efeitos do sombreamento, da competição e do fogo sobre o desenvolvimento inicial e morfofisiologia em três espécies do gênero *Dimorphandra*: implicações para a conservação e o manejo / Marcony Vinícius Januário Teixeira. – Viçosa, MG, 2025.

1 tese eletrônica (120 f.): il.

Orientador: João Paulo de Souza.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Biologia Geral, 2025.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2026.038>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. *Dimorphandra* - Efeito da luz. 2. *Dimorphandra* - Efeito do fogo. 3. *Dimorphandra* - Efeito da competição. I. Souza, João Paulo de, 1981-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Biologia Geral. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. III. Título.

CDD 22. ed. 583.74172

MARCONY VINÍCIUS JANUÁRIO TEIXEIRA

Efeitos do sombreamento, da competição e do fogo sobre o desenvolvimento inicial e morfofisiologia em três espécies do gênero *Dimorphandra*: implicações para a conservação e o manejo

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 28 de novembro de 2025.

Assentimento:

Marcony Vinícius Januário Teixeira
Autor

Joao Paulo de Souza
Orientador

Essa tese foi assinada digitalmente pelo autor em 06/02/2026 às 14:49:14 e pelo orientador em 09/02/2026 às 07:19:37. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **Z5SG.8HWN.X25H** e clique no botão 'Validar documento'.

Dedicado à Dona Joaquina, minha mãe, companheira de todas as horas. Te amo!

AGRADECIMENTOS

Agradeço à vida, por ter me concedido a oportunidade de lutar, perseverar e aprender em cada passo.

À minha mãe, Dona Quiquita, pelo amor, apoio, gentileza, humildade e sabedoria; sempre.

À minha companheira, Ágatha, por caminhar ao meu lado em cada riso e em cada punhado de terra.

Ao meu amigo Felipe, por boas pescarias, que auxiliaram na mansidão da mente e espírito.

Aos companheiros e às companheiras de jornada: Prof. Dra. Tati Melo, Danielle, Diogo, Prof. Dra. Luciana Leite, Jessiquinha, Kuessi, Igor, Pedro Souza, Luciene, Gilvan, Pedro Silveira e muitos mais.

Aos parentes, pelas grandes lições de vida, que me auxiliaram a trilhar eu mesmo o meu caminho.

Às pessoas que auxiliaram diretamente e indiretamente nos experimentos e foram essenciais neste processo: Prof. Dr. João Paulo de Souza, Alan Saldanha, Larissa, Nayara Magry, Gracielle Maciel, Rike, Gabriel Tadeu, Bernardo Trajano, Isadora, Moisés, Juliana, Emerson, Juliana, Prof. Dr. Eduardo Gusmão, Gabriela e Gustavo, sinceramente grato, pelo apoio ao longo dos experimentos.

À Universidade Federal de Viçosa – UFV e à FAPEMIG, pela grande oportunidade.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), pelo fomento a pesquisa e a pós-graduação. Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

“... uma quantidade infinita de belas e admiráveis formas, saídas de um começo tão simples, não têm cessado de se desenvolver e desenvolvem-se ainda!”

Charles Darwin

RESUMO

TEIXEIRA, Marcony Vinícius Januário, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2025. **Efeitos do sombreamento, da competição e do fogo sobre o desenvolvimento inicial e morfofisiologia em três espécies do gênero *Dimorphandra*: implicações para a conservação e o manejo.** Orientador: Joao Paulo de Souza.

A variação na disponibilidade de luz, a competição interespecífica com gramíneas exóticas e o regime de fogo constituem fatores ecológicos que modulam a dinâmica da vegetação. A luz regula processos ecofisiológicos, interferindo na fotossíntese e balanço energético, na morfologia e alocação de biomassa. As gramíneas exóticas interferem na competição por água, luz e nutrientes, alteram a ciclagem de nutrientes e facilitam o fogo. O regime de fogo é um dos principais filtros ecológicos de savanas, cerrados e florestas sujeitas a distúrbios antropogênicos, regulando o recrutamento de espécies nativas. O objetivo foi avaliar se espécies congênicas de *Dimorphandra* Schott apresentam respostas diferenciadas em seu desenvolvimento inicial em função da luz, competição e fogo durante o cultivo em casa de vegetação e no campo. Aos 285 dias após o plantio foram avaliados o crescimento inicial, biomassa, fluorescência da clorofila *a* e o teor de clorofila em resposta a variação na luminosidade e aos 473 dias após o plantio, os efeitos da luminosidade e competição com *Melinis minutiflora* P. Beauv. Aos 631 dias foram analisados os efeitos combinados da luminosidade e fogo. Os resultados mostraram que *Dimorphandra exaltata* Schott apresentou maior área foliar específica e crescimento aéreo, porém apresentou menor eficiência fotoquímica, sendo sensível aos efeitos da competição e fogo, com redução acentuada na biomassa e no desempenho funcional. A espécie *Dimorphandra mollis* Benth. manteve baixa alocação de biomassa para a parte aérea, investindo mais em raízes que parte aérea, com alta eficiência fotoquímica sob sombreamento e competição. Já *Dimorphandra wilsonii* Rizzini apresentou diferentes respostas em diferentes condições ambientais, destacando-se com maior produção de massa seca e eficiência fotoquímica, com maior resiliência ao fogo. Os resultados revelam estratégias funcionais contrastantes entre as espécies, indicando que o manejo deve levar em conta as características de cada espécie a ser utilizada.

Palavras-chave: Cerrado; estratégias adaptativas; Mata Atlântica; pares congênicos

ABSTRACT

TEIXEIRA, Marcony Vinícius Januário, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November, 2025. **Effects of shading, competition and fire on early development and morphophysiology in three species of the genus *Dimorphandra*: implications for conservation and management.** Adviser: Joao Paulo de Souza.

Variation in light availability, interspecific competition with exotic grasses, and fire regime constitute ecological factors that modulate vegetation dynamics. Light regulates ecophysiological processes by influencing photosynthesis and energy balance, as well as morphology and biomass allocation. Exotic grasses interfere with competition for water, light, and nutrients, alter nutrient cycling, and facilitate fire occurrence. Fire regime is one of the main ecological filters in savannas, cerrado ecosystems, and forests subject to anthropogenic disturbances, regulating the recruitment of native species. The objective of this study was to evaluate whether congeneric species of *Dimorphandra* Schott exhibit differentiated responses in early development as a function of light, competition, and fire under greenhouse and field conditions. At 285 days after planting, initial growth, biomass, chlorophyll *a* fluorescence, and chlorophyll content were assessed in response to variation in light availability; at 473 days after planting, the effects of light availability and competition with *Melinis minutiflora* P. Beauv. were evaluated. At 631 days after planting, the combined effects of light availability and fire were analyzed. The results showed that *Dimorphandra exaltata* Schott exhibited higher specific leaf area and aboveground growth; however, it showed lower photochemical efficiency and was sensitive to the effects of competition and fire, with marked reductions in biomass and functional performance. *Dimorphandra mollis* Benth. maintained low biomass allocation to the aboveground component, investing more in roots than shoots, with high photochemical efficiency under shading and competitive conditions. In contrast, *Dimorphandra wilsonii* Rizzini exhibited distinct responses across environmental conditions, standing out for higher dry mass production and photochemical efficiency, as well as greater resilience to fire. These results reveal contrasting functional strategies among the species, indicating that management practices should take into account the specific characteristics of each species to be used.

Keywords: Cerrado; adaptive strategies; Atlantic Forest; congeneric pairs

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	11
1.1	Referências.....	13
2	CAPÍTULO I: ESTRATÉGIAS CONTRASTANTES DE ALOCAÇÃO DE BIOMASSA E EFICIÊNCIA FOTOQUÍMICA EM TRÊS ESPÉCIES DO GÊNERO <i>Dimorphandra</i> SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE LUMINOSIDADE.....	18
2.1	Resumo.....	18
2.2	Introdução.....	19
2.3	Material e métodos.....	22
2.3.1	<i>Material vegetal e solo para plantio.....</i>	22
2.3.2	<i>Germinação.....</i>	23
2.3.3	<i>Instalação experimental.....</i>	24
2.3.4	<i>Medidas morfométricas ao longo do tempo.....</i>	25
2.3.5	<i>Fluorescência da clorofila a e índice de clorofila.....</i>	25
2.3.6	<i>Morfometria, produção de biomassa e razões biométricas ao final do experimento...26</i>	
2.3.7	<i>Plasticidade fenotípica.....</i>	27
2.3.8	<i>Análise estatística.....</i>	28
2.4	Resultados.....	28
2.4.1	<i>Morfometria vegetativa e produção de biomassa.....</i>	28
2.4.2	<i>Fluorescência da clorofila a e índice de clorofila.....</i>	32
2.4.3	<i>Plasticidade fenotípica.....</i>	33
2.5	Discussão.....	34
2.5.1	<i>Ajustamentos morfológicos nas espécies de <i>Dimorphandra</i> em relação à variação luminosa.....</i>	34
2.5.2	<i>Ajustamentos fisiológicos nas espécies de <i>Dimorphandra</i> em relação à variação luminosa.....</i>	36
2.5.3	<i>Estratégias contrastantes e plasticidade fenotípica nas espécies de <i>Dimorphandra</i> em relação à variação luminosa.....</i>	37
2.6	Considerações finais.....	38
2.7	Referências.....	39

3	CAPÍTULO II: RESPOSTAS MORFOFISIOLÓGICAS DE ESPÉCIES CONGÊNERES DE <i>Dimorphandra</i> À VARIAÇÃO LUMINOSA E À COMPETIÇÃO COM <i>Melinis minutiflora</i>.....	49
3.1	Resumo.....	49
3.2	Introdução.....	50
3.3	Material e métodos.....	53
3.3.1	<i>Material vegetal e solo de plantio.....</i>	<i>53</i>
3.3.2	<i>Delineamento experimental.....</i>	<i>53</i>
3.3.3	<i>Morfometria, produção de biomassa e razões biométricas ao fim do experimento.....</i>	<i>54</i>
3.3.4	<i>Fluorescência da clorofila a e índice de clorofila.....</i>	<i>55</i>
3.3.5	<i>Plasticidade fenotípica.....</i>	<i>56</i>
3.3.6	<i>Análise estatística.....</i>	<i>56</i>
3.4	Resultados.....	57
3.4.1	<i>Morfometria vegetativa e produção de biomassa.....</i>	<i>57</i>
3.4.2	<i>Índices de clorofila e fluorescência da clorofila a.....</i>	<i>61</i>
3.4.3	<i>Plasticidade fenotípica.....</i>	<i>63</i>
3.5	Discussão.....	64
3.5.1	<i>Efeito da luminosidade e competição sobre a morfometria vegetativa nas espécies de <i>Dimorphandra</i>.....</i>	<i>64</i>
3.5.2	<i>Efeito da luminosidade e competição sobre o índice de clorofilas e fluorescência da clorofila a nas espécies de <i>Dimorphandra</i>.....</i>	<i>67</i>
3.5.3	<i>Efeito da luminosidade e competição sobre a plasticidade fenotípica nas espécies de <i>Dimorphandra</i>.....</i>	<i>69</i>
3.6	Considerações finais.....	70
3.7	Referências.....	70
4	CAPÍTULO III: ESTRATÉGIAS FUNCIONAIS EM TRÊS ESPÉCIES DO GÊNERO <i>Dimorphandra</i> FRENTE AO FOGO E A LUMINOSIDADE: DO ESTRESSE À RESILIÊNCIA.....	84
4.1	Resumo.....	84
4.2	Introdução.....	85
4.3	Material e métodos.....	89
4.3.1	<i>Material vegetal e solo de plantio.....</i>	<i>89</i>
4.3.2	<i>Delineamento experimental.....</i>	<i>89</i>
4.3.3	<i>Morfometria, produção de biomassa e razões biométricas ao fim do experimento.....</i>	<i>91</i>

4.3.4 Fluorescência da clorofila a.....	91
4.3.5 Plasticidade fenotípica.....	92
4.3.6 Análise estatística.....	93
4.4 Resultados.....	94
4.4.1 Morfometria vegetativa e produção de biomassa.....	94
4.4.2 Fluorescência da clorofila a.....	98
4.4.3 Estimativa da plasticidade fenotípica.....	101
4.5 Discussão.....	102
4.5.1 Efeito do fogo e da luminosidade sobre a morfologia nas três espécies de <i>Dimorphandra</i>	102
4.5.2 Efeito do fogo e da luminosidade sobre a fluorescência da clorofila a nas três espécies de <i>Dimorphandra</i>	105
4.5.3 Efeito do fogo e da luminosidade sobre a plasticidade fenotípica nas três espécies de <i>Dimorphandra</i>	106
4.6 Considerações finais.....	107
4.7 Referências.....	108
5 CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	120

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas naturais estão enfrentando modificações e reduções significativas em suas áreas de ocorrência (Benítez; Aragón; Prieto, 2019; Gignoux *et al.*, 2016). A pressão antropogênica sobre os ecossistemas pode levar a disrupções de complexas redes ecológicas, levando a perda de biodiversidade e a persistentes alterações no uso e ocupação do solo (Khan *et al.*, 2019). Como consequência, o funcionamento e a estrutura dos ecossistemas nativos são remodelados (Debortoli *et al.*, 2017). Regiões ecotonais, como a transição entre o Cerrado e a Mata Atlântica – áreas biodiversas e complexas do ponto de vista funcional – são especialmente sensíveis (Milan; Moro, 2016). A supressão de vegetação nativa, ou desmatamento (Benítez; Aragón; Prieto, 2019), a invasão de ambientes naturais por gramíneas exóticas (Zenni *et al.*, 2018) e a intensificação no regime do fogo (Tyukavina *et al.*, 2022), têm modificado os fatores que regulam o desempenho de espécies arbóreas nativas, em seus ambientes naturais de ocorrência. Entre os principais fatores estão a modificação na intensidade luminosa (Poorter *et al.*, 2019), tanto no sub-bosque quanto em áreas abertas, a competição intensa por recursos abaixo e acima do solo com as gramíneas (Cabal *et al.*, 2020), além de perda de indivíduos arbóreos devido ao aumento na intensidade e frequência dos incêndios (Gignoux *et al.*, 2016).

Dados recentes do MapBiomas indicam que o Cerrado perdeu, entre 1985 e 2023, aproximadamente 38 milhões de hectares de vegetação nativa (MAPBIOMAS, 2024), área maior que o estado de Goiás, que representa 27% da vegetação original. Grande parte desta área perdida foi em áreas ecotonais, como nas bordas entre o Cerrado a Mata Atlântica e a Floresta Amazônica (MAPBIOMAS, 2024). Ainda segundo o MAPBIOMAS (2024), a Mata Atlântica é o ecossistema mais devastado do Brasil, apesar da leve recuperação a partir de 2008, mais de 60% das propriedades tem menos de 30% de vegetação nativa, bastante fragmentada, o que reduz a sua biodiversidade (Branco *et al.*, 2021) e causa variações abruptas na luminosidade (Verryckt *et al.*, 2020). Entre 1985 e 2023, a área perdida na Mata Atlântica foi de 3,7 milhões de hectares (MAPBIOMAS, 2024). Assim, ambientes sombreados e úmidos podem ser convertidos em áreas expostas à intensa radiação direta, afetando a manutenção e a restauração de ecossistemas naturais (Lima *et al.*, 2021). Esta alteração no regime luminoso interfere diretamente na disponibilidade, intensidade e qualidade da radiação fotossinteticamente ativa (Poorter *et al.*, 2019), na temperatura do solo, do ar e na umidade relativa (Debortoli *et al.*, 2017); além do balanço hídrico das espécies vegetais (Santiago; Barbosa; Correia Filho, 2021). Sob sombreamento, o microclima é mais estável e favorece espécies com alta eficiência no uso da luz e com estratégias conservativas na aquisição e utilização dos recursos (Li *et al.*, 2025). Em contrapartida, os ambientes abertos e expostos a alta

intensidade de radiação, exigem das espécies tolerância a altas taxas de transpiração e resistência a fotoinibição, demandando ajustes estruturais e fisiológicos significativos (Barros *et al.*, 2012).

As árvores nativas do Cerrado, Mata Atlântica e dos ecótonos exibem respostas diferenciadas à modificação do regime luminoso, associadas a estratégias ecológicas singulares (Gallego-Tévar *et al.*, 2018). Algumas espécies exibem plasticidade fenotípica marcante, ajustando características como desenvolvimento do caule, emissão e conservação das folhas, alocação de biomassa, área foliar específica, eficiência fotossintética e alterações nos índices de clorofila, para se aclimatar às diferentes condições ambientais (Kuhn; Györfi; Ruprecht, 2022). Estas respostas são importantes durante os estágios iniciais do desenvolvimento de espécies arbóreas (Poorter *et al.*, 2018), quando a sobrevivência e o desenvolvimento dos indivíduos jovens dependem desta capacidade de se ajustar às diferentes condições luminosas impostas pelo dossel, pela abertura de clareiras e aumento do efeito de borda.

A modificação do ambiente luminoso favorece a invasão de ambientes naturais, antes sombreados, por espécies de gramíneas, principalmente pelas exóticas como *M. minutiflora*, sendo outro fator crítico da degradação de ambientes naturais (Massi *et al.*, 2021). Introduzida no país de forma acidental (Mack; Lonsdale, 2001; Martins *et al.*, 2017), ainda no período colonial, e muito utilizada para a formação de pastagens, *M. minutiflora* apresenta alto potencial invasor, especialmente em áreas abertas e perturbadas (Montesinos, 2022). Espécies invasoras comprometem a regeneração de ecossistemas naturais, competindo com as plântulas das espécies nativas por água, nutrientes e luz, além de alterar a composição e a estrutura das comunidades vegetais (Zenni *et al.*, 2020). As gramíneas exóticas alteram o ambiente edáfico, modificando o pH, a dinâmica da serrapilheira e o ciclo biogeoquímico (Qu *et al.*, 2021). Ademais, podem alterar a dinâmica de microrganismos no solo e liberar compostos alelopáticos prejudiciais às espécies nativas, inibindo seu crescimento e tornando a competição por recursos ainda mais desvantajosa para as espécies nativas (Kato-Noguchi; Kurniadie, 2021). A dominância das espécies invasoras em áreas degradadas reduz a diversidade florística e funcional, dificultando as iniciativas de restauração ambiental (Dairel; Fidelis, 2020).

Concomitantemente à modificação na luminosidade e invasão por espécies exóticas, o fogo atua como agente estruturador em alguns ecossistemas, sendo inclusive importante para a manutenção da biodiversidade no Cerrado (Gomes *et al.*, 2020a). Porém as ações antrópicas tendem a aumentar a intensidade e a frequência dos incêndios, com efeitos deletérios para os diversos ecossistemas, principalmente para aqueles não adaptados ao fogo (Gomes *et al.*, 2020b), como a Mata Atlântica. As principais causas dos incêndios atualmente são provenientes de raios (Viegas *et al.*, 2022) ações antrópicas, através da queima de áreas de pastagem para “renovação” e de restos de

colheita (Oliveira Filho *et al.*, 2022), além de ações criminosas e acidentais (Arab *et al.*, 2021).

O efeito do fogo sobre as espécies arbóreas varia com a intensidade e frequência dos incêndios (Gomes *et al.*, 2020a). O fogo pode danificar os tecidos cambiais (Salladay; Pittermann, 2023), eliminar os brotos e comprometer a capacidade de rebrota, além causar morte da parte aérea e em alguns casos a morte dos indivíduos (Ferreira *et al.*, 2023), principalmente em espécies não adaptadas ao fogo. O fogo também reduz a diversidade funcional e favorece a manutenção de algumas espécies de gramíneas exóticas (Rusdy, 2020). Por sua vez, a presença de gramíneas exóticas, como *M. minutiflora*, retroalimenta o fogo e aumenta sua intensidade e frequência, através do aumento da quantidade de matéria seca e da maior inflamabilidade do material vegetal, levando a um ciclo de queimadas (Martins, 2006).

Neste sentido, o ajuste das funções fisiológicas, como na fluorescência da clorofila *a* e nos índices de clorofilas, além da morfologia, como no desenvolvimento das raízes e parte aérea frente a perturbações ambientais, representam respostas adaptativas importantes para a manutenção das espécies nativas (Poorter *et al.*, 2019). Esta capacidade que um genótipo tem, apesar dos limites, para apresentar diversos fenótipos em resposta às alterações ambientais, se moldando fisiologicamente e morfolologicamente às novas configurações é chamada de plasticidade fenotípica (Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala, 2006). A plasticidade é uma característica importante, principalmente para as espécies arbóreas de regiões com intensa modificação ambiental, como o Cerrado, a Mata Atlântica e os ecótonos entre estes ecossistemas (Milan; Moro, 2016). Três destas espécies são: *D. wilsonii*, *D. mollis* e *D. exaltata*. A espécie *D. wilsonii*, ameaçada de extinção e endêmica da região central de Minas Gerais, é um híbrido (Muniz *et al.*, 2020) entre *D. mollis*, amplamente distribuída pelo Cerrado, e *D. exaltata*, ameaçada de extinção e presente na Mata Atlântica (Fernandez *et al.*, 2021).

Assim, o objetivo desta tese foi o de avaliar as respostas morfológicas e fisiológicas de três espécies do gênero *Dimorphandra* aos estresses relacionados a variação de luminosidade, competição com *M. minutiflora* e presença de fogo, comparando-as entre si. As variações nas respostas dentro e entre as espécies foram avaliadas por meio da plasticidade fenotípica. O trabalho foi dividido em três seções. A primeira seção trata das respostas contrastantes na alocação de biomassa e na eficiência fotossintética à variação na luminosidade, a segunda seção trata das respostas à competição com *M. minutiflora* e a terceira e última seção trata das respostas aos danos, relativos ao fogo.

1.1 Referências

ARAB; A.; KHODAEI; A.; ESKANDARPOUR; R.; THOMPSON; M.P.; WEI; Y. **Three lines of defense for wildfire risk management in electric power grids: a review.** IEEE Access, v. 9, p. 61577 – 61593, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2021.3074477>. Acesso em: 27 mar. 2025.

BARROS, F.V.; GOULART, M.F.; TELLES, S.B.S.; LOVATO, M.B.; VALLADARES, F.; LEMOS-FILHO, J.P. **Phenotypic plasticity to light of two congeneric trees from contrasting habitats: Brazilian Atlantic Forest versus Cerrado (savanna).** Plant Biology, 14(1): 208-15, maio 2012. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21972934>. Acesso em: 12/12/2019.

BENÍTEZ, Á.R.C; ARAGÓN, G.; PRIETO, M. **Lichen diversity on tree trunks in tropical dry forests is highly influenced by host tree traits.** Biodiversity and Conservation, v. 28, n. 11, p. 2909–2929, 17 jun. 2019. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/333827532>. Acesso em: 01/08/2022.

BRANCO, A.F.V.C.; LIMA, P.V.P.S.; MEDEIROS FILHO, E.S.; COSTA, B.M.G.; PEREIRA, T.P. **Avaliação da perda da biodiversidade na Mata Atlântica.** Ciência Florestal, Santa Maria, v.31, n.4, p.1885-1909. 2021. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/pyksrZmc99tW99ydcx3Fytd/?lang=pt>. Acesso em: 21/05/2025

CABAL, C.; MARTÍNEZ-GARCÍA, R.; AGUILAR, A.C.; VALLADARES, F.; PACALA, S.W. **The exploitative segregation of plant roots.** Science, v. 370, n. 6521, p. 1197–1199, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aba9877>. Acesso em: 11/02/2025.

DAIREL, M.; FIDELIS, A. **The presence of invasive grasses affects the soil seed bank composition and dynamics of both invaded and non-invaded areas of open savannas.** Journal of Environmental Management, v. 276 : 111291, p. 1 – 7, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111291>. Acesso em: 27/02/2025.

DEBORTOLI, N.S.; DUBREUIL, V.; HIROTA, M.; RODRIGUES FILHO, S.; LINDOSO, D.P.; NABUCET, J. **Detecting deforestation impacts in Southern Amazonia rainfall using rain gauges.** International Journal of Climatology, v. 37, n. 6, p. 2889–2900, 9 out. 2017. DOI: 10.1002/joc.4886. Disponível em: <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/joc.4886>. Acesso em: 10/08/2021.

FERNANDEZ, E., VERDI, M., MARTINELLI, G., SILVA, G.E MOREIRA FERNANDES, F. ***Dimorphandra exaltata* (amended version of 2021 assessment).** The IUCN Red List of Threatened Species 2021. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/189596981/208123775>. Acesso em: 27/12/2022.

FERREIRA, B.S.S.; OKI, Y.; FIGUEIRA, J.E.C.; AGUILAR, R.; BAGGIO, V.A.; FERNANDES, G.W. **Effects of fire on mortality and resprouting patterns of *Stryphnodendron adstringens* (Fabaceae).** Brazilian Journal of Botany, Cham, v.46, p.705–714, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40415-023-00906-8>. Acesso em: 16/07/2025.

GALLEGO-TÉVAR, B.; RUBIO-CASAL, A.E.; CIRES, A.; FIGUEROA, E.; GREWELL, B.J.; CASTILLO, J.M. **Phenotypic plasticity of polyploid plant species promotes transgressive behaviour in their hybrids.** AoB PLANTS, v. 10, n. 5, 1, 2018. Disponível em: <https://academic.oup.com/aobpla/article/10/5/ply055/5106137>. Acesso em: 28/12/2022.

GIGNOUX, J.; KONATÉ, S.; LAHOREAU, G.; LE ROUX, X.; SIMIONI, G. **Allocation strategies of savanna and forest tree seedlings in response to fire and shading**: outcomes of a field experiment. *Scientific Reports*, v.6, 38838, p.1 – 15, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/srep38838>. Acesso em: 11/04/2025.

GOMES, L.; MIRANDA, H.S.; SILVÉRIO, D.V.; BUSTAMANTE, M.M.C. **Effects and behaviour of experimental fires in grasslands, savannas, and forests of the Brazilian Cerrado**. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v.458, p.1–10, 2020a. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112719315828>. Acesso em: 12/04/2025.

GOMES, L.; MIRANDA, H.S.; SOARES-FILHO, B.; RODRIGUES, L.; OLIVEIRA, U.; BUSTAMANTE, M.M.C. **Responses of plant biomass in the Brazilian savanna to frequent fires**. *Frontiers in Forests and Global Change*, v.3, 507710, p. 1 – 11, 2020b. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.507710>. Acesso em: 23/02/2025.

KATO-NOGUCHI, H.; KURNIADIE, D. **Allelopathy of *Lantana camara* as an invasive plant**. *Plants*, v. 10, n. 5, art. 1028, maio 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/plants10051028>. Acesso em: 15/02/2025.

KHAN, M.A.W.; BOHANNAN, B.J.M.; NUSSLEIN, K.; TIEDJE, J.M.; TRINGE, S.G.; PARLADE, E.; BARBERAN, A.; RODRIGUES, J.L.M. **Deforestation impacts network co-occurrence patterns of microbial communities in Amazon soils**. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 95, n. 2, 27 nov. 2019. DOI: 10.1093/femsec/fiy230. Disponível em: <https://academic.oup.com/femsec/article/95/2/fiy230/5211045>. Acesso em: 23/08/2022.

KUHN, T.; GYÖRFLI, O.; RUPRECHT, E. **Seedling performance, allocation patterns and phenotypic plasticity of two sympatric hawthorn species and their natural hybrid**. *Flora*, v. 287, p. 151994, fev. 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253021002334>. Acesso em: 29/12/2022.

LIMA, M.S. DE; ARAUJO, M.M.; AIMI, S.C.; OLIVEIRA, V.V.T. DE; BERGHETTI, Á.L.P.; NASCIMENTO, N.F.; TAROUÇO, C.P. **Use of physiological attributes to select native forest species for forest restoration in the southern Atlantic forest biome, Brazil**. *Forest Ecology and Management*, v.501, 119659, p. 1 – 11, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119659>. Acesso em: 07/04/2025.

MACK, R.N.; LONSDALE, W.M. **Humans as global plant dispersers: getting more than we bargained for**. *BioScience*, v. 51, n. 2, p. 95–102, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0095:HAGPDG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0095:HAGPDG]2.0.CO;2). Acesso em: 05/02/2025.

MAPBIOMAS. **Relatório Anual de Desmatamento: RAD 24**. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 15/07/2025.

MARTINS, C.R. **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P.Beauv. (capim-gordura): uma espécie invasora do cerrado** [tese de doutorado]. Brasília: Universidade de Brasília, 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/48928511_Caracterizacao_e_manejo_da_graminea_Melinis_minutiflora_P_Beauv_Capim-Gordura_uma_especie_invasora_do_cerrado. Acesso em: 27/02/2025.

MARTINS, C.R.; HAY, J.D.V.; SCALÉA, M.; MALAQUIAS, J.V. **Management techniques for the control of *Melinis minutiflora* P. Beauv. (molasses grass):** ten years of research on an invasive grass species in the Brazilian cerrado. *Acta Botanica Brasilica*, v. 31, n. 4, p. 546–554, 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/NnKgt5QtvWbfbGKsPthQ3tm/>. Acesso em: 14/02/2025.

MASSI, K.G.; EUGÊNIO, C.U.O.; FRANCO, A.C.; HOFFMANN, W.A. **The effects of tree cover and soil nutrient addition on native herbaceous richness in a neotropical savanna.** *Biotropica*, v. 53, n. 3, p. 888–895, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12940>. Acesso em: 19/02/2025.

MILAN, E.; MORO, R.S. **O conceito biogeográfico de ecótono.** *Terra Plural*, v. 10, n. 1, p. 75–88, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/314225500_O_conceito_biogeografico_de_ecotono. Acesso em: 15/07/2025.

MONTESINOS, D. **Fast invasives fastly become faster:** invasive plants align largely with the fast side of the plant economics spectrum. *Journal of Ecology*, v. 110, n. 5, p. 1010–1014, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13616>. Acesso em: 17/02/2025.

MUNIZ, A.C.; LEMOS-FILHO, J.P.; SOUZA, H.A.; MARINHO, R.C.; BUZATTI, R.S.; HEUERTZ, M.; LOVATO, M.B. **The protected tree *Dimorphandra wilsonii* (Fabaceae) is a population of inter-specific hybrids:** recommendations for conservation in the Brazilian Cerrado/Atlantic Forest ecotone. *Annals of Botany*, v. 126, n. 1, p. 191–203, 11, 2020. DOI: 10.1093/aob/mcaa066. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32277237/>. Acesso em: 06/08/2022.

OLIVEIRA FILHO, H.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J.F.; SILVA, M.V.; JARDIM, A.M.R.F.; SHAH, M.; GOBO, J.P.A.; BLANCO, C.J.C.; PIMENTEL, L.C.G.; SILVA, C.; SILVA, E.B.; MACHADO, T.B.; PEREIRA, C.R.; VALAPPIL, N.K.M.; HAMZA, V.; HAQ, M.A.; KHAN, I.; MOHAMED, A.; ATTIA, E.A. **Dynamics of fire foci in the Amazon rainforest and their consequences on environmental degradation.** *Sustainability*, 14, 9419, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su14159419>. Acesso em: 27/03/2025.

POORTER, H.; NIINEMETS, Ü.; NTAGKAS, N.; SIEBENKÄS, A.; MÄENPÄÄ, M.; MATSUBARA, S.; PONS, T. L. **A meta-analysis of plant responses to light intensity for 70 traits ranging from molecules to whole plant performance.** *New Phytologist*, v. 223, n. 3, p. 1073–1105, 8 abr. 2019. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/nph.15754>. Acesso em: 10/08/2020.

POORTER, L.; CASTILHO, C.V.; SCHIETTI, J.; OLIVEIRA, R.S.; COSTA, F.R.C. **Can traits predict individual growth performance? A test in a hyperdiverse tropical forest.** *New Phytologist*, v. 219, n. 1, p. 109–121, maio 2018. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/nph.15206>. Acesso em: 11/02/2021.

QU, T.; DU, X.; PENG, Y.; GUO, W.; ZHAO, C.; LOSAPIO, G. **Invasive species allelopathy decreases plant growth and soil microbial activity.** *PLOS ONE*, v. 16, n. 2, art. e0246685, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246685>. Acesso em: 06/02/2025.

RUSDY, M. *Imperata cylindrica*: reproduction, dispersal, and controls. CAB Reviews, v. 2020, 15(038), 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR202015038>. Acesso em: 27/02/2025.

SALLADAY, R.A.; PITTERMANN, J. **Using heat plumes to simulate post-fire effects on cambial viability and hydraulic performance in *Sequoia sempervirens* stems**. Tree Physiol., 12; 43(5): 769-780. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/36715648/>. Acesso em: 17/07/2025.

SANTIAGO, D.B.; BARBOSA, H.A.; CORREIA FILHO, W.L.F. **Alterações na eficiência do uso da água relacionadas com fatores climáticos e uso e ocupação do solo, na região do MATOPIBA**. Research, Society and Development, v. 10, n. 9, p. e3010917891, 2021. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/17891>. Acesso em: 17/07/2025.

TYUKAVINA, A.; POTAPOV, P.; HANSEN, M. C.; PICKENS, A. H.; STEHMAN, S. V.; TURUBANOVA, S.; PARKER, D.; ZALLES, V.; LIMA, A.; KOMMAREDDY, I.; SONG, X.P.; WANG, L.; HARRIS, N. **Global trends of forest loss due to fire from 2001 to 2019**. Frontiers in Remote Sensing, v. 3, 825190, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/frsen.2022.825190>. Acesso em: 09/04/2025.

VALLADARES, F.; SANCHEZ-GOMEZ, D.; ZAVALA, M.A. **Quantitative estimation of phenotypic plasticity: bridging the gap between the evolutionary concept and its ecological applications**. Journal of Ecology, v. 94, p. 1103–1116, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01176.x>. Acesso em: 09/06/2025.

VERRYCKT, L.T.; ELLSWORTH, D.S.; VICCA, S.; VAN LANGENHOVE, L.; PEÑUELAS, J.; CIAIS, P.; POSADA, J.M.; STAHL, C.; COSTE, S.; COURTOIS, E.A.; OBERSTEINER, M.; CHAVE, J.; JANSSENS, I.A. **Can light-saturated photosynthesis in lowland tropical forests be estimated by one light level?** Biotropica, v. 52, n. 6, p. 1183–1193, 2020. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/btp.12817>. Acesso em: 27/12/2022.

VIEGAS, L.M.D.; SALES, L.; HIPÓLITO, J.; AMORIM, C.; PEREIRA, E.J.; FERREIRA, P.; FOLTA, C.; FERRANTE, L.; FEARNside, P.; MALHADO, A.C.M.; ROCHA, C.F.D.; VALE, M.M. **We're building it up to burn it down: fire occurrence and fire-related climatic patterns in Brazilian biomes**. PeerJ, v. 10, e14276, p. 1 – 24, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.7717/peerj.14276>. Acesso em: 08/04/2025.

ZENNI, R.D.; CUNHA, W.L.; MUSSO, C.; SOUZA, J.V.; NARDOTO, G.B.; MIRANDA, H.S. **Synergistic impacts of co-occurring invasive grasses cause persistent effects in the soil-plant system after selective removal**. Functional Ecology, v. 34, n. 5, p. 1102–1112, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13524>. Acesso em: 21/02/2025.

ZENNI, R.D.; SAMPAIO, A.B.; LIMA, Y.P.; PESSOA-FILHO, M.; LINS, T. C. L.; PIVELLO, V. R.; DAEHLER, C. **Invasive *Melinis minutiflora* outperforms native species, but the magnitude of the effect is context-dependent**. Biological Invasions, v. 21, p. 657–667, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1854-5>. Acesso em: 15/02/2025.

2 CAPÍTULO I: ESTRATÉGIAS CONTRASTANTES DE ALOCAÇÃO DE BIOMASSA E EFICIÊNCIA FOTOQUÍMICA EM TRÊS ESPÉCIES DO GÊNERO *Dimorphandra* SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE LUMINOSIDADE

2.1 Resumo

As plantas apresentam plasticidade em traços relacionados à aquisição e ao uso da luz, permitindo-lhes ocupar ambientes naturais caracterizados por elevada heterogeneidade luminosa. O objetivo deste trabalho foi avaliar a morfofisiologia em três espécies do gênero *Dimorphandra*, em plena luz solar e 70% de sombreamento, em câmaras de topo aberto. Foram analisadas semanalmente a produção de folhas e o desenvolvimento do caule, até 285 dias após o plantio, em plantas de *D. exaltata*, *D. mollis* e *D. wilsonii*. A produção de matéria seca, fluorescência da clorofila *a* e índices das clorofilas *a* e *b*, foram avaliados ao fim do experimento. Indivíduos, à plena luz, apresentaram maior massa seca nas raízes, independentemente da lenhosa analisada. Sob sombreamento, as três espécies exibiram incrementos nos seguintes parâmetros: área foliar, taxa de expansão foliar, dissipação não fotoquímica da energia radiante e fluorescência inicial. A espécie *D. exaltata*, apresentou maior área foliar específica, comprimento e diâmetro do caule, porém, menores valores de eficiência fotoquímica potencial e efetiva do FSII, taxa de transporte de elétrons e intervalo de expansão foliar. *D. mollis* apresentou maiores valores de eficiência fotoquímica potencial e efetiva do FSII, taxa de transporte de elétrons, intervalo de expansão foliar, comprimento da raiz e razão entre raiz e parte aérea. Porém, *D. mollis* apresentou menor comprimento e diâmetro do caule, massa seca do caule, folhas recompostas, área foliar específica e dissipação não fotoquímica da energia radiante. A espécie *D. wilsonii*, à plena luz, apresentou taxa de transporte de elétrons semelhante a *D. mollis*; porém, sob sombreamento, semelhante a *D. exaltata*. Ademais, *D. wilsonii* foi semelhante a *D. mollis* em relação à eficiência fotoquímica potencial e efetiva do FSII e à dissipação não fotoquímica da energia radiante e apresentou crescimento de raiz e caule semelhante a *D. exaltata*. A sombra resultou em maior investimento na parte aérea do que nas raízes em *D. exaltata*, comportamento típico de espécies florestais. Por outro lado, *D. mollis* apresentou maior investimento em raízes em detrimento da parte aérea, típico de espécies de savana. *D. wilsonii*, apresentou comportamento semelhante à *D. mollis* (variáveis fotossintéticas) e à *D. exaltata* (alocação de biomassa), habilitando sua ocorrência em ecótonos entre o Cerrado e Mata atlântica.

Palavras-chave: Cerrado; Luminosidade; Mata Atlântica.

2.2 Introdução

As plantas estão expostas às constantes variações na intensidade luminosa ao longo do dia, dos meses e das estações do ano (Bannister *et al.*, 2021; Chiang *et al.*, 2019). Plantas adaptadas ao sub-bosque das florestas, por exemplo, podem receber apenas 1% da luminosidade que chega acima do dossel (Bjorkman; Demmig-Adams, 1995; Matsuo *et al.*, 2021). Porém, as folhas no sub-bosque podem experimentar variações na intensidade luminosa na ordem de cem vezes em poucos segundos, devido aos feixes de luz que penetram o dossel (Verryckt *et al.*, 2020). Como consequência, o excesso da intensidade luminosa temporária pode danificar os cloroplastos, reduzindo a capacidade fotossintética das plantas, em situações de estresse (Izumi *et al.*, 2017), como em clareiras abertas dentro do sub-bosque. Por outro lado, as espécies de Cerrado estão expostas às altas intensidades de radiação ao longo do dia, podendo em muitos casos contornar o excesso de radiação por mecanismos de dissipação da energia radiante, como forma de proteção ao aparato fotossintético (Howard; Bae; Königer, 2019; Shi *et al.*, 2022). Em resposta às variações na intensidade luminosa, as plantas desenvolveram diversos mecanismos para captar a energia proveniente do sol e direcioná-la para as atividades metabólicas, além de contornar os danos causados pelo excesso momentâneo de energia radiante (Bjorkman; Demmig-Adams, 1995; Dias *et al.*, 2018; Mathur; Jain; Jajoo, 2018).

As alterações na luminosidade exigem modificações morfofisiológicas nas plantas (Wang *et al.*, 2020; Yang; Li, 2017), como na alocação de biomassa e na atividade fotossintética (Tripathi *et al.*, 2020). Modificações no ângulo de inclinação das folhas, velocidade de expansão foliar, conteúdo de clorofila e dissipação da energia radiante em forma de calor pelas folhas, são imprescindíveis para uma resposta rápida e adequada às variações na intensidade luminosa (Bjorkman; Demmig-Adams, 1995; Williams *et al.*, 2020).

As situações de baixa intensidade luminosa resultam em menores valores da fluorescência inicial, dissipação não fotoquímica da energia radiante e taxa de transporte de elétrons, tanto para plantas tolerantes ao sombreamento quanto para as plantas de ambientes abertos (Swoczyna *et al.*, 2022). Isto indica funcionamento correto do fotossistema e a ausência de estresse por excesso de luminosidade (Dias; Marengo, 2007). Por exemplo, a macaúba (*Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart.), aclimatada ao sombreamento, pode apresentar maior área foliar, além de maior eficiência fotoquímica potencial e efetiva do FSII (Dias *et al.*, 2018). Apesar da redução na taxa de transporte de elétrons, observa-se maior eficiência para a captação da luminosidade de baixa intensidade, devido aos ajustes em nível foliar (Dias *et al.*, 2018). O aumento nos teores de clorofila *b* e a redução na relação entre as clorofilas *a/b*, sob sombreamento, indicam uma otimização do sistema

de captação da energia luminosa, em baixa intensidade (Li *et al.*, 2025). Além disso, a restrição na intensidade luminosa pode levar ao crescimento do caule em comprimento, em detrimento das raízes (Wang *et al.*, 2020).

Contudo, o aumento da luz incidente em decorrência, principalmente, do desmatamento pode impactar negativamente a biodiversidade através da modificação microclimática (Benítez; Aragón; Prieto, 2019). Ademais, o desmatamento concorre para a escassez das chuvas, extinção de espécies raras e modificação na composição da microbiota do solo, causando danos irreversíveis às comunidades vegetais (Debortoli *et al.*, 2017; Khan *et al.*, 2019; Souza; Procópio, 2021; Symes *et al.*, 2018). O desmatamento, atinge todos os ecossistemas no Brasil, porém a maior área relativa foi perdida na Mata Atlântica e apresenta uma escalada sobre o Cerrado (INPE, 2022). Como consequência, os ecossistemas degradados tendem a se tornar mais homogêneos e com um menor número de relações e funções ecológicas (Eisawi *et al.*, 2022; Seifert *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2016). Segundo Magnusson *et al.* (2016), este problema é agravado pela desinformação e pela rápida perda de biodiversidade, principalmente em áreas comuns a mais de um ecossistema.

As plantas expostas às altas intensidades luminosas apresentam maior potencial fotossintético e taxa de transporte de elétrons (Mathur; Jain; Jajoo, 2018). Uma maior alocação de biomassa para as raízes em detrimento da parte aérea, em plantas à plena luz, contribui para uma maior produção de biomassa total em plantas nessa condição (Ronquim; Prado; Souza, 2018). Porém, as plantas adaptadas ao sombreamento podem passar por estresse quando submetidas à alta intensidade luminosa (Dias; Marengo, 2007; Swoczyna *et al.*, 2022). Para evitar o estresse por danos ao aparato fotossintético e a formação de espécies reativas de oxigênio, as espécies podem aumentar a fluorescência inicial, a dissipação não fotoquímica da energia radiante e apresentar queda na taxa de transporte de elétrons e fotossíntese (Brodrribb; Hill, 1997; Swoczyna *et al.*, 2022). Porém, devido às alterações no regime de luz em função das perturbações ambientais (mudança no uso e ocupação do solo), os ajustamentos morfofisiológicos podem não ser suficientes, caso as condições que levaram ao estresse permaneçam as mesmas por longos períodos (Lichtenthaler, 1996).

As espécies que suportam uma variação maior na incidência de luz podem ocupar áreas anteriormente ocupadas por espécies menos tolerantes a essas variações (Ronquim; Prado; Souza, 2018; Sander *et al.*, 2018). A capacidade que um mesmo genótipo tem de apresentar diferentes fenótipos em resposta às alterações ambientais é chamada de plasticidade fenotípica (Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala, 2006). Em resposta à luminosidade, a plasticidade pode se manifestar por meio do aumento da área foliar específica, acúmulo de clorofila e redistribuição de biomassa, permitindo maior eficiência em ambientes sombreados e maior dissipação de energia em ambientes

abertos, contornando possíveis danos ao aparato fotossintético (Costa; Oliveira; Souza, 2025).

Apesar de representar um mecanismo crucial para o ajuste morfofisiológico das plantas, a plasticidade fenotípica apresenta limites que podem comprometer a sobrevivência dos indivíduos, permitindo que fatores de estresse atuem de forma sinérgica e imponham restrições à alocação de biomassa e à manutenção das plantas (Valladares; Gianoli; Gómez, 2007). Em *Dimorphandra exaltata* Schott, por exemplo, mesmo com a plasticidade demonstrada pela espécie, a produção de biomassa foi prejudicada com a combinação de estressores, como alta intensidade luminosa e déficit hídrico no solo (Costa; Oliveira; Souza, 2025). Assim, embora a plasticidade seja um atributo importante para contornar a combinação de estresses, ela depende da complexidade da pressão dos diversos fatores e dos custos envolvidos nos ajustes fenotípicos (Valladares, Niinemets, 2008; Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala, 2006), além da base genética adequada, da capacidade de perceber e integrar sinais ambientais e da disponibilidade de recursos metabólicos. Portanto, a plasticidade fenotípica é uma característica importante nos estudos que envolvem evolução, fisiologia e morfologia de plantas (Bradshaw, 1965; Mohan; Shibu, 2016; Schlichting, 1986). Por exemplo, *Copaifera langsdorffii* Desf. ocorre tanto no Cerrado quanto na Mata Atlântica e apresenta alta plasticidade, indicando estratégias adaptativas aos locais onde é encontrada (Souza *et al.*, 2018). Em contrapartida, espécies congêneres podem apresentar diferentes respostas aos gradientes de luminosidade. A espécie *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth acelera a produção de ramos e folhas sob sombreamento, maximizando a captação de luz, enquanto *Dalbergia miscolobium* Benth não exibe estas respostas na competição por luz, explicando sua baixa frequência em ambientes florestais (Barros *et al.*, 2012).

Regiões de divisa entre ecossistemas, os ecótonos, abrigam muitas espécies que são comuns aos diferentes ecossistemas, algumas vezes com a presença de híbridos que apresentam alta plasticidade fenotípica (Gallego-Tévar *et al.*, 2018; Kuhn; Györfi; Ruprecht, 2022). Em alguns casos, os híbridos podem se assemelhar a um parental ou outro, devido aos retrocruzamentos, como observado em espécies do gênero *Crataegus* em várias regiões da Romênia (Kuhn; Jancso; Ruprecht, 2021). Em alguns raros casos na natureza, as espécies conseguem contornar as dificuldades impostas pelas barreiras genéticas, levando híbridos interespecíficos a apresentarem capacidade de cruzamento entre si, gerando descendentes férteis. Muniz *et al.* (2020), identificaram a espécie *D. wilsonii* como um híbrido entre *D. exaltata* e *D. mollis*. *Dimorphandra exaltata*, é considerada pela União Internacional para Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) como ameaçada de extinção (Fernandez *et al.*, 2021), sendo encontrada na Mata Atlântica do sul da Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais (GBIF Secretariat, 2022), apresentando baixa variabilidade genética, risco de diminuição da população e da projeção da área

de ocupação futura (Muniz *et al.*, 2019). A espécie *D. mollis* é uma espécie encontrada no Cerrado e sua dispersão é ampla, estando presente em diversos estados do Brasil e em países limítrofes, como Paraguai e Bolívia (GBIF Secretariat, 2022). A espécie *D. wilsonii*, considerada pela IUCN como ameaçada de extinção (Fernandez *et al.*, 2025), é endêmica da região central de Minas Gerais e restrita ao ecótono entre o Cerrado e a Mata Atlântica (Fernandes; Rego, 2014). Por ser uma espécie híbrida entre *D. exaltata* e *D. mollis* (Muniz *et al.*, 2020) e ser encontrada em ecótono, é esperado que plantas de *D. wilsonii* apresentem alta plasticidade fenotípica.

O presente estudo teve como objetivo avaliar as respostas morfofisiológicas em três espécies do gênero *Dimorphandra* ao sombreamento e à plena luz. A nossa hipótese inicial era de que a variação na luminosidade resultasse em alterações nas respostas morfológicas e fenotípicas nas três espécies estudadas. Nossas previsões foram que: 1) *D. exaltata* e *D. wilsonii*, sob sombreamento, apresentariam maior eficiência fotoquímica e aumento na área foliar, compensando a baixa disponibilidade de luz. 2) As espécies *D. mollis* e *D. wilsonii* apresentariam, à plena luz, maior eficiência fotossintética, aproveitando a maior disponibilidade de luz. 3) A espécie *D. mollis* apresentaria maior investimento em raízes, enquanto *D. exaltata* apresentaria maior investimento em parte aérea e 4) A espécie *D. wilsonii* apresentaria maior plasticidade morfofisiológica, em relação a variação na luminosidade, por ser um híbrido.

2.3 Material e métodos

2.3.1 Material vegetal e solo para plantio

As sementes de *D. wilsonii* e *D. exaltata* utilizadas no experimento foram doadas pelo Jardim Botânico de Belo Horizonte e coletadas entre os meses de agosto de 2019 e novembro de 2020. As sementes de *D. mollis* foram adquiridas da empresa Arbocenter e coletadas no ano de 2020. As sementes das três espécies passaram por seleção criteriosa, antes do plantio, a fim de garantir sementes intactas e com a padronização de acordo com os estudos realizados para as espécies (Martins *et al.*, 2014; Matheus *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2020).

Ao todo foram utilizados 180 vasos preenchidos com solo retirado em uma área da UFV/CAF, próxima ao local de estudo, sem histórico recente de atividade agrícola. O solo utilizado apresenta textura franco-argilo-siltosa, de caráter distrófico. A escolha deste solo se deve a sua representatividade da região, na qual as três espécies coexistem. Uma amostra composta do solo utilizado foi coletada e enviada para análise no laboratório de química agropecuária do Instituto Mineiro de Agropecuária – IMA (Tabela 1). Os vasos foram preenchidos com solo, completando-os

novamente durante o experimento, sempre que necessário, a fim de evitar a exposição das raízes.

Tabela 1 – Fertilidade, matéria orgânica e granulometria do solo utilizado para o experimento. pH: potencial hidrogeniônico em H₂O (relação 1: 2,5); H + AL: acidez potencial; Al³⁺: acidez trocável, m: saturação por alumínio, Ca²⁺: cálcio, Mg²⁺: magnésio, P: fósforo, K: potássio, SB: soma de bases (Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, Na⁺), T: capacidade de troca de cátions total, t: capacidade de troca de cátions efetiva, V: saturação por bases, C: carbono, N: nitrogênio.

CARACTERÍSTICAS	VALORES
pH (H ₂ O)	5,6
H + Al (cmol.carga/dm ³)	4,52
Al ³⁺ (cmol.carga/dm ³)	1,18
m (%)	54,15
Ca ²⁺ (cmol.carga/dm ³)	0,75
Mg ²⁺ (cmol.carga/dm ³)	0,16
P (mg/dm ³)	2,9
K ⁺ (mg/dm ³)	35
SB (cmol.carga/dm ³)	1,00
T (cmol.carga/dm ³)	5,52
t (cmol.carga/dm ³)	2,19
V (%)	18,16
Matéria orgânica (dag/kg)	1,58
C (dag/kg)	0,92
N (dag/kg)	0,09
Areia total (%)	14,32
Silte (%)	53,94
Argila (%)	31,74

2.3.2 Germinação

Foram selecionadas 600 sementes no total, 200 de cada espécie, para o plantio. As sementes passaram por um processo de desinfestação por imersão em hipoclorito de sódio a 5 % durante 5 minutos, a fim de reduzir a contaminação por microrganismos (Freitas *et al.*, 2009). Após o processo de desinfestação, as sementes passaram por enxágue em água corrente por aproximadamente 5 minutos, a fim de retirar o hipoclorito de sódio. Após a secagem procedeu-se à escarificação mecânica das sementes no dia 18 de março de 2021. Para a germinação das sementes das três espécies de *Dimorphandra* foi necessária a escarificação mecânica, a fim de quebrar a

dormência, que nestas espécies é física (Freitas *et al.*, 2009; Matheus *et al.*, 2017). Sendo assim, as sementes foram escarificadas com lixa d'água n° 120 do lado oposto ao hilo, a fim de evitar danos ao eixo hipocótilo-radícula.

Após o processo de preparação das sementes, foi realizado o plantio diretamente nos vasos, no dia 19 de março de 2021. Foram utilizadas ao menos três sementes por vaso, para garantir o número mínimo de plantas necessárias. Na primeira semana, foram realizadas três regas diárias, para que fosse garantida uma germinação uniforme. Após este período foi realizada uma rega diária até o fim do experimento. Os dados relativos à emergência foram obtidos 31 dias após o plantio. A germinação foi de 60% para *D. exaltata*, 71,5% para *D. mollis* e de 51,5% para *D. wilsonii*. Após a obtenção dos dados de emergência foram realizados os transplantos necessários para manter, no mínimo, duas plântulas por vaso nesta etapa.

2.3.3 Instalação experimental

Aos 59 dias após o plantio, quando as plantas jovens já se encontravam estabelecidas, os vasos foram transferidos para as câmaras de topo aberto (CTAs). Foi utilizado um sistema de arrefecimento individual para manter a temperatura interna das CTAs mais próxima à externa. A temperatura interna foi de $32,20 \pm 4,88$ °C e externa de $27,34 \pm 3,95$ °C. Aos 87 dias após o plantio, foi realizado o desbaste das plantas excedentes. Cada vaso permaneceu com apenas uma planta por todo o período do experimento. Aos 94 dias após o plantio foi instalada uma tela para sombreamento de 70% em metade das CTAs.

No total para as 12 CTAs foram utilizadas 180 plantas, em seis CTAs sombreadas e seis CTAs à plena luz, com 90 plantas em cada regime de luz. Cada CTA continha 15 plantas, com 5 indivíduos de cada uma das três espécies de *Dimorphandra*. A partir deste ponto no texto, os indivíduos dentro das CTAs sombreadas serão nomeados sob sombreamento e os indivíduos nas CTAs à plena luz serão nomeados à plena luz. Para medir a radiação fotossinteticamente ativa incidente na área foi utilizado o fluorômetro portátil PAR-FluorPen FP110® (PSI – Photon Systems Instruments, 2021). O equipamento foi posicionado paralelamente ao solo, à aproximadamente 1 metro de altura, para a realização de seis medidas ao longo da área experimental, para a radiação externa. Para a radiação na parte interna das câmaras sombreadas e das câmaras à plena luz, as medições foram realizadas dentro de cada uma das câmaras, considerando-se a média das medidas. A radiação fotossinteticamente ativa na área externa foi de $1782 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ($\pm 25,76$), das câmaras à plena luz foi de $1228 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ($\pm 57,43$) e sob sombreamento foi de $627 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ($\pm 51,32$).

2.3.4 Medidas morfométricas ao longo do tempo

As medidas tiveram início aos 94 dias após o plantio. No total, 180 plantas foram acompanhadas até 285 dias após o plantio, mensalmente, para avaliar os efeitos das distintas condições de luminosidade (pleno sol vs sombreamento). Foram avaliados 90 indivíduos em cada condição de luminosidade, com um n de 30 indivíduos de cada espécie em cada tratamento. As medidas realizadas mensalmente foram: comprimento do caule (CC), diâmetro do caule (DC) e número de folhas (NF). A AC foi considerada como a distância, em milímetros, do colo da planta até o ápice caulinar; as medidas foram feitas com uma régua milimetrada de 30 cm. O DC foi medido na base do caule, com um paquímetro milimetrado e expresso em milímetros. O NF representa o número total de folhas, isto é, folhas compostas e recompostas. As medidas mensais foram realizadas entre 21 de junho e 29 de dezembro de 2021.

Para as medidas de expansão foliar foram calculados o intervalo de expansão foliar (IEF) e a velocidade de expansão foliar (VEF), tendo como base a área foliar estimada (AF). Foram marcadas e acompanhadas três folhas, semanalmente, até a expansão total. A AF, para estas medidas, foi considerada como o produto entre a largura e comprimento das folhas, medidas com uma régua milimetrada de 30 cm ($AF = \text{comprimento} \times \text{largura}$). O valor para a AF foi aquele considerado após as folhas se manterem com os valores fixos, de comprimento e largura, sendo expresso em cm^2 . Foi considerado para o IEF, em dias (D_N), o valor obtido desde o dia de aparecimento da folha (D_I) até o dia em que a expansão foliar se estabilizou ($IEF = D_N - D_I$). Com isso foi possível calcular a VEF, considerando a razão entre a AF e o IEF ($VEF = AF/IEF$) sendo expresso em $\text{cm}^2.\text{dia}^{-1}$. Todas as medidas foram realizadas entre setembro e dezembro de 2021.

2.3.5 Fluorescência da clorofila *a* e índice de clorofila

Para a análise da fluorescência da clorofila *a* e dos índices de clorofila *a*, *b* e total foram utilizados 36 indivíduos, 18 em cada condição de luminosidade, sendo um n de 6 indivíduos de cada espécie em cada tratamento. O fluorômetro de luz modulada – Mini-PAM (Heinz Walz, Effeltrich, Alemanha) foi utilizado para a aquisição dos dados de fluorescência da clorofila *a*. Foi selecionada uma folha por indivíduo, expandida e sem sinais de senescência ou qualquer dano, por padronização, a terceira ou quarta a partir do ápice. As folhas selecionadas foram aclimatadas ao escuro por meio de cliques de metal. Após 40 minutos, com as folhas aclimatadas ao escuro, procedeu-se à medição da fluorescência inicial através de luz de baixa intensidade (F_0). Na sequência foi obtida a fluorescência máxima através de pulso saturante de luz (F_M). A diferença

entre F_0 e F_M foi utilizada para calcular a fluorescência variável (F_v), permitindo o cálculo do valor referente à eficiência fotoquímica potencial do FSII (F_v/F_M), segundo Genty; Briantais; Baker (1989). Após estes procedimentos foi obtida a fluorescência no estado estável (F_s), seguida por outro pulso saturante para a obtenção da fluorescência máxima com a folha aclimatada à luz (F_M'). Com esses dados foi obtida a eficiência fotoquímica efetiva do FSII (Φ FSII), segundo Genty; Briantais; Baker (1989): Φ FSII = $(F_M' - F_s) / F_M'$. A dissipação não fotoquímica da energia radiante (NPQ) foi obtida de acordo com Bilger e Bjorkman (1990): NPQ = $(F_M - F_M') / F_M'$. A taxa de transporte de elétrons (ETR) foi obtida através da fórmula: ETR = $0,5 \times I_a \times \Phi$ FSII $\times$ PAR; na qual 0,5 é a proporção assumida de *quanta* absorvida pelo centro de reações do FSII (Melis; Spangfort; Andersson, 1987), I_a é a absorbância foliar, assumida como 0,84 e PAR é a radiação fotossinteticamente ativa. Todos os procedimentos foram realizados entre 7 e 11 h da manhã, por dois dias consecutivos, aos 284 e 285 dias após o plantio.

Os índices de clorofila foram medidos por meio de um clorofilômetro portátil, modelo clorofiLOG CFL1030® (Falker, 2018). Primeiramente procedeu-se à calibração do equipamento, seguido das medições dos índices de pigmentos cloroplastídicos. Para as medidas dos índices de clorofila *a*, *b* e total, em cada indivíduo foram selecionadas três folhas, completamente expandidas e sem sinais de senescência ou qualquer dano, na região do terço mediano de cada planta (mesmas folhas utilizadas para as medidas de fluorescência da clorofila *a*). Todas as medidas foram realizadas entre 7 e 11 h da manhã, aos 284 e 285 dias após o plantio.

2.3.6 Morfometria, produção de biomassa e razões biométricas ao final do experimento

Ao término das medidas fisiológicas seguiram-se as medidas morfométricas, de produção de biomassa e das razões biométricas, aos 285 dias após o plantio. Primeiramente foram destacadas todas as folhas dos 6 indivíduos de cada espécie por tratamento e levadas ao laboratório para a contagem do número de folhas compostas (FC), recompostas (FR) e totais (NF), por indivíduo. Após a contagem, as folhas foram colocadas dentro de um escâner de mesa e foram digitalizadas em preto e branco e em formato .TIFF. Com a digitalização das imagens das folhas foi possível utilizar o software ImagePro PLUS (versão 4.5, Media Cybernetics, Silver Spring, EUA), para o cálculo da área foliar total (AFT). Com a área foliar total e o número de folhas total foi possível obter a área foliar média (AFM) por indivíduo. Após a determinação da área foliar, as folhas foram colocadas em sacos de papel e levadas para a estufa, com temperatura de 65 °C durante 48 horas (Santos-Moura *et al.*, 2018). Após a secagem, as folhas foram pesadas em balança analítica determinando a matéria seca das folhas (MSF).

Na sequência, os 6 indivíduos de cada espécie, por tratamento, acompanhados semanalmente foram retirados dos vasos, junto com o torrão, contendo solo e raízes. Os torrões foram lavados através da aplicação de água com baixa intensidade para a retirada dos caules e raízes, com o auxílio de uma peneira circular e malha nº20. Com a segmentação e a exposição de caule e raízes foi possível determinar o comprimento da raiz (CR) e o comprimento do caule (CC), com o auxílio de uma régua flexível milimetrada de 30 cm. O material foi colocado em sacos de papel e seco em estufa com temperatura de 65 °C durante 48 horas (Santos-Moura *et al.*, 2018). Foram determinadas, através de balança analítica, a matéria seca do caule (MSC) e a matéria seca das raízes (MSR); o que possibilitou a quantificação da matéria seca total (MST = MSR + MSC + MSF). Após a obtenção dos dados morfológicos foram obtidas as razões biométricas: razão raiz/parte aérea - RRPA (g.g^{-1}) = MSR / (MSC + MSF); razão de área foliar - RAF ($\text{cm}^2.\text{g}^{-1}$) = AFT/MST e área foliar específica - AFE ($\text{cm}^2.\text{g}^{-1}$) = AFT/MSF.

2.3.7 Plasticidade fenotípica

Para a análise da plasticidade fenotípica entre as diferentes espécies de *Dimorphandra*, nas distintas condições de luminosidade, foi utilizada a metodologia proposta por Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala (2006). As variáveis morfológicas (CC, DC, CR, NF, FR, AFT, AFM, MSR, MSC, MSF, MST, PR, PC, PF, RRPA, RAF, AFE e RAD) e fisiológicas (F_0 , F_v/F_m , ΦF_{SII} , NPQ, ETR, CLA, CLB, CLAB, CLT) foram agrupadas e as espécies foram comparadas entre si. Para cada espécie e grupo de variáveis (morfológicas ou fisiológicas) os dados foram considerados como uma matriz X_{ij} , onde i representa os níveis de cada fator ambiental e j representa o número de cada indivíduo dentro de cada nível. Podemos considerar x_{ij} como o valor de cada variável resposta para determinado indivíduo em uma dada condição de luminosidade. Este valor é levado em conta para comparar indivíduos da mesma espécie entre condições de luminosidade distintas. Assim a plasticidade fenotípica pode ser entendida como uma variável aleatória, com cada medida sendo a distância absoluta entre dois indivíduos aleatórios, da mesma espécie e em diferentes condições de luminosidade. Dessa forma, pode-se estender a comparação para todo o conjunto amostral, comparando aos pares todos os indivíduos em todos os tratamentos. Detalhando melhor, a distância entre os valores das variáveis resposta $d_{ij \rightarrow i'j'}$ para todos os pares de indivíduos, onde $i \neq i'$, é o valor absoluto da diferença $x_{i'j'} - x_{ij}$, obtendo-se a distância relativa dividindo esta diferença pela soma $x_{i'j'} + x_{ij}$. Assim, as distâncias relativas $rd_{ij \rightarrow i'j'}$, podem ser definidas como $d_{ij \rightarrow i'j'} / (x_{i'j'} + x_{ij})$ para todos os pares de indivíduos de uma determinada espécie crescendo em distintos ambientes. Sendo assim, o índice de plasticidade de distância relativa (RDPI), que vai de 0 (sem plasticidade) a 1 (máxima

plasticidade), pode ser obtido através da fórmula:

$$RDPI = \sum (d_{ij} \rightarrow i'j' / (x_{i'j'} + x_{ij})) / n$$

onde n é o número total de distâncias.

2.3.8 Análise estatística

A montagem do experimento seguiu um modelo inteiramente casualizado com dois fatores: luminosidade com dois níveis (sombreamento vs plena luz) e espécie com três níveis (*D. exaltata*, *D. mollis* e *D. wilsonii*). Os dados referentes às medidas mensais foram tratados através de linguagem de programação R, com a análise de variância de modelos mistos (ANOVA-MISTA), com a luminosidade e espécie como variáveis entre sujeitos e o tempo como variável intra sujeito. Foi realizada uma checagem de pressupostos da ANOVA. Primeiramente, foi realizada a verificação de normalidade por grupo pelo teste de Shapiro-Wilk e da homogeneidade de variâncias através do teste de Levene. Foi construído o modelo de ANOVA com medidas repetidas no tempo e procedeu-se à análise, comparando os grupos com uso de teste de esfericidade e teste de *post-hoc* Tukey HSD.

O conjunto de dados referentes às medidas morfológicas, fisiológicas e razões biométricas foram tratados separadamente das medidas mensais, por ser resultado de uma única coleta. A linguagem de programação R foi utilizada para realizar uma análise de variância de duas vias (ANOVA - duas vias). Foram verificados os pressupostos de normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk e homogeneidade de variâncias através do teste de Levene, utilizando os dados brutos e os resíduos. Para verificação das diferenças foi utilizado o teste de *post-hoc* Tukey HSD. Os gráficos foram construídos de acordo com os resultados das análises estatísticas, sendo que os gráficos que apresentam fatores individualizados, ou espécie ou luminosidade, indicam a falta de interação entre os fatores. Nos casos em que foi detectada a interação, os gráficos apresentam ambos os fatores. Para a análise do RDPI, cada espécie foi comparada às outras dentro de cada conjunto de variáveis morfológicas e fisiológicas. Para tanto, foi realizada uma ANOVA de uma via e o teste de *post-hoc* de Tukey.

2.4 Resultados

2.4.1 Morfometria vegetativa e produção de biomassa

As espécies *D. exaltata* e *D. wilsonii* apresentaram maior desenvolvimento do caule, em comprimento e diâmetro, que *D. mollis* ao longo do tempo ($p < 0,05$; efeito simples de espécies; Figuras 1.1 e 1.3). Porém, *D. wilsonii* apresentou valores intermediários, diferenciando-se de *D. exaltata* e *D. mollis* até o terceiro mês em relação ao comprimento e após o terceiro mês em relação ao diâmetro ($p < 0,05$; efeito simples de espécies; Figuras 1.1 e 1.3).

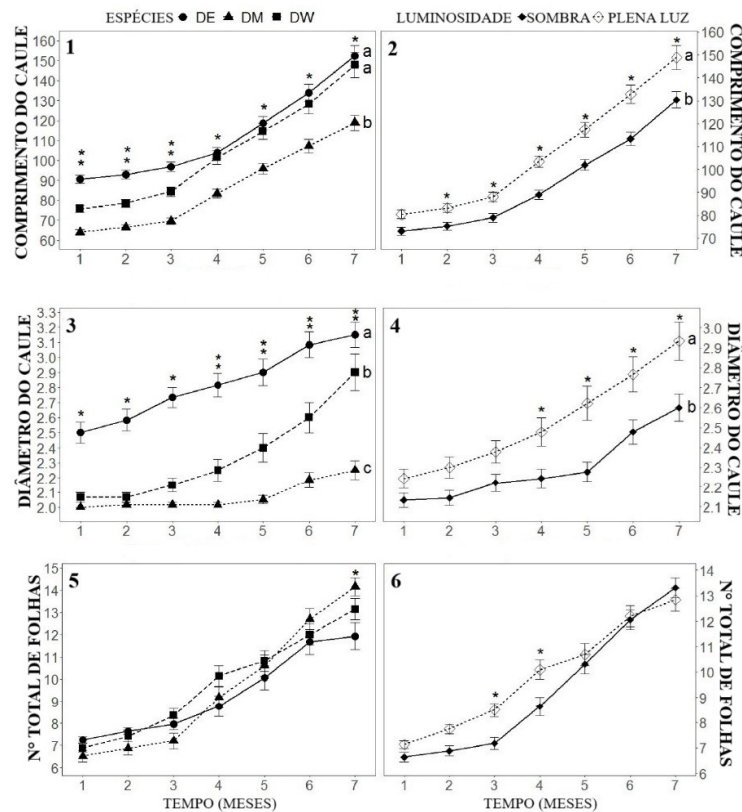


Figura 1: medidas morfométricas mensais de três espécies de *Dimorphandra* em duas intensidades de luz diferentes, realizadas entre junho e dezembro de 2021. Número dos gráficos = 1 – 2: Comprimento do caule (mm); 3 – 4: Diâmetro do caule (mm); 5 – 6: número total de folhas (un.); ● DE: *Dimorphandra exaltata*; ▲ DM: *Dimorphandra mollis*; ■ DW: *Dimorphandra wilsonii*; ◇ Plena luz; ◆ Sombra. Os símbolos representam a época das medidas e médias $\pm$ erro padrão. Letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos ao longo do tempo, espécie ou luminosidade. Números identificam os gráficos. Asteriscos = *diferença entre duas espécies dentro do mês; ** diferença entre as três espécies dentro do mês.

Os indivíduos das três espécies à plena luz apresentaram, maior crescimento em comprimento após o primeiro mês e diâmetro do caule após o terceiro mês, quando comparados aos indivíduos sob sombreamento ($p < 0,05$; efeito simples de luminosidade; Figuras 1.2 e 1.4). Apenas no último mês *D. mollis* apresentou maior número de folhas que as outras espécies ($p < 0,05$; efeito simples de espécies; Figura 1.5). Nos meses 3 e 4 plantas sob sol pleno apresentaram maior número de folhas do que plantas sombreadas ($p < 0,05$; efeito simples de luminosidade; Figura 1.6).

As três espécies de *Dimorphandra* não apresentaram diferenças em relação a área foliar e

taxa de expansão foliar ($p > 0,05$; Figuras 2.1 e 2.5). Porém, as plantas de *Dimorphandra*, sob sombreamento, apresentaram maior área foliar e taxa de expansão foliar que os indivíduos à plena luz ($p < 0,05$; efeito simples da luminosidade; Figuras 2.2 e 2.6). Os indivíduos de *D. exaltata* apresentaram menor intervalo de expansão foliar que *D. mollis* ($p < 0,05$; efeito simples de espécies; Figura 2.3), sendo que as plantas de *D. wilsonii* apresentaram intervalo de expansão foliar intermediário. Porém, as plantas de *Dimorphandra* não apresentaram diferenças significativas de intervalo de expansão foliar entre os regimes de luminosidade ($p > 0,05$; Figura 2.4).

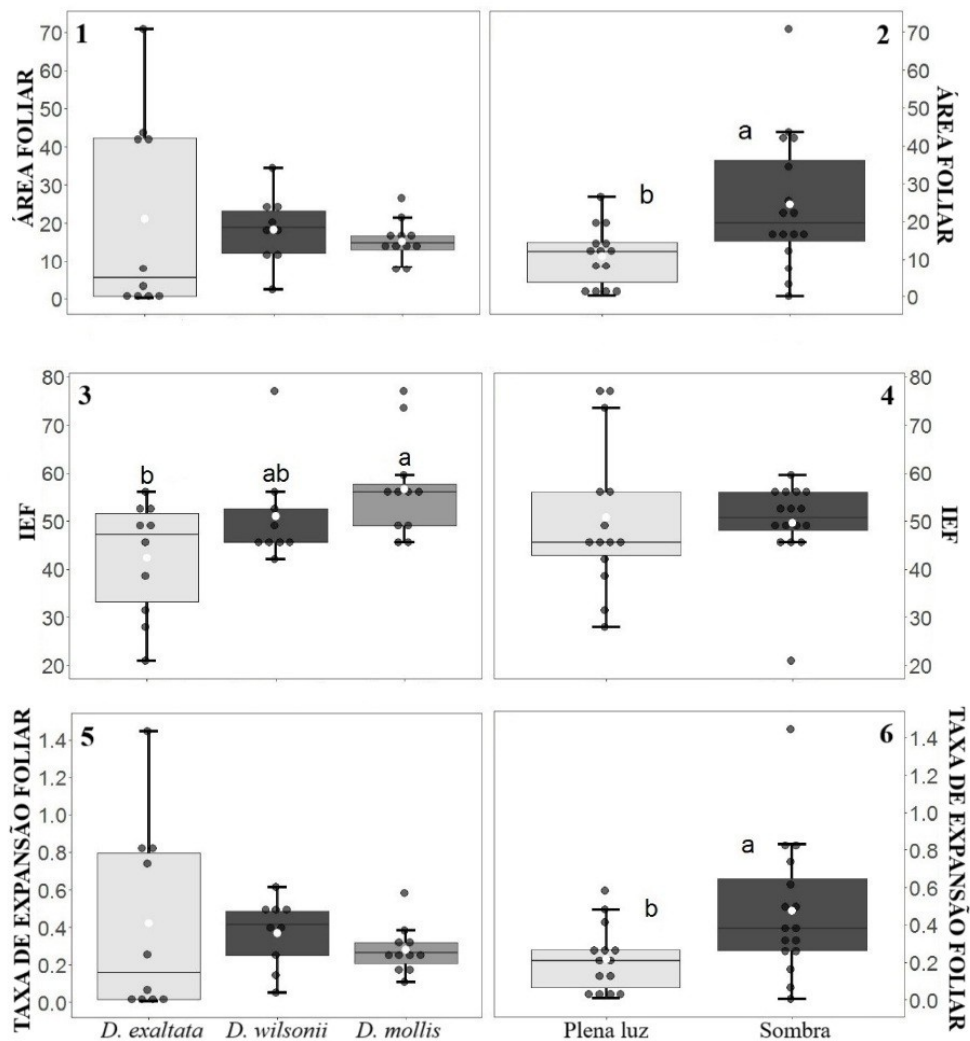


Figura 2: Desenvolvimento foliar entre indivíduos de três espécies de *Dimorphandra* e duas intensidades de luz diferentes. Números dos gráficos = 1 – 2: área foliar (cm²); 3 – 4: IEF – intervalo de expansão foliar (dias); 5 – 6: taxa de expansão foliar (cm² dia⁻¹); Plena luz: plantas em plena luz; Sombra: plantas sob sombreamento; ○: média; ●: medidas individuais. As barras de erro representam o erro padrão. Gráficos 1, 3 e 5: letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre as espécies. Gráficos 2, 4 e 6: letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre as luminosidades.

Ao fim do experimento *D. exaltata* apresentou maior comprimento e diâmetro do caule que

D. mollis ($p < 0,05$; efeito simples de espécies; Figuras 3.1 e 3.3), com *D. wilsonii* apresentando valores intermediários. A espécie *D. mollis* apresentou maior comprimento de raiz que as outras duas espécies ($p < 0,01$; efeito simples de espécies; Figura 3.4). A espécie *D. wilsonii* apresentou maior número de folhas recompostas que *D. mollis* ($p < 0,05$; efeito simples de espécies; Figura 3.2) e *D. exaltata* apresentou valores intermediários. As espécies *D. exaltata* e *D. wilsonii* apresentaram maior massa seca do caule, que *D. mollis* ($p < 0,01$; efeito simples de espécies; Figura 3.5). As três espécies de *Dimorphandra* apresentaram maior massa seca das raízes à plena luz ($p < 0,05$; efeito simples de luminosidade; Figura 3.6). As plantas das três espécies estudadas não apresentaram diferenças significativas (fator espécies ou luminosidade), com relação ao número de folhas compostas e totais, da área foliar média e total, além da matéria seca das folhas ($p > 0,05$).

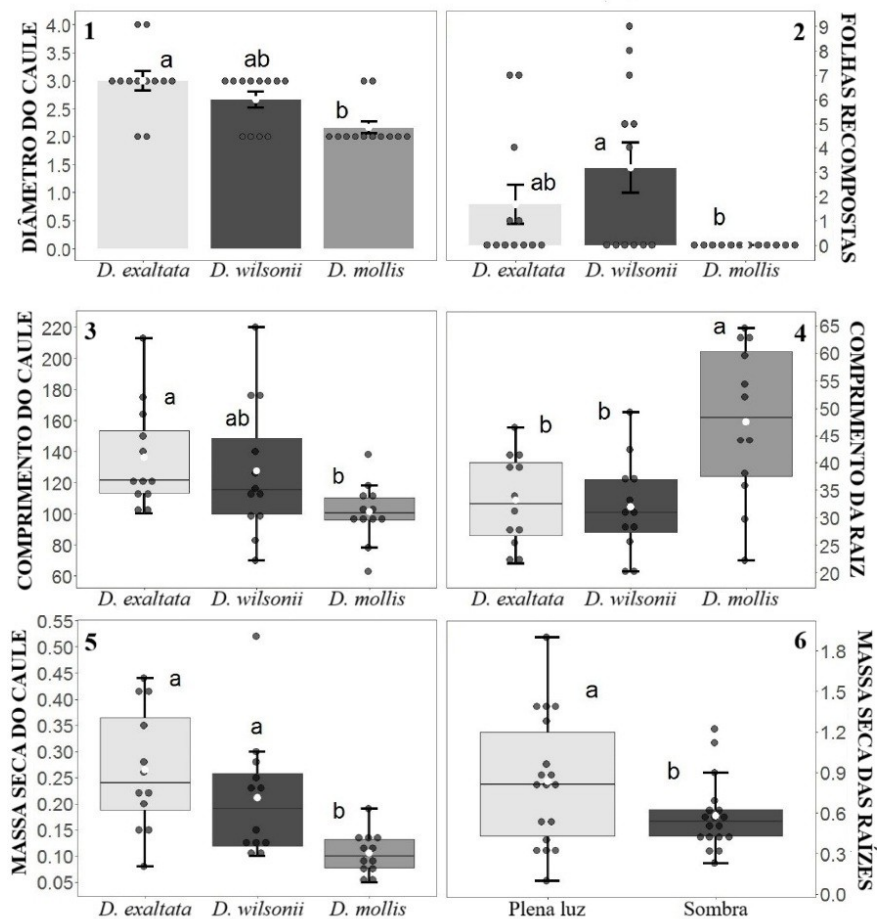


Figura 3: Produção de massa seca e morfometria ao final do experimento em plantas de três espécies de *Dimorphandra* em duas intensidades de luz diferentes. Números dos gráficos = 1: diâmetro do caule (mm); 2: número de folhas recompostas; 3: comprimento do caule (mm); 4: comprimento da raiz (cm); 5: massa seca do caule (g); massa seca da raiz (g). Plena luz: plantas à plena luz; Sombra: plantas sob sombreamento; As barras de erro representam o erro padrão. ○: média; ●: medições individuais. Gráficos de 1 a 5: letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre as espécies. Gráfico 6: letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre as luminosidades.

D. mollis apresentou maior razão entre raiz e parte aérea, seguida por *D. wilsonii* e *D. exaltata* ($p < 0,001$; efeito simples de espécies; Figura 4.1). Apenas *D. exaltata* apresentou maior área foliar específica à plena luz ($p < 0,05$; efeito da interação entre luminosidade e espécie; Figura 4.2). A espécie *D. exaltata* apresentou maior área foliar específica que *D. wilsonii* e *D. mollis*, tanto sob sombreamento quanto à plena luz ($p < 0,05$; efeito da interação entre luminosidade e espécie; Figura 4.2). As espécies não apresentaram diferenças significativas, entre espécies ou regimes de luminosidade, com relação à razão entre comprimento e diâmetro do caule, além da razão de área foliar ($p > 0,05$).

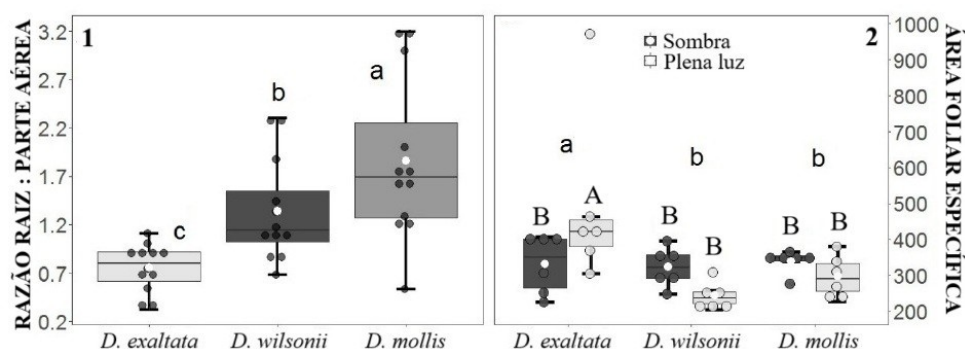


Figura 4: Razões biométricas em plantas de três espécies de *Dimorphandra*, em duas intensidades de luz diferentes. Números dos gráficos = 1: razão entre raiz e parte aérea (g.g^{-1}); 2: área foliar específica ($\text{cm}^2.\text{g}^{-1}$). Plena luz: plantas à plena luz; Sombra: plantas sob sombreamento. As barras de erro representam o erro padrão. $\circ$: média; $\bullet$: medidas individuais. Letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre as espécies. Letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa entre as luminosidade dentro de cada espécie.

2.4.2 Fluorescência da clorofila a e índice de clorofila

As plantas de *D. mollis* e *D. wilsonii*, apresentaram maior eficiência fotoquímica potencial e efetiva do FSII que *D. exaltata* ($p < 0,01$; efeito simples de espécies; Figuras 5.1 e 5.2). Por outro lado, os indivíduos de *D. exaltata* apresentaram maior dissipação não fotoquímica da energia radiante que *D. wilsonii* e *D. mollis* ($p < 0,01$; efeito simples de espécies; Figura 5.3). Quando analisados em conjunto, os indivíduos das três espécies apresentaram maior dissipação não fotoquímica da energia radiante ($p < 0,01$; efeito simples de luminosidade; Figura 5.4) e maior fluorescência inicial ($p < 0,01$; efeito simples de espécies; Figura 5.5) em indivíduos sob sombreamento.

As plantas sob sombreamento de *D. wilsonii* e *D. mollis* apresentaram menor taxa de transporte de elétrons que as plantas à plena luz ($p < 0,05$; efeito da interação entre luminosidade e espécie; Figura 5.6). A espécie *D. mollis* apresentou maior taxa de transporte de elétrons que *D. wilsonii* e esta maior do que *D. exaltata* ($p < 0,05$; efeito da interação entre luminosidade e espécie;

Figura 5.6). As espécies não apresentaram diferenças significativas, entre espécies ou entre regimes de luminosidade, com relação aos teores de clorofila *a*, *b*, total, e razão entre clorofila *a* e *b* ($p > 0,05$).

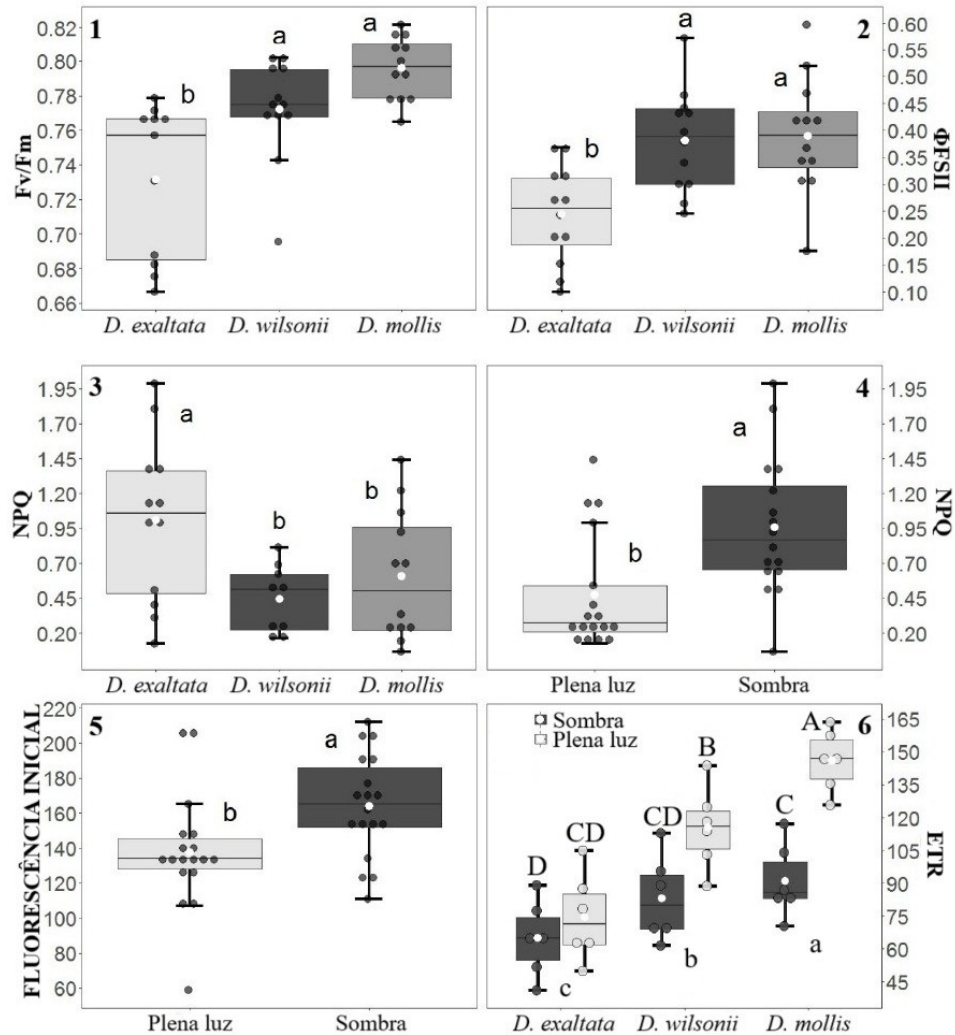


Figura 5: Fluorescência da clorofila *a* em plantas de três espécies de *Dimorphandra* em duas intensidades de luz diferentes. Número dos gráficos: 1 - Fv/Fm: eficiência fotoquímica potencial do FSII; 2 - ΦFSII: eficiência fotoquímica efetiva do FSII; 3 - NPQ: dissipação não fotoquímica da energia radiante entre espécies; 4 - NPQ: dissipação não fotoquímica da energia radiante entre luminosidades; 5: F₀ - fluorescência inicial (a.u.); 6: ETR - taxa de transporte de elétrons (μmol elétrons.m⁻².s⁻¹). Plena luz: plantas à plena luz; Sombra: plantas sob sombreamento; As barras de erro representam o erro padrão. ○: média; ●: medidas individuais. Gráficos 1, 2, 3 e 6: letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre as espécies. Gráficos 4 e 5: letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre as luminosidades. Gráfico 6: letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa entre as luminosidades dentro de cada espécie.

2.4.3 Plasticidade fenotípica

As espécies do gênero *Dimorphandra* analisadas não apresentaram diferenças significativas entre si ($p > 0,05$; Tabela 2), com relação à plasticidade fenotípica, nas variáveis morfológicas ou fisiológicas entre as diferentes luminosidades. Além disso apresentaram baixa plasticidade nesta fase inicial de desenvolvimento.

Tabela 2 – Índice de plasticidade da distância relativa (RDPI) entre três espécies de *Dimorphandra*, dentro de cada grupo de variáveis, em diferentes luminosidades.

VARIÁVEIS	<i>D. exaltata</i>	<i>D. mollis</i>	<i>D. wilsonii</i>
MORFOLÓGICAS	0,2605 ± 0,1296	0,1823 ± 0,0754	0,2193 ± 0,1041
FISIOLÓGICAS	0,2468 ± 0,0951	0,3014 ± 0,1885	0,2554 ± 0,1543

2.5 Discussão

2.5.1 Ajustamentos morfológicos nas espécies de *Dimorphandra* em relação à variação luminosa

A área foliar específica é uma característica sensível às modificações e ajustes das plantas às diferentes condições de luminosidade, que geralmente antecedem outros ajustes morfológicos como no caule e nas raízes (Fritz; Rosa; Sicard, 2018; Poorter *et al.*, 2018). A modificação da estrutura foliar se relaciona ao maior ganho de carbono por unidade foliar e a plasticidade destes componentes durante o desenvolvimento ontogenético é essencial para a maximização do ganho de carbono (Deloso; Marler, 2020; Poorter *et al.*, 2009). Em *D. exaltata* a maior área foliar específica observada em comparação às outras duas espécies se deve, possivelmente, às estruturas foliares menos complexas que maximizam a entrada da energia luminosa em espécies florestais (Santos; Carneiro, 2024). Isto ocorre devido à alteração nas células paliçádicas em quantidade e tamanho, levando à alteração na densidade foliar (Deloso; Marler, 2020; Dias *et al.*, 2018; Santos; Carneiro, 2024). Além de modificações na epiderme, cutícula e tricomas, levando ao consequente melhor balanço entre ganho energético e proteção do aparato fotossintético (Dias *et al.*, 2018; Hanson; 1917; Karabourniotis *et al.*, 2020).

Porém, uma maior área foliar específica, como observado nas plantas de *D. exaltata*, é regularmente ligada a estrutura foliar e características fisiológicas que podem facilitar o dano ao aparato fotossintético (Shi *et al.*, 2022) como hipoderme, epiderme e mesófilos de menor espessura, maior alongamento das células e menor número de células de parênquima paliçádico. Este comportamento a longo prazo, combinado com a presença dessa espécie em áreas com maiores intensidades de luz, devido ao avançado processo de degradação e desmatamento, pode prejudicar a

espécie e elevar o risco de extinção da espécie, visto que as modificações ambientais podem determinar a composição de futuras comunidades vegetais (Wang *et al.*, 2016; Williams *et al.*, 2020). As espécies *D. wilsonii* e *D. mollis*, em relação a área foliar específica, não apresentaram nesta fase inicial diferenças significativas entre as plantas aclimatadas à plena luz e sob sombreamento, com ambas se assemelhando às plantas de *D. exaltata* sob sombreamento. A plasticidade na área foliar específica e na taxa de transporte de elétrons, no estágio inicial de desenvolvimento das plantas, se relaciona ao crescimento, influenciando o *trade-off* entre ganho de carbono e sobrevivência (Guimarães; Santos; Ferreira, 2022).

Por outro lado, a maior disponibilidade de luz estimulou o investimento em diâmetro e comprimento do caule nas plantas das três espécies estudadas, que apresentaram maiores valores nas plantas aclimatadas à plena luz. Neste caso a maior disponibilidade de energia e seu melhor aproveitamento resultou em ganhos para o desenvolvimento do caule tanto em comprimento quanto em diâmetro para plantas aclimatadas à plena luz (Poorter *et al.*, 2019).

Indivíduos aclimatados à plena luz também apresentaram maior alocação de matéria seca nas raízes. Plantas com raízes mais robustas têm melhores condições de suportar o incremento em parte aérea, principalmente com relação à aquisição de água e nutrientes, o que pode explicar os ganhos em parte aérea. Bebre, Marques e Annighöfer (2022), observaram que plantas se desenvolvendo em ambientes sombreados apresentam menor biomassa alocada para as raízes do que plantas que se desenvolvem à plena luz, que são mais exigidas em demanda evaporativa, devido ao constante suprimento de água proveniente das raízes e, portanto, direcionam maior incremento de matéria seca para as raízes. Estes ajustes são essenciais para o espectro econômico das plantas (Bloom, 1986; Reich, 2014). Nota-se que o investimento em matéria seca das raízes, das três espécies em conjunto, se relacionou positivamente ao diâmetro e comprimento do caule com relação à variação na intensidade luminosa.

O comportamento intermediário apresentado por *D. wilsonii* quando comparado *D. exaltata* e *D. mollis*, em relação ao comprimento e ao diâmetro do caule, bem como no intervalo de expansão foliar, é comumente apresentado por espécies generalistas e alguns híbridos (Albuquerque-Lima *et al.*, 2024; Flake *et al.*, 2021). O maior investimento em raízes, tanto em comprimento quanto na razão entre matéria seca de raiz e do caule, apresentado por *D. mollis*, era esperado, já que as espécies adaptadas ao Cerrado, com solo mais pobre e com períodos secos bem definidos, tendem a investir mais em raízes que espécies de mata, devido aos recursos abaixo do solo serem mais limitantes para esta espécie que os recursos acima do solo (Reich, 2014).

Por outro lado, o maior investimento em matéria seca do caule observado em *D. exaltata* e *D. wilsonii*, evidencia maior investimento na aquisição de recursos acima do solo para estas

espécies quando comparadas a *D. mollis*. Outro aspecto interessante foi a ausência de folhas recompostas em *D. mollis*, o que não ocorreu em *D. exaltata* e *D. wilsonii*. A maior área das folhas recompostas pode beneficiar na aquisição de luz por um lado, mas são estruturas que apresentam maior custo energético que folhas compostas. Segundo Lys *et al.* (2023), o investimento em estruturas com menor custo energético se justifica apesar do menor ganho com estruturas que captam menos luz. Isto pode explicar a falta de folhas recompostas em *D. mollis*, na fase inicial de crescimento.

2.5.2 Ajustamentos fisiológicos nas espécies de *Dimorphandra* em relação à variação luminosa

A taxa de transporte de elétrons foi variável entre os regimes de luz em *D. wilsonii* e *D. mollis*, esta última apresentando maiores valores para taxa de transporte de elétrons, comportamento esperado para espécies adaptadas a locais com alta incidência luminosa (Barros *et al.*, 2012; Dias *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2021). A espécie *D. exaltata* apresentou os menores valores para taxa de transporte de elétrons, tanto nas plantas aclimatadas à plena luz, quanto sob sombreamento, indicando uma menor eficiência no processamento da energia luminosa em ambos os casos (Coopman *et al.*, 2008; Mathur; Jain; Jajoo, 2018).

As reações de oxidação e redução que ocorrem nas etapas de transporte de elétrons durante o processamento da luz são praticamente instantâneas e as condições fisiológicas das plantas interferem diretamente na eficiência de todo o processo fotossintético (Benkov; Yatsenko; Tikhonov, 2019). Alterações, como na disponibilidade de água, idade, entre outros fatores, podem afetar a cadeia de transporte de elétrons (Oxborough; Baker, 1997; Mishanin *et al.*, 2017; Samoilova *et al.*, 2011). A espécie *D. wilsonii* apresentou valores intermediários de taxa de transporte de elétrons entre as outras duas espécies. Plantas de *D. wilsonii* quando aclimatadas à luz apresentam taxa de transporte de elétrons mais próxima de *D. mollis* e superior às plantas aclimatadas à sombra, que apresentaram comportamento mais próximo à *D. exaltata*.

A capacidade de ajustamento na transferência de elétrons sob as diferentes intensidades luminosas se relaciona com a manutenção da estequiometria entre os fotossistemas II e I (Melis; Spangfort; Andersson, 1987) e indica a capacidade de ajustamento do aparato fotossintético, evitando assim possíveis condições estressantes ou danosas para a planta (Wang *et al.*, 2020, Zhang *et al.*, 2021). Sendo assim, os ajustes fisiológicos demonstrados por *D. wilsonii* permitem que a espécie processe a luz de maneira equilibrada e eficiente, ocupando áreas com diferentes disponibilidades luminosas. Na espécie *D. mollis* é possível observar os valores mais altos para taxa de transporte de elétrons, indicando maior eficiência fotoquímica efetiva do FSII e maior potencial

fotossintético sob altas intensidades luminosas, comportamento esperado para espécies que são amplamente distribuídas pelo Cerrado (Barros *et al.*, 2012; Souza *et al.*, 2018). Já a espécie *D. exaltata* não apresentou esta capacidade de se ajustar ao aumento da intensidade luminosa, através da variação na taxa de transporte de elétrons, indicando possíveis barreiras com relação à eficiência fotossintética para esta espécie em ambientes com alta intensidade luminosa, como em áreas fragmentadas pelo desmatamento.

A variação no regime de luz exerceu influência sobre algumas variáveis fisiológicas relativas à fluorescência da clorofila *a*. Isto ficou demonstrado pelos maiores valores de fluorescência inicial e dissipação não fotoquímica da energia radiante apresentada pelas plantas aclimatadas à sombra. A fluorescência inicial indica o potencial de recepção pelo fotossistema quando está com todos os centros de reações abertos e indica a dissipação inicial a fim de evitar danos oxidativos ao fotossistema (Benkov; Yatsenko; Tikhonov, 2019). As espécies em conjunto apresentaram plantas com maior receptividade aos elétrons quando aclimatadas à plena luz, além de menores valores de fluorescência inicial, indicando maior processamento da luz que atinge as folhas quando os centros de reação estão completamente relaxados (Vredenberg, 2008).

A dissipação não fotoquímica da energia radiante foi maior em indivíduos sob sombreamento, apresentando o mesmo padrão que a fluorescência inicial, indicando ajustes no processamento da energia luminosa para evitar danos ao fotossistema (Leakey; Press; Scholes, 2003). A maior dissipação não fotoquímica da energia radiante apresentada pelos indivíduos aclimatados ao sombreamento possivelmente se relaciona à radiação superior ao ponto de saturação das mesmas (Lazzarin *et al.*, 2024), além de ser influenciada por outros mecanismos metabólicos (Kanazawa *et al.*, 2021). Em situações nas quais as plantas são expostas a radiações superiores ao ponto de saturação, a dissipação da energia excedente em forma de calor atua como um mecanismo de proteção ao fotossistema (Howard; Bae; Königer, 2019; Shi *et al.*, 2022).

2.5.3 Estratégias contrastantes e plasticidade fenotípica nas espécies de Dimorphandra em relação à variação luminosa

A ausência de diferenças significativas na plasticidade fenotípica entre espécies em *D. exaltata*, *D. mollis* e *D. wilsonii*, além das características dos traços morfofisiológicos, nos meses iniciais de vida, indica uma estratégia conservadora do gênero, relacionada principalmente à fase de vida e à história evolutiva (Niinemets, 2010; Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala, 2006). Esta baixa plasticidade (valores abaixo de 0,4) frente a variação da luminosidade, durante a fase inicial de desenvolvimento, é fator determinante para a regeneração em ambientes tropicais (Chazdon;

Pearcy, 1991) e sugere uma restrita capacidade de ajustamento a ambientes contrastantes (Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala, 2006). Para *D. exaltata*, espécie típica da Mata Atlântica, isto pode limitar seu desenvolvimento em clareiras e áreas degradadas. Enquanto isso, *D. mollis*, adaptada ao Cerrado e a ambientes com distúrbios e alta intensidade luminosa, poderia se beneficiar. Já *D. wilsonii*, presente nos ecótonos entre o Cerrado e Mata Atlântica, estaria especialmente vulnerável, devido à necessidade de ajustamentos em ambientes de transição. *D. wilsonii*, apesar da baixa plasticidade, possivelmente poderá se ajustar (de acordo com nossos resultados), porém não se sabe ao certo até quais limites, visto que a plasticidade e a capacidade de ajustamento das espécies apresentam certos limites (Valladares; Gianoli; Gómez, 2007).

A plasticidade fenotípica, capacidade de um organismo modificar sua morfologia, fisiologia ou desenvolvimento em resposta às variações do ambiente, constitui um importante mecanismo para a aclimação e adaptação (Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala, 2006), todavia apresenta restrições. De acordo com Valladares; Gianoli; Gómez (2007), a plasticidade não deve ser vista como ilimitada, mas como uma estratégia que envolve custos energéticos e ecológicos, além de restrições genéticas. Respostas plásticas representam um investimento energético, que podem reduzir a aptidão em outros aspectos, pois ganhos em determinados traços frequentemente resultam em perdas em outros – *trade-off* – (Poorter *et al.*, 2019; Reich, 2014)). Além disso, em condições ambientais extremas, a plasticidade pode não ser suficiente para assegurar sobrevivência ou desempenho adequado, e nem todas as espécies apresentam a variabilidade genética necessária para expressar ajustes efetivos (Valladares; Gianoli; Gómez, 2007). Assim, os limites da plasticidade ajudam a explicar por que espécies como do gênero *Dimorphandra*, mesmo sob pressões seletivas, exibem padrões conservadores e restritos de ajustamento.

2.6 Considerações finais

O efeito da luz sobre a morfofisiologia de três espécies do gênero *Dimorphandra* durante os primeiros estágios de desenvolvimento e estabelecimento indicou que a espécie arbórea de ambientes abertos, *D. mollis* apresentou melhor desempenho fotossintético à plena luz, além de investir mais em raízes que em parte aérea. Em contrapartida, a espécie *D. exaltata*, presente em ambientes de sub-bosque, apesar de apresentar maior acúmulo de biomassa à plena luz, demonstrou menor eficiência fotossintética à plena luz e menor investimento em raízes, em relação à parte aérea. Já *D. wilsonii*, apesar de apresentar baixos valores de plasticidade fenotípica para as variáveis analisadas, apresentou comportamento fisiológico semelhante a *D. mollis*, espécie presente no Cerrado, e comportamento morfológico semelhante a *D. exaltata*, espécie presente na Mata

Atlântica.

2.7 Referências

BANNISTER, J.R.; ACEVEDO, M.; TRAVIESO, G.; HOLZ, A.; GALINDO, N. **The influence of microsite conditions on early performance of planted *Nothofagus nitida* seedlings when restoring degraded coastal temperate rain forests.** Forest Ecology and Management, v. 484, p. 118957, mar. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112721000463>. Acesso em: 12/08/2022.

BARROS, F.V.; GOULART, M.F.; TELLES, S.B.S.; LOVATO, M.B.; VALLADARES, F.; LEMOS-FILHO, J.P. **Phenotypic plasticity to light of two congeneric trees from contrasting habitats: Brazilian Atlantic Forest versus Cerrado (savanna).** Plant Biology, 14(1): 208-15, maio 2012. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21972934>. Acesso em: 12/12/2019.

BEBRE, I.; MARQUES, I.; ANNIGHÖFER, P. **Biomass allocation and leaf morphology of saplings grown under various conditions of light availability and competition types.** Plants, v. 11, n. 3, p. 305, 24 jan. 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2223-7747/11/3/305>. Acesso em: 09/09/2022.

BENÍTEZ, Á.R.C; ARAGÓN, G.; PRIETO, M. **Lichen diversity on tree trunks in tropical dry forests is highly influenced by host tree traits.** Biodiversity and Conservation, v. 28, n. 11, p. 2909–2929, 17 jun. 2019. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/333827532>. Acesso em: 01/08/2022.

BENKOV, M.A.; YATSENKO, A.M.; TIKHONOV, A.N. **Light acclimation of shade-tolerant and sun-resistant *Tradescantia* species: photochemical activity of PSII and its sensitivity to heat treatment.** Photosynthesis Research, v. 139, n. 1-3, p. 203–214, 20 jun. 2019. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29926255/>. Acesso em: 23/09/2022.

BILGER, W.; BJORKMAN, O. **Role of the xanthophyll cycle in photoprotection elucidated by measurements of light-induced absorbance changes, fluorescence and photosynthesis in leaves of *Hedera canariensis*.** Photosynthesis Research 25, p. 173 – 185, 1990. Disponível em: <https://www.link.springer.com>. Acesso em: 12/12/2019.

BJORKMAN, O.; DEMMIG-ADAMS, B. **Regulation of photosynthetic light energy capture, conversion, and dissipation in leaves of higher plants.** In: Schulzeed., Caldwell M.M. (eds) Ecophysiology of Photosynthesis. Springer Study Edition, v. 100. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 17 – 47, 1995. DOI: 10.1007/978-3-642-79354-7_2. Disponível em: <https://www.springer.com>. Acesso em: 22/12/2019.

BLOOM, A.J. **Plant economics.** Trends in Ecology & Evolution, v. 1, n. 4, p. 98–100, out. 1986. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21227789/>. Acesso em: 02/07/2019.

BRADSHAW, A.D. **Evolutionary Significance of Phenotypic Plasticity in Plants.** Advances in Genetics, p. 115–155, 1965. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0065266008600486?via%3Dihub>. Acesso em: 27/12/2022.

BRODRIBB, T.; HILL, R.S. **Light response characteristics of a morphologically diverse group of southern hemisphere conifers as measured by chlorophyll fluorescence**. *Oecologia*, v. 110, n. 1, p. 10–17, 13 mar. 1997. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/4221570>. Acesso em: 03/12/2022.

CHAZDON, R. L.; PEARCY, R. W. **The importance of sunflecks for forest understory plants**. *BioScience*, v.41, n.11, p.760-766, 1991. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/1311725>. Acesso em: 30/04/2025.

CHIANG, C.; OLSEN, J.E.; BASLER, D.; BANKESTAD, D.; HOCH, G. **Latitude and weather influences on sun light quality and the relationship to tree growth**. *Forests*, v. 10, n. 8, p. 610, 24 jul. 2019. DOI: 10.3390/f10080610. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/10/8/610>. Acesso em: 05/07/2021.

COOPMAN, R.E.; REYES-DÍAZ, M.; BRICEÑO, V.F.; CORCUERA, L.J.; CABRERA, H. M.; BRAVO, L.A. **Changes during early development in photosynthetic light acclimation capacity explain the shade to sun transition in *Nothofagus nitida***. *Tree Physiology*, v. 28, n. 10, p. 1561–1571, 1 ago. 2008. Disponível em: <https://academic.oup.com/treephys/article/28/10/1561/1647176>. Acesso em: 23/10/2022.

COSTA, G.B.; OLIVEIRA, G.J.S.; SOUZA, J.P. **Phenotypic plasticity does not prevent impairment of aboveground biomass production due to increased light and water deficit in *Dimorphandra exaltata*, an endangered species**. *Journal of Plant Research*, v. 138, p. 51–64, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10265-024-01598-1>. Acesso em: 09/06/2025.

DEBORTOLI, N.S.; DUBREUIL, V.; HIROTA, M.; RODRIGUES FILHO, S.; LINDOSO, D.P.; NABUCET, J. **Detecting deforestation impacts in Southern Amazonia rainfall using rain gauges**. *International Journal of Climatology*, v. 37, n. 6, p. 2889–2900, 9 out. 2017. DOI: 10.1002/joc.4886. Disponível em: <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/joc.4886>. Acesso em: 10/08/2021.

DELOSO, B. E.; MARLER, T. E. **Bi-Pinnate Compound *Serianthes nelsonii* Leaf-Level Plasticity Magnifies Leaflet-Level Plasticity**. *Biology*, v. 9, n. 10, p. 333, 13 out. 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2079-7737/9/10/333>. Acesso em: 15/09/2022

DIAS, A.N.; SIQUEIRA-SILVA, A.I.; SOUZA, J.P.; KUKI, K.N.; PEREIRA, E.G. **Acclimation responses of macaw palm seedlings to contrasting light environments**. *Scientific Reports*, v. 8, n. 1, 17 out. 2018. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-018-33553-1>. Acesso em: 10/07/2022.

DIAS, D. P.; MARENCO, R. A. **Fluorescence characteristics and photoinhibition in saplings of manwood on clear days and under overcast conditions**. *Scientia Agricola*, v. 64, n. 6, p. 595–600, 1 dez. 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sa/a/tpmyL5Lw6JsQtKMm9V8BmQw/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 08/12/2023.

EISAWI, K.A.E.; SUBEDI, I.P.; SHAHEEN, T.; HE, H. **Impact of land-use changes on ant communities and the retention of ecosystem services in Rashad District, Southern Kordofan,**

Sudan. South African Journal of Science, v. 118, n. 3/4, 29 mar. 2022. Disponível em: http://www.scielo.org.za/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0038-23532022000200015. Acesso em: 05/01/2023.

FALKER. **Falker – Suporte:** medidor eletrônico de teor de clorofila ClorofiLOG CFL1030. Revisão D, 07/2018. Disponível em: <<https://www.falker.com.br/br/suporte>>. Acesso em: 07/07/2021.

FERNANDEZ, E.; NEGRÃO, R.; FERNANDES, F.; LEÓN, M.L.V. ***Dimorphandra wilsonii*, The IUCN Red List of Threatened Species 2025:** e.T61926A202311139, 2025. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/61926/202311139>. Acesso em: 14/02/2025.

FERNANDEZ, E., VERDI, M., MARTINELLI, G., SILVA, G.E MOREIRA FERNANDES, F. ***Dimorphandra exaltata* (amended version of 2021 assessment).** The IUCN Red List of Threatened Species 2021. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/189596981/208123775>. Acesso em: 27/12/2022.

FERNANDES, F. M.; REGO, J. O. ***Dimorphandra wilsonii* Rizzini (Fabaceae):** distribuição, habitat e status de conservação. Acta Botanica Brasilica, v. 28, n. 3, p. 434–444, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/8C8w4XXKZNLdmNgyz5RBnnM/?lang=en>. Acesso em: 14/02/2025.

FLAKE, S.W.; HONDA, E.A.; PILON, N.A.L.; HOFFMANN, W.A.; DURIGAN, G. **Not all trees can make a forest: Tree species composition and competition control forest encroachment in a tropical savanna.** The Journal of ecology, 2021, Vol.110 (2), p.301-312. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/journal/13652745>. Acesso em: 12/10/2022.

FREITAS, V.L.O.; ALVES, T.H.S.; LOPES, R.M.F.; LEMOS FILHO, J.P. **Biometria de frutos e sementes e germinação de sementes de *Dimorphandra mollis* Benth. e *Dimorphandra wilsonii* Rizz. (Fabaceae – Caesalpinioideae).** Sci. For., Piracicaba, v. 37, n. 81, p. 027-035, 2009. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr81/cap03.pdf>. Acesso em: 30/12/2022.

FRITZ, M. A.; ROSA, S.; SICARD, A. **Mechanisms Underlying the Environmentally Induced Plasticity of Leaf Morphology.** Frontiers in Genetics, v. 9:478, 2018. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr81/cap03.pdf>. Acesso em: 01/08/2021.

GALLEGO-TÉVAR, B.; RUBIO-CASAL, A.E.; CIRES, A.; FIGUEROA, E.; GREWELL, B.J.; CASTILLO, J.M. **Phenotypic plasticity of polyploid plant species promotes transgressive behaviour in their hybrids.** AoB PLANTS, v. 10, n. 5, 1, 2018. Disponível em: <https://academic.oup.com/aobpla/article/10/5/ply055/5106137>. Acesso em: 28/12/2022.

GBIF Secretariat. ***Dimorphandra exaltata* Schott.** The World Checklist of Vascular Plants (WCV): Fabaceae. K.P.J.Sprengel, Syst. Veg. 4(2): 404 (1827). Disponível em: <https://www.gbif.org/pt/species/2974264>. Acesso em: 30/12/2022.

GBIF Secretariat. ***Dimorphandra mollis* Benth.** The World Checklist of Vascular Plants (WCV): Fabaceae. J. Bot. (Hooker)2: 102 (1840). Disponível em: <https://www.gbif.org/species/2974269>. Acesso em: 26/12/2022.

GENTY, B.; BRIANTAIS, J. M.; BAKER, N. R. **The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence.** Biochimica et Biophysica Acta, 990, p. 87 – 92, 1989. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com>. Acesso em: 07/12/2019.

GUIMARÃES, Z.; SANTOS, V.; FERREIRA, M. **Chlorophyll *a* fluorescence parameters are related to the leaf economics spectrum of tropical tree species in a mixed plantation.** Trees. 36, abril de 2022. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00468-021-02248-y>. Acesso em: 07/12/2022.

HANSON, H.C. **Leaf-structure as related to environment.** American Journal of Botany, v. 4, n. 9, p. 533–560, nov. 1917. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2435253?seq=1>. Acesso em: 20/10/2022.

HOWARD, M.M.; BAE, A.; KÖNIGER, M. **The importance of chloroplast movement, nonphotochemical quenching, and electron transport rates in light acclimation and tolerance to high light in *Arabidopsis thaliana*.** American Journal of Botany, v. 106, n. 11, p. 1444–1453, 24 out. 2019. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31647579/>. Acesso em: 23/08/2022.

INPE. **Terrabrasilis.** Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/en/home-page/>. Acesso em: 07/07/2022.

IZUMI, M.; ISHIDAD, H.; NAKAMURAB, S.; HIDEMAB, J. **Entire Photodamaged Chloroplasts Are Transported to the Central Vacuole by Autophagy.** The Plant Cell, v. 29, n. 2, p. 377–394, 1 fev. 2017. DOI: 10.1105/tpc.16.00637. Disponível em: <https://academic.oup.com/plcell/article/29/2/377/6099114>. Acesso: 09/07/2022.

KANAZAWA, A.; CHATTOPADHYAY, A.; KUHLGERT, S.; TUITUPOU, H.; MAITI, T.; KRAMER, D.M. **Light potentials of photosynthetic energy storage in the field: what limits the ability to use or dissipate rapidly increased light energy?** Royal Society Open Science, v. 8, n. 12, dez. 2021. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rsos.211102>. Acesso: 12/12/2022.

KARABOURNIOTIS, G.; LIAKOPOULOS, G.; NIKOLOPOULOS, D.; BRESTA, P. **Protective and defensive roles of non-glandular trichomes against multiple stresses: structure–function coordination.** Journal of Forestry Research, v. 31, n. 1, p. 1–12, 20 set. 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-019-01034-4>. Acesso: 08/10/2022.

KHAN, M.A.W.; BOHANNAN, B.J.M.; NUSSLEIN, K.; TIEDJE, J.M.; TRINGE, S.G.; PARLADE, E.; BARBERAN, A.; RODRIGUES, J.L.M. **Deforestation impacts network co-occurrence patterns of microbial communities in Amazon soils.** FEMS Microbiology Ecology, v. 95, n. 2, 27 nov. 2019. DOI: 10.1093/femsec/fiy230. Disponível em: <https://academic.oup.com/femsec/article/95/2/fiy230/5211045>. Acesso em: 23/08/2022.

KUHN, T.; GYÖRFI, O.; RUPRECHT, E. **Seedling performance, allocation patterns and phenotypic plasticity of two sympatric hawthorn species and their natural hybrid.** Flora, v. 287, p. 151994, fev. 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253021002334>. Acesso em: 29/12/2022.

KUHN, T.; JANCOS, B.; RUPRECHT, E. **Hawthorn (*Crataegus* L.) Taxa and their hybrids in north-western romania: a recommendation for national identification keys based on morphometric analyses**. Contribuições Botânicas, v. 55, p. 7–26, 1 jan. 2021. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/348645668>. Acesso em: 29/12/2022.

LAZZARIN, M.; DRIEVER, S.; WASSENAAR, M.; MARCELIS, L.F.M.; IEPEREN, W. **Shining light on diurnal variation of non-photochemical quenching**: Impact of gradual light intensity patterns on short-term NPQ over a day. Physiologia Plantarum, v. 176, n. 4, 30 jun. 2024. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ppl.14410>. Acesso em: 19/12/2024.

LEAKEY, A.D.B.; PRESS, M.C.; SCHOLLES, J.D. **High-temperature inhibition of photosynthesis is greater under sunflecks than uniform irradiance in a tropical rain forest tree seedling**. Plant, Cell & Environment, v. 26, n. 10, p. 1681–1690, 21 ago. 2003. Disponível em: <https://onlinelibrary-wiley.ez35.periodicos.capes.gov.br/doi/full/10.1046/j.1365-3040.2003.01086.x>. Acesso em: 08/10/2019.

LI, Q.; ZHANG, L.; HE, J.; LI, J.; ZHANG, H.; LI, Y.; GU, Y.; LUO, H.; LU, M.; LU, K.; XIONG, L. **Effects of different shade treatments on *Melaleuca* seedling growth and physiological properties**. BMC Plant Biology, v. 25, n. 1, 15 fev. 2025. Disponível em: <https://bmcpplantbiol.biomedcentral.com/articles/10.1186/s12870-025-06218-1>. Acesso em: 06/04/2025.

LICHTENTHALER, H.K. **Vegetation Stress: an Introduction to the Stress Concept in Plants**. Journal of Plant Physiology, v. 148, n. 1-2, p. 4–14, jan. 1996. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0176161796802872>. Acesso em: 12/11/2022.

LYS, A.H.; MILLAN, M.; BARCZI, J.F.; CARAGLIO, Y.; MIDGLEY, G.F.; CHARLES-DOMINIQUE, T. **If self-shading is so bad, why is there so much? Short shoots reconcile costs and benefits**. New Phytologist, v. 237, n. 5, p. 1684–1695, 25 nov. 2023. Disponível em: <https://nph-onlinelibrary-wiley-com.ez35.periodicos.capes.gov.br/doi/10.1111/nph.18636>. Acesso em: 02/11/2024.

MAGNUSSON, W.E.; ISHIKAWA, N.K.; LIMA, A.P.; DIAS, D.V.; COSTA, F.M.; HOLANDA, A.S.S.; SANTOS, G.G.A.; FREITAS, M.A.; RODRIGUES, D.J.; PEZZINI, F.F.; BARRETO, M.R.; BACCARO, F.B.; EMILIO, T.; VARGAS-ISLA, R. **A linha de véu: a biodiversidade brasileira desconhecida**. Parc. Estrat. Brasília-DF. v. 21, n. 42, p. 45-60, jan. – jun., 2016. Disponível em: https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Magnusson_et_al_2016_Parc-Estrat_linha_do_veu.pdf. Acesso em: 10/12/2019.

MARTINS, E.; FERNANDES, F. M.; MAURENZA, D.; POUGY, N.; LOYOLA, R.; MARTINELLI, G. **Plano de Ação Nacional para a Conservação do Faveiro-de-wilson (*Dimorphandra wilsonii* Rizzini)**. Andrea Jakobsson estúdio, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico, Rio de Janeiro. 2014. Disponível em: <https://www.institutoprinstino.org.br>. Acesso em: 12/12/2019.

MATHEUS, M.T.; RODRIGUES-JUNIOR, A.G.; OLIVEIRA, D.M.T.; GARCIA, Q.S. **Seed longevity and physical dormancy break of two endemic species of *Dimorphandra* from**

Brazilian biodiversity hotspots. Seed Science Research, v. 27, n. 3, p. 199–205, 24 jul. 2017. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals>. Acesso em: 12/12/2022.

MATHUR, S.; JAIN, L.; JAJOO, A. **Photosynthetic efficiency in sun and shade plants.** Photosynthetica, v. 56, n. 1, p. 354–365, 10 jan. 2018. DOI: 10.1007/s11099-018-0767-y. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11099-018-0767-y>. Acesso: 05/07/2022.

MATSUO, T.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; VAN DER SANDE, M.T.; POORTER, L. **Forest structure drives changes in light heterogeneity during tropical secondary forest succession.** Journal of Ecology, 30 abr. 2021. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.13680>. Acesso em: 23/12/2022.

MELIS, A.; SPANGFORT, M.; ANDERSSON, B. **Light-absorption and electron transport balance between photosystem II and photosystem I in spinach chloroplasts.** Photochemistry and Photobiology, v. 45, n. 1, p. 129–136, 1987. Disponível em: <https://www.onlinelibrary.wiley.com>. Acesso em: 09/12/2019.

MISHANIN, V.I.; TRUBITSIN, B. V.; PATSAEVA, S.V.; PTUSHENKO, V.V.; SOLOVCHENKO, A.E.; TIKHONOV, A.N. **Acclimation of shade-tolerant and light-resistant *Tradescantia* species to growth light:** chlorophyll *a* fluorescence, electron transport, and xanthophyll content. Photosynthesis Research, v. 133, n. 1-3, p. 87–102, 8 fev. 2017. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28176042/>. Acesso em: 11/11/2022.

MOHAN, K.B.; SHIBU, J. **Phenotypic plasticity of roots in mixed tree species agroforestry systems:** review with examples from peninsular India. Agroforestry Systems, v. 92, n. 1, p. 59–69, 6 set. 2016. DOI: 10.1007/s10457-016-0012-2. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10457-016-0012-2>. Acesso em: 12/08/2022.

MUNIZ, A.C.; LEMOS-FILHO, J.P.; BUZATTI, R.S.O.; RIBEIRO, P.C.C.; FERNANDES, F.M.; LOVATO, M.B. **Genetic data improve the assessment of the conservation status based only on herbarium records of a Neotropical tree.** Scientific Reports, v. 9, n. 1, 5 abr. 2019. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-019-41454-0>. Acesso em: 26/12/2022.

MUNIZ, A.C.; LEMOS-FILHO, J.P.; SOUZA, H.A.; MARINHO, R.C.; BUZATTI, R.S.; HEUERTZ, M.; LOVATO, M.B. **The protected tree *Dimorphandra wilsonii* (Fabaceae) is a population of inter-specific hybrids:** recommendations for conservation in the Brazilian Cerrado/Atlantic Forest ecotone. Annals of Botany, v. 126, n. 1, p. 191–203, 11, 2020. DOI: 10.1093/aob/mcaa066. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32277237/>. Acesso em: 06/08/2022.

NIINEMETS, Ü. **A review of light interception in plant stands from leaf to canopy in different plant functional types and in species with varying shade tolerance.** Ecological Research, v.25, n.4, p.693-714, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11284-010-0712-4>. Acesso em: 17/04/2025.

OXBOROUGH, K.; BAKER, N. R. **Resolving chlorophyll *a* fluorescence images of photosynthetic efficiency into photochemical and non-photochemical components– calculation of qP and F_v/F_m without measuring F_0 .** Photosynthesis Research 54, p. 135–142, 1997. Disponível em: <https://www.link.springer.com>. Acesso em: 10/12/2019.

POORTER, L.; CASTILHO, C.V.; SCHIETTI, J.; OLIVEIRA, R.S.; COSTA, F.R.C. **Can traits predict individual growth performance? A test in a hyperdiverse tropical forest.** New Phytologist, v. 219, n. 1, p. 109–121, maio 2018. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/nph.15206>. Acesso em: 11/02/2021.

POORTER, H.; NIINEMETS, Ü.; NTAGKAS, N.; SIEBENKÄS, A.; MÄENPÄÄ, M.; MATSUBARA, S.; PONS, T. L. **A meta-analysis of plant responses to light intensity for 70 traits ranging from molecules to whole plant performance.** New Phytologist, v. 223, n. 3, p. 1073–1105, 8 abr. 2019. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/nph.15754>. Acesso em: 10/08/2020.

POORTER, H.; NIINEMETS, Ü.; POORTER, L.; WRIGHT, I. J.; VILLAR, R. **Causes and consequences of variation in leaf mass per area (LMA): a meta-analysis.** New Phytologist, v. 182, n. 3, p. 565–588, 16 abr. 2009. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-8137.2009.02830.x>. Acesso em: 09/10/2019.

REICH, P.B. **The world-wide “fast-slow” plant economics spectrum: a traits manifesto.** Journal of Ecology, v. 102, n. 2, p. 275–301, 19 fev. 2014. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12211>. Acesso em: 02/08/2021.

RONQUIM, C.C.; PRADO, C.H.B.A.; SOUZA, J.P. **Irradiance availability and growth of leguminous trees of cerrado.** Sci. For., Piracicaba, v. 46, n. 117, p. 115–126, mar/2018. DOI: 10.18671/scifor.v46n117.11. Disponível em: <https://www.researchgate.net>. Acesso em: 16/12/2019.

SAMOILOVA, O. P.; PTUSHENKOA, V. V.; KUVYKINC, I. V.; KISELEV, S. A.; PTUSHENKOE, O. S.; TIKHONOVA, A. N. **Effects of light environment on the induction of chlorophyll fluorescence in leaves: a comparative study of *Tradescantia* species of different ecotypes.** Biosystems, v. 105, n. 1, p. 41–48, jul. 2011. Disponível em: <https://www-sciencedirect-com.ez35.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0303264711000566?via%3Dihub>. Acesso em: 21/09/2022.

SANDER, N.L.; RIBEIRO, R.S.; SILVA, D.R.; OLIVO NETO, A.M.; LOPES, C.R.A.S.; ARRUDA, J.C.; PULIDO, M.T.; SILVA, C.J. **Floristic, phytosociology and spatial distribution of a monodominant *Mauritia flexuosa* l.f. forest in an southern amazon in the arc of deforestation.** In: Natural Resources in wetlands: from Pantanal to Amazonia, Museu Paraense Emílio Goeldi. Editores: SOARES, M.A.; JARDIM, M.A.G., p. 162 – 182, 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/332304205_Natural_resources_in_wetlands_from_Pantanal_to_Amazonia. Acesso em: 22/08/2022.

SANTOS, J.S.; PONTES, M.S.; ANDRADE, I.M.; SANTIAGO, E.F. **Aspectos dimensionais de sementes de *Dimorphandra mollis* para estudo da variabilidade entre populações de plantas.** Brazilian Journal of Development, v. 6, n. 8, p. 56035–56052, 2020. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/14685>. Acesso em: 22/12/2022.

SANTOS-MOURA, S.S.; ALVES, E.U.; URSULINO, M.M.; BRUNO, R.L.A.; ANJOS NETO, A.P. **Effect of shading on *Dimorphandra gardneriana* Tul. seedling production.** Biosci. J.,

Uberlândia, v. 34, n. 5, p. 1147– 1157, Set/Out. 2018. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br>. Acesso em: 09/12/2019.

SANTOS, R.C.S.L.; CARNEIRO, C.E. **Comparative leaf anatomy under sun and shade conditions and pollen morphology of chrysophyllum rufum mart. (sapotaceae)**. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 96, n. 3, 1 jan. 2024. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/fv8GnVPBKnnN6S6kKSCzb9Xs/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 18/12/2024.

SCHLICHTING, C.D. **The evolution of phenotypic plasticity in plants**. Annual Review of Ecology and Systematics, Vol. 17, pp. 667-693, 1986. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2097012>. Acesso em: 29/12/2022.

SEIFERT, T.; TEUCHER, M.; ULRICH, W.; MWANIA, F.; GONA, F.; HABEL, J.C. **Biodiversity and ecosystem functions across an afro-tropical forest biodiversity hotspot**. Frontiers in Ecology and Evolution, v. 10, 14 fev. 2022. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2022.816163/full>. Acesso em: 29/12/2022.

SHI, Y; KE, X.; YANG, X.; LIU, Y.; HOU, X. **Plants response to light stress**. Journal of Genetics and Genomics, v. 49, n. 8, maio 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1673852722001370>. Acesso em: 11/12/2024.

SILVA M.; PINHO, D.B.; PEREIRA, O.L.; FERNANDES, F.M.; BARRETO, R.W. **Naming potentially endangered parasites: foliicolous mycobiota of *Dimorphandra wilsonii*, a highly threatened brazilian tree species**. PLOS ONE, v. 11, n. 2, p. e0147895–e0147895, 24 fev. 2016. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0147895>. Acesso em: 11/10/2023

SOUZA, L.C.; PROCÓPIO, L. **The profile of the soil microbiota in the Cerrado is influenced by land use**. Applied Microbiology and Biotechnology, v. 105, n. 11, p. 4791–4803, jun. 2021. DOI: 10.1007/s00253-021-11377-w. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34061229/>. Acesso em: 02/08/2022.

SOUZA, M.L.; DUARTE, A.A.; LOVATO, M.B.; FAGUNDES, M.; VALLADARES, F.; LEMOS-FILHO, J.P. **Climatic factors shaping intraspecific leaf trait variation of a neotropical tree along a rainfall gradient**. PLOS ONE, v. 13, n. 12, p. e0208512, 6 dez. 2018. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0208512>. Acesso em: 22/07/2022.

SWOCZYNA, T.; KALAJI, H.M.; BUSSOTTI, F.; MOJSKI, J. POLLASTRINI, M. **Environmental stress - what can we learn from chlorophyll a fluorescence analysis in woody plants? A review**. Frontiers in Plant Science, v. 13, 14 dez. 2022. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2022.1048582/full>. Acesso em: 09/12/2023.

SYMES, W.S.; EDWARDS, D.P.; MIETTINEN, J.; RHEINDT, F.E.; CARRASCO, L.R. **Combined impacts of deforestation and wildlife trade on tropical biodiversity are severely underestimated**. Nature Communications, v. 9, n. 1, 3 out. 2018. DOI: 10.1038/s41467-018-06579-2. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-018-06579-2>. Acesso em: 10/07/2022.

TRIPATHI, S.; BHADOURIA, R.; SRIVASTAVA, P.; DEVI, R.S.; CHATURVEDI, R.; RAGHUBANSHI, A.S. **Effects of light availability on leaf attributes and seedling growth of four tree species in tropical dry forest**. *Ecological Processes*, v. 9, n. 1, 6 jan. 2020. Disponível em: <https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-019-0206-4>. Acesso em: 22/08/2022.

VALLADARES, F.; GIANOLI, E.; GÓMEZ, J.M. **Ecological limits to plant phenotypic plasticity**. *New Phytologist*, v. 176, p. 749–763, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02275.x>. Acesso em: 09/06/2025.

VALLADARES, F.; NIINEMETS, U. **Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences**. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 39, p. 237–257, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173506>. Acesso em: 09/06/2025.

VALLADARES, F.; SANCHEZ-GOMEZ, D.; ZAVALA, M.A. **Quantitative estimation of phenotypic plasticity: bridging the gap between the evolutionary concept and its ecological applications**. *Journal of Ecology*, v. 94, p. 1103–1116, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01176.x>. Acesso em: 09/06/2025.

VERRYCKT, L.T.; ELLSWORTH, D.S.; VICCA, S.; VAN LANGENHOVE, L.; PEÑUELAS, J.; CIAIS, P.; POSADA, J.M.; STAHL, C.; COSTE, S.; COURTOIS, E.A.; OBERSTEINER, M.; CHAVE, J.; JANSSENS, I.A. **Can light-saturated photosynthesis in lowland tropical forests be estimated by one light level?** *Biotropica*, v. 52, n. 6, p. 1183–1193, 14 jun. 2020. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/btp.12817>. Acesso em: 27/12/2022.

VREDENBERG, W.J. **Analysis of initial chlorophyll fluorescence induction kinetics in chloroplasts in terms of rate constants of donor side quenching release and electron trapping in photosystem II**. *Photosynthesis Research*, v. 96, n. 1, p. 83–97, 15 jan. 2008. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11120-007-9287-5>. Acesso em: 10/09/2022.

WANG, C.; ZHOU, J.; XIAO, H.; LIU, J.; WANG, L. **Variations in leaf functional traits among plant species grouped by growth and leaf types in Zhenjiang, China**. *Journal of Forestry Research*, v. 28, n. 2, p. 241–248, 21 jun. 2016. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-016-0290-6>. Acesso em: 09/07/2022.

WANG, X.; GAO, X.; LIU, Y.; FAN, S.; MA, Q. **Progress of research on the regulatory pathway of the plant shade-avoidance syndrome**. *Frontiers in Plant Science*, v. 11, 15 abr. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00439>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2020.00439/full>. Acesso em: 10/07/2022.

WILLIAMS, L.J.; CAVENDER-BARES, J.; PAQUETTE, A.; MESSIER, C.; REICH, P.B. **Light mediates the relationship between community diversity and trait plasticity in functionally and phylogenetically diverse tree mixtures**. *Journal of Ecology*, v. 108, n. 4, p. 1617–1634, 5 fev. 2020. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.13346>. Acesso em: 17/09/2022.

YANG, C.; LI, L. **Hormonal regulation in shade avoidance**. *Frontiers in Plant Science*, v. 8, 4 set. 2017. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2017.01527/full>. Acesso em: 10/11/2023.

ZHANG, J.Y.; ZHANG, Q.H.; SHUANG, S.P.; CUN, Z.; WU, H.M.; CHEN, J.W. **The responses of light reaction of photosynthesis to dynamic sunflecks in a typically shade-tolerant species *Panax notoginseng***. *Frontiers in Plant Science*, v. 12, 13 out. 2021. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2021.718981/full>. Acesso em: 10/10/2022.

3 CAPÍTULO II: RESPOSTAS MORFOFISIOLÓGICAS DE ESPÉCIES CONGÊNERES DE *Dimorphandra* À VARIAÇÃO LUMINOSA E À COMPETIÇÃO COM *Melinis minutiflora*

3.1 Resumo

As plantas invasoras, especialmente *M. minutiflora*, alteram a dinâmica ecológica, intensificam a competição por recursos (água, luz e nutrientes), espaço e facilitam a propagação do fogo, constituindo uma grande ameaça às lenhosas nativas nos ecossistemas naturais. O objetivo deste trabalho foi avaliar as respostas morfofisiológicas, de três espécies do gênero *Dimorphandra*, em plena luz e 70% de sombreamento, além da competição com *M. minutiflora*. Foram analisados, aos 473 DAP, a biomassa, fluorescência da clorofila *a* e índices de clorofila. Sem competição com *M. minutiflora*, as espécies apresentaram, maior número de folhas e maior fluorescência inicial. Em contrapartida, em competição com *M. minutiflora*, as espécies apresentaram maior percentual de biomassa alocada para o caule e maior razão entre as clorofilas *a* e *b*. A espécie *D. exaltata* apresentou maior fluorescência inicial, *D. mollis* apresentou maior razão entre raiz e parte aérea e *D. wilsonii* apresentou maior eficiência fotoquímica efetiva do FSII e taxa de transporte de elétrons, quando comparadas entre si. Sob luz plena, a espécie *D. exaltata* apresentou maior número de folhas compostas, *D. mollis* apresentou maior percentual de biomassa alocado para as raízes e *D. wilsonii* apresentou maior número de folhas recompostas, comprimento e diâmetro do caule, massa seca das raízes e do caule, além do teor de clorofila total. Sob sombra, a espécie *D. exaltata* apresentou maiores teores de clorofila *a* e total e *D. mollis* apresentou maior percentual de raízes. Sem competição, *D. exaltata* apresentou maior percentual de biomassa alocada para as folhas e razão de área foliar, *D. wilsonii* apresentou maior massa seca total. Em competição com *M. minutiflora*, *D. exaltata* apresentou maior razão de área foliar e *D. wilsonii* apresentou maior área foliar média e total, além da massa seca das folhas e total. As diferentes respostas morfofisiológicas. A espécie *D. exaltata* apresentou sensibilidade a altas intensidades de radiação e a competição, com redução no acúmulo de biomassa e no desempenho fotossintético. A espécie *D. mollis* apresentou tolerância aos estresses e alocação preferencial de biomassa para as raízes. Já *D. wilsonii* destacou-se pela eficiência fotoquímica efetiva do FSII e equilíbrio entre alocação de biomassa para as raízes e parte aérea.

Palavras-chave: Estratos florestais; Gramíneas invasoras; Luz; Morfofisiologia.

3.2 Introdução

As espécies de plantas exóticas podem causar impactos adversos aos ecossistemas naturais ao redor do mundo (Chen *et al.*, 2024; Gwate *et al.*, 2021; Sladonja; Sušek; Guillermic, 2015), alterando as dinâmicas ecológicas (Duarte *et al.*, 2021; Rocha; Pinto, 2021; Santos *et al.*, 2019). Além disso, as plantas exóticas aumentam a competição por polinizadores (Coakley; Petti, 2021) e demais insetos (Tallamy *et al.*, 2020), alteram a química e ciclo de nutrientes do solo (Kato-Noguchi; Kurniadie, 2021; Nogueira *et al.*, 2019; Qu *et al.*, 2021), aumentam a intensidade e frequência dos incêndios (Damasceno; Fidelis, 2020; Tomat-Kelly; Flory, 2023) e modificam a estrutura das comunidades (Zenni *et al.*, 2018). Consequentemente, as espécies invasoras aumentam a competição por luz, água, nutrientes e espaço, reduzindo o recrutamento de plântulas das espécies nativas (Cabal *et al.*, 2020; Carmona *et al.*, 2019; Rojas-Botero, S.; Kollmann, J.; Teixeira, L.H, 2022; Rabelo *et al.*, 2023; Xavier *et al.*, 2021).

Como consequência de todas as interferências causadas pelas plantas exóticas, pode ocorrer uma diminuição da biodiversidade (Nerlekar; Veldman, 2020) e até mesmo a extinção local de algumas espécies (Kishore *et al.*, 2024; Zenni *et al.*, 2020). Assim, extensas áreas podem apresentar sua biota homogeneizada (Kishore *et al.*, 2024; Wang *et al.*, 2021), não somente pela alta dominância de uma única espécie, mas também pela simplificação dos serviços ecossistêmicos prestados (Seifert *et al.*, 2022). Assim, a invasão por espécies exóticas pode trazer impactos socioeconômicos negativos, como: prejuízos à agricultura e aumento nos custos de controle e erradicação de espécies invasoras (Assis *et al.*, 2021; Rodovalho, Nardoto; 2014).

A espécie *M. minutiflora*, conhecida popularmente como capim gordura, apresenta alto potencial invasor (Montesinos, 2021; Oliveira *et al.*, 2020; Xavier *et al.*, 2019; Zenni *et al.*, 2020). Esta espécie foi introduzida no Brasil de forma acidental, ainda no período colonial (Mack; Lonsdale, 2001; Martins *et al.*, 2017). Após sua introdução, percebeu-se seu potencial forrageiro, principalmente para a bovinocultura leiteira. A partir deste momento foi iniciada a sua dispersão intencional, combinada à natural (Martins *et al.*, 2017). A dispersão, desde então, acompanha o deslocamento humano e o desmatamento para as formações de pastagens artificiais (Massi *et al.*, 2021), que no Cerrado ocorre a uma taxa de até 2,5 vezes maior que na Amazônia (Oliveira *et al.*, 2020). Em áreas de vegetação natural no Cerrado, tanto em áreas savânicas como em fragmentos florestais, *M. minutiflora* pode apresentar alta frequência, após distúrbios (Dodonov *et al.*, 2019; Grime, 1977; Musso *et al.*, 2019).

A competição entre espécies nativas e exóticas afeta a disponibilidade de luz e espaço (Martins *et al.*, 2018; Vieira *et al.*, 2018), que são fatores essenciais para a germinação,

estabelecimento e desenvolvimento de espécies arbóreas (Kochetova *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2020; Tribuszy *et al.*, 2023). Consequentemente, o recrutamento de plântulas, a composição e a biodiversidade de comunidades inteiras, tanto no Cerrado, quanto na Mata Atlântica, são afetadas (Castro *et al.*, 2019; Xavier *et al.*, 2019). A competição por espaço e luz é comum à maior parte dos ecossistemas e rege a composição de espécies (Peller; Altermatt, 2024). A invasão em florestas temperadas da Europa e América do Norte, por exemplo, por *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, formando um dossel denso, impede o recrutamento de plantas nativas no sub-bosque (Sladonja *et al.*, 2015). Além disso a extensa rede de raízes afeta o desenvolvimento de espécies nativas (Foxy; Fort, 2019). *Impatiens glandulifera* Royle, introduzida na Europa para fins ornamentais se espalhou rapidamente, afetando direta e indiretamente as espécies nativas, através da redução do conteúdo de clorofila, biomassa e alteração da microbiota do solo (Power; Vilas, 2020; Razak, 2023). Outra espécie que se tornou invasora na Europa foi *Acacia longifolia* (Andrews) Willd., que apresenta densa folhagem que prejudica a chegada de luz para as espécies nativas (Marchante *et al.*, 2008). As espécies *Imperata cylindrica* (L.) Raeusch. e *M. minutiflora*, quando invadem áreas nativas, também podem agravar os incêndios, prejudicando o desenvolvimento de espécies nativas (Martins, 2006; Rusdy, 2020).

As espécies *M. minutiflora* e *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A.Rich.) R.D.Webster, em áreas do Cerrado e Mata Atlântica no Brasil, causam grandes problemas por formar aglomerados, podendo ultrapassar 1 metro de altura e prejudicando as plântulas de espécies arbóreas (Dairel; Fidelis, 2020; Silva *et al.*, 2022). Segundo Lima *et al.* (2019), a espécie *M. minutiflora*, através de compostos alelopáticos, reduz o comprimento do caule, massa seca total, massa seca das folhas, área foliar, número de folhas, razão de área foliar e área foliar específica da espécie *Caryocar brasiliense* Cambess. Araújo *et al.* (2018), cita a redução na fotossíntese, na eficiência fotoquímica potencial do FSII, nas clorofilas *a*, *b* e total, além da redução da massa seca total e aumento da dissipação não fotoquímica da energia radiante em plantas da espécie *C. brasiliense* se desenvolvendo em solo com resíduos de *M. minutiflora*.

A competição por luz, água e nutrientes pode fornecer indícios de como as plantas respondem e quais características são vantajosas ou desvantajosas (Brodersen *et al.*, 2019; Konrad *et al.*, 2023). Uma forma eficiente de observar as variações e ajustes em resposta à competição e luminosidade é a análise da plasticidade fenotípica. Segundo Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala (2006), a plasticidade fenotípica é um mecanismo que permite que determinado genótipo apresente diferentes fenótipos em resposta às distintas condições ambientais. Em alguns casos, as espécies apresentam baixa plasticidade, como uma estratégia conservativa em ambientes com múltiplos estressores (Valladares *et al.*, 2000). Em outros casos, espécies arbóreas que se desenvolvem em

ambientes competitivos, podem modificar a alocação de biomassa para os diversos órgãos (Huang *et al.*, 2022) e alterar a estrutura foliar (Burns; Strauss, 2012), além de compensar a baixa alocação de biomassa para as raízes com uma maior eficiência no uso da água (Bockstette.; Pinno; Landhäusser, 2018). No entanto, a plasticidade fenotípica apresenta limites ecológicos, principalmente em ambientes com uma complexa trama de estressores bióticos e abióticos, não garantindo o sucesso no desenvolvimento e estabelecimento das espécies envolvidas (Valladares; Gianoli; Gómez, 2007).

Neste cenário, o monitoramento da eficiência fotossintética e do crescimento radicular indica quais são os aspectos-chave da interferência da competição no desenvolvimento inicial das espécies (Lin *et al.*, 2019; Siao *et al.*, 2020). A alocação de biomassa para as diferentes partes indica como as plantas reagem à competição e os possíveis custos envolvidos nas diferentes estratégias (Reichert *et al.*, 2023; Qi *et al.*, 2019). A análise das respostas aos níveis de luminosidade indica quais serão as estratégias utilizadas pelas espécies e qual será o resultado a longo prazo (Wang; Wang, 2022). A comparação destes atributos, tendo em vista a plasticidade fenotípica apresentada por espécies congêneres, guia e embasa as estratégias para o sucesso no manejo e conservação de ecossistemas, principalmente os ecotonais.

Espécies nativas, como as do gênero *Dimorphandra*, são afetadas pela competição e modificação no ambiente luminoso. A espécie *Dimorphandra wilsonii* Rizzini, é um híbrido (Muniz *et al.*, 2020) entre *Dimorphandra mollis* Benth., espécie amplamente distribuída pelo Cerrado (BGCI, 2019) e *Dimorphandra exaltata* Schott, espécie ameaçada de extinção (Fernandez *et al.*, 2021) e presente na Mata Atlântica. A espécie *D. wilsonii* é endêmica da região central do estado de Minas Gerais, presente no ecótono entre o Cerrado e a Mata Atlântica (Fernandes; Rego, 2014) e encontra-se atualmente ameaçada de extinção na lista vermelha (Fernandez *et al.*, 2025) e como criticamente esgotada no estado verde de conservação (Fernandes *et al.*, 2024), ambas da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN). Atualmente muitos esforços têm sido dedicados à compreensão da dinâmica desta espécie, pois apesar de serem encontradas plantas adultas na natureza, raramente são encontradas plantas jovens em pleno desenvolvimento (Martins *et al.*, 2014).

Entender os impactos da invasão por *M. minutiflora* em áreas nativas é crucial para o direcionamento das ações de conservação e manejo das espécies nativas, além de mitigar os danos e auxiliar na restauração de áreas degradadas (Assis *et al.*, 2021; Xavier *et al.*, 2019; Zenni *et al.*, 2020). Uma forma eficiente de entender os impactos é por meio de estudos ecofisiológicos experimentais. As medidas ecofisiológicas auxiliam na compreensão de funções biológicas das plantas, incluindo sua fisiologia, morfologia e respostas a fatores ambientais (Driever *et al.*, 2023).

Assim é possível entender como as plantas alteram a fotossíntese e alocação de biomassa para os diversos órgãos, devido à resistência a estressores ambientais. As vantagens dos experimentos ecofisiológicos residem no diagnóstico preciso do impacto da invasão biológica, no desenvolvimento de estratégias de manejo mais eficazes e na avaliação de potenciais para a recuperação.

O objetivo geral deste trabalho foi analisar as respostas ecofisiológicas de três espécies de *Dimorphandra* (*D. wilsonii*, *D. mollis* e *D. exaltata*) às diferentes condições luminosidade e sob distintas condições de competição. Nossa hipótese foi que as espécies responderiam de forma diferenciada à sombra e à competição, de acordo com suas origens ecológicas. 1) A espécie *D. exaltata*, presente na Mata Atlântica, apresentaria melhor desempenho sob sombreamento, com maior área foliar específica e alongamento do caule, mas sensibilidade acentuada à competição com *M. minutiflora*. 2) A espécie *D. mollis*, presente no Cerrado, tenderia a manter bom desempenho sob alta luminosidade, com maior alocação de biomassa em raízes e alta razão raiz/parte aérea, sofrendo reduções sob sombra intensa e manutenção do desenvolvimento em competição com *M. minutiflora*. 3) Já *D. wilsonii*, espécie presente nos ecótonos entre a Mata Atlântica e o Cerrado, apresentaria comportamento intermediário, com elevada plasticidade e capacidade de ajuste entre diferentes níveis de luz e competição com *M. minutiflora*, mantendo equilíbrio no crescimento e na eficiência fisiológica. Assim, projetou-se um gradiente funcional, no qual a espécie florestal é mais dependente de sombra, a do Cerrado mais resistente à luz e limitação de recursos, e a ecotonal a mais flexível e adaptável.

3.3 Material e métodos

3.3.1 Material vegetal e solo de plantio

As plantas utilizadas no experimento foram obtidas de acordo com metodologia descrita nas seções 2.3.1 (p.24), 2.3.2 (p.25) e 2.3.3 (p.26).

3.3.2 Delineamento experimental

Após 7 meses de desenvolvimento (228 DAP) das plantas do gênero *Dimorphandra*, sementes de *M. minutiflora* foram semeadas em metade dos vasos nos dois níveis de luz. Foram realizadas três semeaduras, contendo 10 g de sementes cada, espaçadas uma semana uma da outra. Após um mês, aos 262 DAP, estabelecidas as plantas de *M. minutiflora*, iniciaram-se as medidas e o

experimento foi conduzido até os 473 DAP. A temperatura dentro das CTAs foi monitorada por meio de sensores de temperatura internos e externos, sendo utilizado sistema de ar-condicionado dentro das câmaras para regular a temperatura, quando necessário. A temperatura interna das CTAs foi de $30,68 \pm 5,27$ °C e a temperatura externa foi de $26,32 \pm 3,83$ °C.

3.3.3 Morfometria, produção de biomassa e razões biométricas ao fim do experimento

Ao término do experimento, em julho de 2022 (473 DAP), foram realizadas as análises morfométricas, de produção de biomassa e das razões biométricas. No total 72 plantas foram acompanhadas para avaliar os efeitos das distintas condições de luminosidade (pleno sol vs sombreamento) e da competição (sem competição vs *M. minutiflora*). Foram avaliadas seis plantas de cada espécie em cada tratamento ($n=6$ plantas de cada espécie em cada tratamento).

Foram anotados o número de folhas compostas (FC), recompostas (FR) e totais (NF). Após a contagem, as folhas foram digitalizadas em preto e branco em um escâner de mesa, no formato .TIFF. Com as imagens digitalizadas, o software ImageProPLUS (versão 4.5, Media Cybernetics, Silver Spring, EUA) foi utilizado para calcular a área foliar total (AFT). A partir da área foliar total e do número total de folhas, foi possível calcular a área foliar média ($AFM = AFT / NF$) por indivíduo. As folhas foram então colocadas em sacos de papel e secas em estufa a 70 °C durante 72 horas (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013). Após a secagem, as folhas foram pesadas em uma balança analítica (Minibalança digital Diamond® / 0,01 g – 500 g / b1-c02 / China) para determinar a massa seca das folhas (MSF).

Na sequência, as seis plantas de cada espécie por tratamento (luminosidade x competição), foram retiradas dos vasos através da aplicação de água com baixa intensidade e separadas em caules e raízes, com o auxílio de uma peneira circular e malha nº20. Após, foi determinado o comprimento da raiz (CR) e o comprimento do caule (CC), com o auxílio de uma régua flexível milimetrada de 300 mm. O diâmetro do caule (DC) foi determinado com um paquímetro digital, com precisão de 0,1 mm. O material foi colocado em sacos de papel e seco em estufa com temperatura de 70 °C durante 72 horas (Pérez-Harguindeguy, 2013). Após a secagem, foi determinada a massa seca de caules (MSC) e raízes (MSR) com o auxílio de uma balança analítica (Minibalança digital Diamond® / 0,01 g – 500 g / b1-c02 / China). A soma das massas secas de raízes, caules e folhas foi utilizada para a determinação da massa seca total ($MST = MSR + MSC + MSF$).

Com a biomassa obtida foi possível observar o percentual destinado a cada parte, como o percentual de raízes [$PR = (MSR / MST) \times 100$], percentual de caule [$PC = (MSC / MST) \times 100$] e percentual de folhas [$PF = (MSF / MST) \times 100$]. Após a obtenção dos dados morfológicos, foram

obtidas as razões biométricas: razão raiz/parte aérea - RRPA (g.g^{-1}) = MSR / (MSC +MSF), razão de área foliar - RAF ($\text{cm}^2.\text{g}^{-1}$) = AFT / MST e área foliar específica - AFE ($\text{cm}^2.\text{g}^{-1}$) = AFT / MSF.

3.3.4 Fluorescência da clorofila *a* e índice de clorofila

Para a análise da fluorescência da clorofila *a* e dos índices de clorofila *a*, *b* e total, foram utilizadas seis plantas, distribuídas em cada condição de luminosidade e competição ($n= 6$ plantas de cada espécie em cada tratamento). A medição da fluorescência da clorofila *a* foi realizada com o fluorômetro portátil PAR-FluorPen FP110®, seguindo o protocolo NPQ1 (Oxborough; Baker, 1997; PSI – Photon Systems Instruments, 2021). Inicialmente, foi escolhida uma folha por indivíduo, que estivesse expandida, sem sinais de senescência ou danos, e por padrão, foi selecionada a terceira ou quarta folha a partir do ápice. As folhas foram aclimatadas à sombra por 40 minutos usando cliques destacáveis.

O protocolo NPQ1 é utilizado para quantificar tanto a dissipação fotoquímica quanto a não fotoquímica da energia radiante. O processo se inicia com a medição da fluorescência inicial (F_0) em condições de escuridão. Em seguida, é aplicado um pulso curto de luz saturante para reduzir o conjunto de plastoquinona, obtendo a fluorescência máxima no estado adaptado ao escuro (F_m) e a fluorescência variável (F_v), permitindo a medição da eficiência fotoquímica potencial do FSII (F_v/F_m), conforme descrito por Kitajima; Butler (1975). Após um curto período de relaxamento na escuridão, as folhas são expostas à luz actínica, para induzir o efeito de Kautsky. Durante a exposição à luz actínica, uma série de pulsos saturantes de luz é aplicada, permitindo a obtenção da dissipação não fotoquímica da energia radiante (NPQ), de acordo com Bilger e Bjorkman (1990): $\text{NPQ} = (F_m - F_m') / F_m'$ e da eficiência fotoquímica efetiva do FSII (ΦFSII). De acordo com Genty; Briantais; Baker (1989), a eficiência fotoquímica efetiva do FSII (ΦFSII) é calculada pela fórmula: $\Phi\text{FSII} = (F_m' - F_s) / F_m'$. A taxa de transporte de elétrons (ETR) é obtida pela fórmula: $\text{ETR} = 0,5 \times I_a \times \Phi\text{FSII} \times \text{PAR}$, onde 0,5 representa a fração de radiação absorvida pelo centro de reações do fotossistema II (Melis; Spangfort; Andersson, 1987); I_a é a irradiância absorvida, considerando uma absorbância foliar média de 0,84; e PAR é a radiação fotossinteticamente ativa. Todos os procedimentos foram realizados entre 7 e 11 horas, sete meses após o início do experimento.

Os índices de clorofila foram avaliados utilizando um clorofilômetro portátil, modelo clorofiLOG CFL1030® (Falker, 2018). Para medir os índices de clorofila *a*, *b* e total, foi selecionada uma folha por indivíduo, que estivesse expandida, sem sinais de senescência ou danos, localizada na região do terço mediano de cada planta (as mesmas folhas utilizadas para as medições de fluorescência da clorofila *a*). As medições foram realizadas entre 8 h e 11 h, ao fim do

experimento (473 DAP).

3.3.5 Plasticidade fenotípica

Para a análise da plasticidade fenotípica entre as diferentes espécies de *Dimorphandra*, nas distintas condições de luminosidade e competição, foi utilizada a metodologia proposta por Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala (2006). Para cada espécie e variável resposta, os dados foram considerados como uma matriz x_{ij} , onde i representa os níveis de cada fator ambiental e j representa o número de cada indivíduo dentro de cada nível. Podemos considerar x_{ij} como o valor de cada variável resposta para determinado indivíduo em um dado tratamento. Este valor é levado em conta para comparar indivíduos da mesma espécie entre condições distintas. Assim a plasticidade fenotípica pode ser entendida como uma variável aleatória, com cada medida sendo a distância absoluta entre dois indivíduos aleatórios, da mesma espécie e em diferentes condições. Pode-se, a partir daí, estender a comparação para todo o conjunto amostral, comparando aos pares todos os indivíduos, em todos os tratamentos. Detalhando melhor, a distância entre os valores das variáveis resposta $d_{ij \rightarrow i'j'}$ para todos os pares de indivíduos, onde $i \neq i'$, é o valor absoluto da diferença $x_{i'j'} - x_{ij}$, obtendo-se a distância relativa dividindo esta diferença pela soma $x_{i'j'} + x_{ij}$. Assim, as distâncias relativas $rd_{ij \rightarrow i'j'}$, podem ser definidas como $d_{ij \rightarrow i'j'} / (x_{i'j'} + x_{ij})$ para todos os pares de indivíduos de uma determinada espécie crescendo em distintos ambientes. Sendo assim, o índice de plasticidade de distância relativa (RDPI), que vai de 0 (sem plasticidade) a 1 (máxima plasticidade), pode ser obtido através da fórmula:

$$RDPI = \Sigma (d_{ij \rightarrow i'j'} / (x_{i'j'} + x_{ij})) / n$$

onde n é o número total de distâncias.

3.3.6 Análise estatística

O experimento foi estruturado com um desenho inteiramente casualizado, considerando três fatores: luminosidade (dois níveis: sombra vs plena luz), espécie (três níveis: *D. exaltata*, *D. mollis* e *D. wilsonii*) e competição (dois níveis: com e sem *M. minutiflora*). As plantas foram distribuídas aleatoriamente nas câmaras de topo aberto (CTAs), com seis plantas por câmara.

Os dados relativos às medidas morfológicas, fisiológicas e razões biométricas foram tratados

através de modelos lineares generalizados (GLM), utilizando a família gaussiana, com fatores analisados isoladamente e em interação. Alguns dados foram transformados em log (DC, AFT, PC, F_0 , CLAB) e raiz quadrada (FC, AFM, MSR, MSC, MSF, MST, CLB, RRPA), para que se ajustassem melhor à análise. A escolha do modelo ideal foi feita com base no valor do critério de informação de Akaike (AIC), para escolher o modelo mais adequado, com o valor mais baixo para cada variável resposta. Foi utilizado o pacote Dharma, para verificar a uniformidade da distribuição. Para a construção dos gráficos foi utilizado o pacote *ggplot2*, construídos conforme os resultados das análises estatísticas. Para a análise do RDPI, cada espécie foi comparada às outras dentro de cada variável resposta. Para tanto, foi realizada uma ANOVA de uma via e o teste de *post-hoc* de Tukey.

3.4 Resultados

3.4.1 Morfometria vegetativa e produção de biomassa

A maior disponibilidade luminosa resultou em um menor número de folhas compostas nas três espécies ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 6.1). Sob luz plena e sob sombra, *D. wilsonii* apresentou menor número de folhas compostas ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 6.1). Sob luz plena, *D. wilsonii* apresentou maior número de folhas recompostas ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 6.2), porém sob sombra, *D. exaltata* e *D. wilsonii* apresentaram maior número de folhas recompostas ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 6.2).

Sem competição, *D. exaltata* e *D. wilsonii* apresentaram maiores valores para a área foliar média e total ($p < 0,05$, interação entre competição e espécie, Figuras 6.3 e 6.4), porém a competição com *M. minutiflora* resultou em menor área foliar média e total em *D. exaltata* ($p < 0,05$, interação entre competição e espécie, Figuras 6.3 e 6.4). A competição com *M. minutiflora* resultou em menor número total de folhas para as espécies de *Dimorphandra* ($p < 0,05$, efeito simples da competição, Figura 6.5).

Sob sombra, *D. wilsonii* e *D. exaltata* apresentaram maiores valores de comprimento e diâmetro do caule ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 7.1 e 7.2). Porém, sob luz plena, apenas *D. wilsonii* apresentou maiores valores de comprimento e diâmetro do caule ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 7.1 e 7.2). A maior disponibilidade de luz resultou em maior comprimento e diâmetro do caule apenas em *D. wilsonii* ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 7.1 e 7.2).

D. wilsonii apresentou maior massa seca nas raízes, a luz plena, seguida de *D. mollis* e *D. exaltata* ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 7.3). Porém, sob sombra, *D. wilsonii* e *D. mollis* apresentaram os maiores valores de massa seca de raiz ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 7.3). A maior disponibilidade de luz resultou em maior produção de massa seca nas raízes em *D. wilsonii* e *D. mollis* ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 7.3). Sob luz plena, *D. wilsonii* apresentou maior massa seca no caule do que as outras espécies ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 7.4), porém sob sombra, *D. exaltata* e *D. wilsonii* apresentaram maior massa seca do caule ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 7.4). A maior disponibilidade de luz resultou em maior produção de massa seca no caule em *D. wilsonii* ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 7.4), porém em menor produção de massa seca no caule em *D. exaltata* ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 7.4).

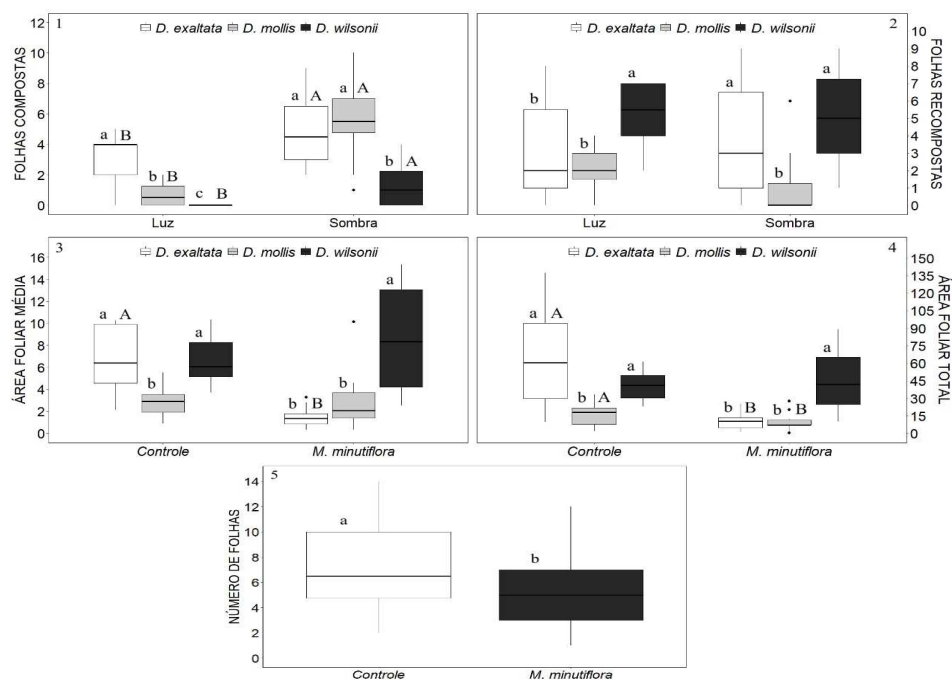


Figura 6: Parâmetros morfológicos relacionados às folhas de três espécies do gênero *Dimorphanandra* dentro e entre níveis: 1) Número de folhas compostas – eófilos; 2) Número de folhas recompostas – metáfílos; 3) Área foliar média (cm²); 4) Área foliar total (cm²); 5) Número total de folhas. Luz: plantas sob luz plena. Sombra: plantas sob sombra de 70%. Controle: plantas sem competição. *M. minutiflora*: plantas com competição. Gráficos 1 e 2: letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa dentro de cada espécie entre os níveis de luminosidade e letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro dos níveis de luminosidade. Gráficos 3 e 4: letras maiúsculas diferentes indicam diferenças significativas dentro de cada espécie entre os níveis de competição e letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro dos níveis de competição. Gráfico 5: letras minúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de competição (5).

Sem competição com *M. minutiflora*, *D. exaltata* e *D. wilsonii* apresentaram maior massa seca de folhas ($p < 0,05$, interação entre competição e espécie, Figura 7.5). Porém, em competição, *D. wilsonii* apresentou o maior valor de massa seca de folhas, entre as espécies ($p < 0,05$, interação entre competição e espécie, Figura 7.5). A competição com *M. minutiflora* resultou em menor produção de massa seca nas folhas apenas em *D. exaltata* ($p < 0,05$, interação entre competição e espécie, Figura 7.5). A espécie *D. wilsonii* apresentou maior produção de massa seca total nos tratamentos com e sem competição com *M. minutiflora* ($p < 0,05$, interação entre competição e espécie, Figura 7.6), sendo que essa espécie foi a única a não apresentar redução na produção de massa seca total em competição com *M. minutiflora* ($p < 0,05$, interação entre competição e espécie, Figura 7.6).

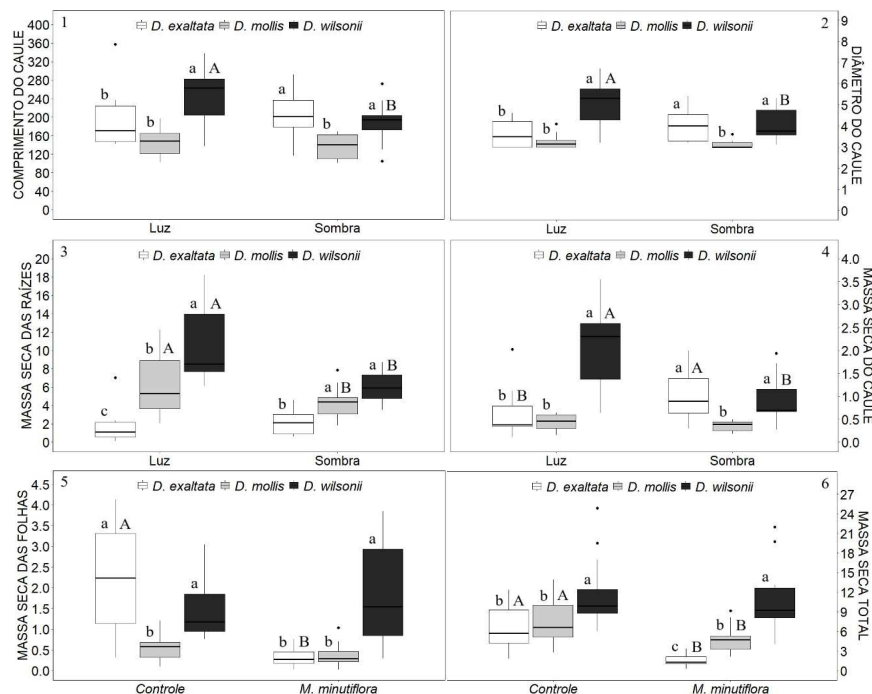


Figura 7: Parâmetros morfométricos do caule e matéria seca ao final do experimento em três espécies de *Dimorphandra* dentro e entre níveis: 1) Comprimento do caule (mm). 2) Diâmetro do caule (mm). 3) Massa seca das raízes (g). 4) Massa seca do caule (g). 5) Massa seca das folhas (g). 6) Massa seca total (g). Luz: plantas sob luz plena. Sombra: plantas sob sombra de 70%. Controle: plantas sem competição. *M. minutiflora*: plantas com competição. Gráficos 1, 2, 3 e 4: letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa dentro de cada espécie entre os níveis de luminosidade e letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro dos níveis de luminosidade. Gráficos 5 e 6: Letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa dentro de cada espécie entre os níveis de competição e letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro dos níveis de competição.

Tanto sob luz plena quanto sob sombra, *D. mollis* apresentou maior percentual de biomassa destinada para as raízes, seguida por *D. wilsonii* e *D. exaltata* ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 8.1). A maior disponibilidade luminosa resultou em maiores valores

para o percentual de raízes apenas em *D. exaltata* ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 8.1). Porém, a competição com *M. minutiflora* resultou em maior percentual de biomassa destinada ao caule para as espécies de *Dimorphandra* ($p < 0,05$, efeito simples de competição, Figura 8.2).

Sem competição, *D. exaltata* apresentou maior percentual de biomassa alocado para as folhas ($p < 0,05$, interação entre competição e espécie, Figura 8.3), porém a competição resultou em aumento do percentual de biomassa alocado para as folhas apenas em *D. wilsonii* ($p < 0,05$, interação entre competição e espécie, Figura 8.3). Apenas *D. exaltata* diminuiu o percentual de alocação de biomassa para as folhas em a competição com *M. minutiflora* ($p < 0,05$, interação entre competição e espécie, Figura 8.3).

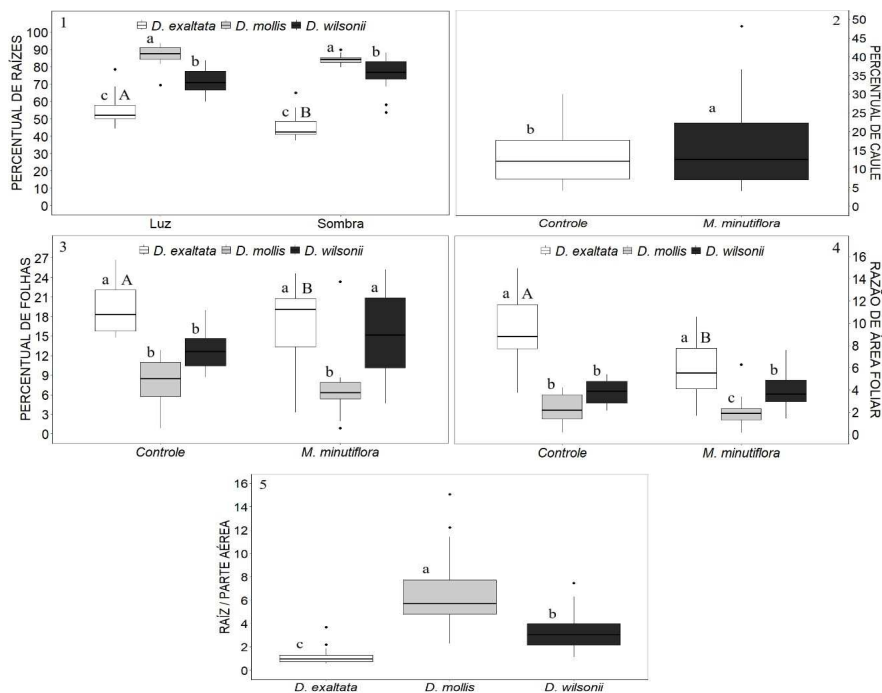


Figura 8: Percentual de alocação e razões biométricas ao final do experimento em três espécies de *Dimorphandra* dentro e entre níveis: 1) Percentual de raízes (% em massa). 2) Percentual de caule (% em massa). 3) Percentual de folhas (% em massa). 4) Razão de área foliar ($\text{cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$). 5) Razão entre raiz e parte aérea (adimensional). Luz: plantas sob luz plena. Sombra: plantas sob sombra de 70%. Controle: plantas sem competição. *M. minutiflora*: plantas com competição. Gráfico 1: letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa dentro de cada espécie entre os níveis de luminosidade e letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro dos níveis de luminosidade. Gráfico 2: letras minúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de competição. Gráficos 3 e 4: letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa dentro de cada espécie entre os níveis de competição e letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro dos níveis de competição. Gráfico 5: letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies.

A razão de área foliar foi maior em *D. exaltata*, tanto em competição quanto sem

competição com *M. minutiflora* ($p < 0,05$, interação entre competição e espécie, Figura 8.4). Porém, quando em competição, *D. exaltata* foi a única espécie a apresentar diminuição na razão de área foliar ($p < 0,05$, interação entre competição e espécie, Figura 8.4). A espécie *D. mollis* apresentou maior razão entre raiz e parte aérea, seguida por *D. wilsonii* e *D. exaltata* ($p < 0,05$, efeito simples de espécie, Figura 8.5).

3.4.2 Índices de clorofila e fluorescência da clorofila *a*

Sob sombra, os maiores valores de clorofila *a* e *b* foram encontrados em *D. exaltata* e *D. mollis* ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécies, Figuras 9.1 e 9.2). A luminosidade reduziu o conteúdo de clorofila *a* e *b* em *D. exaltata*, porém aumentou o conteúdo de clorofila *b* em *D. wilsonii*, em relação ao sombreamento ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécies, Figuras 9.1 e 9.2). Assim, sob plena luz, as espécies de *Dimorphandra* não apresentaram diferenças entre si, com relação ao conteúdo de clorofila *a* e *b* ($p > 0,05$, Figuras 9.1 e 9.2).

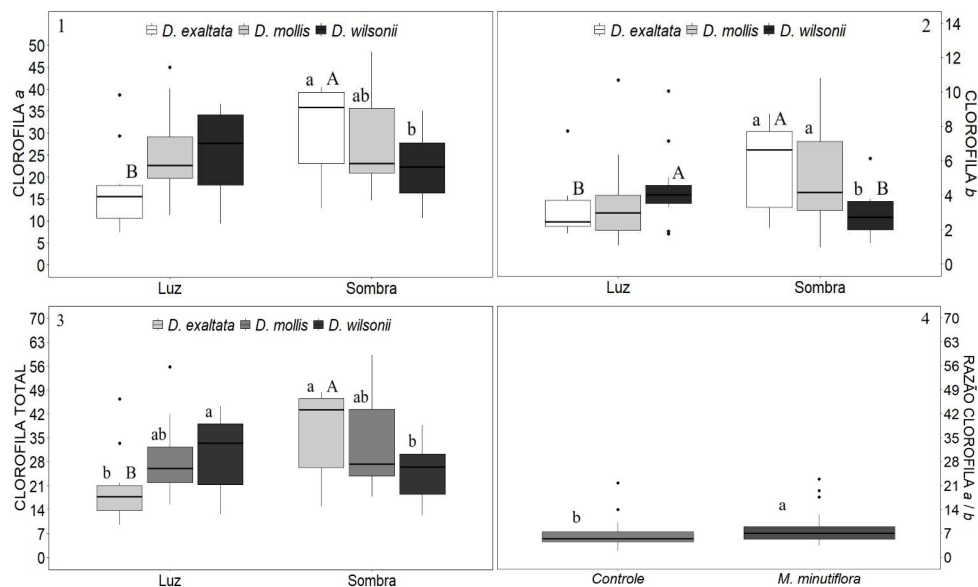


Figura 9: Parâmetros relativos ao índice clorofila ao final do experimento em três espécies de *Dimorphandra* dentro e entre níveis: 1) Clorofila *a* (ICF). 2) Clorofila *b* (ICF). 3) Clorofila total (ICF). 4) Razão entre as clorofilas *a* e *b* (adimensional). Luz: plantas sob luz plena. Sombra: plantas sob sombra de 70%. Controle: plantas sem competição. *M. minutiflora*: plantas com competição. Gráficos 1, 2 e 3: letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa dentro de cada espécie entre os níveis de luminosidade e letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro dos níveis de luminosidade. Gráfico 4: letras minúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de competição.

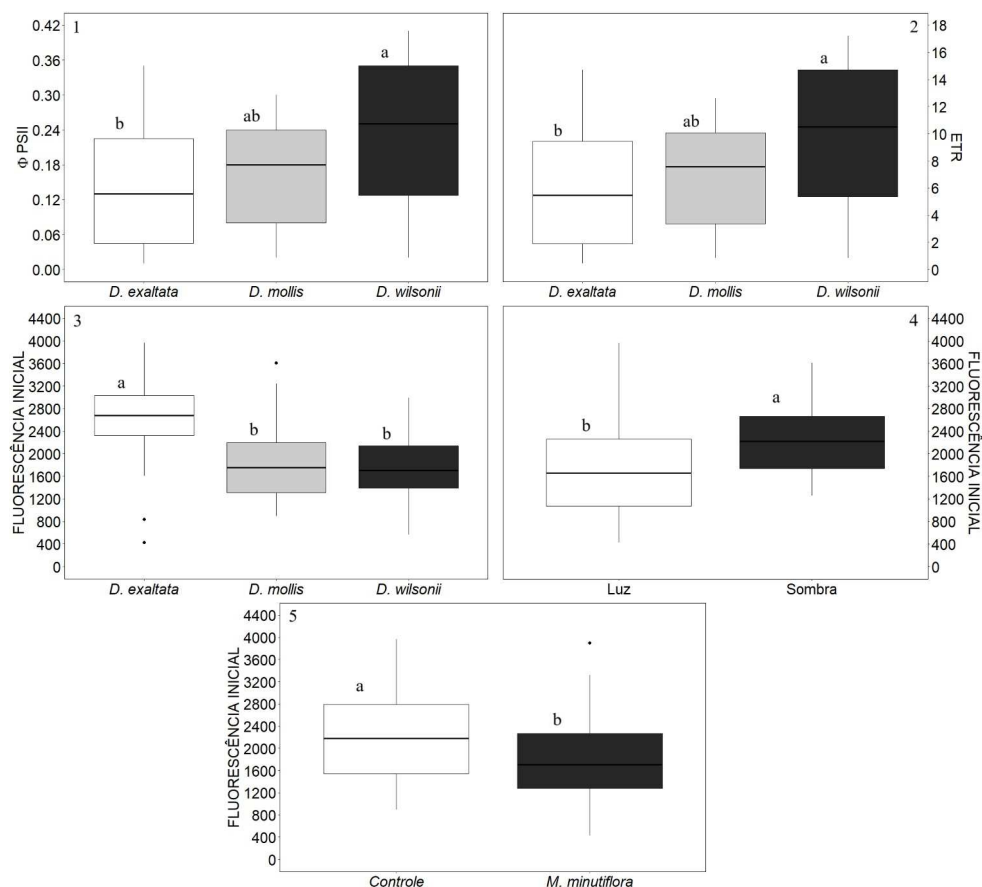


Figura 10: Parâmetros fisiológicos relativos à fluorescência da clorofila *a* ao final do experimento em três espécies de *Dimorphandra* entre níveis: 1) eficiência fotoquímica efetiva do FSII – $\Phi PSII$ (%). 2) Taxa de transporte de elétrons - ETR ($\mu\text{mol elétrons m}^{-2} \text{s}^{-1}$). 3) Fluorescência inicial – F_0 (a.u.). 4) Fluorescência inicial – F_0 (a.u.). 5) Fluorescência inicial – F_0 (a.u.). Luz: plantas sob luz plena. Sombra: plantas sob sombra de 70%. Controle: plantas sem competição. *M. minutiflora*: plantas com competição. Gráficos 1, 2 e 3: letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies. Gráfico 4: letras minúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de luminosidade. Gráfico 5: letras minúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de competição.

Sob luz plena, houve um gradiente de clorofila total, no qual *D. wilsonii* apresentou maior conteúdo de clorofila total que *D. exaltata* ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 9.3). Porém, sob sombra, houve uma inversão desse gradiente, com *D. exaltata* apresentando os maiores valores de clorofila total e *D. wilsonii* os menores ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 9.3). Apenas *D. exaltata* apresentou menor índice de clorofila total sob luz plena do que sob sombra ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 9.3).

A competição com *M. minutiflora* resultou em maiores valores para a razão entre as clorofilas *a* e *b* nas espécies de *Dimorphandra* ($p < 0,05$, efeito simples da competição, Figura 9.4).

Houve um gradiente de *D. wilsonii* (maiores valores) a *D. exaltata* (menores valores) em relação aos valores de eficiência fotoquímica efetiva do FSII e taxa de transporte de elétrons ($p < 0,05$, efeito simples de espécies, Figura 10.1 e 10.2).

A espécie *D. exaltata* apresentou maior fluorescência inicial, do que as outras espécies ($p < 0,05$, efeito simples de espécies, Figura 10.3). Em geral, as espécies sob sombra apresentaram maior fluorescência inicial do que as espécies sob luz plena ($p < 0,05$, efeito simples da luminosidade, Figura 10.4). Porém, a competição com *M. minutiflora* resultou em menores valores para a fluorescência inicial nas três espécies de *Dimorphandra* ($p < 0,05$, efeito simples da competição, Figura 10.5).

3.4.3 Plasticidade fenotípica

As espécies de *Dimorphandra* não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$; Tabela 3) na plasticidade fenotípica entre si em relação às variáveis CC, CR, PC, PF, F0, NPQ, CLB, RRPA e AFE, sob distintas luminosidades e competição.

A espécie *D. exaltata* apresentou maior plasticidade fenotípica ($p < 0,05$; Tabela 3) em relação às variáveis AFT, MSR, MSF, MST, PR, Φ FSII e ETR, comparada a *D. mollis* e *D. wilsonii*. Por outro lado, *D. mollis* e *D. wilsonii* apresentaram maior plasticidade fenotípica ($p < 0,05$; Tabela 3) em relação às variáveis CLB e RAD, quando comparadas a *D. exaltata*. Plantas de *D. wilsonii* apresentaram plasticidade fenotípica ($p < 0,05$; Tabela 3) semelhante a *D. exaltata* em relação às variáveis DC e semelhante a *D. mollis* em relação CLB e RAD.

Tabela 3 – Índice de plasticidade da distância relativa (RDPI) entre três espécies de *Dimorphandra*, em diferentes condições de luminosidade e competição. Letras distintas indicam diferenças significativas entre as espécies, dentro de cada variável analisada.

VARIÁVEIS	<i>D. exaltata</i>	<i>D. mollis</i>	<i>D. wilsonii</i>
CC	0,1656 $\pm$ 0,0420	0,1203 $\pm$ 0,0157	0,1682 $\pm$ 0,0329
DC	0,1151 $\pm$ 0,0389 A	0,0448 $\pm$ 0,0140 B	0,1313 $\pm$ 0,0267 A
CR	0,1741 $\pm$ 0,0537	0,1672 $\pm$ 0,0433	0,2042 $\pm$ 0,0578
NF	0,2938 $\pm$ 0,0573 AB	0,3735 $\pm$ 0,1228 A	0,2275 $\pm$ 0,0410 B
FR	0,3987 $\pm$ 0,1041 A	0,2847 $\pm$ 0,0712 AB	0,2537 $\pm$ 0,0903 B
AFT	0,6246 $\pm$ 0,1783 A	0,4292 $\pm$ 0,0700 B	0,3042 $\pm$ 0,0970 B
AFM	0,5379 $\pm$ 0,1870 A	0,3649 $\pm$ 0,0802 AB	0,3059 $\pm$ 0,1150 B
MSR	0,4810 $\pm$ 0,1609 A	0,2958 $\pm$ 0,0556 B	0,2351 $\pm$ 0,0566 B
MSC	0,4390 $\pm$ 0,1339 A	0,2456 $\pm$ 0,0396 B	0,3570 $\pm$ 0,0613 AB
MSF	0,6264 $\pm$ 0,1701 A	0,4232 $\pm$ 0,0683 B	0,3700 $\pm$ 0,0889 B
MST	0,5096 $\pm$ 0,1643 A	0,2876 $\pm$ 0,0465 B	0,2441 $\pm$ 0,0604 B
PR	0,1163 $\pm$ 0,0208 A	0,0337 $\pm$ 0,0085 C	0,0757 $\pm$ 0,0221 B

PC	0,1746 ± 0,0515	0,1718 ± 0,0150	0,2119 ± 0,0345
PF	0,3148 ± 0,1048	0,3482 ± 0,0992	0,2413 ± 0,0820
F0	0,3339 ± 0,1209	0,2151 ± 0,0440	0,2589 ± 0,0538
FV/FM	0,1279 ± 0,0495 A	0,0873 ± 0,0323 AB	0,0621 ± 0,0187 B
ΦFSII	0,4652 ± 0,0580 A	0,3563 ± 0,0803 B	0,3380 ± 0,0643 B
NPQ	0,2499 ± 0,0397	0,2560 ± 0,0327	0,2568 ± 0,0204
ETR	0,4652 ± 0,0580 A	0,3563 ± 0,0803 B	0,3380 ± 0,0643 B
CLA	0,3266 ± 0,1106 A	0,2147 ± 0,0264 B	0,2326 ± 0,0157 AB
CLB	0,3186 ± 0,1143	0,3374 ± 0,0485	0,2769 ± 0,0562
CLAB	0,1603 ± 0,0311 B	0,2851 ± 0,0454 A	0,2591 ± 0,0214 A
CLT	0,3210 ± 0,1103 A	0,2129 ± 0,0302 B	0,2236 ± 0,0185 AB
RRPA	0,2399 ± 0,0345	0,2262 ± 0,0470	0,2743 ± 0,0809
RAF	0,2925 ± 0,0995 AB	0,3949 ± 0,0987 A	0,2218 ± 0,0779 B
AFE	0,1550 ± 0,0754	0,1275 ± 0,0101	0,1127 ± 0,0369
RAD	0,0853 ± 0,0211 B	0,1070 ± 0,0060 A	0,1209 ± 0,0036 A

3.5 Discussão

3.5.1 Efeito da luminosidade e competição sobre a morfometria vegetativa nas espécies de *Dimorphandra*

As espécies *D. exaltata* e *D. wilsonii* apresentaram maior número de folhas recompostas, sob sombra, comportamento típico de espécies adaptadas a ambientes com menor disponibilidade de luz, como o sub-bosque florestal, que investem em folhas mais robustas e com maior tempo de vida (Westbrook *et al.*, 2011). Tal padrão é coerente com a estratégia de alocação preferencial de recursos para órgãos responsáveis pela captação de recursos limitantes (Bartholomew *et al.*, 2022; Xavier *et al.*, 2023), nesse caso, a radiação fotossinteticamente ativa, sob sombra. No entanto, a competição com *M. minutiflora* reduziu significativamente a produção foliar das três espécies de *Dimorphandra*, indicando que a gramínea invasora exerce forte pressão competitiva, possivelmente por luz e supera a capacidade de emissão de novas folhas das espécies nativas (Dodonov *et al.*, 2019; Musso *et al.*, 2019)

A redução do número de folhas foi acompanhada pela diminuição da área foliar total, em *D. exaltata* e *D. mollis*, além da redução na área foliar média em *D. exaltata*, sob competição. Essa resposta reforça a sensibilidade de *D. exaltata* à presença de *M. minutiflora*, com destaque para seu perfil mais especializado em ambientes de mata, onde a competição com gramíneas é naturalmente

reduzida em áreas bem preservadas (Castro *et al.*, 2019). Esta redução na competição no interior das matas se relaciona a diversidade de espécies e a distribuição da luminosidade, verticalmente e horizontalmente (Duarte *et al.*, 2021). Assim, *D. exaltata* apresenta maior vulnerabilidade à invasão biológica em áreas florestais, principalmente naquelas submetidas à degradação, desmatamento, fragmentação e abertura de clareiras.

Mesmo sob sombreamento, *D. exaltata* e *D. wilsonii* apresentaram os maiores valores para comprimento e diâmetro do caule. Essas espécies foram mais eficientes na captação de luz difusa e na realização da fotossíntese, sob sombra, possivelmente relacionados aos ajustes de pigmentos cloroplastídicos em *D. exaltata* e à eficiência do fotossistema II em *D. wilsonii*, pois estas estratégias se relacionam a eficiência fotossintética (Blind *et al.*, 2018). Em particular, *D. wilsonii* demonstrou maior capacidade de manutenção de crescimento vegetativo também sob luz plena, o que reforça sua aptidão para ecótonos e ambientes heterogêneos em relação à variação luminosa, possivelmente devido a maior capacidade de manutenção de altas taxas de transporte de elétrons, alta eficiência fotoquímica efetiva do FSII e razão entre as clorofilas *a* e *b* (Mathur; Jain; Jajoo, 2018), principalmente em áreas com alta incidência de radiação.

A alocação preferencial de biomassa para as raízes, observada em *D. mollis* e *D. wilsonii*, tanto sob luz plena quanto sob sombra, aponta para estratégias similares de priorização do sistema radicular, mesmo com a pequena redução de massa seca das duas espécies sob sombra. O maior desenvolvimento das raízes sob luz plena se relaciona diretamente com a resposta à recepção direta da luz, sinalizada através de hormônios e por proteínas móveis, mobilizando os recursos disponíveis (Gelderen; Kang; Pierik, 2018). Isso é especialmente marcante em *D. mollis*, espécie de ambientes abertos, o que reforça sua resposta adaptativa a solos pobres e sujeitos à restrição hídrica, nos quais a profundidade das raízes auxiliam no estabelecimento das plantas (García-Pérez *et al.*, 2021). A maior alocação de biomassa para as raízes em *D. mollis* e *D. wilsonii* é uma resposta importante diante de alta demanda hídrica e evaporativa, possível através de ajustes como a modificação da área do córtex radicular (Prince *et al.*, 2017) e diâmetro dos vasos condutores (Kadam *et al.*, 2017) ou com a arquitetura das raízes (Sandhu *et al.*, 2016), reduzindo o gasto de energia necessário para o suprimento de água para a parte aérea (Schneider; Lynch, 2020). A espécie *D. wilsonii* também investiu significativamente em massa seca do caule, independentemente do nível de luz, sugerindo capacidade de equilíbrio na distribuição de fotoassimilados entre órgãos subterrâneos e a parte aérea, um indicativo de boa performance competitiva em ambientes com distintas características ecológicas (Bebre; Marques; Annighöfer, 2022; Rehling; Sandner; Matthies, 2021).

Por outro lado, *D. exaltata* teve sua produção de matéria seca do caule reduzida sob luz plena, refletindo uma limitação funcional para ambientes abertos, devido principalmente ao estresse

térmico (Kunert; Hajek, 2022). Estes resultados indicam que *D. exaltata* é uma espécie arbórea não adaptada a ambientes com alta intensidade luminosa, compatível com sua origem em sub-bosques da Mata Atlântica, onde a composição das espécies é sensível às alterações nas condições abióticas (Jardim; Melo Jr., 2021).

A competição com a gramínea invasora, *M. minutiflora* exerceu efeitos negativos nas três espécies, porém com intensidade variável, sendo mais severos em *D. exaltata*. Esta gramínea exótica, comum em áreas antropizadas (Musso *et al.*, 2019), forma densos tapetes e é eficiente na competição por água, nutrientes e luz, alterando o microclima e comprometendo as plantas jovens de espécies lenhosas nativas (Dairel; Fidelis, 2020; Silva; Mendes; Felfili, 2022). É possível notar a influência da competição na redução do número de folhas, levando as espécies de *Dimorphandra* a investirem mais em percentuais de alocação de biomassa para o caule e reduzindo a fluorescência inicial. Em *D. exaltata* foi notada forte influência da competição, reduzindo a área foliar, massa seca das folhas, massa seca total e razão de área foliar, podendo ser atribuída à competição (Castro *et al.*, 2019) e possivelmente aos efeitos alelopáticos de *M. minutiflora* (Araújo *et al.*, 2018; Lima *et al.*, 2019). Por outro lado, a manutenção do crescimento de *D. wilsonii* provavelmente está relacionada a uma maior capacidade de exploração radicular (Cabal *et al.*, 2020) e a utilização eficiente da luz (Mathur; Jain; Jajoo, 2018), o que garante uma vantagem em ambientes perturbados.

O comportamento diante da competição também revela as diferentes estratégias na alocação de carbono (Martins *et al.*, 2015). Enquanto *D. exaltata*, na ausência de competição, investe mais em folhas, buscando maximizar a captação de luz e favorecendo a fotossíntese (Poorter *et al.*, 2019), *D. mollis* mantém sua estratégia de alocação de biomassa para as raízes e *D. wilsonii* ajusta a alocação de carbono, investindo mais em folhas, porém mantendo reservas subterrâneas e desenvolvimento caulinar, mesmo sob pressão competitiva. Esta flexibilidade de *D. wilsonii* pode ser interpretada como uma vantagem adaptativa de espécies com origem em ambientes ecotonais (Kark, 2017), sujeitos a uma maior variabilidade ambiental. O vigor híbrido também pode ter contribuído para a flexibilidade de *D. wilsonii*, que pode apresentar respostas mais pronunciadas, superando os parentais (Li; Zhao; Luo, 2024). A competição com *M. minutiflora* em *D. exaltata*, afetou negativamente a produção de biomassa foliar e total, evidenciando maior suscetibilidade dessa espécie à competição com gramíneas exóticas. Estes efeitos negativos podem ser atribuídos a compostos alelopáticos produzidos por *M. minutiflora*, que afetam negativamente o desenvolvimento das folhas das espécies nativas (Lima *et al.*, 2019), além da maior eficiência no acúmulo de biomassa por *M. minutiflora*, que prejudica plântulas de espécies arbóreas (Zenni *et al.*, 2018).

Porém, *D. wilsonii* manteve sua produção de biomassa mesmo sob competição, reforçando sua superioridade funcional e competitiva, sugerindo plasticidade funcional relacionada ao vigor híbrido ou à heterose, pelo acúmulo de genes dominantes dos parentais ou pela interação entre alelos heterozigotos (Li; Zhao; Luo, 2024). Estas características observadas são, provavelmente, resultado da combinação de traços adaptativos herdados dos parentais (Zanewich; Rood, 2020), por se tratar de um híbrido F1 (Muniz *et al.*, 2020), como a capacidade de se desenvolver em ambientes abertos com alta incidência de radiação e com competição (*D. mollis*) e mantendo a eficiência para tolerar ambientes sombreados (*D. exaltata*).

Para *D. exaltata*, embora tenha aumentado sua alocação de biomassa para raízes sob luz plena, manteve baixa biomassa radicular absoluta, o que pode comprometer sua capacidade de suporte hídrico e sobrevivência em períodos secos e em ambientes abertos (Sales *et al.*, 2022). Este menor investimento em raízes, combinado ao aumento de alocação para a parte aérea, é compatível com espécies de sub-bosque, onde a alocação de biomassa para a parte aérea se torna mais importante (Avelino *et al.*, 2021). Porém, a priorização da parte aérea, em detrimento das raízes, pode levar a estresse em épocas secas e de alta demanda evaporativa da atmosfera, podendo levar a estresse hídrico pela baixa capacidade de exploração da umidade do solo, principalmente sob baixa umidade (Sales *et al.*, 2022). Estes ajustes, embora importantes diante da degradação florestal, são insuficientes quando associados à competição com gramíneas exóticas (Ren *et al.*, 2019), visto que a espécie apresentou também menor alocação de biomassa relativa para o caule na presença de *M. minutiflora*, prejudicando sua competitividade por luz.

A razão de área foliar, maior em *D. exaltata*, sugere um padrão típico de espécies adaptadas ao sombreamento, para maximizar a captação de luz com menor custo energético (Almeida *et al.*, 2023). No entanto, essa variável foi reduzida apenas em *D. exaltata*, junto a diminuição do percentual de massa seca destinado para as folhas, quando em competição com *M. minutiflora*, revelando uma limitação adaptativa (Lima *et al.*, 2019). Em contrapartida, *D. mollis* apresentou a maior razão entre raiz e parte aérea, sem variação significativa entre ambientes, reforçando seu caráter conservador e típico de ambientes abertos (Saboya; Borghetti, 2012)

3.5.2 Efeito da luminosidade e competição sobre o índice de clorofilas e fluorescência da clorofila a nas espécies de *Dimorphandra*

O sombreamento, resultou em aumento de clorofila *a*, *b* e total em *D. exaltata*, resultando em maiores valores de clorofila *a*, *b* e total sob sombra, comportamento característico de espécies de sub-bosque adaptadas à captação de luz difusa (Tribuzy *et al.*, 2022). O aumento nos pigmentos

fitossintéticos incrementa a capacidade de coleta e processamento da energia luminosa em ambientes sombreados (Souza *et al.*, 2011). Este comportamento reflete uma necessidade de otimização na captação da luz difusa, presente no sub-bosque, maximizando a eficiência no uso da energia solar em condições de baixa luminosidade (Wan *et al.*, 2020). No entanto, sob luz plena, apenas *D. exaltata* apresentou diminuição no teor de clorofila total, aclimatação para evitar o excesso de radiação, que pode levar a estresse oxidativo (Lempiäinen *et al.*, 2022). Os efeitos negativos exercidos por altos níveis de radiação fitossinteticamente ativa podem se originar da fotoinibição, com danos ao fotossistema II e redução na eficiência de transporte de elétrons, levando à geração de espécies reativas de oxigênio (Sharma *et al.*, 2023) e prejudicando o desenvolvimento das plantas. Este resultado é consistente com a baixa eficiência fotoquímica efetiva do FSII, baixa taxa de transporte de elétrons e maior fluorescência inicial em *D. exaltata*, indicando possível fotoinibição e danos ao fotossistema II (Lempiäinen *et al.*, 2022; Sharma *et al.*, 2023). A menor taxa de transporte de elétrons e maior fluorescência inicial apresentada por *D. exaltata* em comparação às outras espécies, pode indicar uma estratégia evolutiva para evitar danos ao aparato fitossintético, porém, significa uma menor eficiência no aproveitamento da luz incidente (Cun *et al.*, 2023). Por outro lado, *D. wilsonii* manteve ou apresentou aumento dos níveis de clorofila total sob luz, demonstrando ajustamento fisiológico mais eficaz à variação de luminosidade, o que pode ocorrer por meio de reparo do fotossistema II e pelo sistema antioxidante do aparato fitossintético (Didaran *et al.* 2024).

A competição com *M. minutiflora* elevou a proporção de clorofila *a* em relação à clorofila *b* nas três espécies, o que pode representar uma tentativa de reorganização funcional para maximizar a conversão de luz em energia química, onde as clorofilas *a* e *b* se complementam na captura de luz (Kume; Akitsu; Nasahara, 2018). Contudo, em ambientes sombreados, tal ajuste pode ser desvantajoso, especialmente para *D. exaltata* e *D. wilsonii*, já que a clorofila *b* é crucial para a captação de luz difusa em baixa intensidade luminosa (Dale; Causton, 1992; Kume; Akitsu; Nasahara, 2018). A espécie *D. wilsonii* destacou-se ainda por sua superior eficiência fotoquímica, expressa em maiores valores de taxa de transporte de elétrons e menores valores de fluorescência inicial, independentemente da luminosidade ou da competição com *M. minutiflora*. Uma maior taxa de transporte de elétrons resulta em maior capacidade de conversão de energia luminosa em energia química útil, pois o transporte de elétrons pode se tornar um fator limitante da fotossíntese líquida quando apresenta baixos valores (Mendes; Marengo; Nascimento, 2017). Ademais, um menor acúmulo de energia não utilizada nos centros de reação, sugere melhor desempenho fisiológico da espécie híbrida (*D. wilsonii*), trazendo menor risco de danos ao aparato fitossintético (Khan *et al.*, 2025). Em geral, as espécies sob sombra apresentaram maior fluorescência inicial, o que pode

refletir maior sensibilidade ao acúmulo de energia luminosa não convertida e limitação funcional, além de uma estratégia para dissipar a energia quando expostas a maior intensidade de luz (Khan *et al.*, 2025). Além disso, as plantas aclimatadas a sombra, em geral, apresentam menor ponto de saturação luminosa (Zhang *et al.*, 2021), que se relaciona com a dissipação de energia na forma de fluorescência inicial, evitando danos oxidativos ao fotossistema quando expostas a alta incidência luminosa.

3.5.3 Efeito da luminosidade e competição sobre a plasticidade fenotípica nas espécies de *Dimorphandra*

A análise do índice de plasticidade evidenciou que, de forma geral, a plasticidade fenotípica das três espécies de *Dimorphandra* foi relativamente baixa. Os valores apresentados foram majoritariamente abaixo de 0,5. Em alguns casos, o índice de plasticidade foi acima deste valor, como no caso de área foliar (média e total), massa fresca das folhas e massa seca total, em *D. exaltata*. Embora a plasticidade seja considerada um dos principais mecanismos de ajustes das plantas, frente às modificações ambientais (Sultan, 2000; Valladares; Niinemets, 2008; Gratani, 2014), nas três espécies de *Dimorphandra* analisadas, a plasticidade se apresentou de forma menos significativa em comparação a outras estratégias funcionais. As respostas morfofisiológicas contrastantes, entre as espécies, frente a modificação na intensidade luminosa e a competição com *M. minutiflora*, revelam que *D. exaltata*, típica de sub-bosque da Mata Atlântica, apresentou maior plasticidade em traços morfológicos ligados a biomassa e área foliar, o que está de acordo com a necessidade de ajustes estruturais em ambientes sombreados (Adams III, 2023; Poorter *et al.*, 2019). Porém, sua elevada sensibilidade às altas intensidades luminosas e à competição com *M. minutiflora*, expõe suas limitações plásticas e sua vulnerabilidade em áreas abertas e degradadas. Já *D. mollis*, amplamente distribuída pelo Cerrado, e *D. wilsonii*, presente nos ecótonos entre a Mata Atlântica e o Cerrado, exibiram plasticidade ainda mais restrita, com leves indícios de plasticidade nos pigmentos fotossintéticos e alocação radicular, mas sem atingir níveis considerados altos de plasticidade (Schneider, 2022). Em contrapartida, a maior robustez ecológica destas espécies, associada a maior alocação de biomassa para as raízes, maior eficiência fotoquímica e manutenção do desenvolvimento, sob competição, evidencia que *D. mollis* e *D. wilsonii* dependem menos da plasticidade fenotípica e mais de traços funcionais fixos e especializações adaptativas para enfrentar os estresses ambientais. A superioridade funcional de *D. wilsonii*, possivelmente relacionada ao vigor híbrido, reforça o potencial adaptativo de genótipos ecotonais, enquanto os achados em

conjunto sugerem que estratégias de restauração e manejo devam considerar não apenas a origem ecológica, mas também os limites da plasticidade funcional de cada espécie, frente à invasão biológica e à pressão antrópica, sendo essencial proteger ambientes sombreados e menos perturbados para garantir a persistência de espécies mais especializadas como *D. exaltata*.

3.6 Considerações finais

As respostas morfofisiológicas contrastantes entre as espécies de *Dimorphandra* frente ao sombreamento e à competição com *M. minutiflora* revelam distintas estratégias adaptativas e níveis de plasticidade funcional, com implicações diretas para a conservação e o manejo de ecossistemas naturais. Os resultados confirmaram parcialmente as hipóteses iniciais, evidenciando respostas ecofisiológicas distintas entre as três espécies de *Dimorphandra*, coerentes com suas origens ecológicas. *D. exaltata*, presente na Mata Atlântica, apresentou melhor desempenho sob sombreamento, com maior número de folhas e teor de clorofila, mas mostrou forte sensibilidade à luz intensa e à competição com *M. minutiflora*, confirmando sua limitação em ambientes abertos. *D. mollis*, presente no Cerrado, manteve bom desempenho sob alta luminosidade, com maior alocação de biomassa em raízes e elevada razão raiz/parte aérea, demonstrando tolerância à competição, porém baixa plasticidade. *D. wilsonii*, presente nos ecótonos entre o Cerrado e a Mata Atlântica, exibiu desempenho intermediário, com elevada eficiência fotoquímica e equilíbrio no crescimento sob diferentes condições de luminosidade e competição com *M. minutiflora*, embora com plasticidade fenotípica menor que a esperada. De modo geral, as respostas refletem um gradiente funcional coerente — com *D. exaltata* mais dependente de sombra, *D. mollis* resistente à luz e limitação de recursos e *D. wilsonii* apresentando equilíbrio na alocação de biomassa e manutenção do funcionamento do aparato fotossintético, apesar da baixa plasticidade fenotípica.

3.7 Referências

ADAMS III, W.W.; STEWART, J.J.; POLUTCHKO, S.K.; COHU, C.M.; MULLER, O.; DEMMIG-ADAMS, B. **Foliar phenotypic plasticity reflects adaptation to environmental variability**. *Plants*, v. 12, n. 10, art. 2041, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2223-7747/12/10/2041>. Acesso: 17/05/2025.

ALMEIDA, R.S.; CUNHA, F.L.; ROSSI, J.A.; MELO, L.A. **Intensidade de sombreamento e formulação de substrato afetam a qualidade de mudas de *Cordia trichotoma***. *Ciência Florestal*, v. 33, n. 3, e69010, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509869010>. Acesso em: 17/02/2025.

ARAÚJO, A.C.F.; MADALÃO, J.C.; JAKELAITIS, A.; COSTA, A.C.; ALMEIDA, G.M. **Residues of forage species affect photosynthetic characteristics of the pequizeiro**. Revista Caatinga, Mossoró, v. 31, n. 1, p. 9 – 18, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1983-21252018v31n102rc>. Acesso em: 14/02/2025.

ASSIS, G.B.; PILON, N.A.L.; SIQUEIRA, M.F.; DURIGAN, G. **Effectiveness and costs of invasive species control using different techniques to restore cerrado grasslands**. Restoration Ecology, v. 29, n. S1, e13219, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.13219>. Acesso em: 16/02/2025.

AVELINO, N. R.; SCHILLING, A. C.; DALMOLIN, Â. C.; SANTOS, M. S.; MIELKE, M. S. **Alocação de biomassa e indicadores de crescimento para a avaliação da qualidade de mudas de espécies florestais nativas**. Ciência Florestal, Santa Maria, v. 31, n. 4, p. 1733–1750, out./dez. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509843229>. Acesso em: 13 fev. 2025.

BARTHOLOMEW, D.C.; BANIN, L.F.; BITTENCOURT, P.R.L.; SUIS, M.A.F.; MERCADO, L.M.; NILUS, R.; BURSLEM, D.F.R.P.; ROWLAND, L. **Differential nutrient limitation and tree height control leaf physiology, supporting niche partitioning in tropical dipterocarp forests**. Functional Ecology, v. 36, n. 8, p. 2084–2103, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14094>. Acesso em: 11/02/2025.

BEBRE, I.; MARQUES, I.; ANNIGHÖFER, P. **Biomass allocation and leaf morphology of saplings grown under various conditions of light availability and competition types**. Plants, v. 11, n. 3, 305, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/plants11030305>. Acesso em: 13/02/2025.

BGCI - Botanic Gardens Conservation International & IUCN SSC Global Tree Specialist Group. ***Dimorphandra mollis*, The IUCN Red List of Threatened Species 2019:** e.T144283190A148998499, 2019. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/144283190/148998499>. Acesso em: 07/02/2025.

BLIND, M.R.; COSTA, K.C.P.; SILVA, C.E.M.; SAMPAIO, P.T.B.; GONÇALVES, J.F.C. **Fotossíntese de espécies de *Aniba* em resposta à exposição a ambientes contrastantes de luz**. Rodriguésia, v. 69, n. 2, p. 397–407, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201869211>. Acesso em: 14/02/2025.

BOCKSTETTE, S.W.; PINNO, B.D.; LANDHÄUSSER, S.M. **Responses of planted *Populus tremuloides* seedlings to grass competition during early establishment**. Trees, v. 32, n. 5, p. 1279–1289, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00468-018-1710-3>. Acesso em: 13/04/2025.

BRODERSEN, C.R.; GERMINO, M.J.; JOHNSON, D.M.; REINHARDT, K.; SMITH, W.K.; RESLER, L.M.; BADER, M.Y.; SALA, A.; KUEPPERS, L.M.; BROLL, G.; CAIRNS, D.M.; HOLTMEIER, F.K.; WIESER, G. **Seedling survival at timberline is critical to conifer mountain forest elevation and extent**. Frontiers in Forests and Global Change, v. 2, p. 9, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00009>. Acesso em: 18/02/2025.

BURNS, J.H.; STRAUSS, S.Y. **Effects of competition on phylogenetic signal and phenotypic plasticity in plant functional traits**. Ecology, v. 93, n.8, p. S126–S137, 2012. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/23229906>. Acesso em: 18/04/2025.

CABAL, C.; MARTÍNEZ-GARCÍA, R.; AGUILAR, A.C.; VALLADARES, F.; PACALA, S.W. **The exploitative segregation of plant roots**. *Science*, v. 370, n. 6521, p. 1197–1199, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aba9877>. Acesso em: 11/02/2025.

CARMONA, C.P.; BELLO, F.; AZCÁRATE, F.M.; MASON, N.W.H.; PECO, B. **Trait hierarchies and intraspecific variability drive competitive interactions in Mediterranean annual plants**. *Journal of Ecology*, v. 107, n. 5, p. 2078–2089, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13248>. Acesso em: 18/02/2025.

CASTRO, W.A.C.; XAVIER, R.O.; GARRIDO, F.H.L.; ROMERO, J.H.C.; PERES, C.K.; DA LUZ, R.C. **Fraying around the edges: negative effects of the invasive *Tradescantia zebrina* Hort. ex Bosse (Commelinaceae) on tree regeneration in the Atlantic Forest under different competitive and environmental conditions**. *Journal of Plant Ecology*, v. 12, n. 4, p. 713–721, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtz009>. Acesso em: 22/02/2025.

CHEN, Y.; XIE, Y.; WEI, C.; LIU, S.; LIANG, X.; ZHANG, J.; LI, R. **Invasive plant species demonstrate enhanced resource acquisition traits relative to native non-dominant species but not compared with native dominant species**. *Diversity*, v.16, p. 317, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/d16060317>. Acesso em: 15/03/2025.

COAKLEY, S.; PETTI, C. **Impacts of the invasive *Impatiens glandulifera*: lessons learned from one of Europe's top invasive species**. *Biology*, v. 10, n. 7, p. 619, 03 jul. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/biology10070619>. Acesso em: 28/02/2025.

CUN, Z.; XU, X.Z.; ZHANG, J.Y.; SHUANG, S.P.; WU, H.M.; AN, T.X.; CHEN, J.W. **Responses of photosystem to long-term light stress in a typically shade-tolerant species *Panax notoginseng***. *Frontiers in Plant Science*, v. 13, 1095726, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1095726>. Acesso em: 20/01/2025.

DAIREL, M.; FIDELIS, A. **The presence of invasive grasses affects the soil seed bank composition and dynamics of both invaded and non-invaded areas of open savannas**. *Journal of Environmental Management*, v. 276 : 111291, p. 1 – 7, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111291>. Acesso em: 27/02/2025.

DALE, M.P.; CAUSTON, D.R. **Use of the chlorophyll *a/b* ratio as a bioassay for the light environment of a plant**. *Functional Ecology*, v. 6, n. 2, p. 190–196, 1992. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2389754>. Acesso em: 20/01/2025.

DAMASCENO, G.; FIDELIS, A. **Abundance of invasive grasses is dependent on fire regime and climatic conditions in tropical savannas**. *Journal of Environmental Management*, v. 271, 111016, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111016>. Acesso em: 17/02/2025.

DIDARAN, F.; KORDROSTAMI, M.; GHASEMI-SOLOKLUI, A.A.; PASHKOVSKIY, P.; KRESLAVSKI, V.; KUZNETSOV, V.; ALLAKHVERDIEV, S.I. **The mechanisms of photoinhibition and repair in plants under high light conditions and interplay with abiotic stressors**. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, v. 259, 113004, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2024.113004>. Acesso em: 15/02/2025.

DODONOV, P.; HARPER, K.A.; XAVIER, R.O.; MATOS, D.M.S. **Spatial pattern of invasive and native graminoids in the Brazilian cerrado**. Plant Ecology, v. 220, n. 7, p. 741–756, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11258-019-00949-6>. Acesso em: 21/01/2025.

DRIEVER, S.M.; MOSSINK, L.; OCAÑA, D.N.; KAISER, E. **A simple system for phenotyping of plant transpiration and stomatal conductance response to drought**. Plant Science, v. 329, p. 111626, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2023.111626>. Acesso em: 20/02/2025

DUARTE, M.M.; MORAL, R.A.; GUILLEMOT, J.; ZUIM, C.I.F.; POTVIN, C.; BONAT, W.H.; STAPE, J.L.; BRANCALION, P.H.S. **High tree diversity enhances light interception in tropical forests**. Journal of Ecology, v. 109, p. 2597–2611, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13669>. Acesso em: 20/02/2025.

FALKER. **Manual do usuário ClorofiLOG CFL1030®**. 2018. Disponível em: https://www.falker.com.br/download?product=cfl1030&file=MAN_CFL1030_D.pdf. Acesso em: 21/01/2025.

FERNANDEZ, E.; NEGRÃO, R.; FERNANDES, F.; LEÓN, M.L.V. ***Dimorphandra wilsonii*, The IUCN Red List of Threatened Species 2025**: e.T61926A202311139, 2025. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/61926/202311139>. Acesso em: 14/02/2025.

FERNANDEZ, E.; VERDI, M.; MARTINELLI, G.; SILVA, G.; MOREIRA FERNANDES, F. ***Dimorphandra exaltata* (amended version of 2021 assessment)**. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T189596981A208123775, 2021. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/189596981/208123775>. Acesso em: 14/02/2025

FERNANDES, F.; FERNANDEZ, E.; MARTINELLI, G.; ROSA, P. ***Dimorphandra wilsonii* (Green Status assessment), The IUCN Red List of Threatened Species 2024**: e.T61926A6192620251, 2024. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/61926/202311139>. Acesso em: 14/02/2025.

FERNANDES, F. M.; REGO, J. O. ***Dimorphandra wilsonii* Rizzini (Fabaceae): distribuição, habitat e status de conservação**. Acta Botanica Brasilica, v. 28, n. 3, p. 434–444, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/8C8w4XXKZNLdmNgyz5RBnnM/?lang=en>. Acesso em: 14/02/2025.

FOXX, A.J.; FORT, F. **Root and shoot competition lead to contrasting competitive outcomes under water stress: a systematic review and meta-analysis**. PLoS ONE, v. 14, n. 12, e0220674, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220674>. Acesso em: 24/02/2025.

FREITAS, V.L.O.; ALVES, T.H.S.; LOPES, R.M.F.; LEMOS FILHO, J.P. **Fruit and seed biometry and germination of *Dimorphandra mollis* Benth. and *Dimorphandra wilsonii* Rizz. (Fabaceae – Caesalpinioideae)**. Scientia Forestalis, v. 37, n. 81, p. 27–35, 2009. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr81/cap02.pdf>. Acesso em: 18/01/2025.

GARCÍA-PÉREZ, J.L.; OLIET, J.A.; VILLAR-SALVADOR, P.; GUZMÁN, J.E. **Root growth dynamics and structure in seedlings of four shade tolerant Mediterranean species grown under moderate and low light**. Forests, v. 12, n. 11, 1540, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f12111540>. Acesso em: 05/02/2025.

GELDEREN, K.V.; KANG, C.; PIERIK, R. **Light signaling, root development, and plasticity.** Plant Physiology, v. 176, n. 2, p. 1049–1060, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1104/pp.17.01079>. Acesso em: 16/02/2025.

GENTY, B.; BRIANTAIS, J. M.; BAKER, N. R. **The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence.** Biochimica et Biophysica Acta, 990, p. 87 – 92, 1989. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com>. Acesso em: 07/12/2024.

GRATANI, L. **Plant phenotypic plasticity in response to environmental factors.** Advances in Botany, p. 1–17, 2014. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1155/2014/208747>. Acesso em 23/04/2025.

GRIME, J.P. **Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory.** The American Naturalist, v. 111, n. 982, p. 1169–1194, 1977. Disponível em: <https://doi.org/10.1086/283244>. Acesso em: 08/02/2025.

GWATE, O.; MANTEL, S. K.; GIBSON, L. A.; MUNCH, Z.; GUSHA, B.; PALMER, A. R. **The effects of *Acacia mearnsii* (black wattle) on soil chemistry and grass biomass production in a South African semi-arid rangeland: implications for rangeland rehabilitation.** African Journal of Range & Forage Science, v. 38, p. 270–280, 2021. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.2989/10220119.2021.1875048>. Acesso em: 15/03/2025.

HUANG, Z.; LIU, Q.; TIGABU, M.; JIN, S.; MA, X.; LIU, B. **Plastic responses in growth, morphology, and biomass allocation of five subtropical tree species to different degrees of shading.** Forests, v. 13, n. 7, 996, p.1 – 13, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f13070996>. Acesso em: 14/04/2025.

JARDIM, R. I. L.; MELO JR., J. C. F. **Redundância funcional de plantas lenhosas residentes do subosque de dois fragmentos de Mata Atlântica.** Revista Brasileira de Geografia Física, v. 14, n. 6, p. 3475–3496, 2021. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/249914>. Acesso em: 20/01/2025.

KADAM, N.N.; TAMILSELVAN, A.; LAWAS, L.M.F.; QUIÑONES, C.; BAHUGUNA, R.N.; THOMSON, M.J.; DINGKUHN, M.; MUTHURAJAN, R.; STRUIK, P.C.; YIN, X.; JAGADISH, S.V.K. **Genetic control of plasticity in root morphology and anatomy of rice in response to water deficit.** Plant Physiology, v. 174, n. 4, p. 2302–2315, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1104/pp.17.00500>. Acesso em: 14/02/2025.

KARK, S. **Effects of ecotones on biodiversity.** Reference Module in Life Sciences. Elsevier, p.1 – 7, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02290-1>. Acesso em: 22/02/2025.

KATO-NOGUCHI, H.; KURNIADIE, D. **Allelopathy of *Lantana camara* as an invasive plant.** Plants, v. 10, n. 5, art. 1028, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/plants10051028>. Acesso em: 15/02/2025.

KHAN, I.; SOHAIL, Z.; ZAMAN, S.; LI, G.; FU, M. **Adaptive responses of plants to light stress: mechanisms of photoprotection and acclimation. A review.** *Frontiers in Plant Science*, v. 16, 1550125, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpls.2025.1550125>. Acesso em: 17/06/2025.

KISHORE, B.S.P.C.; KUMAR, A.; SAIKIA, P. **Understanding the invasion potential of *Chromolaena odorata* and *Lantana camara* in the Western Ghats, India: An ecological niche modelling approach under current and future climatic scenarios.** *Ecological Informatics*, v. 79, 102425, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102425>. Acesso em: 05/02/2025.

KITAJIMA, M.; BUTLER, W.L. **Quenching of chlorophyll fluorescence and primary photochemistry in chloroplasts by dibromothymoquinone.** *Biochimica et Biophysica Acta*, v. 376, p. 105–115, 1975. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/1125215/>. Acesso em: 11/02/2025.

KOCHETOVA, G.V.; AVERCHEVA, O.V.; BASSARSKAYA, E.M.; ZHIGALOVA, T.V. **Light quality as a driver of photosynthetic apparatus development.** *Biophysical Reviews*, v. 14, n. 4, p. 779–803, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12551-022-00985-z>. Acesso em: 09/02/2025.

KONRAD, W.; ROTH-NEBELSICK, A.; TRAISSER, C. **High productivity at high latitudes? Photosynthesis and leaf ecophysiology in Arctic forests of the Eocene.** *Paleoceanography and Paleoclimatology*, v. 38, e2023PA004685, p. 1 – 35, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2023PA004685>. Acesso em: 16/02/2025.

KUME, A.; AKITSU, T.; NASAHARA, K.N. **Why is chlorophyll b only used in light-harvesting systems?** *Journal of Plant Research*, v. 131, p. 961–972, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10265-018-1052-7>. Acesso em: 17/01/2025.

KUNERT, N.; HAJEK, P. **Shade-tolerant temperate broad-leaved trees are more sensitive to thermal stress than light-demanding species during a moderate heatwave.** *Trees, Forests and People*, v. 9, 100282, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100282>. Acesso em: 11/02/2025.

LEMPIÄINEN, T.; RINTAMÄKI, E.; ARO, E.M.; TIKKANEN, M. **Plants acclimate to Photosystem I photoinhibition by readjusting the photosynthetic machinery.** *Plant, Cell & Environment*, v. 45, p. 2954–2971, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/pce.14400>. Acesso em: 20/01/2025.

LI, Z.; ZHAO, Y.; LUO, K. **Molecular mechanisms of heterosis and its applications in tree breeding: progress and perspectives.** *Int. J. Mol. Sci*, v. 25, n. 22, 12344, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijms252212344>. Acesso em: 10/01/2025.

LIMA, S.F.; ARAÚJO, A.C.F.; TAVARES, C.J.; FREITAS, M.A.M.; JAKELAITIS, A.; PEREIRA, L.S. **Residues of invasive forage species inhibits the growth of *Caryocar brasiliense*.** *Planta Daninha*, v. 37, e019193012, 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pd/a/j57PPLSdq3xNxSzW4drp6RH/?lang=en>. Acesso em: 27/02/2025.

LIN, L.; BAND, L.E.; VOSE, J.M.; HWANG, T.; MINIAT, C.F.; BOLSTAD, P.V. **Ecosystem processes at the watershed scale: influence of flowpath patterns of canopy ecophysiology on**

emergent catchment water and carbon cycling. *Ecohydrology*, v. 12, n. 5, e2093, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eco.2093>. Acesso em: 18/02/2025.

MACK, R.N.; LONSDALE, W.M. **Humans as global plant dispersers: getting more than we bargained for.** *BioScience*, v. 51, n. 2, p. 95–102, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0095:HAGPDG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0095:HAGPDG]2.0.CO;2). Acesso em: 05/02/2025.

MARCHANTE, E.; KJØLLER, A.; STRUWE, S.; FREITAS, H. **Invasive *Acacia longifolia* induce changes in the microbial catabolic diversity of sand dunes.** *Soil Biology & Biochemistry*, v. 40, p. 2563–2568, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.06.017>. Acesso em: 28/01/2025.

MARTINS, C.R. **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): uma espécie invasora do cerrado** [tese de doutorado]. Brasília: Universidade de Brasília, 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/48928511_Caracterizacao_e_manejo_da_graminea_Melinis_minutiflora_P_Beauv_Capim-Gordura_uma_especie_invasora_do_cerrado. Acesso em: 27/02/2025.

MARTINS, C.R.; HAY, J.D.V.; SCALÉA, M.; MALAQUIAS, J.V. **Management techniques for the control of *Melinis minutiflora* P. Beauv. (molasses grass): ten years of research on an invasive grass species in the Brazilian cerrado.** *Acta Botanica Brasilica*, v. 31, n. 4, p. 546–554, 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/NnKgt5QtvWbfkGKsPthQ3tm/>. Acesso em: 14/02/2025.

MARTINS, D.A.; JAKELAITIS, A.; COSTA, A.C.; ALMEIDA, G.M.A.; SILVA FILHO, R.O. **Weeds interference in pequi plants.** *Planta Daninha*, v. 36, n. 1, p. e018163080-e018163080, 2018. Disponível em: <https://awsjournal.org/article/weeds-interference-in-pequi-plants/>. Acesso em: 20/01/2025.

MARTINS, E.; FERNANDES, F. M.; MAURENZA, D.; POUGY, N.; LOYOLA, R.; MARTINELLI, G. **Plano de Ação Nacional para a Conservação do Faveiro-de-wilson (*Dimorphandra wilsonii* Rizzini).** Andrea Jakobsson estúdio, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico, Rio de Janeiro. 2014. Disponível em: <https://www.institutopristino.org.br>. Acesso em: 12/02/2025.

MARTINS, L.M.; CRUZ, M.C.M.; OLIVEIRA, A.F.; FAGUNDES, M.C.P.; SANTOS, J.B. **Crescimento inicial de mudas de oliveira em competição com plantas daninhas.** *Revista Agrarian, Dourados*, v. 8, n. 28, p. 124-132, 2015. Disponível em: <https://ojs.ufgd.edu.br/agrarian/article/view/2670>. Acesso em: 24/01/2025.

MASSI, K.G.; EUGÊNIO, C.U.O.; FRANCO, A.C.; HOFFMANN, W.A. **The effects of tree cover and soil nutrient addition on native herbaceous richness in a neotropical savanna.** *Biotropica*, v. 53, n. 3, p. 888–895, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12940>. Acesso em: 19/02/2025.

MATHEUS, M.T.; RODRIGUES-JUNIOR, A.G.; OLIVEIRA, D.M.T.; GARCIA, Q.S. **Seed longevity and physical dormancy break of two endemic species of *Dimorphandra* from Brazilian biodiversity hotspots.** *Seed Science Research*, v. 27, n.3, p. 109–205, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0960258517000204>. Acesso em: 22/01/2025.

MATHUR, S.; JAIN, L.; JAJOO, A. **Photosynthetic efficiency in sun and shade plants.** *Photosynthetica*, v. 56, n. 1, p. 354 – 365, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11099-018-0767-y>. Acesso em: 12/02/2025.

MELIS, A.; SPANGFORT, M.; ANDERSSON, B. **Light-absorption and electron transport balance between photosystem II and photosystem I in spinach chloroplasts.** *Photochemistry and Photobiology*, v. 45, n. 1, p. 129– 136, 1987. Disponível em: <https://www.onlinelibrary.wiley.com>. Acesso em: 13/02/2025.

MENDES, K.R.; MARENCO, R.A.; NASCIMENTO, H.C.S. **Maximum carboxylation velocity of Rubisco and maximum rate of electron transport in saplings in response to variations in environmental factors in Central Amazonia.** *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 27, n. 3, p. 947–959, 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/MwCJsxmcr6TCtwD6GyHwVjL/abstract/?format=html&lang=en>. Acesso em: 13/01/2025.

MONTESINOS, D. **Fast invasives fastly become faster:** invasive plants align largely with the fast side of the plant economics spectrum. *Journal of Ecology*, v. 110, n. 5, p. 1010–1014, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13616>. Acesso em: 17/02/2025.

MUNIZ, A.C.; LEMOS-FILHO, J.P.; SOUZA, H.A.; MARINHO, R.C.; BUZATTI, R.S.; HEUERTZ, M.; LOVATO, M.B. **The protected tree *Dimorphandra wilsonii* (Fabaceae) is a population of inter-specific hybrids:** recommendations for conservation in the Brazilian Cerrado/Atlantic Forest ecotone. *Annals of Botany*, v. 126, p. 191–203, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/aob/mcaa066>. Acesso em: 27/02/2025.

MUSSO, C.; MACEDO, M.A.; ALMEIDA, N.N.; RODRIGUES, D.M.; CAMARGO, M.E.M.S.; PÔRTO, A.C.C.Q.; MIRANDA, H.S. ***Andropogon gayanus* Kunth invasion in the Cerrado: from seed production to seedling establishment along roadsides.** *Biological Invasions*, v. 21, n. 5, p. 1683–1696, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01928-8>. Acesso em: 15/02/2025.

MUSSO, C.; PINTO, G.; MIRANDA, H.S.; OLIVEIRA, R.; CORREIA, C.; MOUTINHO-PEREIRA, J.; SOARES, A.M.V.M.; LOUREIRO, S. **South American and African grass species cope differently with soil water availability.** *Journal of Agricultural Science*, v. 11, n. 13, p. 64 – 80, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5539/jas.v11n13p64>. Acesso em: 18/01/2025.

NERLEKAR, A.N.; VELDMAN, J.W. **High plant diversity and slow assembly of old-growth grasslands.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 117, n. 31, p. 18550–18556, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1922266117>. Acesso em: 12/02/2025.

NOGUEIRA, C.B.; MENÉNDEZ, E.; RAMÍREZ-BAHENA, M.H.; VELÁZQUEZ, E.; PEIX, Á.; MATEOS, P.F.; SCOTTI, M.R. **The N-fixing legume *Periandra mediterranea* constrains the invasion of an exotic grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv) by altering soil N cycling.** *Scientific Reports*, v. 9, art. 11033, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47380-5>. Acesso em: 15/02/2025.

OLIVEIRA, P.A.; MOURA, C.C.; SANTOS, L.G.; PEREIRA, I.M.; BUENO, M.L.; MACHADO, E.L.M. **Impact of climate change on the potential distribution of native and invasive grasses in**

the cerrado. Floresta, v.50, n.3, p. 1555–1564, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/rf.v50i3.64389>. Acesso em: 12/02/2025.

OXBOROUGH, K.; BAKER, N.R. **An instrument capable of imaging chlorophyll *a* fluorescence from intact leaves at very low irradiance and at cellular and subcellular levels of organization.** Plant, Cell & Environment, v.20, p.1473–1483, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1997.d01-42.x>. Acesso em: 08/02/2025.

PELLER, T.; ALTERMATT, F. **Invasive species drive cross-ecosystem effects worldwide.** Nature Ecology & Evolution, v. 8, p. 1087–1097, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02380-1>. Acesso em: 23/02/2025.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; LAVOREL, S.; POORTER, H.; JAUREGUIBERRY, P.; BRET-HARTE, M.S.; CORNWELL, W.K.; CRAINE, J.M.; GURVICH, D.E.; URCELAY, C.; VENEKLAAS, E.J.; REICH, P.B.; POORTER, L.; WRIGHT, I.J.; RAY, P.; ENRICO, L.; PAUSAS, J.G.; DE VOS, A.C.; BUCHMANN, N.; FUNES, G.; QUÉTIER, F.; HODGSON, J.G.; THOMPSON, K.; MORGAN, H.D.; TER STEEGE, H.; VAN DER HEIJDEN, M.G.A.; SACK, L.; BLONDER, B.; POSCHLOD, P.; VAIRETTI, M.V.; CONTI, G.; STAYER, A.C.; AQUINO, S.; CORNELISSEN, J.H.C. **New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide.** Australian Journal of Botany, v. 61, p. 167–234, 2013. Disponível em: <https://conservancy.umn.edu/items/9e6f83ad-4caf-4022-9357-df1c1e601955>. Acesso em: 12/02/2025.

POORTER, H.; NIINEMETS, Ü.; NTAGKAS, N.; SIEBENKÄS, A.; MÄENPÄÄ, M.; MATSUBARA, S.; PONS, T.L. **A meta-analysis of plant responses to light intensity for 70 traits ranging from molecules to whole plant performance.** New Phytologist, v. 223, n. 3, p. 1073–1105, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.15754>. Acesso em: 27/02/2025.

POWER, G.; SÁNCHEZ VILAS, J. **Competition between the invasive *Impatiens glandulifera* and UK native species: the role of soil conditioning and pre-existing resident communities.** Biological Invasions, v. 22, p. 1527–1537, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02202-y>. Acesso em: 24/02/2025.

PRINCE, S.J.; MURPHY, M.; MUTAVA, R.N.; DURNELL, L.A.; VALLIYODAN, B.; SHANNON, J.G.; NGUYEN, H.T. **Root xylem plasticity to improve water use and yield in water-stressed soybean.** Journal of Experimental Botany, v. 68, n. 8, p. 2027–2036, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jxb/erw472>. Acesso em: 25/01/2025.

PSI – PHOTON SYSTEMS INSTRUMENTS. FluorPen FP110® – **Portable fluorometer:** user guide. Drásov: Photon Systems Instruments, 2021. https://psi.cz/support/downloads/hd001/fp001/FluorPen-MonitoringPen_manual_2023-07.pdf/open. Acesso em: 19/02/2025.

QI, Y.; WEI, W.; CHEN, C.; CHEN, L. **Plant root-shoot biomass allocation over diverse biomes: a global synthesis.** Global Ecology and Conservation, v. 18, p. 1 – 14, e00606, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00606>. Acesso em: 09/02/2025.

QU, T.; DU, X.; PENG, Y.; GUO, W.; ZHAO, C.; LOSAPIO, G. **Invasive species allelopathy decreases plant growth and soil microbial activity.** PLOS ONE, v. 16, n. 2, art. e0246685, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246685>. Acesso em: 06/02/2025.

RABELO, B.S.; LANGEVELDE, F.V.; TOMLINSON, K.; DINIZ, P.; SILVA, D.A.; BARBOSA, E.R.M.; BORGHETTI, F. **Effects of native and invasive grasses on the survival and growth of tree seedlings in a neotropical savanna**. *Biological Invasions*, v. 25, n. 8, p. 2697–2711, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03068-6>. Acesso em: 22/01/2025.

RAZAK, N.A.; GANGE, A.C.; SUTTON, B.C.; MANSOR, A. **The invasive plant *Impatiens glandulifera* manipulates microbial associates of competing native species**. *Plants*, v. 12, p. 1552, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/plants12071552>. Acesso em: 26/02/2025.

REHLING, F.; SANDNER, T.M.; MATTHIES, D. **Biomass partitioning in response to intraspecific competition depends on nutrients and species characteristics: a study of 43 plant species**. *Journal of Ecology*, v. 109, n. 5, p. 2219–2233, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13635>. Acesso em: 12/02/2025.

REICHERT, T.; RAMMIG, A.; PAPASTEFANOU, P.; LUGLI, L.F.; DARELA FILHO, J.P.; GREGOR, K.; FUCHSLUEGER, L.; QUESADA, C.A.; FLEISCHER, K. **Modeling the carbon costs of plant phosphorus acquisition in Amazonian forests**. *Ecological Modelling*, v. 485, p. 1 – 16, 110491, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110491>. Acesso em: 23/02/2025.

REN, G.Q.; LI, Q.; LI, Y.; LI, J.; ADOMAKO, M.O.; DAI, Z.C.; LI, G.L.; WAN, L.Y.; ZHANG, B.; ZOU, C.B.; RAN, Q.; DU, D.L. **The enhancement of root biomass increases the competitiveness of an invasive plant against a co-occurring native plant under elevated nitrogen deposition**. *Flora*, v. 261, 151486, p. 1 – 9, dez. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2019.151486>. Acesso em: 25/01/2025.

ROCHA, L. G. S.; PINTO, J. R. R. **Diversity and structural changes in Cerrado Rupestre under effects of disturbances**. *Brazilian Journal of Botany*, v. 44, p. 213–225, 2021. DOI: 10.1007/s40415-020-00687-4. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40415-020-00687-4>. Acesso em: 10/02/2025.

RODOVALHO, N.L.; NARDOTO, G.B. **Análise comparativa da viabilidade econômica e ambiental dos manejos do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) em unidades de conservação**. *Espaço & Geografia*, v. 17, n. 1, p. 115-144, 2014. Disponível em: <https://periodicos.unb.br/index.php/espacoegografia/article/view/39989/31094>. Acesso em: 14/02/2025.

ROJAS-BOTERO, S.; KOLLMANN, J.; TEIXEIRA, L.H. **Competitive trait hierarchies of native communities and invasive propagule pressure consistently predict invasion success during grassland establishment**. *Biological Invasions*, v. 24, n. 1, p. 107–122, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02630-4>. Acesso em: 15/02/2025.

RUSDY, M. ***Imperata cylindrica*: reproduction, dispersal, and controls**. *CAB Reviews*, v. 2020, 15(038), 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR202015038>. Acesso em: 27/02/2025.

SABOYA, P.; BORGHETTI, F. **Germination, initial growth, and biomass allocation in three native Cerrado species**. *Brazilian Journal of Botany*, v. 35, n. 2, p. 129–135, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbb/a/8dprpjrPHKPHpytdVCBrVQw/>. Acesso em: 13/02/2025.

SALES, M.C.G.; BRITO FILHO, E.G.; CAMPOS, M.C.C.; RELVAS, C.H.G.; SANTOS, L.A.C.; GOMES, M.M.; CUNHA, J.M.; OLIVEIRA, F.P.; ALMEIDA, R.G. **Seasonality, soil attributes and root biomass in Cerrado, Cerradão and Forest environments, Western Amazon.** Bioscience Journal, v. 38, e38092, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/BJ-v38n0a2022-53707>. Acesso em: 11/02/2025.

SANDHU, N.; RAMAN, K.A.; TORRES, R.O.; AUDEBERT, A.; DARDOU, A.; KUMAR, A.; HENRY, A. **Rice root architectural plasticity traits and genetic regions for adaptability to variable cultivation and stress conditions.** Plant Physiology, v. 171, n. 4, p. 2562–2576, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1104/pp.16.00705>. Acesso em: 18/02/2025.

SANTOS, J.S.; PONTES, M.S.; ANDRADE, I.M.; SANTIAGO, E.F. **Dimensional aspects of *Dimorphandra mollis* seeds to study variability between plant populations.** Brazilian Journal of Development, v. 6, n. 8, p. 56035–56052, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n6-107>. Acesso em: 15/01/2025.

SANTOS, T.A.; RESENDE, A.S.; SILVA, F.F.; MORAES, L.F.D.; CHAER, G.M. **Growth of tree species in coexistence with palisade grass *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf cv. Marandu.** Planta Daninha, v. 37, e019178812, 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pd/a/QZPLcP4cXx8SDQNhprkdHhd/>. Acesso em: 20/01/2025.

SCHNEIDER, H.M. **Characterization, costs, cues and future perspectives of phenotypic plasticity.** *Annals of Botany*, v.130, n.2, p.131-148, 2022. Disponível em: <https://academic.oup.com/aob/article/130/2/131/6623579>. Acesso em: 23/05/2025.

SCHNEIDER, H.M.; LYNCH, J.P. **Should root plasticity be a crop breeding target?** *Frontiers in Plant Science*, v. 11, 546, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00546>. Acesso em: 08/02/2025.

SEIFERT, T.; TEUCHER, M.; WERNER, U.; MWANIA, F.; GONA, F.; HABEL, J.C. **Biodiversity and ecosystem functions across an Afro-tropical forest biodiversity hotspot.** *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 10, art. 816163, fev. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.816163>. Acesso em: 09/02/2025.

SHARMA, N.; NAGAR, S.; THAKUR, M.; SURIYAKUMAR, P.; KATARIA, S.; SHANKER, A.K.; LANDI, M.; ANAND, A. **Photosystems under high light stress: throwing light on mechanism and adaptation.** *Photosynthetica*, v. 61, SI, p. 250–263, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.32615/ps.2023.021>. Acesso em: 22/01/2025.

SIAO, W.; COSKUN, D.; BALUŠKA, F.; KRONZUCKER, H.J.; XU, W. **Root-apex proton fluxes at the centre of soil-stress acclimation.** *Trends in Plant Science*, v. 25, n. 8, p. 794–804, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2020.03.002>. Acesso em: 22/02/2025.

SILVA, J.S.; MENDES, M.R.A.; FELFILI, J.M. **Variation in the herbaceous-subshrub stratum as an effect of fragmentation in the Cerradão.** *Pesquisas, Botânica, São Leopoldo, Instituto Anchietano de Pesquisas*, n. 76, p. 131-147, 2022. Disponível em: https://www.anchietano.unisinos.br/publicacoes/botanica/volumes/076/76_006.pdf. Acesso em: 23/01/2025.

SILVA, R.G.; ZENNI, R.D.; ROSSE, V.P.; BASTOS, L.S.; VAN DEN BERG, E. **Landscape-level determinants of the spread and impact of invasive grasses in protected areas**. *Biological Invasions*, v. 22, p. 3083–3099, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02307-4>. Acesso em: 26/02/2025.

SLADONJA, B.; SUŠEK, M.; GUILLERMIC, J. **Review on Invasive Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) Conflicting Values: Assessment of Its Ecosystem Services and Potential Biological Threat**. *Environmental Management*, 56(4), 1009–1034, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0546-5>. Acesso em: 19/02/2025.

SOUZA, G.S.; CASTRO, E.M.; SOARES, Â.M.; SANTOS, A.R.; ALVES, E. **Teores de pigmentos fotossintéticos, taxa de fotossíntese e estrutura de cloroplastos em plantas jovens de *Mikania laevigata* Schultz Bip. ex Baker cultivadas sob malhas coloridas**. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 32, n. 1, p. 1843-1854, 2011. Disponível em: <https://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/view/5428>. Acesso em: 16/01/2025.

SULTAN, S.E. **Phenotypic plasticity for plant development, function and life history**. *Trends in Plant Science*, v. 5, n. 12, p. 537–542, 2000. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/11120476/>. Acesso em: 22/05/2025.

TALLAMY, D.W.; NARANGO, D.L.; MITCHELL, A.B. **Do non-native plants contribute to insect declines?** *Ecological Entomology*, v. 46, n. 4, p. 729–742, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/een.12973>. Acesso em: 12/02/2025.

TOMAT-KELLY, G.; FLORY, S.L. **Research gaps limit understanding of invasion-fire cycles**. *Biological Invasions*, v. 25, n. 3, p. 693–711, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02951-y>. Acesso em: 14/02/2025.

TRIBUZY, A.S.; FINGER, C.A.G.; TABALDI, L.A.; PAULETTO, D.; ARAÚJO, A.J.C.; CAMARGO, P.B.; SILVA, K.G.; TRIBUZY, E.S. **Influência dos diferentes níveis de luminosidade sobre o crescimento inicial de plantas de *Myrocarpus frondosus* Allemão (Fabaceae)**. *Revista Contemporânea*, v. 3, n. 10, p. 17533–17553, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.56083/RCV3N10-049>. Acesso em: 17/02/2025.

TRIBUZY, A.S.; PINEL, S.; FERRAZ, I.D.K.; TABALDI, L.A.; VIEIRA, L.C.S.; TRIBUZY, E.S. **Initial development of *Carapa guianensis* Aubl. plants under different shading levels: a two-year study on growth and physiological variables**. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v. 13, n. 12, p. 1-11, 2022. Disponível em: <https://hal.science/hal-05011255/>. Acesso em: 15/01/2025.

VALLADARES, F.; GIANOLI, E.; GÓMEZ, J.M. **Ecological limits to plant phenotypic plasticity**. *New Phytologist*, v. 176, p. 749–763, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02275.x>. Acesso em: 09/06/2025.

VALLADARES, F.; MARTINEZ-FERRI, E.; BALAGUER, L.; PEREZ-CORONA, E.; MANRIQUE, E. **Low leaf-level response to light and nutrients in Mediterranean evergreen oaks: a conservative resource-use strategy?** *New Phytologist*, v. 148, n. 1, p. 79–91, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2000.00737.x>. Acesso em: 15/04/2025.

- VALLADARES, F.; NIINEMETS, U. **Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences**. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 39, p. 237–257, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173506>. Acesso em: 09/06/2025.
- VALLADARES, F.; SANCHEZ-GOMEZ, D.; ZAVALA, M.A. **Quantitative estimation of phenotypic plasticity: bridging the gap between the evolutionary concept and its ecological applications**. Journal of Ecology, v. 94, p. 1103–1116, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01176.x>. Acesso em: 09/06/2025.
- VIEIRA, E.A.; GALVÃO, F.C.A.; BARROS, A.L. **Influence of water limitation on the competitive interaction between two cerrado species and the invasive grass *Brachiaria brizantha* cv. Piatã**. Plant Physiology and Biochemistry, v. 135, p. 206–214, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2018.12.002>. Acesso em: 16/02/2025.
- WAN, Y.; ZHANG, Y.; ZHANG, M.; HONG, A.; YANG, H.; LIU, Y. **Shade effects on growth, photosynthesis and chlorophyll fluorescence parameters of three *Paeonia* species**. PeerJ, e9316, p.1 – 19, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.7717/peerj.9316>. Acesso em: 17/01/2025.
- WANG, M.; TANG, X.; SUN, X.; JIA, B.; XU, H.; JIANG, S.; SIEMANN, E.; LU, X. **An invasive plant rapidly increased the similarity of soil fungal pathogen communities**. Annals of Botany, v. 127, n. 3, p. 327–336, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/aob/mcaa191>. Acesso em: 24/02/2025.
- WANG, Z.; WANG, C. **Individual and interactive responses of woody plants' biomass and leaf traits to drought and shade**. Global Ecology and Biogeography, v. 32, p. 35–48, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/geb.13615>. Acesso em: 11/02/2025.
- WESTBROOK, J.W.; KITAJIMA, K.; BURLEIGH, J.G.; KRESS, W.J.; ERICKSON, D.L.; WRIGHT, S.J. **What makes a leaf tough? Patterns of correlated evolution between leaf toughness traits and demographic rates among 197 shade-tolerant woody species in a neotropical forest**. The American Naturalist, v. 177, n. 6, p. 799–811, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1086/659963>. Acesso em: 14/02/2025.
- XAVIER, R.O.; LEITE, M.B.; MATOS, D.M.S. **Phenological and reproductive traits and their response to environmental variation differ among native and invasive grasses in a neotropical savanna**. Biological Invasions, v. 21, p. 2761–2779, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02013-w>. Acesso em: 23/01/2025.
- XAVIER, R.O.; CHRISTIANINI, A.V.; PEGLER, G.; LEITE, M.B.; SILVA-MATOS, D.M. **Distinctive seed dispersal and seed bank patterns of invasive African grasses favour their invasion in a neotropical savanna**. Oecologia, v. 196, p. 155–167, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04904-z>. Acesso em: 14/02/2025.
- XAVIER, V.; PIREDA, S.; OLIVEIRA, D.S.; VITÓRIA, A.P.; DA CUNHA, M. **Leaf and wood functional traits explain the strategies developed by *Byrsonima sericea* (Malpighiaceae) to survive in Atlantic Forest ecosystems under water and light variations**. Flora, 308, p. 1 – 13, 152386. Disponível em: <https://doi.org/10.2139/ssrn.4435133>. Acesso em: 13/02/2025.

ZANEWICH, K. P.; ROOD, S. B. **Gibberellins and heterosis in crops and trees: an integrative review and preliminary study with Brassica**. Plants, [S.l.], v. 9, n. 2, 139, p. 1 – 13, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/plants9020139>. Acesso em: 15/06/2025.

ZENNI, R.D.; CUNHA, W.L.; MUSSO, C.; SOUZA, J.V.; NARDOTO, G.B.; MIRANDA, H.S. **Synergistic impacts of co-occurring invasive grasses cause persistent effects in the soil-plant system after selective removal**. Functional Ecology, v. 34, n. 5, p. 1102–1112, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13524>. Acesso em: 21/02/2025.

ZENNI, R. D.; SAMPAIO, A. B.; LIMA, Y. P.; PESSOA-FILHO, M.; LINS, T. C. L.; PIVELLO, V. R.; DAEHLER, C. **Invasive *Melinis minutiflora* outperforms native species, but the magnitude of the effect is context-dependent**. Biological Invasions, v. 21, p. 657–667, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1854-5>. Acesso em: 15/02/2025.

ZHANG, S.; QUARTARARO, A.; BETZ, O. K.; MADAHHOSSEINI, S.; HERINGER, A. S.; LE, T.; SHAO, Y.; CARUSO, T.; FERGUSON, L.; JERNSTEDT, J.; WILKOP, T.; DRAKAKAKI, G. **Root vacuolar sequestration and suberization are prominent responses of *Pistacia* spp. rootstocks during salinity stress**. Plant Direct, v. 5, e00315, p.1 – 13, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/pld3.315>. Acesso em: 21/01/2025.

4 CAPÍTULO III: ESTRATÉGIAS FUNCIONAIS EM TRÊS ESPÉCIES DO GÊNERO *Dimorphandra* FRENTE AO FOGO E A LUMINOSIDADE: DO ESTRESSE À RESILIÊNCIA

4.1 Resumo

O fogo influencia a vegetação e a biodiversidade, fazendo parte do ciclo natural em ecossistemas como o Cerrado. Entretanto, em florestas úmidas, como a Mata Atlântica, onde o fogo não integra o regime ecológico natural, sua ocorrência causa danos severos e compromete a regeneração. O aumento na frequência e intensidade dos incêndios, ameaça diversos ecossistemas. Objetivou-se avaliar os efeitos do fogo e da luz sobre a morfofisiologia de três espécies do gênero *Dimorphandra*. Foram analisados, aos 631 dias após o plantio, das espécies *D. wilsonii*, *D. exaltata* e *D. mollis*, caules e folhas, alocação de biomassa e fluorescência da clorofila *a*. A espécie *D. exaltata* apresentou maior área foliar específica e fluorescência inicial, *D. mollis* apresentou maior dissipação não fotoquímica da energia radiante e *D. wilsonii* apresentou maior número total de folhas, quando comparadas entre si. Sob sombreamento, as espécies de *Dimorphandra*, de forma conjunta, apresentaram maior área foliar média, área foliar específica, fluorescência inicial e dissipação não fotoquímica da energia radiante, além de apresentarem menor número total de folhas. Em áreas expostas ao fogo, as espécies de *Dimorphandra*, conjuntamente, apresentaram menor área foliar total, massa seca da parte aérea e razão entre comprimento e diâmetro do caule; em contrapartida apresentaram maior área foliar específica, dissipação não fotoquímica da energia radiante e eficiência fotoquímica potencial do FSII. Sob fogo e luz plena, *D. wilsonii* apresentou maior diâmetro do caule, eficiência fotoquímica efetiva do FSII e taxa de transporte de elétrons. Por outro lado, sob fogo e sombreamento *D. mollis* apresentou maior eficiência fotoquímica efetiva do FSII e taxa de transporte de elétrons. Em áreas sem queimada, *D. wilsonii* apresentou maior massa seca das folhas, tanto sob luz plena, quanto sob sombreamento. Estes resultados indicam que a luminosidade e o fogo atuam de forma interativa sobre o desempenho das espécies, revelando diferentes estratégias adaptativas. A espécie *D. exaltata* apresentou maior sensibilidade ao fogo, *D. wilsonii* maior resiliência e *D. mollis* apresentou respostas intermediárias e manutenção do desenvolvimento, apesar de expostas ao fogo.

Palavras-chave: Cerrado; Fogo prescrito; Mata Atlântica.

4.2 Introdução

O fogo é fator ecológico natural que atua moldando a fauna e a flora ao longo do tempo (Gomes *et al.*, 2020; Kaewsong *et al.*, 2022). Em várias partes do mundo, como em regiões semiáridas, savanas (como o Cerrado), campos e florestas mediterrâneas, o fogo é fator ecológico natural que moldou a fauna e a flora ao longo do tempo (Andersen; Vasconcelos, 2022; Magnani *et al.*, 2023). Nestes ecossistemas os raios são a principal fonte de ignição dos incêndios de ocorrência natural (Viegas *et al.*, 2022). Devido às queimadas naturais os nutrientes são reciclados e disponibilizados através das cinzas, como é o caso do fósforo e do potássio, mantendo a produtividade do ecossistema (Chungu *et al.*, 2020; Souza-alonso *et al.*, 2024). Ademais, o fogo pode, em alguns casos, aumentar a biodiversidade ao agir de forma diferenciada em algumas áreas, criando um mosaico, como nas pradarias africanas e no Cerrado (Beckett *et al.*, 2022; Daibes *et al.*, 2019). Apesar de essencial em alguns ecossistemas, o aumento em frequência e intensidade do fogo, devido às ações humanas, é extremamente prejudicial (Mano *et al.*, 2023; Silva junior *et al.*, 2021; Tyukavina *et al.*, 2022). A maior parte dos incêndios de origem antrópica ocorre devido às atividades relacionadas ao desmatamento, agricultura e pecuária (Oliveira Filho *et al.*, 2022). Além disso, os incêndios causados pelo homem podem ser acidentais como os gerados por redes elétricas e fogueiras, que exigem estratégias preventivas de controle (Arab *et al.*, 2021). Portanto, fontes intencionais e acidentais podem aumentar a frequência dos incêndios, afetando negativamente a regeneração natural e os ciclos ecológicos (Santos *et al.*, 2019).

Ademais, espécies de florestas tropicais úmidas, como a Mata Atlântica, não evoluíram com a presença do fogo e, em geral, não apresentam estruturas eficientes para a rebrota (Suganuma; Durigan, 2021). A presença do fogo nestas áreas pode causar a abertura do dossel, fragmentação de grandes áreas e uma grande perda de biodiversidade, tornando as áreas de mata mais susceptíveis a novos incêndios (Araújo *et al.*, 2025; Singh; Huang, 2022). O fogo nestas matas pode levar a perda dos nutrientes presentes na superfície do solo pela queima e volatilização, além da erosão superficial do solo (Agbeshie *et al.*, 2022; Morán-Ordóñez *et al.*, 2020). A emissão de grandes volumes de dióxido de carbono para a atmosfera também é um efeito prejudicial significativo, considerando a grande quantidade de carbono acumulado nas matas (Fonsêca *et al.*, 2024). Com a consequente abertura do dossel e avanço da fragmentação através das queimadas, a luminosidade interage com os efeitos do fogo na distribuição e na composição de espécies (Borden *et al.*, 2021; Klimeš *et al.*, 2022). Os efeitos sinérgicos variam substancialmente entre áreas abertas, com plena luminosidade e sujeitas a incêndios, e as queimadas em áreas de sub-bosque com sombreamento intenso (Klimeš *et al.*, 2022).

Os efeitos do fogo são distintos em cada ecossistema, bem como a regeneração, que também é influenciada pela disponibilidade luminosa (Lima *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2020). Espécies ocorrentes no Cerrado, como *Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna e *Kielmeyera speciosa* A.St.-Hil., possuem cascas densas, que as protegem das altas temperaturas durante as queimadas (Loram-Lourenço *et al.*, 2020). As espécies *Aspidosperma tomentosum* Mart. & Zucc e *Erythroxylum suberosum* A.St.-Hil. apresentam alta resistência à dessecação e, após o fogo, rebrotam rapidamente a partir de gemas epicórmicas que se encontram protegidas abaixo do ritidoma (De Antonio *et al.*, 2020). Espécies arbustivas como *Bauhinia dumosa* Benth. e *Mimosa gracilis* Benth., possuem a capacidade de brotação a partir de gemas localizadas abaixo do solo (Leal *et al.*, 2024), bem como *Casearia sylvestris* Sw. (Salicaceae), espécie arbórea (Imatomi *et al.*, 2014).

Em contrapartida as espécies da Mata Atlântica, sob sombra, podem apresentar grandes danos, por não possuírem estratégias eficientes de recuperação após o fogo (Charles-Dominique *et al.*, 2018). O fogo pode prejudicar a germinação e o desenvolvimento de algumas espécies arbóreas (Ribeiro; Souza, 2025), além de resultar em grande perda de plântulas e indivíduos jovens (Gignoux *et al.*, 2016). Danos aos troncos e sistema condutor de seiva, perda de folhas e danos aos sistemas reprodutivos, além de aumento de vulnerabilidade a seca e pragas são comuns (Casals *et al.*, 2018; Charles-Dominique *et al.*, 2018). Espécies da Mata Atlântica como *Euterpe edulis* Mart., possuem meristema apical único que, se danificado pelo fogo, não se regenera, portanto é uma espécie que apresenta maior presença em áreas sem a presença fogo (Carvalho *et al.*, 2022). Mesmo os danos leves à *E. edulis* podem afetar a fotossíntese e reduzir o crescimento dos indivíduos.

Porém, à medida que a área sombreada aumenta, ocorre uma redução na ocorrência dos incêndios, acompanhada de uma redução na espessura da casca das árvores e da proteção das gemas (Charles-Dominique *et al.*, 2018). A recuperação na área basal após os incêndios é menor e mais lenta nas bordas das matas, aumentando à medida que a distância da borda aumenta, ao longo do tempo (Melo; Durigan, 2010). O diâmetro dos rebrotos de caule após as queimadas é maior, quanto maior for o diâmetro do caule antes das queimadas (Hoffmann; Solbrig, 2003). Porém, caules mais espessos demoram mais a atingir o diâmetro que tinham antes das queimadas (Hoffmann; Solbrig, 2003), reduzindo a densidade de árvores de grande porte. Após as queimadas as espécies tendem a alocar mais biomassa para as folhas, a fim de assegurar um crescimento mais rápido na próxima estação de crescimento (Akpoué *et al.*, 2021). Ademais, o fogo afeta a rebrota das espécies vegetais, ocorrendo maior redução da rebrota à medida que a temperatura do fogo aumenta (Casals *et al.*, 2018). Segundo Pellegrini *et al.* (2023), com o aumento na frequência dos incêndios, a área foliar específica das espécies tende a diminuir. Fisiologicamente, a intensidade do fogo está inversamente relacionada à eficiência do fotossistema II e à fotossíntese líquida (Sparks *et al.*, 2023).

O mesmo gradiente de densidade populacional que afeta as respostas relacionadas ao fogo, interfere nas respostas à variação na luminosidade. Segundo Boonman *et al.* (2020) à medida que se afasta das bordas, as plantas no sub-bosque tendem a priorizar a alocação de biomassa em caule, folhas, área foliar, área foliar específica e razão de área foliar. Em contrapartida, Poorter *et al.* (2019), cita que com o aumento na luminosidade, ocorre um incremento na massa seca do caule e total, percentual de raízes e na fotossíntese por área foliar. O aumento na luminosidade pode, também, reduzir a área foliar média, o comprimento do caule, a área foliar específica, o percentual de alocação de biomassa para o caule, a razão de área foliar e a eficiência fotoquímica potencial do FSII (Poorter *et al.*, 2019). Segundo Barros *et al.* (2012), o aumento na luminosidade leva a maiores valores para eficiência fotoquímica efetiva do FSII, taxa de transporte de elétrons, aumento no ponto de saturação luminosa das folhas e razão entre as clorofilas *a* e *b*. Em contrapartida, o aumento na luminosidade leva a uma redução do teor de clorofila total (Barros *et al.*, 2012).

Quando o fogo atinge as áreas com espécies que apresentam baixos tamanhos populacionais, como *Dimorphandra wilsonii* e *D. exaltata*, a perda de poucos indivíduos pode levar a grandes perdas na variabilidade genética das populações (Enright *et al.*, 2014). Como as populações apresentam um longo ciclo, a perda dos indivíduos pode acarretar décadas de atraso na reprodução e recrutamento de novas plantas (Wu; Nilsson, 2023). As queimadas podem dizimar as plântulas, frutos e sementes, inclusive dos bancos dos solos, o que dificulta a regeneração (Bezerra *et al.*, 2022; Miller *et al.*, 2019). Como fator complicador, as espécies invasoras podem se propagar rapidamente nestas áreas de queimada, levando a uma competição por recursos e luminosidade, suplantando as plantas jovens e dificultando ainda mais o recrutamento (Silva *et al.*, 2022; Zenni *et al.*, 2018). Portanto, as queimadas podem destruir as populações remanescentes e causar a extinção local ou até mesmo total destas espécies raras (Driscoll *et al.*, 2021; Gallagher *et al.*, 2021), principalmente as espécies com menor capacidade de se aclimatar em áreas com incêndios frequentes.

A plasticidade, enquanto capacidade de apresentar fenótipos diferentes de um mesmo genótipo, frente às diversas condições ambientais (Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala, 2006), é uma característica importante para contornar os riscos inerentes às queimadas. Esta flexibilidade permite que as plantas alterem o crescimento, a número de folhas, a alocação de biomassa, a eficiência fotossintética e as razões entre os diversos órgãos frente a modificações na luminosidade e nos regimes de queimadas (Sparks *et al.*, 2023; Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala, 2006). Em ambientes sujeitos a queimada frequentes, como no sul da Austrália, por exemplo, *Banksia attenuata* R.Br. desenvolveu diferentes formas de crescimento, arbustiva ou arbórea, que dependem do regime de fogo, indicando a plasticidade como mecanismo essencial para a espécie (He *et al.*,

2018). Em contrapartida, Marsh *et al.* (2022), identificou que muitas variáveis, como microclima e relevo, afetam as respostas das espécies, influenciando a plasticidade. A escassez de nutrientes, como demonstrado por Power *et al.* (2019), por exemplo, pode influenciar o *trade-off* entre a plasticidade fenotípica e a conservação de recursos, com as espécies substituindo a plasticidade por estratégias conservativas de crescimento. Portanto, embora a plasticidade fenotípica possa auxiliar no crescimento e desenvolvimento das espécies, existe um limite ecológico e evolutivo para a aclimação, frente a uma complexa rede de interações entre fatores bióticos e abióticos (Valladares; Gianoli; Gómez, 2007). A compreensão dos fatores envolvidos nas queimadas e das respostas ecofisiológicas apresentadas pelas espécies é essencial para traçar estratégias eficientes para a conservação e manejo da biodiversidade (Klink *et al.*, 2020; Ostertag *et al.*, 2023; Smith *et al.*, 2025). O estudo dos impactos das queimadas permite identificar as espécies resistentes ao fogo, essenciais para a restauração dos ecossistemas sujeitos a eventos recorrentes de queimadas (Casals *et al.*, 2018; Gignoux *et al.*, 2016). Ademais, facilita a construção de estratégias para manejo integrado do fogo (Zenni *et al.*, 2020) e na prevenção de incêndios de grande proporção em ecossistemas frágeis como a Mata Atlântica, além da preservação de espécies em risco de extinção como *D. wilsonii* e *D. exaltata*.

Objetivou-se avaliar os efeitos do fogo e da luz sobre a morfofisiologia de três espécies do gênero *Dimorphandra*. Nossa hipótese inicial era de que as espécies estudadas apresentariam distintas respostas ecofisiológicas devido à variação ao fogo e a variação luminosa. Assim, considerando as características ecológicas das espécies avaliadas, formulamos as seguintes hipóteses: 1) *D. exaltata*, típica de ambientes florestais e sombreados, pela possível sensibilidade ao fogo, poderia apresentar menores taxas de sobrevivência e crescimento após a exposição a altas temperaturas, mas, em contrapartida, demonstraria melhor desenvolvimento em condições de baixa luminosidade, mantendo maior eficiência fotossintética sob sombra. Já *D. mollis*, amplamente distribuída no Cerrado e adaptada a ambientes de alta luminosidade, poderia apresentar maior tolerância ao fogo, exibindo elevadas taxas de sobrevivência e regeneração após a exposição ao calor, além de maior eficiência na conversão de luz em energia química sob condições de sol pleno, apresentando maior capacidade fotossintética. Por sua vez, *D. wilsonii*, encontrada em zonas de transição entre Cerrado e formações florestais, apresentaria respostas intermediárias tanto ao fogo quanto à luminosidade, demonstrando tolerância moderada à exposição ao calor e capacidade de ajustamento a diferentes níveis de luz, assemelhando-se a *D. mollis* a pleno sol e *D. exaltata* em ambientes sombreados, o que sugeriria uma capacidade de ajuste funcional vantajosa em ecótonos.

4.3 Material e métodos

4.3.1 Material vegetal e solo de plantio

As plantas utilizadas no experimento foram obtidas de acordo com metodologia descrita nas seções 2.3.1 (p.24), 2.3.2 (p.25) e 2.3.3 (p.26).

4.3.2 Delineamento experimental

Aos 345 DAP, as plantas do gênero *Dimorphandra*, obtidas anteriormente, foram transplantadas para área aberta em fevereiro de 2022. As plantas foram removidas dos vasos e plantadas diretamente no solo, em uma área específica do Instituto de Ciências Agrárias, localizada na Universidade Federal de Viçosa, Campus Florestal (19°52'28.66"S / 44°24'58.35"O). Uma amostra composta de solo da área experimental foi coletada e enviada ao laboratório de química do IMA e os resultados estão apresentados na Tabela 4.

Em março de 2022, iniciou-se o experimento (375 DAP), que se estendeu por um período de dez meses, até dezembro de 2022 (631 DAP). As plantas foram irrigadas através de sistema de aspersão convencional, utilizado na área do Instituto de Ciências Agrárias, com a irrigação de toda a área durante 3 horas, em dias alternados. Após sete meses de condução das plantas no campo (532 DAP), foi espalhado 1,8 m³ de folhas secas coletadas nas áreas adjacentes, sendo essas folhas distribuídas sobre metade da área experimental. A área experimental foi dividida em quatro parcelas, de 18 m² cada, duas que foram expostas ao fogo e duas sem fogo (Figura 11). Sensores de temperatura termopar tipo k foram instalados para monitorar as temperaturas alcançadas ao nível do solo na área experimental. Os fios elétricos conectados aos sensores localizados na área queimada foram enterrados, visando prevenir danos tanto aos cabos quanto aos demais equipamentos utilizados no monitoramento da temperatura.

O fogo prescrito foi aplicado em 01 de setembro de 2022 (532 DAP), em apenas duas parcelas, uma sob sombra e a outra sob luz plena. O evento do fogo foi realizado através da queima de uma camada de 10 cm de folhas secas, nas áreas com fogo, e mantido por cerca de 10 minutos. Após esse tempo o fogo foi apagado por meio da aspersão de água. O fogo chegou a uma temperatura máxima de 182 °C, ao nível do solo, com a altura das chamas atingindo uma altura média de 30 cm. Após três meses de recuperação do fogo, foram realizadas as análises (631 DAP).

Tabela 4 – Fertilidade, matéria orgânica e granulometria do solo na área em condições de campo do experimento. pH: potencial hidrogeniônico em H₂O (relação 1: 2,5); H + AL: acidez potencial; Al³⁺: acidez trocável; CA²⁺: cálcio, Mg²⁺: magnésio, P: fósforo, K: potássio, SB: soma de bases (Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, Na⁺), T: capacidade de troca de cátions total, t: capacidade de troca de cátions efetiva, m: saturação por alumínio, V: saturação por bases, C: carbono, N: nitrogênio.

CARACTERÍSTICAS	VALORES
pH (H ₂ O)	5,85
H + Al (cmol.carga/dm ³)	2,94
Al ³⁺ (cmol.carga/dm ³)	0,06
m (%)	1,53
CA ²⁺ (cmol.carga/dm ³)	2,45
Mg ²⁺ (cmol.carga/dm ³)	0,77
P (mg/dm ³)	17,95
K ⁺ (mg/dm ³)	208
SB (cmol.carga/dm ³)	3,95
T (cmol.carga/dm ³)	6,89
t (cmol.carga/dm ³)	4,01
V (%)	57,26
Matéria orgânica (dag/kg)	2,66
C (dag/kg)	1,54
N (dag/kg)	0,14
Areia total (%)	35,48
Silte (%)	11,86
Argila (%)	52,65

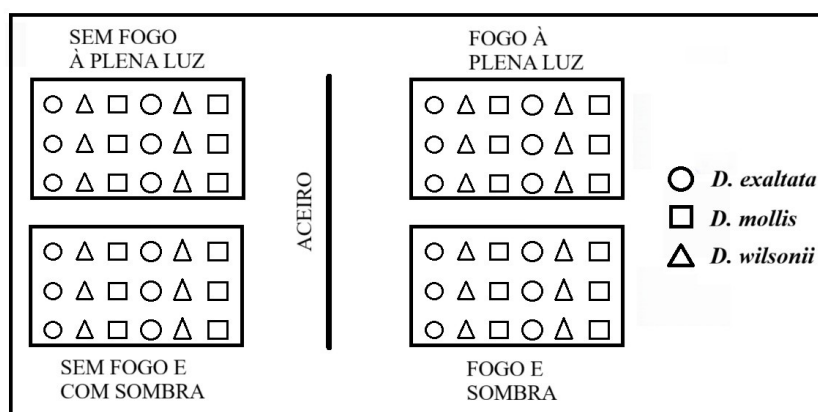


Figura 11: Esquema de montagem do experimento do fogo na área de estudo

4.3.3 Morfometria, produção de biomassa e razões biométricas ao fim do experimento

Foram avaliadas, ao fim do experimento, 72 plantas, para analisar os efeitos das diferentes condições de luminosidade (luz plena vs sombra) e os efeitos do fogo (sem fogo vs com fogo). As seis plantas de cada espécie em cada tratamento ($n = 6$ indivíduos de cada espécie em cada tratamento), foram analisadas em dezembro de 2022 (631 DAP).

Inicialmente, as folhas de todos os seis indivíduos por tratamento foram destacadas. As folhas foram levadas ao laboratório para contagem e separação em compostas (FC), recompostas (FR) e totais (NF), por indivíduo. Após a contagem, as folhas foram digitalizadas em preto e branco usando um escâner de mesa, no formato .TIFF. Com as imagens digitalizadas, o software ImagePro PLUS (versão 4.5, Media Cybernetics, Silver Spring, EUA) foi utilizado para calcular a área foliar total (AFT) de cada planta. Com os dados da área foliar total e o número total de folhas, foi possível calcular a área foliar média ($AFM = AFT / NF$) por indivíduo. As folhas foram então secadas em estufa a 70 °C durante 72 horas (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013). Após a secagem, as folhas foram pesadas em uma balança analítica (Minibalança digital Diamond® / 0,01 g – 500 g / b1-c02 / China) para determinar a massa seca das folhas (MSF).

Em seguida, os seis indivíduos por tratamento foram retirados do solo, deixando apenas as raízes. O comprimento do caule (CC) foi determinado com uma régua flexível milimetrada de 300 mm e o diâmetro do caule (DC) foi medido com um paquímetro digital, com precisão de 0,1 mm. O material foi então colocado em sacos de papel e seco em estufa a 70 °C durante 72 horas (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013). Após a secagem, foi determinada a massa seca do caule (MSC) com o auxílio de uma balança analítica (Minibalança digital Diamond® / 0,01 g – 500 g / b1-c02 / China). A soma das massas secas de caules e folhas foi utilizada para a determinação da massa seca da parte aérea ($MSPA = MSC + MSF$).

Com os dados de biomassa, foi possível calcular o percentual de biomassa destinado a cada parte da planta, como o percentual de caule [$PC = (MSC / MSPA) \times 100$] e o percentual de folhas [$PF = (MSF / MSPA) \times 100$]. Por fim, as razões biométricas foram obtidas, incluindo: razão entre área foliar e parte aérea - $RAFPA (cm^2.g^{-1}) = AFT / MSPA$; área foliar específica - $AFE (cm^2.g^{-1}) = AFT / MSF$ e razão entre comprimento e diâmetro do caule - $adimensional = CC / DC$. Esses dados permitiram uma avaliação detalhada da morfologia das plantas e sua capacidade de alocar recursos para o crescimento.

4.3.4 Fluorescência da clorofila a

Para a análise da fluorescência da clorofila *a*, foram avaliados seis indivíduos por tratamento para investigar os efeitos das diferentes condições de luminosidade (pleno sol vs sombreamento) e do fogo (com fogo vs sem fogo). Os dados foram coletados, em dezembro de 2022, utilizando o fluorômetro portátil PAR-FluorPen FP110® (Oxborough; Baker, 1997; PSI – Photon Systems Instruments, 2021).

Para padronização, foi selecionada uma folha por indivíduo, sendo a terceira ou quarta a partir do ápice, desde que estivesse expandida, sem sinais de senescência ou danos. As folhas selecionadas foram aclimatadas à sombra por 40 minutos com o uso de cliques de folhas destacáveis. O protocolo NPQIII, empregado para medir a dissipação fotoquímica e não fotoquímica, iniciou-se com a determinação da fluorescência inicial (F_0) em condição de escuro. Em seguida, foi aplicado um pulso breve de luz saturante para reduzir o conjunto de plastoquinona e medir a fluorescência máxima no estado adaptado ao escuro (F_m) e a fluorescência variável (F_v), possibilitando o cálculo da eficiência fotoquímica potencial do FSII (F_v/F_m), conforme Kitajima; Butler (1975). Após um curto relaxamento no escuro, as folhas foram expostas à luz actínica durante um período de alguns segundos, para induzir o chamado efeito de Kautsky. Durante essa exposição, pulsos saturantes de luz foram aplicados, permitindo a obtenção da dissipação não fotoquímica da energia radiante (NPQ), de acordo com Bilger e Bjorkman (1990): $NPQ = (F_m - F_m') / F_m'$ e a eficiência fotoquímica efetiva do FSII (Φ_{FSII}) em condições adaptadas à luz.

De acordo com Genty; Briantais; Baker (1989), a eficiência fotoquímica efetiva do FSII (Φ_{FSII}) é calculada pela fórmula: $\Phi_{FSII} = (F_m' - F_s) / F_m'$. A taxa de transporte de elétrons (ETR) é obtida pela fórmula: $ETR = 0,5 \times I_a \times \Phi_{FSII} \times PAR$, onde 0,5 representa a fração de radiação absorvida pelo centro de reações do fotossistema II (Melis; Spangfort; Andersson, 1987); I_a é a irradiância absorvida, considerando uma absorbância foliar média de 0,84; e PAR é a radiação fotossinteticamente ativa. Todos os procedimentos foram realizados entre 7 e 11 horas, aos 631 DAP.

4.3.5 Plasticidade fenotípica

Para a análise da plasticidade fenotípica entre as diferentes espécies de *Dimorphandra*, nas distintas condições de luminosidade e fogo, foi utilizada a metodologia proposta por Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala (2006). Para cada espécie e variável resposta, os dados foram considerados como uma matriz x_{ij} , onde i representa os níveis de cada fator ambiental e j representa o número de cada indivíduo dentro de cada nível. Podemos considerar x_{ij} como o valor de cada variável resposta

para determinado indivíduo em um dado tratamento. Este valor é levado em conta para comparar indivíduos da mesma espécie entre condições distintas. Assim, a plasticidade fenotípica pode ser entendida como uma variável aleatória, com cada medida sendo a distância absoluta entre dois indivíduos aleatórios, da mesma espécie e em diferentes condições. Pode-se, a partir daí, estender a comparação para todo o conjunto amostral, comparando em pares todos os indivíduos, em todos os tratamentos. Detalhando melhor, a distância entre os valores das variáveis resposta $d_{ij \rightarrow i'j'}$ para todos os pares de indivíduos, onde $i \neq i'$, é o valor absoluto da diferença $x_{i'j'} - x_{ij}$, obtendo-se a distância relativa dividindo esta diferença pela soma $x_{i'j'} + x_{ij}$. Assim, as distâncias relativas $rd_{ij \rightarrow i'j'}$, podem ser definidas como $d_{ij \rightarrow i'j'} / (x_{i'j'} + x_{ij})$ para todos os pares de indivíduos de uma determinada espécie crescendo em distintos ambientes. Sendo assim, o índice de plasticidade de distância relativa (RDPI), que vai de 0 (sem plasticidade) a 1 (máxima plasticidade), pode ser obtido através da fórmula:

$$RDPI = \Sigma \left(d_{ij \rightarrow i'j'} / (x_{i'j'} + x_{ij}) \right) / n$$

onde n é o número total de distâncias.

4.3.6 Análise estatística

A montagem do experimento seguiu um desenho inteiramente casualizado com três fatores: luminosidade (dois níveis: sob sombra *vs* sob luz plena), espécie (três níveis: *D. exaltata*, *D. mollis* e *D. wilsonii*) e fogo (dois níveis: com fogo *vs* sem fogo).

Os dados relativos às medidas morfológicas, fisiológicas e razões biométricas foram tratados através de modelos lineares generalizados (GLM), com a família gaussiana, com fatores analisados isoladamente e em interação. Alguns dados foram transformados em log (CC, DC, NF, AFT, AFM, MSC, MSPA, F_0 , F_v/F_m , $\Phi FSII$, NPQ, ETR) e raiz quadrada (FC, FR, MSF), para que se ajustassem melhor à análise. Para determinar o modelo ideal, foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (AIC). Para avaliar a adequação dos modelos, foram analisados os gráficos de quantil-quantil (Q-Q), que permitiram verificar se os resíduos estavam de acordo com o que seria esperado pelo modelo utilizado, ajudando a identificar possíveis problemas nos resíduos e desvios significativos do comportamento esperado. Foram verificados os desvios da uniformidade e verificada a homogeneidade dos resíduos. Adicionalmente, foi realizado o teste de uniformidade e verificação da homogeneidade das variâncias para assegurar que a variabilidade dos dados fosse consistente entre

as diferentes condições. Esse procedimento permitiu que as diferenças relevantes fossem devidamente destacadas e visualizadas de maneira clara e objetiva, facilitando a interpretação dos resultados do experimento. Os gráficos foram gerados com o pacote *ggplot2*. Esses gráficos foram construídos conforme os resultados das análises estatísticas.

4.4 Resultados

4.4.1 Morfometria vegetativa e produção de biomassa

As plantas não apresentaram diferenças significativas no número de folhas entre os tratamentos com fogo e sem fogo ($p > 0,05$). A espécie *D. wilsonii* apresentou maior número total de folhas que *D. mollis* ($p < 0,05$, efeito simples de espécie, Figura 12.1). A maior disponibilidade de luz resultou em maior número total de folhas para as plantas das três espécies de *Dimorphandra* ($p < 0,05$, efeito simples de luminosidade, Figura 12.2). O número de folhas compostas também não apresentou diferença significativa entre os tratamentos com fogo e sem fogo ($p > 0,05$). *D. exaltata* apresentou, sob luz plena, maior número de folhas compostas, seguida por *D. mollis* e *D. wilsonii* ($p < 0,05$, interação entre luminosidade e espécie, Figura 12.3).

O número de folhas recompostas não apresentou diferença significativa entre os tratamentos de luminosidade ($p > 0,05$). Sem a ocorrência de fogo, *D. exaltata* e *D. wilsonii* apresentaram maior número de folhas recompostas ($p < 0,05$, interação entre fogo e espécies, Figura 12.4). Porém, com a ocorrência de fogo, *D. wilsonii* apresentou maior número de folhas recompostas, seguida por *D. mollis* e *D. exaltata* ($p < 0,05$, interação entre fogo e espécie, Figura 12.4). A presença do fogo resultou em menor número de folhas recompostas apenas em *D. exaltata* ($p < 0,05$, interação entre fogo e espécie, Figura 12.4).

A área foliar média não diferiu entre os níveis de queimada nem a área foliar total entre os níveis de luminosidade ($p > 0,05$). A maior disponibilidade luminosa resultou em menor área foliar média nas espécies de *Dimorphandra* ($p < 0,05$, efeito simples de luminosidade, Figura 12.5). A presença do fogo resultou em menor área foliar total para as três espécies de *Dimorphandra* ($p < 0,05$, efeito simples do fogo, Figura 12.6).

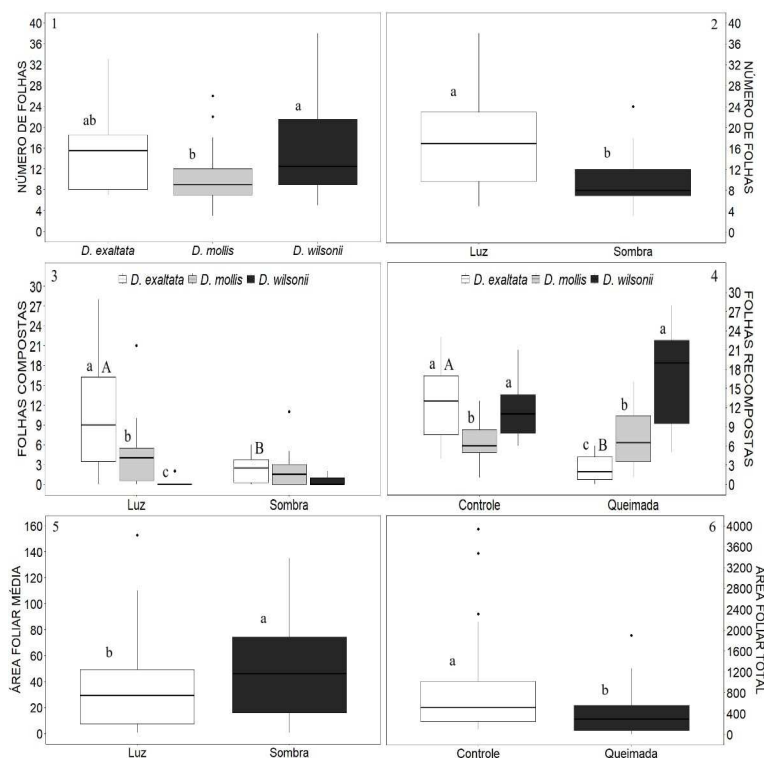


Figura 12: Número de folhas e área foliar em três espécies de *Dimorphandra* dentro e entre níveis de luminosidade e fogo: 1) Número total de folhas. 2) Número total de folhas. 3) Número de folhas compostas – eófilos. 4) Número de folhas recompostas – metáfilos. 5) Área média das folhas (cm²). 6) Área foliar total (cm²). Luz: plantas sob luz plena. Sombra: plantas sob sombra. Controle: plantas sem fogo. Queimada: plantas com fogo. Gráfico 1: letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies. Gráfico 3: letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro dos níveis de luminosidade e letras maiúsculas indicam diferença significativa dentro de cada espécie entre os níveis de luminosidade. Gráfico 4: letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro dos níveis de fogo e letras maiúsculas dentro de cada espécie entre os níveis de fogo. Gráficos 2 e 5: letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro dos níveis de luminosidade. Gráfico 6: letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro dos níveis de fogo.

O comprimento do caule não apresentou diferença significativa entre os níveis de luminosidade ($p > 0,05$). Sem a presença de fogo, *D. wilsonii* e *D. exaltata* apresentaram maior comprimento do caule ($p < 0,05$, interação entre fogo e espécie, Figura 13.1). Porém, devido ao fogo, *D. wilsonii* apresentou maior comprimento do caule que *D. exaltata* ($p < 0,05$, interação entre fogo e espécie, Figura 13.1). A presença de fogo resultou em menor comprimento do caule nas três espécies de *Dimorphandra* ($p < 0,05$, interação entre fogo e espécie, Figura 13.1).

Sob luz plena *D. wilsonii* apresentou maior diâmetro do caule ($p < 0,05$, interação entre espécie, luminosidade e fogo, Figura 13.2). A menor disponibilidade de luz resultou em um maior diâmetro do caule para *D. exaltata* ($p < 0,05$, interação entre espécie, luminosidade e fogo, Figura 13.2); assim, sob sombra, *D. wilsonii* e *D. exaltata* apresentaram maior diâmetro do caule ($p < 0,05$, interação entre espécie, luminosidade e fogo, Figura 13.2). Após o fogo, *D. wilsonii* apresentou maior diâmetro do caule, tanto sob luz plena quanto sob sombra ($p < 0,05$, interação entre espécie,

luminosidade e fogo, Figura 13.2). A presença do fogo resultou em menor diâmetro do caule para as três espécies de *Dimorphandra*, tanto sob luz plena quanto sob sombra ($p < 0,05$, interação entre espécie, luminosidade e fogo, Figura 13.2). Porém, a maior disponibilidade luminosa, nas áreas queimadas, resultou em maior diâmetro do caule para *D. exaltata* e *D. mollis*, quando comparadas às áreas sombreadas ($p < 0,05$, interação entre espécie, luminosidade e fogo, Figura 13.2).

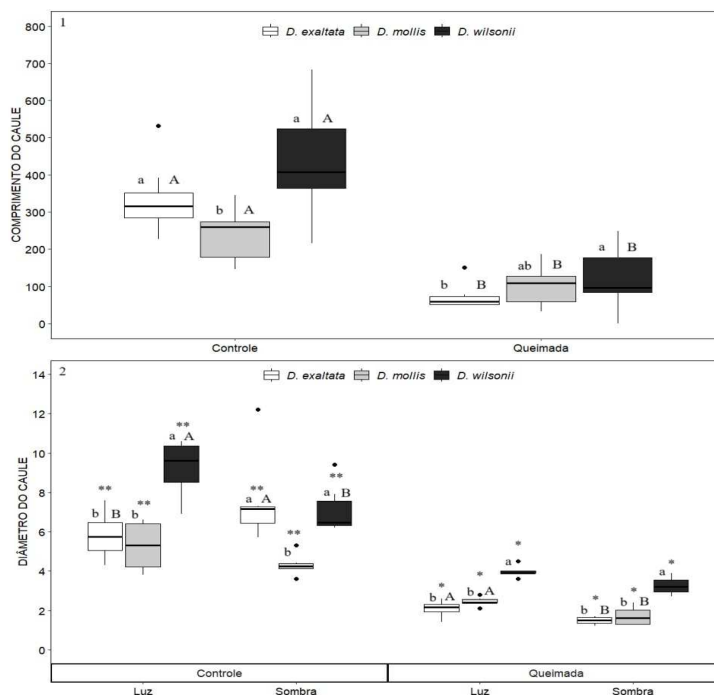


Figura 13: Parâmetros morfométricos relacionados ao caule em três espécies de *Dimorphandra* dentro e entre níveis: 1) Comprimento do caule (mm). 2) Diâmetro do caule (mm). Luz: plantas sob luz plena. Sombra: plantas sob sombra. Controle: plantas sem fogo. Queimada: plantas com fogo. Gráfico 1: letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro dos níveis de fogo e letras maiúsculas indicam diferenças significativas dentro de cada espécie entre os níveis de fogo. Gráfico 2: letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre as espécies dentro das luminosidades; letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa dentro das espécies e níveis de fogo entre níveis de luminosidade; asteriscos (*) ou **) indicam diferenças significativas dentro de cada espécie e nível de luminosidade entre os níveis de fogo.

A massa seca do caule e a massa seca da parte aérea não apresentaram diferenças significativas entre os níveis de luminosidade ($p > 0,05$). Sem a presença de fogo, *D. wilsonii* apresentou maior massa seca do caule ($p < 0,05$, interação entre espécie e fogo, Figura 14.1). Porém, a presença do fogo resultou em menor massa seca do caule nas três espécies ($p < 0,05$, interação entre espécie e fogo, Figura 14.1). Mesmo com a presença do fogo, *D. wilsonii* apresentou maior massa seca do caule que *D. exaltata* ($p < 0,05$, interação entre espécie e fogo, Figura 14.1). Porém, a presença do fogo resultou em menor massa seca da parte aérea (massa seca do caule e folhas) nas espécies de *Dimorphandra* ($p < 0,05$, efeito simples do fogo, Figura 14.2).

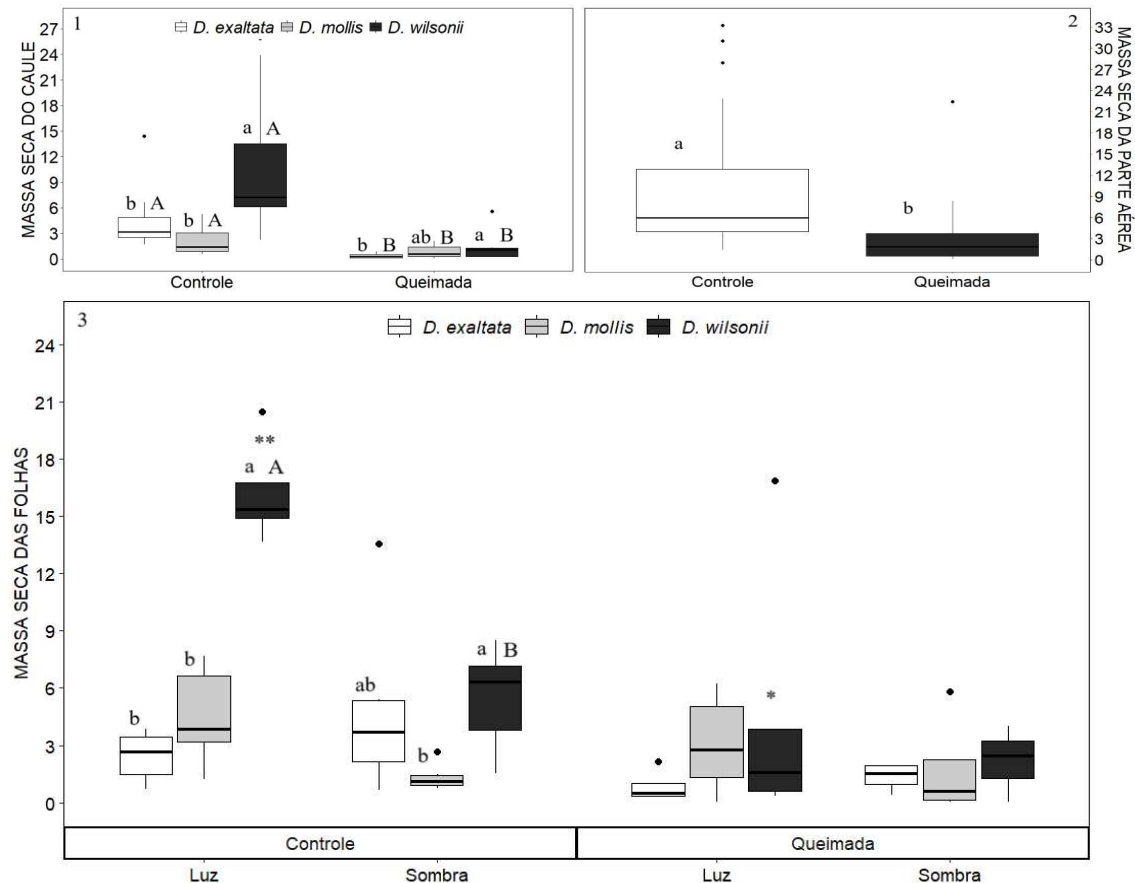


Figura 14: Alocação de biomassa para o caule e folhas em três espécies de *Dimorphandra* dentro e entre níveis: 1) Massa seca do caule (g). 2) Massa seca da parte aérea (g). 3) Massa seca das folhas (g). Luz: plantas sob luz plena. Sombra: plantas sob sombra. Controle: plantas sem fogo. Queimada: plantas com fogo. Gráfico 1: Letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies dentro de cada nível de fogo; letras maiúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de fogo dentro de cada espécie. Gráfico 2: letras minúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de fogo. Gráfico 3: letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre as espécies dentro das luminosidades; letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa dentro das espécies e níveis de fogo entre níveis de luminosidade; asteriscos (* ou **) indicam diferenças significativas dentro de cada espécie e nível de luminosidade entre os níveis de fogo.

A espécie *D. wilsonii* crescendo sob luz e sem a presença de fogo apresentou maiores valores de massa seca de folhas ($p < 0,05$; interação entre espécie, luminosidade e fogo; Figura 14.3) do que as outras espécies. Apenas *D. wilsonii* apresentou maior massa seca das folhas que *D. mollis*, sob sombra ($p < 0,05$; interação entre espécie, luminosidade e fogo; Figura 14.3). A presença do fogo resultou em menor massa seca das folhas apenas em *D. wilsonii* ($p < 0,05$; interação entre espécie, luminosidade e fogo; Figura 14.3).

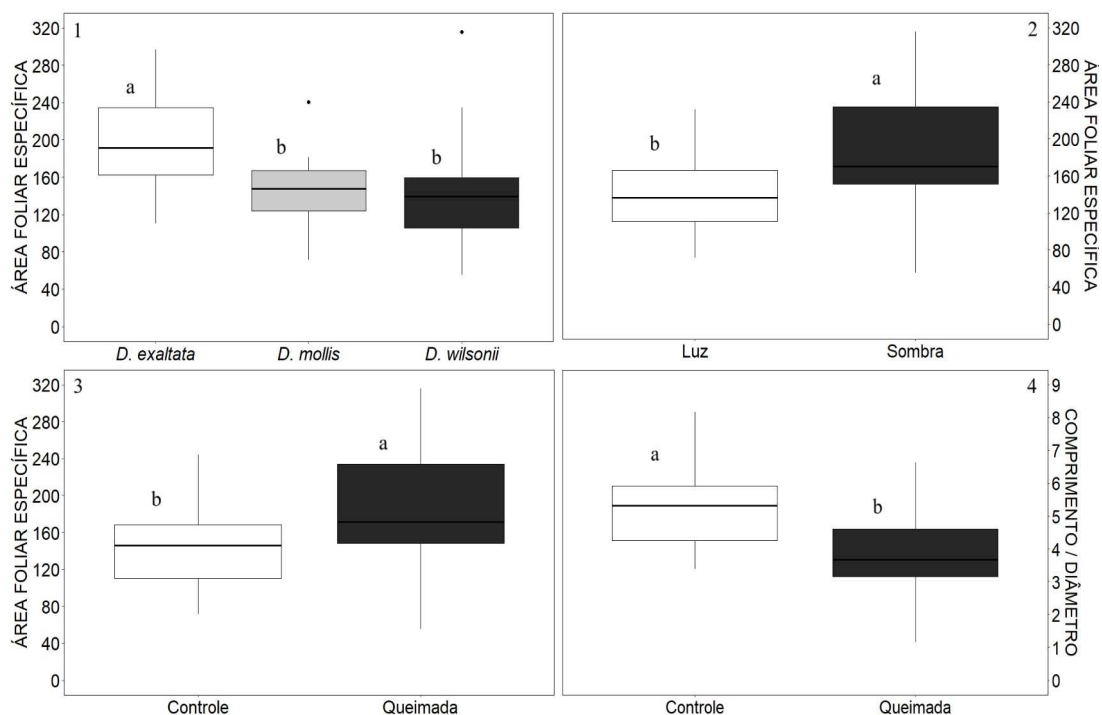


Figura 15: Parâmetros biométricos relacionados às razões do caule e folhas em três espécies de *Dimorphandra* entre níveis: 1) Área foliar específica (cm².g⁻¹). 2) Área foliar específica (cm².g⁻¹). 3) Área foliar específica (cm².g⁻¹). 4) Razão entre comprimento e diâmetro do caule. Luz: plantas sob luz plena. Sombra: plantas sob sombra. Controle: plantas sem fogo. Queimada: plantas com fogo. Gráfico 1: letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies. Gráfico 2: letras minúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de luminosidade. Gráficos 3 e 4: letras minúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de fogo.

A espécie *D. exaltata* apresentou maior área foliar específica do que *D. mollis* e *D. wilsonii* ($p < 0,05$, efeito simples de espécie, Figura 15.1). O sombreamento resultou em maior área foliar específica nas espécies do gênero *Dimorphandra* ($p < 0,05$, efeito simples da luminosidade, Figura 15.2), bem como o fogo ($p < 0,05$, efeito simples do fogo, Figura 15.3). A razão entre o comprimento e o diâmetro do caule não apresentou diferença significativa entre os níveis de luminosidade ($p > 0,05$). Porém, a presença do fogo resultou em menor razão entre o comprimento e o diâmetro do caule nas espécies de *Dimorphandra* ($p < 0,05$, efeito simples do fogo, Figura 15.4).

4.4.2 Fluorescência da clorofila *a*

A fluorescência inicial não apresentou diferença significativa entre os tratamentos com fogo e sem fogo ($p > 0,05$). Dentre as espécies, *D. exaltata* apresenta a maior fluorescência inicial ($p < 0,05$, efeito simples de espécies, Figuras 16.1), porém a menor dissipação não fotoquímica da energia radiante ($p < 0,05$, efeito simples de espécies, Figura 16.3). Em adição, *D. mollis* apresentou

maior dissipação não fotoquímica da energia radiante ($p < 0,05$, efeito simples de espécie, Figura 16.3).

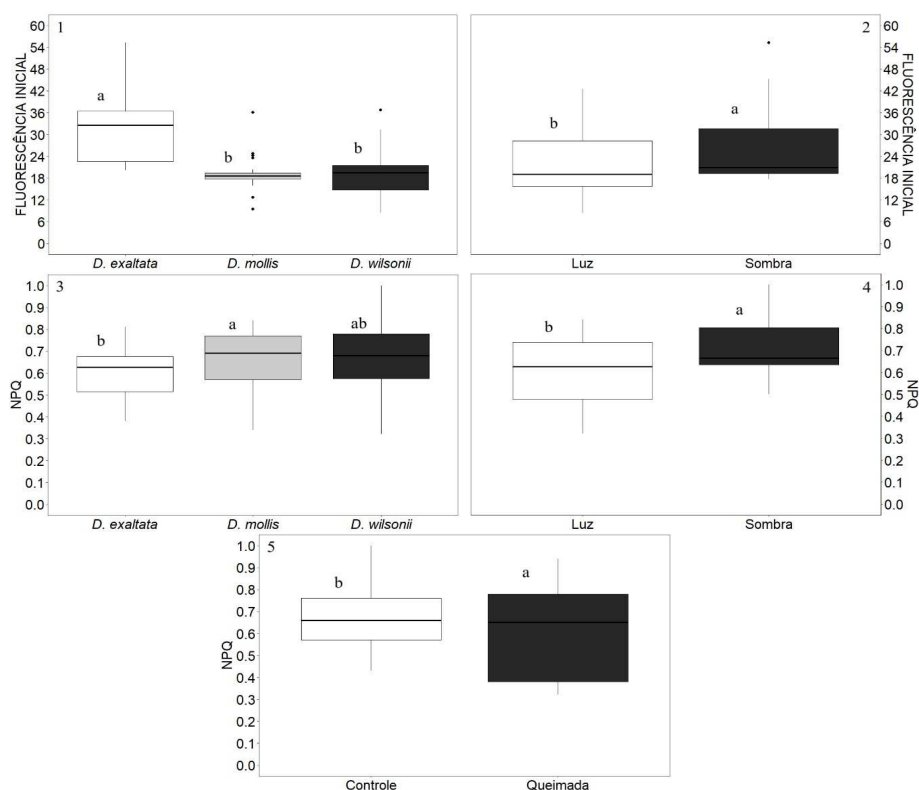


Figura 16: Parâmetros fisiológicos relativos à fluorescência da clorofila *a* ao final do experimento em três espécies de *Dimorphandra* e entre níveis: 1) Fluorescência inicial - F_0 (a.u.). 2) Fluorescência inicial - F_0 (a.u.). 3) Dissipação não fotoquímica da energia radiante – NPQ. 4) Dissipação não fotoquímica da energia radiante – NPQ. 5) Dissipação não fotoquímica da energia radiante – NPQ. Luz: plantas sob luz plena. Sombra: plantas sob sombra. Controle: plantas sem fogo. Queimada: plantas com fogo. Gráficos 1 e 3: letras minúsculas indicam diferença significativa entre as espécies. Gráficos 2 e 4: letras minúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de luminosidade. Gráfico 5: letras minúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de fogo.

As plantas aclimatadas à sombra apresentaram maior dissipação não fotoquímica da energia radiante e fluorescência inicial que as plantas sob sol pleno ($p < 0,05$, efeito simples da luminosidade, Figuras 16.2 e 16.4, respectivamente). A presença do fogo resultou em maior dissipação não fotoquímica da energia radiante para as espécies de *Dimorphandra* ($p < 0,05$, efeito simples de fogo, Figura 16.5).

As espécies não apresentaram diferenças significativas na eficiência fotoquímica potencial do FSII, comparadas entre si ($p > 0,05$). O sombreamento resultou em maior eficiência fotoquímica potencial do FSII para as plantas de *Dimorphandra* ($p < 0,05$, efeito simples de luminosidade, Figuras 17.1), bem como o fogo ($p < 0,05$, efeito simples de fogo, Figuras 17.2).

O sombreamento resultou em menor eficiência fotoquímica efetiva do FSII ($p < 0,05$, efeito

da interação entre luminosidade, fogo e espécies, Figuras 17.3) e taxa de transporte de elétrons, em *D. exaltata* ($p < 0,05$, efeito da interação entre luminosidade, fogo e espécies, Figuras 17.4), nas áreas sem fogo, com valores menores que os das outras duas espécies.

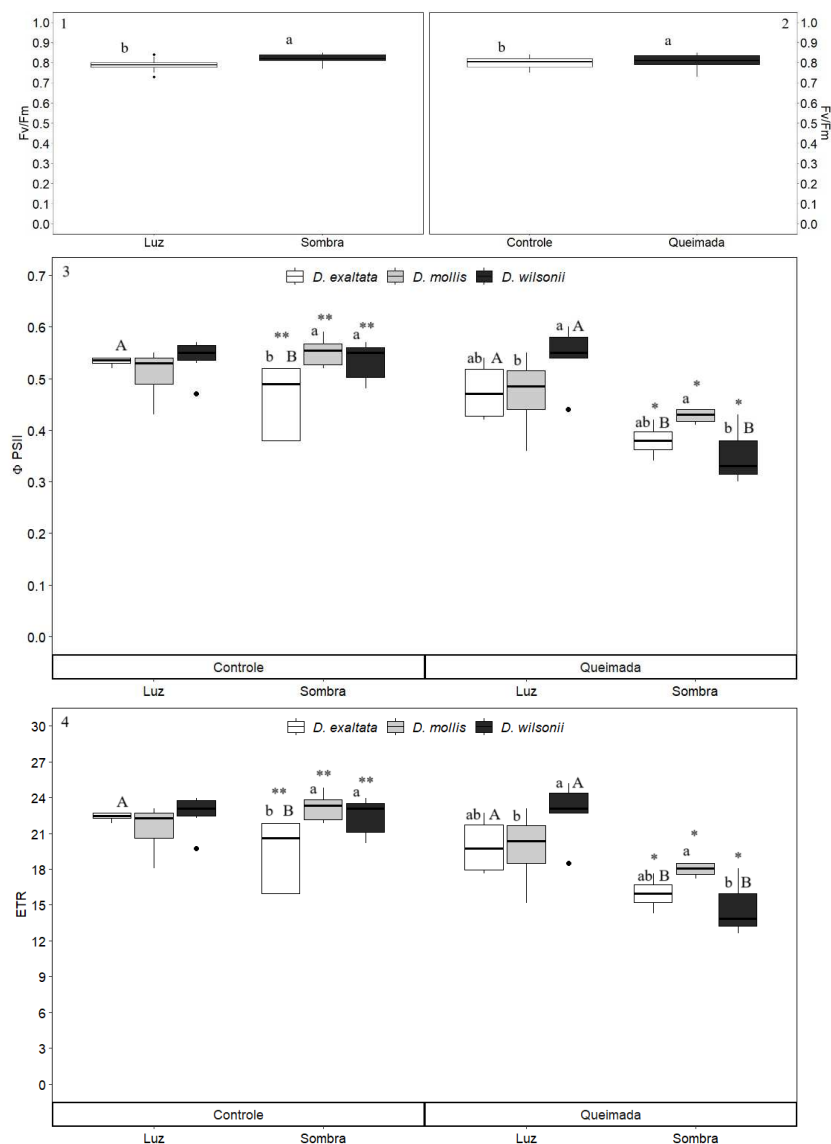


Figura 17: Parâmetros fisiológicos relativos à fluorescência da clorofila *a* ao final do experimento em três espécies de *Dimorphandra* dentro e entre níveis: 1) eficiência fotoquímica potencial do FSII - F_v/F_m (%). 2) eficiência fotoquímica potencial do FSII - F_v/F_m . 3) eficiência fotoquímica efetiva do FSII - Φ_{PSII} (%). 4) Taxa de transporte de elétrons - ETR ($\mu\text{mol elétrons} \cdot \text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Luz: plantas sob luz plena. Sombra: plantas sob sombra. Controle: plantas sem fogo. Queimada: plantas com fogo. Gráfico 1: letras minúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de luminosidade. Gráfico 2: letras minúsculas indicam diferença significativa entre os níveis de fogo. Gráficos 3 e 4: letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre as espécies dentro das luminosidades; letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa dentro das espécies e níveis de fogo entre níveis de luminosidade; asteriscos (* ou **) indicam diferenças significativas dentro de cada espécie e nível de luminosidade entre os níveis de fogo.

Em áreas com fogo e sob luz plena *D. wilsonii* apresentou maior eficiência fotoquímica

efetiva do FSII ($p < 0,05$, efeito da interação entre luminosidade, fogo e espécies, Figuras 17.3) e taxa de transporte de elétrons que *D. mollis* ($p < 0,05$, efeito da interação entre luminosidade, fogo e espécies, Figuras 17.4). Porém, a presença da sombra resultou em menor eficiência fotoquímica efetiva do FSII ($p < 0,05$, efeito da interação entre luminosidade, fogo e espécies, Figuras 17.3) e taxa de transporte de elétrons para *D. wilsonii* e *D. exaltata*, nas áreas expostas ao fogo ($p < 0,05$, efeito da interação entre luminosidade, fogo e espécies, Figuras 17.4), assim, *D. mollis* apresentou maior eficiência fotoquímica efetiva do FSII ($p < 0,05$, efeito da interação entre luminosidade, fogo e espécies, Figuras 17.3) e taxa de transporte de elétrons que *D. wilsonii* ($p < 0,05$, efeito da interação entre luminosidade, fogo e espécies, Figuras 17.4).

As plantas das três espécies de *Dimorphandra* sob sombra apresentaram menor eficiência fotoquímica efetiva do FSII ($p < 0,05$, efeito da interação entre luminosidade, fogo e espécies, Figuras 17.3) e taxa de transporte de elétrons ($p < 0,05$, efeito da interação entre luminosidade, fogo e espécies, Figuras 17.4), quando submetidas ao fogo.

4.4.3 Estimativa da plasticidade fenotípica

Tabela 5 – Índice de plasticidade da distância relativa (RDPI) entre três espécies de *Dimorphandra*, em relação às variáveis estudadas em condições de queimada e sem queimada.

VARIÁVEIS	<i>D. exaltata</i>	<i>D. mollis</i>	<i>D. wilsonii</i>
CC	0,4778 ± 0,2588	0,3976 ± 0,1927	0,4677 ± 0,2031
DC	0,4343 ± 0,2185	0,3121 ± 0,1433	0,2939 ± 0,1444
FR	0,4994 ± 0,1246 A	0,3589 ± 0,0510 B	0,3360 ± 0,0621 B
NF	0,3029 ± 0,0972	0,2935 ± 0,0386	0,3388 ± 0,0574
AFT	0,4213 ± 0,1018	0,5357 ± 0,1115	0,5772 ± 0,0969
AFM	0,5063 ± 0,1397	0,5049 ± 0,0401	0,5955 ± 0,1361
MSC	0,6688 ± 0,2365	0,5037 ± 0,1137	0,6458 ± 0,1730
MSF	0,4734 ± 0,0865 B	0,5660 ± 0,0885 AB	0,6476 ± 0,1033 A
MSPA	0,5442 ± 0,1464	0,5301 ± 0,0875	0,6371 ± 0,1235
PC	0,3248 ± 0,1691	0,2426 ± 0,0770	0,1968 ± 0,0507
PF	0,2318 ± 0,1165	0,1905 ± 0,0655	0,1722 ± 0,0674
F0	0,1609 ± 0,0173	0,1328 ± 0,0401	0,1768 ± 0,0901
FV/FM	0,0211 ± 0,0078	0,0231 ± 0,0070	0,0203 ± 0,0071
ΦFSII	0,1001 ± 0,0377	0,0822 ± 0,0253	0,1276 ± 0,0906
NPQ	0,1944 ± 0,0471	0,2638 ± 0,0499	0,2595 ± 0,0658
ETR	0,1001 ± 0,0377	0,0822 ± 0,0253	0,1276 ± 0,0906
RAF	0,3515 ± 0,1539	0,2687 ± 0,0501	0,3556 ± 0,1913
AFE	0,1680 ± 0,0541	0,1668 ± 0,0686	0,2661 ± 0,1167
RAD	0,1463 ± 0,0410 B	0,1761 ± 0,0604 AB	0,2788 ± 0,0995 A

As espécies não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$; Tabela 5) na plasticidade fenotípica entre si, em relação às variáveis CC, DC, NF, AFT, AFM, MSC, MSPA, PC, PF, F_0 , F_V/F_M , ΦF_{SII} , NPQ, ETR, RAFPA e AFE, sob distintas luminosidades e regimes de queimada. A espécie *D. exaltata* apresentou maior plasticidade fenotípica ($p < 0,05$; Tabela 5) em relação à variável FR. Por outro lado a espécie *D. wilsonii* apresentou maior plasticidade fenotípica ($p < 0,05$; Tabela 5) em relação às variáveis MSF e RAD, quando comparada a *D. exaltata*.

4.5 Discussão

A aplicação controlada de queimadas em experimentos permite investigar como diferentes espécies respondem a condições realistas de distúrbio, especialmente no contexto das mudanças antropogênicas (Nóbrega *et al.*, 2019). O fogo experimental aplicado neste estudo foi cuidadosamente planejado para simular incêndios naturais de baixa a moderada intensidade, capazes de exercer pressão seletiva sobre as espécies testadas (Nóbrega *et al.*, 2019; Pellegrini *et al.*, 2023). Em ambientes de Cerrado e em zonas de transição para formações florestais, os incêndios fazem parte da dinâmica natural das comunidades vegetais, causando danos à parte aérea das plantas, mas nem sempre levando à eliminação dos indivíduos adultos (Souchie *et al.*, 2017). Embora o fogo seja um distúrbio natural em muitos ecossistemas, sua frequência e intensidade têm aumentado nas últimas décadas devido a atividades humanas, como o desmatamento e as mudanças no uso e ocupação do solo (Tyukavina *et al.*, 2022).

4.5.1 Efeito do fogo e da luminosidade sobre a morfologia nas três espécies de *Dimorphandra*

Quando as espécies foram comparadas entre si, *D. wilsonii* apresentou o maior número total de folhas junto a *D. exaltata*, que apresentou a maior área foliar específica, independentemente da luminosidade e do fogo. É possível notar diferentes estratégias aquisitivas entre as espécies; que se relacionam ao ponto de compensação luminosa ideal e à tolerância à sombra (Lusk; Jorgensen, 2013; Mezui *et al.*, 2024). O ponto de compensação luminosa está diretamente relacionado às estratégias aquisitivas das espécies, uma vez que plantas tolerantes à sombra tendem a apresentar valores mais baixos, associados a maior área foliar específica e número de folhas, o que amplia a superfície de captura de luz em ambientes limitados; já espécies heliófilas, com ponto de compensação mais elevado, exibem menor área foliar específica e menor número de folhas, favorecendo a eficiência em alta irradiância (Lusk; Jorgensen, 2013; Mezui *et al.*, 2024). Esses

padrões refletem estratégias de ajustes morfofisiológicos adotadas por espécies arbóreas em condições de luminosidade difusa. Segundo Yamada *et al.* (2000), as plantas tendem a reduzir o número de folhas para minimizar o autossombreamento e reduzir os custos associados à manutenção de tecidos não fotossintéticos, investindo mais em folhas de maior área e eficiência. Esse ajuste é fundamental em ambientes onde a quantidade de luz disponível já é naturalmente limitada. Um exemplo disso é a redução do número de folhas compostas, sob sombreamento, apenas em *D. exaltata*.

O aumento da área foliar sob sombra representa uma resposta plástica que permite maximizar a interceptação de fótons difusos, que penetram de forma irregular no sub-bosque (Liu *et al.*, 2020). Paralelamente, o aumento da área foliar específica, ou seja, folhas mais finas e menos densas, aumenta a eficiência fotossintética por unidade de massa investida (Poorter *et al.*, 2019), permitindo que a planta mantenha um balanço positivo de carbono mesmo em condições restritivas de energia radiante. Wei *et al.* (2024), discutem que folhas sombreadas frequentemente apresentam redução nos tecidos paliçádicos e esponjosos, além de menor investimento em estruturas de suporte, reforçando o padrão observado neste estudo. Assim, os ajustes morfológicos encontrados nas espécies de *Dimorphandra* refletem estratégias amplamente reconhecidas como essenciais para a sobrevivência e o crescimento sob sombreamento, mas que também as tornam vulneráveis a distúrbios adicionais, como o fogo, devido à sua estrutura foliar mais delicada (Alam *et al.*, 2019).

O aumento na área foliar específica indica menor investimento em carboidratos estruturais, resultando em folhas mais finas e com maior área por unidade de massa, característica típica de espécies adaptadas a ambientes sombreados (Milla *et al.*, 2008). Esse aumento indica uma estratégia aquisitiva, *trade-off*, na construção foliar, na qual são priorizados tecidos fotossinteticamente ativos aos tecidos de sustentação (Poorter *et al.*, 2019). Assim, as plantas produzem folhas mais delgadas, a fim de otimizar a absorção de luz e manter a fotossíntese em níveis satisfatórios, como resposta a baixa luminosidade e resposta de curto prazo ao fogo (Heringer; Jacques, 2001). As plantas presentes nas áreas queimadas apresentaram, em geral, maior área foliar específica e menor área foliar total, após a rebrota. A redução em área, juntamente ao aumento da área foliar específica, indicando menor espessura das folhas, pode indicar uma resposta de curto prazo às queimadas (Heringer; Jacques, 2001), além de alterar a economia foliar (Niinemets; Keenan; Hallik, 2015) e aumentar a eficiência fotossintética (Han *et al.*, 2020). Embora eficiente em ambientes com limitações luminosas pode representar riscos em ambientes com alta incidência luminosa e com recorrência do fogo.

A presença do fogo reduziu significativamente o número de folhas recompostas em *D. exaltata*, indicando um efeito sinérgico entre os estresses e uma economia na construção de novas

estruturas para retomar o crescimento (Niinemets; Keenan; Hallik, 2015). Estas respostas sugerem que *D. exaltata*, por ser uma espécie adaptada ao sub-bosque, é mais vulnerável a eventos de fogo, especialmente quando combinados com sombreamento. Considerando que *D. exaltata* é uma espécie ameaçada de extinção na Mata Atlântica, a intensificação dos incêndios devido a atividades humanas pode comprometer seu estabelecimento e sobrevivência, agravando seu risco de extinção.

Observou-se que *D. exaltata* apresentou aumento no diâmetro do caule sob condições de sombra, comportamento típico de espécies de sub-bosque que mantêm balanço positivo de carbono mesmo sob restrição luminosa (Albuquerque; Evangelista; Albuquerque Neto, 2015). Esse crescimento demonstra uma adaptação eficiente aos ambientes sombreados. Entretanto, a exposição ao fogo resultou em uma diminuição significativa nesse crescimento, o que pode ser prejudicial, pois plantas com menores diâmetros de caule, como as plantas jovens, em áreas propensas a incêndios recorrentes, apresentam maior mortalidade por necrose do câmbio e floema ou colapso vascular (Bär; Michaletz; Mayr, 2019). Além disso, plantas jovens apresentam maior suscetibilidade ao colapso vascular e hidráulico, uma vez que o calor do fogo pode induzir embolias no xilema e interromper o transporte de seiva (West *et al.*, 2016). Essa vulnerabilidade reforça a necessidade de estratégias de conservação específicas para *D. exaltata*, considerando sua sensibilidade a distúrbios como o fogo.

A espécie mais prejudicada pelas queimadas foi *D. exaltata*, porém todas as três espécies sofreram danos. Vale observar que *D. wilsonii*, espécie presente no ecótono entre o Cerrado e a Mata Atlântica, foi menos prejudicada, com brotações mais fortes e vigorosas após as queimadas do que as outras duas espécies. O maior comprimento e diâmetro do caule de *D. wilsonii* antes do fogo podem ter contribuído para uma melhor recuperação dos indivíduos (Lawes *et al.*, 2011). Espécies presentes em ecótonos sujeitos aos eventos de fogo, geralmente apresentam além de cascas mais espessas, proteções das gemas, o que permite a rebrota mesmo após o fogo (Sartorelli; Campos Filho, 2017). É possível notar também que as queimadas foram mais prejudiciais para o comprimento do caule que para o diâmetro do caule, para as espécies em geral, reduzindo a razão entre comprimento e diâmetro do caule, após o distúrbio pelo fogo. Isso seria uma estratégia defensiva pós-fogo, visto que caules mais grossos guardam uma maior relação com dureza do caule que caules mais altos, reduzindo danos futuros pelo fogo (Lawes *et al.*, 2011).

Apesar da redução significativa da biomassa aérea após o fogo, as plantas jovens das três espécies de *Dimorphandra* não foram completamente eliminadas, mantendo capacidade de rebrotamento. A mortalidade observada foi de 16% para *D. exaltata*, 8% para *D. mollis* e 16% para *D. wilsonii*. Martins *et al.* (2012), em um estudo na Amazônia brasileira, observaram que incêndios recorrentes reduzem a biomassa aérea, mas permitem recomposição ao longo do tempo, embora

com alterações estruturais e florísticas, dependentes da intensidade do fogo, segundo Sparks *et al.* (2023). A frequência do fogo também desempenha papel significativo na dinâmica da vegetação lenhosa do Cerrado (Fairman; Bennett; Nitschke, 2019). Queimadas frequentes podem impedir que as plantas das classes de tamanho mais vulneráveis ao fogo escapem, limitando seu crescimento e recrutamento para estágios adultos (Ribeiro *et al.*, 2012). Tais achados reforçam que a redução de matéria seca aérea não significa mortalidade imediata, mas exige estratégias adaptativas robustas, como reservas subterrâneas e rebrotamento eficiente, como em *D. mollis*.

Sob luz plena e fogo, a maior mortalidade foi registrada para *D. exaltata* e sob sombreamento o fogo causou mortalidade semelhante entre as espécies. Plantas jovens são particularmente sensíveis ao fogo e a redução da biomassa aérea pode comprometer seu crescimento e desenvolvimento, principalmente em indivíduos menores e em áreas com incêndios frequentes (Fairman; Bennett; Nitschke, 2019). No entanto, *D. wilsonii* apresentou menor prejuízo em comparação com as outras espécies, especialmente sob sombreamento, condição na qual manteve maior produção de massa seca foliar, indicando um ajuste funcional que favorece sua sobrevivência em ambientes sujeitos a múltiplos estresses e distúrbios frequentes (Heringer; Jacques, 2001). Essa resiliência pode ser atribuída a estratégias de alocação de recursos que favorecem a sobrevivência em ambientes propensos a incêndios.

4.5.2 Efeito do fogo e da luminosidade sobre a fluorescência da clorofila *a* nas três espécies de *Dimorphandra*

Os fatores ambientais, como fogo e sombra, influenciaram significativamente os parâmetros de fluorescência da clorofila *a* nas três espécies estudadas, porém de formas diferentes. A espécie *D. exaltata* apresentou maior fluorescência inicial que as outras espécies. Porém, *D. mollis* apresentou maior dissipação não fotoquímica da energia radiante do que as outras espécies. Estratégias diferentes, com os ajustes necessários para evitar danos foto-oxidativos sob condições de estresse (Lambrev *et al.*, 2012). A espécie *D. wilsonii*, quanto a essas variáveis, apresentou comportamento bastante similar a *D. mollis*, com altos valores de dissipação não fotoquímica da energia radiante e baixos valores de fluorescência inicial, sugerindo maior capacidade fotoprotetora (Lambrev *et al.*, 2012; Ruban; Wilson, 2021). As plantas aclimatadas à sombra apresentaram elevados valores para dissipação não fotoquímica da energia radiante e fluorescência inicial, enquanto as plantas submetidas ao fogo apresentaram menor dissipação não fotoquímica da energia radiante. Estes ajustes auxiliam na manutenção do bom funcionamento do fotossistema II em condições estressantes, ao passo que se moldam para aumentar a eficiência no caso de distúrbios não

persistentes (Murchie; Ruban, 2020).

As plantas de *Dimorphandra* expostas a condições de fogo e sombreamento apresentaram maiores valores de eficiência fotoquímica potencial do FSII, sugerindo que sua capacidade fotossintética permanece preservada mesmo após distúrbios (Kitao *et al.*, 2019; Lima *et al.*, 2022). Esse resultado é consistente com a ideia de que, sob sombra, as plantas frequentemente ajustam seus mecanismos de fotoproteção para minimizar danos ao aparato fotossintético, mantendo a eficiência do fotossistema II mesmo após eventos de estresse (Demmig-Adams *et al.*, 2022). Importante destacar que os valores sob luz plena ou em condições sem fogo permaneceram próximos ao patamar considerado ótimo, com valores em torno de 0,83 (Maxwell; Johnson, 2000), sugerindo que as plantas mantiveram um funcionamento fotossintético estável em todos os tratamentos, refletindo estratégia fotossintética conservativa diante das variações ambientais impostas (Krause; Weis, 1991).

O fogo afetou negativamente a eficiência fotoquímica efetiva do FSII e a taxa de transporte de elétrons nas plantas sob sombreamento, sugerindo comprometimento da fotossíntese líquida após o distúrbio em condições de baixa luminosidade. Esse efeito pode ser atribuído a danos térmicos diretos no aparato fotossintético, como a desnaturação de proteínas das membranas tilacoides (Semenova, 2004), bem como aos danos no sistema de reparo do fotossistema II (Szymańska *et al.*, 2017). Isto significa que menos energia luminosa é convertida em ATP e NADPH para sustentar os processos metabólicos, afetando diretamente o balanço de carbono e a capacidade de crescimento e regeneração da planta após o estresse (Marutani *et al.*, 2012). Contudo os valores permaneceram acima de valores considerados críticos, $\sim 0,3$ (Baker, 2008; Martinazzo; Ramm; Bacarin, 2012).

A recuperação limitada da eficiência fotoquímica efetiva do fotossistema II após o fogo em ambiente sombreado, tanto em *D. wilsonii* quanto em *D. exaltata*, reforça a importância de estratégias de conservação diferenciadas, especialmente para plantas de sub-bosque, que podem ter seu balanço energético comprometido por eventos recorrentes de fogo e abertura do dossel (Shen; Prentice; Harrison, 2025). No entanto, *D. wilsonii* demonstrou uma capacidade de ajuste, apresentando boa eficiência fotoquímica efetiva do FSII e taxa de transporte de elétrons, quando exposta ao fogo sob luz plena. Isso indica que, em ambientes iluminados, *D. wilsonii* pode manter uma atividade fotossintética eficiente mesmo após distúrbios, enquanto em áreas sombreadas, a combinação de estresses pode comprometer sua performance.

4.5.3 Efeito do fogo e da luminosidade sobre a plasticidade fenotípica nas três espécies de *Dimorphandra*

A plasticidade fenotípica é um importante mecanismo para que as plantas ajustem sua alocação de recursos e estrutura, dentro de certos limites, frente a distúrbios ambientais geradores de estresse, como o fogo e a variação na intensidade de radiação (Valladares; Gianoli; Gómez, 2007). No presente estudo, com fogo prescrito e variação na luminosidade, a maioria das variáveis morfofisiológicas não apresentou diferenças significativas entre as espécies, além de apresentarem valores globais de plasticidade relativamente baixos, menores que 0,7 (Valladares; Sanchez-Gomez; Zavala, 2006), indicando baixa capacidade plástica e semelhanças entre as espécies. Entretanto, diferenças significativas foram encontradas em relação ao número de folhas recompostas, massa fresca das folhas e na razão entre o comprimento e o diâmetro do caule, refletindo estratégias diferentes em relação ao consumo energético e estrutural.

A espécie *D. exaltata*, presente na Mata Atlântica, apresentou maiores valores de plasticidade em relação ao número de folhas recompostas. Estas folhas apresentam estruturas mais complexas e com maior custo energético, evidenciando que *D. exaltata* ajusta sua capacidade de construção da estrutura foliar, frente às condições adversas, como incêndios florestais e variações na intensidade luminosa. Este *trade-off* entre investimento e conservação atua como estratégia frente ao estresse, principalmente ao fogo, que pode levá-la a uma maior vulnerabilidade frente a outros fatores, como a alta intensidade de radiação. A espécie *D. wilsonii*, endêmica nos ecótonos entre a Mata Atlântica e o Cerrado, na região central de Minas Gerais, destacou-se pela plasticidade na massa seca foliar e na razão entre o comprimento e o diâmetro do caule. A modificação da alocação de biomassa para as folhas, principalmente relacionada à variação devida à luminosidade, reflete melhor aproveitamento sob diferentes intensidades luminosas. Em relação à variação devida ao fogo, nota-se a influência negativa no desenvolvimento das três espécies de *Dimorphandra*. Os maiores valores de plasticidade detectados, em relação à razão entre o comprimento e o diâmetro do caule, indicam ajustes funcionais no desenvolvimento do caule, otimizando a competitividade por luz (Niinemets; Keenan; Hallik, 2015; Onoda *et al.*, 2017; Poorter *et al.*, 2019). A espécie *D. mollis*, amplamente distribuída pelo Cerrado, apresentou plasticidade intermediária, além de baixa responsividade a nível foliar, indicando uma estratégia conservativa (Valladares *et al.*, 2000), demonstrando equilíbrio entre os ajustes morfofisiológicos e estruturais (Hoffman *et al.*, 2012).

4.6 Considerações finais

Os resultados deste estudo confirmam a hipótese inicial, que o fogo e a luminosidade exercem efeitos significativos e distintos sobre as espécies de *Dimorphandra*. Como previsto, *D. exaltata*, presente em ambientes florestais sombreados, apresentou reduções expressivas em

variáveis morfológicas, biomassa e eficiência fotoquímica, sobretudo quando os efeitos do fogo foram combinados ao sombreamento, porém não apresentou maior eficiência fotossintética sob sombra como esperado ou maior mortalidade em comparação com as outras espécies. Assim, apesar de apresentar taxa de mortalidade semelhante a *D. wilsonii*, a espécie foi bastante comprometida, em seu desenvolvimento, nas áreas com fogo. Para *D. mollis*, esperava-se maior capacidade de conversão de energia luminosa à plena luz, o que não foi observado. Porém, a maior taxa de sobrevivência que as outras espécies em áreas com fogo foi confirmada. Em contrapartida, a predição de que *D. wilsonii* apresentaria maior resiliência foi corroborada, já que a espécie híbrida manteve ajustamentos funcionais eficientes e boa performance fotossintética, mesmo sob fogo e alta intensidade luminosa, revelando plasticidade adaptativa associada à sua ocorrência em ecótonos, se assemelhando a *D. mollis* à plena luz e a *D. exaltata*, sob sombreamento. Porém, *D. wilsonii* não apresentou comportamento intermediário como esperado, superando os parentais em desenvolvimento e acúmulo de biomassa. Esses achados ressaltam que, embora todas as espécies sejam afetadas pelo fogo, a magnitude e a natureza das respostas variam conforme a história evolutiva e o ambiente de origem. Assim, enquanto *D. exaltata* requer medidas urgentes de conservação diante da intensificação dos incêndios na Mata Atlântica, *D. wilsonii* demanda esforços de manejo focados na preservação do ecótono e de sua diversidade genética, e *D. mollis* necessita de manejo integrado do fogo no Cerrado para evitar alterações estruturais nos ecossistemas em que ela está presente. Assim, a compreensão das respostas ecofisiológicas diferenciais é essencial para subsidiar estratégias de conservação, manejo do fogo e políticas públicas que assegurem a resiliência de espécies e ecossistemas frente as crescentes pressões antrópicas.

4.7 Referências

- AGBESHIE, A.A.; ABUGRE, S.; ATTA-DARKWA, T.; AWUAH, R. **A review of the effects of forest fire on soil properties**. Journal of Forestry Research, v.33, p.1419–1441, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01475-4>. Acesso em: 12/03/2025.
- ALAM, M.A.; WYSE, S.V.; BUCKLEY, H.L.; PERRY, G.L.W.; SULLIVAN, J.J.; MASON, N.W.H.; BUXTON, R.; RICHARDSON, S.J.; CURRAN, T.J. **Shoot flammability is decoupled from leaf flammability, but controlled by leaf functional traits**. Journal of Ecology, v.108, p.641–653, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13289>. Acesso em: 10/03/2025.
- ALBUQUERQUE, T.C.S.; EVANGELISTA, T.C.; ALBUQUERQUE NETO, A.A.R. **Níveis de sombreamento no crescimento de mudas de castanheira do Brasil**. Revista Agro@mbiente Online, v.9, n.4, p.440–445, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v9i4.3025>. Acesso em: 21/03/2025.

ANDERSEN, A.N.; VASCONCELOS, H.L. **Historical biogeography shapes functional ecology: inter-continental contrasts in responses of savanna ant communities to stress and disturbance.** *Journal of Biogeography*, v. 49, p. 590–599, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jbi.14343>. Acesso em: 25/02/2025.

ARAB; A.; KHODAEI; A.; ESKANDARPOUR; R.; THOMPSON; M.P.; WEI; Y. **Three lines of defense for wildfire risk management in electric power grids: a review.** *IEEE Access*, v. 9, p. 61577 – 61593, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2021.3074477>. Acesso em: 27 mar. 2025.

ARAÚJO, F.C.; GARCIA, P.O.; PÁSCOA, K.J.V.; MOURA, A.S.; LOBO-FARIA, P.C.; SANTOS, R.M.; FONTES, M.A.L. **Post-fire trajectories in Atlantic Forest regeneration: a case study in fragmented landscapes.** *CERNE*, v.31, e-103464, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/01047760202531013464>. Acesso em: 05/02/2025.

BÄR, A.; MICHALETZ, S.T.; MAYR, S. **Fire effects on tree physiology.** *New Phytologist*, v.223, p.1728–1741, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.15871>. Acesso em: 08/04/2025.

BARROS, F.D.V.; GOULART, M.F.; SÁ TELLES, S.B.; LOVATO, M.B.; VALLADARES, F.; LEMOS-FILHO, J.P. DE. **Phenotypic plasticity to light of two congeneric trees from contrasting habitats: Brazilian Atlantic Forest versus cerrado (savanna).** *Plant Biology*, v.14, p.208–215, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2011.00474.x>. Acesso em: 28/03/2025.

BECKETT, H.; STAVES, A.C.; CHARLES-DOMINIQUE, T.; BOND, W.J. **Pathways of savannization in a mesic African savanna–forest mosaic following an extreme fire.** *Journal of Ecology*, v. 110, p. 902–915, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13851>. Acesso em: 12/05/2025.

BEZERRA, J.S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; TAVARES, J.M.; LEAL, A.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. **Drastic impoverishment of the soil seed bank in a tropical dry forest exposed to slash-and-burn agriculture.** *Forest Ecology and Management*, v.513, 120185, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120185>. Acesso em: 14/04/2025.

BOONMAN, C.C.F.; VAN LANGEVELDE, F.; OLIVERAS, I.; COUÉDON, J.; LUIJKEN, N.; MARTINI, D.; VEENENDAAL, E.M. **On the importance of root traits in seedlings of tropical tree species.** *New Phytologist*, v.227, n.1, p.156–167, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.16370>. Acesso em: 10/04/2025.

BORDEN, C.G.; DUGUID, M.C.; ASHTON, M.S. **The legacy of fire: long-term changes to the forest understory from periodic burns in a New England oak-hickory forest.** *Fire Ecology*, v.17, n.24, p.1 – 17, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s42408-021-00115-2>. Acesso em: 10/04/2025.

CASALS, P.; VALOR, T.; RIOS, A.I.; SHIPLEY, B. **Leaf and bark functional traits predict resprouting strategies of understory woody species after prescribed fires.** *Forest Ecology and Management*, v.429, p.158–174, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.002>. Acesso em: 29/03/2025.

CHARLES-DOMINIQUE, T.; MIDGLEY, G.F.; TOMLINSON, K.W.; BOND, W.J. **Steal the light: shade vs fire adapted vegetation in forest–savanna mosaics.** *New Phytologist*, v.218, n.4, p.1419–1429, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.15117>. Acesso em: 23/03/2025.

CHUNGU, D.; NG'ANDWE, P.; MUBANGA, H.; CHILESHE, F. **Fire alters the availability of soil nutrients and accelerates growth of *Eucalyptus grandis* in Zambia.** *Journal of Forestry Research*, v. 31, n. 5, p. 1637–1645, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11676-019-00977-y>. Acesso em: 15/04/2025.

DAIBES, L.F.; PAUSAS, J.G.; BONANI, N.; NUNES, J.; SILVEIRA, F.A.O.; FIDELIS, A. **Fire and legume germination in a tropical savanna: ecological and historical factors.** *Annals of Botany*, v. 123, n. 7, p. 1219–1229, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/aob/mcz028>. Acesso em: 05/05/2025.

DE ANTONIO, A.C.; SCALON, M.C.; ROSSATTO, D.R. **The role of bud protection and bark density in frost resistance of savanna trees.** *Plant Biology*, v.22, n.1, p.55 – 61, 2020. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/plb.13050>. Acesso em: 08/04/2025.

DEMMIG-ADAMS, B.; POLUTCHKO, S.K.; STEWART, J.J.; ADAMS, W.W. III. **History of excess-light exposure modulates extent and kinetics of fast-acting non-photochemical energy dissipation.** *Plant Physiology Reports*, v.27, p.560–572, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40502-022-00689-2>. Acesso em: 23/04/2025.

DRISCOLL, D.A.; ARMENTERAS, D.; BENNETT, A.F.; BROTONS, L.; CLARKE, M.F.; DOHERTY, T.S.; HASLEM, A.; KELLY, L.T.; SATO, C.F.; SITTERS, H.; AQUILUÉ, N.; BELL, K.; CHADID, M.; DUANE, A.; MEZA-ELIZALDE, M.C.; GILJOHANN, K.M.; GONZÁLEZ, T.M.; JAMBHEKAR, R.; LAZZARI, J.; MORÁN-ORDÓÑEZ, A.; WEVILL, T. **How fire interacts with habitat loss and fragmentation to threaten biodiversity.** *Biological Reviews*, v.96, n.3, p.976–998, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/brv.12687>. Acesso em: 22/03/2025.

ENRIGHT, N.J.; FONTAINE, J.B.; LAMONT, B.B.; MILLER, B.P.; WESTCOTT, V.C. **Resistance and resilience to changing climate and fire regime depend on plant functional traits.** *Journal of Ecology*, v.102, n. 6, p.1572–1581, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12306>. Acesso em: 13/03/2025.

FAIRMAN, T.A.; BENNETT, L.T.; NITSCHKE, C.R. **Short-interval wildfires increase likelihood of resprouting failure in fire-tolerant trees.** *Journal of Environmental Management*, v.231, p.59–65, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.021>. Acesso em: 22/03/2025.

FONSÊCA, N.C.; CUNHA, J.S.A.; ALBUQUERQUE, E.R.G.M. DE; LINS-E-SILVA, A.C.B. **Carbon stock in aboveground biomass and necromass in the Atlantic Forest: an analysis of data published between 2000 and 2021.** *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v.96, n.1, e20220761, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202420220761>. Acesso em: 06/04/2025.

FREITAS, V.L.O.; ALVES, T.H.S.; LOPES, R.M.F.; LEMOS FILHO, J.P. **Fruit and seed biometry and germination of *Dimorphandra mollis* Benth. and *Dimorphandra wilsonii* Rizz.**

(**Fabaceae – Caesalpinioideae**). *Scientia Forestalis*, v. 37, n. 81, p. 27–35, 2009. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr81/cap02.pdf>. Acesso em: 18/01/2025.

GALLAGHER, R.V.; ALLEN, S.; MACKENZIE, B.D.E.; YATES, C.J.; GOSPER, C.R.; KEITH, D.A.; MEROW, C.; WHITE, M.D.; WENK, E.; MAITNER, B.S.; HE, K.; ADAMS, V.M.; AULD, T.D. **High fire frequency and the impact of the 2019–2020 megafires on Australian plant diversity**. *Diversity and Distributions*, v.27, n.7, p.1166–1179, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ddi.13265>. Acesso em: 26/03/2025.

GENTY, B.; BRIANTAIS, J. M.; BAKER, N. R. **The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence**. *Biochimica et Biophysica Acta*, 990, p. 87 – 92, 1989. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com>. Acesso em: 07/12/2024.

GIGNOUX, J.; KONATÉ, S.; LAHOREAU, G.; LE ROUX, X.; SIMIONI, G. **Allocation strategies of savanna and forest tree seedlings in response to fire and shading: outcomes of a field experiment**. *Scientific Reports*, v.6, 38838, p.1 – 15, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/srep38838>. Acesso em: 11/04/2025.

GOMES, L.; MIRANDA, H.S.; SOARES-FILHO, B.; RODRIGUES, L.; OLIVEIRA, U.; BUSTAMANTE, M.M.C. **Responses of plant biomass in the Brazilian savanna to frequent fires**. *Frontiers in Forests and Global Change*, v.3, 507710, p. 1 – 11, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.507710>. Acesso em: 23/02/2025.

HAN, T.; REN, H.; WANG, J.; LU, H.; SONG, G.; CHAZDON, R.L. **Variations of leaf eco-physiological traits in relation to environmental factors during forest succession**. *Ecological Indicators*, v.117, 106511, p.1 – 8, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106511>. Acesso em: 12/03/2025.

HE, T.; LAMONT, B.B.; ENRIGHT, N.J.; D’AGUI, H.M.; STOCK, W. **Environmental drivers and genomic architecture of trait differentiation in fire-adapted *Banksia attenuata* ecotypes**. *Journal of Integrative Plant Biology*, v.61, n.4, p.417–432, abr. 2019. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29993190/>. Acesso em: 12/04/2025.

HERINGER, I.; JACQUES, A.V.A. **Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta–campo**. *Ciência Rural*, v.31, n.6, p.1085–1090, 2001. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/NZDgL6RjJBTryhSLxNdVpNt/>. Acesso em: 28/03/2025.

HOFFMANN, W.A.; SOLBRIG, O.T. **The role of top-kill in the differential response of savanna woody plants to fire**. *Forest Ecology and Management*, v. 180, p. 273–286, 2003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112702005662>. Acesso em: 10/04/2025.

HOFFMANN, W.A.; GEIGER, E.L.; GOTSCH, S.G.; ROSSATTO, D.R.; SILVA, L.C.R.; LAU, O.L.; HARIDASAN, M.; FRANCO, A.C. **Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes**. *Ecology Letters*, v.15, p.759–768, 2012. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x>. Acesso em: 10/04/2025.

IMATOMI, M.; SOUZA, J.P.; GUALTIERI, S.C.J.; FERREIRA, A.G. **The role of root buds in the regeneration of *Casearia sylvestris* Swartz (Salicaceae) in the Cerrado, São Carlos, São Paulo State, Brazil.** Hoehnea, São Paulo, v. 41, n. 3, p. 345-352, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/hoehnea/a/tWKCLsCLyM5QHHdyKYYdWGv/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 19/09/2025

KAEWSONG, K.; CHANG-YANG, C.H.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; KRAICHAK, E.; YANG, J.; SUN, Z.; ZHANG, C.; LI, W.; LIN, L.; SUN, I.F. **Effects of fire disturbance on species and functional compositions vary with tree sizes in a tropical dry forest.** PeerJ, v.10, e13270, p. 1 – 19, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.7717/peerj.13270>. Acesso em: 24/02/2025.

KITAJIMA, M.; BUTLER, W.L. **Quenching of chlorophyll fluorescence and primary photochemistry in chloroplasts by dibromothymoquinone.** Biochimica et Biophysica Acta, v. 376, p. 105–115, 1975. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/1125215/>. Acesso em: 11/02/2025.

KITAO, M.; TOBITA, H.; KITAKOA, S.; HARAYAMA, H.; YAZAKI, K.; KOMATSU, M.; AGATHOKLEOUS, E.; KOIKE, T. **Light energy partitioning under various environmental stresses combined with elevated CO₂ in three deciduous broadleaf tree species in Japan.** Climate, v.7, n.6, art. 79, p.1 – 13, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/cli7060079>. Acesso em: 20/04/2025.

KLIMEŠ, A.; ŠÍMOVÁ, I.; ZIZKA, A.; ANTONELLI, A.; HERBEN, T. **The ecological drivers of growth form evolution in flowering plants.** Journal of Ecology, v.110, n.7, p.1525–1537, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13888>. Acesso em: 16/04/2025.

KLINK, C.A.; SATO, M.N.; CORDEIRO, G.G.; RAMOS, M.I.M. **The role of vegetation on the dynamics of water and fire in the Cerrado ecosystems: implications for management and conservation.** Plants, v.9, n.12, 1803, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/plants9121803>. Acesso em: 14/04/2025.

KRAUSE, G.H.; WEIS, E. **Chlorophyll fluorescence and photosynthesis: The basics.** Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, v.42, p.313–349, 1991. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.42.060191.001525>. Acesso em: 06/04/2025.

LAMBREV, P.H.; MILOSLAVINA, Y.; JAHNS, P.; HOLZWARTH, A.R. **On the relationship between non-photochemical quenching and photoprotection of Photosystem II.** Biochimica et Biophysica Acta, v.1817, n. 5, p.760–769, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.bbabi.2012.02.002>. Acesso em: 18/03/2025.

LAWES, M.J.; ADIE, H.; RUSSELL-SMITH, J.; MURPHY, B.; MIDGLEY, J.J. **How do small savanna trees avoid stem mortality by fire? The roles of stem diameter, height and bark thickness.** Ecosphere, v.2, n.4, 42, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/ES10-00204.1>. Acesso em: 11/03/2025.

LEAL, A.S.; FIDELIS, A.; ARAUJO, M.A.; COZIN, B.B.; MARTINS, A.R. **Belowground systems in tropical savanna: Fabaceae morphoanatomical traits and their relation to fire.** Plant Biology, v.26, p.1118–1130, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/plb.13730>. Acesso em: 03/04/2025.

LIMA, D.P.; TORRE, F.D.; CORDEIRO, A.R.; SCOTTI, M.R.; FRANÇA, M.G.C. **Shade induces contrasting light photosynthetic performance between Signal and Guinea Grasses**. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v.44, e53561, p.1 – 11, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v44i1.53561>. Acesso em: 22/04/2025.

LIMA, M.S. DE; ARAUJO, M.M.; AIMI, S.C.; OLIVEIRA, V.V.T. DE; BERGHETTI, Á.L.P.; NASCIMENTO, N.F.; TAROUÇO, C.P. **Use of physiological attributes to select native forest species for forest restoration in the southern Atlantic forest biome, Brazil**. *Forest Ecology and Management*, v.501, 119659, p. 1 – 11, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119659>. Acesso em: 07/04/2025.

LIU, Q.; HUANG, Z.; WANG, Z.; CHEN, Y.; WEN, Z.; LIU, B.; TIGABU, M. Responses of leaf morphology, NSCs contents and C:N:P stoichiometry of *Cunninghamia lanceolata* and *Schima superba* to shading. *BMC Plant Biology*, v.20, n.354, p. 1 – 10, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12870-020-02556-4>. Acesso em: 01/04/2025.

LORAM-LOURENÇO, L.; FARNESE, F.D.S.; SOUSA, L.F.; ALVES, R.D.F.B.; ANDRADE, M.C.P.; ALMEIDA, S.E.S.; MOURA, L.M.F.; COSTA, A.C.; SILVA, F.G.; GALMÉS, J.; COCHARD, H.; FRANCO, A.C.; MENEZES-SILVA, P.E. **A structure shaped by fire, but also water: ecological consequences of the variability in bark properties across 31 species from the Brazilian Cerrado**. *Frontiers in Plant Science*, v.10, n. 1718, p.1 – 17, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01718>. Acesso em: 18/03/2025.

LUSK, C.H.; JORGENSEN, M.A. **The whole-plant compensation point as a measure of juvenile tree light requirements**. *Functional Ecology*, v.27, p.1286–1294, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12129>. Acesso em: 25/02/2025.

MAGNANI, M.; DÍAZ-SIERRA, R.; SWEENEY, L.; PROVENZALE, A.; BAUDENA, M. **Fire responses shape plant communities in a minimal model for fire ecosystems across the world**. *The American Naturalist*, v. 202, n. 3, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1086/725391>. Acesso em: 14/04/2025.

MANO, G.B.; LOPES, A.; PIEDADE, M.T.F. **Will climate change favor exotic grasses over native ecosystem engineer species in the Amazon Basin?** *Ecological Informatics*, v. 75, 102102, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102102>. Acesso em: 11/05/2025.

MARSH, C.; CROCKETT, J.L.; KROFCHECK, D.; KEYSER, A.; ALLEN, C.D.; LITVAK, M.; HURTEAU, M.D. **Planted seedling survival in a post-wildfire landscape: From experimental planting to predictive probabilistic surfaces**. *Forest Ecology and Management*, v. 525, 120524, p.1 – 9, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112722005187?via%3Dihub>. Acesso em: 06/04/2025.

MARTINAZZO, E.G.; RAMM, A.; BACARIN, M.A. **The chlorophyll *a* fluorescence as an indicator of the temperature stress in the leaves of *Prunus persica***. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, v.24, n.4, p.237-246, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjpp/a/XpmF4KHwfZ5t6CwtSyrG6jP/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 14/05/2025.

MARTINS, E.; FERNANDES, F. M.; MAURENZA, D.; POUGY, N.; LOYOLA, R.; MARTINELLI, G. **Plano de Ação Nacional para a Conservação do Faveiro-de-wilson**

(*Dimorphandra wilsonii* Rizzini). Andrea Jakobsson estúdio, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico, Rio de Janeiro. 2014. Disponível em: <https://www.institutopristino.org.br>. Acesso em: 12/02/2025.

MARTINS, F.S.R.V.; XAUD, H.A.M.; SANTOS, J.R.; GALVÃO, L.S. **Effects of fire on above-ground forest biomass in the northern Brazilian Amazon**. Journal of Tropical Ecology, v.28, p.591–601, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0266467412000636>. Acesso em: 02/03/2025.

MARUTANI, Y.; YAMAUCHI, Y.; KIMURA, Y.; MIZUTANI, M.; SUGIMOTO, Y. **Damage to photosystem II due to heat stress without light-driven electron flow: involvement of enhanced introduction of reducing power into thylakoid membranes**. Planta, v.236, n.2, p.753–761, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00425-012-1647-5>. Acesso em: 11/04/2025.

MATHEUS, M.T.; RODRIGUES-JUNIOR, A.G.; OLIVEIRA, D.M.T.; GARCIA, Q.S. **Seed longevity and physical dormancy break of two endemic species of *Dimorphandra* from Brazilian biodiversity hotspots**. Seed Science Research, v. 27, n.3, p. 109–205, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0960258517000204>. Acesso em: 22/01/2025.

MAXWELL, K.; JOHNSON, G.N. **Chlorophyll fluorescence – a practical guide**. Journal of Experimental Botany, v.51, n.345, p.659–668, abr. 2000. Disponível em: <https://academic.oup.com/jxb/article-abstract/51/345/659/652534?redirectedFrom=fulltext>. Acesso em: 24/04/2020.

MELIS, A.; SPANGFORT, M.; ANDERSSON, B. **Light-absorption and electron transport balance between photosystem II and photosystem I in spinach chloroplasts**. Photochemistry and Photobiology, v. 45, n. 1, p. 129– 136, 1987. Disponível em: <https://www.onlinelibrary.wiley.com>. Acesso em: 13/02/2025.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. **Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil)**. Revista Brasileira de Botânica, v. 33, n. 1, p. 37-50, jan./mar. 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbb/a/Xw5Px3Pp5t84sXFzFS7fqt/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 29/03/2025.

MEZUI, E.N.; BRANCHERIAU, L.; IKOGOU, S.; PITTI, R.M. **Light tolerance-related tree growth strategies and their impacts on key functional tree traits: A review**. BioResources, v.19, n.4, p.9946–9963, 2024. Disponível em: <https://ojs.bioresources.com/index.php/BRJ/article/view/23877>. Acesso em: 17/03/2025.

MILLA, R.M.; REICH, P.B.; NINEMETS, Ü.; CASTRO-DÍEZ, P. **Environmental and developmental controls on specific leaf area are little modified by leaf allometry**. Functional Ecology, v. 22, p. 565–576, 2008. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1365-2435.2008.01406.x>. Acesso em: 23/05/2025.

MORÁN-ORDÓÑEZ, A.; DUANE, A.; GIL-TENA, A.; CÁCERES, M.; AQUILUÉ, N.; GUERRA, C.A.; GEIJZENDORFFER, I.R.; FORTIN, M.J.; BROTONS, L. **Future impact of climate extremes in the Mediterranean: soil erosion projections when fire and extreme rainfall**

meet. *Land Degradation & Development*, v.31, n.18, p.3040–3054, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.3694>. Acesso em: 22/03/2025.

MURCHIE, E.H.; RUBAN, A.V. **Dynamic non-photochemical quenching in plants: from molecular mechanism to productivity.** *The Plant Journal*, v.101, n.4, p.885–896, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/tpj.14601>. Acesso em: 15/04/2025.

NIINEMETS, Ü.; KEENAN, T.F.; HALLIK, L. **A worldwide analysis of within-canopy variations in leaf structural, chemical and physiological traits across plant functional types.** *New Phytologist*, v.205, p.973–993, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.13096>. Acesso em: 04/04/2025.

NÓBREGA, C.C.; BRANDO, P.M.; SILVÉRIO, D.V.; MARACAHIPES, L.; MARCO JR., P. **Effects of experimental fires on the phylogenetic and functional diversity of woody species in a neotropical forest.** *Forest Ecology and Management*, v.450, 117497, p. 1 – 7, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117497>. Acesso em: 27/02/2025.

OLIVEIRA FILHO, H.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J.F.; SILVA, M.V.; JARDIM, A.M.R.F.; SHAH, M.; GOBO, J.P.A.; BLANCO, C.J.C.; PIMENTEL, L.C.G.; SILVA, C.; SILVA, E.B.; MACHADO, T.B.; PEREIRA, C.R.; VALAPPIL, N.K.M.; HAMZA, V.; HAQ, M.A.; KHAN, I.; MOHAMED, A.; ATTIA, E.A. **Dynamics of fire foci in the Amazon rainforest and their consequences on environmental degradation.** *Sustainability*, 14, 9419, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su14159419>. Acesso em: 27/03/2025.

ONODA, Y.; WRIGHT, I.J.; EVANS, J.R.; HIKOSAKA, K.; KITAJIMA, K.; NIINEMETS, Ü.; POORTER, H.; TOSENS, T.; WESTOBY, M. **Physiological and structural tradeoffs underlying the leaf economics spectrum.** *New Phytologist*, v.214, p.1447–1463, 2017. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.14496>. Acesso em: 18/04/2025.

OSTERTAG, S.; RICE, M.; QU, J.J. **Investigating spatiotemporal trends of large wildfires in California (1950–2020).** *ICA Advances*, v.4, 16, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/ica-adv-4-16-2023>. Acesso em: 03/04/2025.

OXBOROUGH, K.; BAKER, N.R. **An instrument capable of imaging chlorophyll *a* fluorescence from intact leaves at very low irradiance and at cellular and subcellular levels of organization.** *Plant, Cell & Environment*, v.20, p.1473–1483, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1997.d01-42.x>. Acesso em: 08/02/2025.

PELLEGRINI, A.F.A.; ANDEREGG, L.; PINTO-LEDEZMA, J.N.; CAVENDER-BARES, J.; HOBBIE, S.E.; REICH, P.B. **Consistent physiological, ecological and evolutionary effects of fire regime on conservative leaf economics strategies in plant communities.** *Ecology Letters*, v.26, n.4, p.597–608, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ele.14182>. Acesso em: 12/04/2025.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; LAVOREL, S.; POORTER, H.; JAUREGUIBERRY, P.; BRET-HARTE, M.S.; CORNWELL, W.K.; CRAINE, J.M.; GURVICH, D.E.; URCELAY, C.; VENEKLAAS, E.J.; REICH, P.B.; POORTER, L.; WRIGHT, I.J.; RAY, P.; ENRICO, L.; PAUSAS, J.G.; DE VOS, A.C.; BUCHMANN, N.; FUNES, G.; QUÉTIER, F.; HODGSON, J.G.; THOMPSON, K.; MORGAN, H.D.; TER STEEGE, H.; VAN DER HEIJDEN, M.G.A.; SACK, L.; BLONDER, B.; POSCHLOD, P.; VAIRETTI, M.V.; CONTI, G.; STAYER,

A.C.; AQUINO, S.; CORNELISSEN, J.H.C. **New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide**. Australian Journal of Botany, v. 61, p. 167–234, 2013. Disponível em: <https://conservancy.umn.edu/items/9e6f83ad-4caf-4022-9357-df1c1e601955>. Acesso em: 12/02/2025.

POORTER, H.; NIINEMETS, Ü.; NTAGKAS, N.; SIEBENKÄS, A.; MÄENPÄÄ, M.; MATSUBARA, S.; PONS, T.L. **A meta-analysis of plant responses to light intensity for 70 traits ranging from molecules to whole plant performance**. New Phytologist, v. 223, n. 3, p. 1073–1105, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.15754>. Acesso em: 27/02/2025.

POWER, S.C.; VERBOOM, G.A.; BOND, W.J.; CRAMER, M.D. **Does a tradeoff between trait plasticity and resource conservatism contribute to the maintenance of alternative stable states?** New Phytologist, v. 223, n. 4, p. 1809–1819, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.15981>. Acesso em: 22/03/2025.

PSI – PHOTON SYSTEMS INSTRUMENTS. FluorPen FP110® – **Portable fluorometer**: user guide. Drásov: Photon Systems Instruments, 2021. https://psi.cz/support/downloads/hd001/fp001/FluorPen-MonitoringPen_manual_2023-07.pdf/open. Acesso em: 19/02/2025.

RIBEIRO, M.N.; SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; PEIXOTO, K.S. **Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso**. Acta Botanica Brasilica, v.26, n.1, p.203–217, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/4Bc8qYky83c9MWgR3ssGtmB/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 27/03/2025.

RIBEIRO, R.N.; SOUZA, J.P. **Effects of post-fire heating on germination and early growth of two congeners of *Dimorphandra* species from Cerrado and Atlantic Forest**. Plant Species Biology, v. 40, p. 1-10, 2025. Disponível em: <https://esj-journals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1442-1984.70028>. Acesso em: 18/09/2025.

RUBAN, A.V.; WILSON, S. **The Mechanism of Non-Photochemical Quenching in Plants: Localization and Driving Forces**. Plant and Cell Physiology, v.62, n.7, p.1063–1072, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/pcp/pcaa155>. Acesso em: 12/04/2025.

SANTOS; J.F.C.; GLERIANI; J.M.; VELLOSO; S.G.S.; SOUZA; G.S.A.; AMARAL; C.H.; TORRES; F.T.P.; MEDEIROS; N.G.; REIS; M. **Wildfires as a major challenge for natural regeneration in Atlantic Forest**. Science of The Total Environment, v. 650, p. 809 – 821, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.016>. Acesso em: 11 abr. 2025.

SANTOS, J.S.; PONTES, M.S.; ANDRADE, I.M.; SANTIAGO, E.F. **Dimensional aspects of *Dimorphandra mollis* seeds to study variability between plant populations**. Brazilian Journal of Development, v. 6, n. 8, p. 56035–56052, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n6-107>. Acesso em: 15/01/2025.

SARTORELLI, P.A.R.; CAMPOS FILHO, E.M. **Guia de plantas da regeneração natural do Cerrado e da Mata Atlântica**. São Paulo: Agroicone, 2017. ISBN: 978-85-5655-002-6. Disponível em: https://www.agroicone.com.br/wp-content/uploads/2019/11/INPUT_Agroicone_Guia-de-Plantas-da-Regeneracao-Natural-do-Cerrado-e-da-Mata-Atlantica.pdf. Acesso em: 23/04/2025.

SEMENOVA, G.A. **Structural reorganization of thylakoid systems in response to heat treatment.** *Photosynthetica*, v.42, n.4, p.521–527, 2004. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/S11099-005-0008-z>. Acesso em: 14/03/2025.

SHEN, Y.; PRENTICE, I.C.; HARRISON, S.P. **Investigation of factors that affect post-fire recovery of photosynthetic activity at global scale.** *Ecological Indicators*, v. 171, 113206, p.1 – 12, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113206>. Acesso em: 22/03/2025.

SILVA, J.S.; MENDES, M.R.A.; FELFILI, J.M. **Variation in the herbaceous-subshrub stratum as an effect of fragmentation in the Cerradão.** *Pesquisas, Botânica, São Leopoldo, Instituto Anchietano de Pesquisas*, n. 76, p. 131-147, 2022. Disponível em: https://www.anchietano.unisinos.br/publicacoes/botanica/volumes/076/76_006.pdf. Acesso em: 23/01/2025.

SILVA JUNIOR, C.H.L.; CARVALHO, N.S.; PESSÔA, A.C.M.; REIS, J.B.C.; PONTES-LOPES, A.; DOBLAS, J.; HEINRICH, V.; CAMPANHARO, W.; ALENCAR, A.; SILVA, C.; LAPOLA, D.M.; ARMENTERAS, D.; MATRICARDI, E.A.T.; BERENGUER, E.; CASSOL, H.; NUMATA, I.; HOUSE, J.; FERREIRA, J.; BARLOW, J.; GATTI, L.; BRANDO, P.; FEARNside, P.M.; SAATCHI, S.; SILVA, S.; SITCH, S.; AGUIAR, A.P.; SILVA, C.A.; VANCUTSEM, C.; ACHARD, F.; BEUCHLE, R.; SHIMABUKURO, Y.E.; ANDERSON, L.O.; ARAGÃO, L.E.O.C. **Amazonian forest degradation must be incorporated into the COP26 agenda.** *Nature Geoscience*, v. 14, p. 634–635, 2021. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41561-021-00823-z>. Acesso em: 13/04/2025.

SILVA, R.P.S.; FREIRE, A.L.O.; BAKKE, I.A.; FERREIRA, C.D.; JUSTINO, S.T.P.; FREITAS, A.L. **Shading and its reflections on growth and gas exchanges of *Microdesmia rigida* (Benth.) Sothers & Prance.** *Research, Society and Development*, v.9, n.7, e878974508, p. 1 – 21, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i7.4508>. Acesso em: 01/04/2025.

SINGH, M.; HUANG, Z. **Analysis of forest fire dynamics, distribution and main drivers in the Atlantic Forest.** *Sustainability*, v.14, p.992, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su14020992>. Acesso em: 28/04/2025.

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. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0376>. Acesso em: 10/03/2025.

SMITH, A.M.S.; PARTELLI-FELTRIN, R.; SPARKS, A.M.; MOBERLY, J.G.; ADAMS, H.D.; SCHWILK, D.W.; TINKHAM, W.T.; KOK, J.R.; WILSON, D.R.; THOMPSON, A.; HUDAK, A.T.; HOFFMAN, C.M.; LUTZ, J.A.; BLANCO, A.S.; COCHRANE, M.A.; KREMENS, R.L.; DAHLEN, J.; HARLEY, G.L.; RAINSFORD, S.W.; HUANG, L.; HARDMAN, D.D.; BOSCHETTI, L.; JOHNSON, D.M. **Methods to assess fire-induced tree mortality: review of fire behaviour proxy and real fire experiments.** *International Journal of Wildland Fire*, v.34, eWF24136, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/WF24136>. Acesso em: 14/04/2025.

SOUZA-ALONSO, P.; PRATS, S.A.; MERINO, A.; GUIOMAR, N.; GUIJARRO, M.; MADRIGAL, J. **Fire enhances changes in phosphorus (P) dynamics determining potential post-fire soil recovery in Mediterranean woodlands.** *Scientific Reports*, v. 14, 21718, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-72361-8>. Acesso em: 17/04/2025.

SPARKS, A.M.; BLANCO, A.S.; WILSON, D.R.; SCHWILK, D.W.; JOHNSON, D.M.; ADAMS, H.D.; BOWMAN, D.M.J.S.; HARDMAN, D.D.; SMITH, A.M.S. **Fire intensity impacts on physiological performance and mortality in *Pinus monticola* and *Pseudotsuga menziesii* saplings: a dose–response analysis.** *Tree Physiology*, v.43, p.1365–1382, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/treephys/tpad051>. Acesso em: 17/04/2025.

SUGANUMA, M.S.; DURIGAN, G. **Build it and they will come, but not all of them in fragmented Atlantic Forest landscapes.** *Restoration Ecology*, v. 30, n. 4, 13537, p.1 – 10, 2021. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.13537/supinfo>. Acesso em: 23/04/2025.

SZYMAŃSKA, R.; ŚLESIAK, I.; ORZECZOWSKA, A.; KRUK, J. **Physiological and biochemical responses to high light and temperature stress in plants.** *Environmental and Experimental Botany*, v.139, p.165–177, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2017.05.002>. Acesso em: 04/04/2025.

TYUKAVINA, A.; POTAPOV, P.; HANSEN, M. C.; PICKENS, A. H.; STEHMAN, S. V.; TURUBANOVA, S.; PARKER, D.; ZALLES, V.; LIMA, A.; KOMMAREDDY, I.; SONG, X.P.; WANG, L.; HARRIS, N. **Global trends of forest loss due to fire from 2001 to 2019.** *Frontiers in Remote Sensing*, v. 3, 825190, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/frsen.2022.825190>. Acesso em: 09/04/2025.

VALLADARES, F.; GIANOLI, E.; GÓMEZ, J.M. **Ecological limits to plant phenotypic plasticity.** *New Phytologist*, v. 176, p. 749–763, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02275.x>. Acesso em: 09/06/2025.

VALLADARES, F.; SANCHEZ-GOMEZ, D.; ZAVALA, M.A. **Quantitative estimation of phenotypic plasticity: bridging the gap between the evolutionary concept and its ecological applications.** *Journal of Ecology*, v. 94, p. 1103–1116, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01176.x>. Acesso em: 09/06/2025.

VIEGAS, L.M.D.; SALES, L.; HIPÓLITO, J.; AMORIM, C.; PEREIRA, E.J.; FERREIRA, P.; FOLTA, C.; FERRANTE, L.; FEARNside, P.; MALHADO, A.C.M.; ROCHA, C.F.D.; VALE, M.M. **We're building it up to burn it down: fire occurrence and fire-related climatic patterns in Brazilian biomes.** *PeerJ*, v. 10, e14276, p. 1 – 24, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.7717/peerj.14276>. Acesso em: 08/04/2025.

WEI, C.; LUO, G.; JIN, Z.; LI, J.; LI, Y. **Physiological and structural changes in leaves of *Platycrater arguta* seedlings exposed to increasing light intensities.** *Plants*, v.13, 1263, p. 1 – 18, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/plants13091263>. Acesso em: 15/03/2025.

WEST, A.G.; NEL, J.A.; BOND, W.J.; MIDGLEY, J.J. **Experimental evidence for heat plume-induced cavitation and xylem deformation as a mechanism of rapid post-fire tree mortality.** *New Phytologist*, v.211, p.828–838, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.13979>. Acesso em: 29/03/2025.

WU, H.; NILSSON, O. **Threatened forests: as the Northern forests suffer from the effects of climate change, genomics has great potential to help them adapt.** *EMBO Reports*, v.24, n. 5, e57106, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.15252/embr.202357106>. Acesso em: 06/03/2025.

YAMADA, T.; OKUDA, T.; ABDULLAH, M.; AWANG, M.; FURUKAWA, A. **The leaf development process and its significance for reducing self-shading of a tropical pioneer tree species.** Oecologia, v.125, n.4, p.476–482, 2000. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/4222799>. Acesso em: 12/04/2025.

ZENNI, R.D.; CUNHA, W.L.; MUSSO, C.; SOUZA, J.V.; NARDOTO, G.B.; MIRANDA, H.S. **Synergistic impacts of co-occurring invasive grasses cause persistent effects in the soil-plant system after selective removal.** Functional Ecology, v. 34, n. 5, p. 1102–1112, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13524>. Acesso em: 21/02/2025.

ZENNI, R. D.; SAMPAIO, A. B.; LIMA, Y. P.; PESSOA-FILHO, M.; LINS, T. C. L.; PIVELLO, V. R.; DAEHLER, C. **Invasive *Melinis minutiflora* outperforms native species, but the magnitude of the effect is context-dependent.** Biological Invasions, v. 21, p. 657–667, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1854-5>. Acesso em: 15/02/2025.

5 CONSIDERAÇÕES GERAIS

As respostas morfofisiológicas de *D. exaltata*, *D. mollis* e *D. wilsonii* à variação na luminosidade e à sua interação com fatores de estresse como a competição e o fogo evidenciam diferentes estratégias adaptativas e níveis de plasticidade funcional entre as espécies. Isoladamente, a luminosidade se mostrou um fator determinante para *D. exaltata*, espécie típica de sub-bosques, apresentou melhor crescimento sob sombreamento, mas demonstrou certa aclimação à luz plena, embora com limitações fisiológicas. *Dimorphandra mollis*, adaptada a ambientes abertos do Cerrado, destacou-se por uma estratégia conservativa, com maior alocação em raízes e eficiência fotossintética. Já *D. wilsonii*, por ocorrer em ecótonos, exibiu padrões intermediários e elevada capacidade de ajustamento, reforçando seu potencial adaptativo. Quando expostas à competição com a gramínea exótica *Melinis minutiflora*, essas diferenças se acentuaram: *D. exaltata* mostrou elevada sensibilidade à combinação de alta luminosidade e competição, especialmente na alocação de biomassa e na eficiência fotossintética, confirmando sua vulnerabilidade em ambientes abertos e degradados. Em contrapartida, *D. mollis* e especialmente *D. wilsonii* mantiveram semelhante desempenho funcional mesmo sob competição, sugerindo maior robustez ecológica. A alta capacidade de ajustamento e o possível vigor híbrido de *D. wilsonii* revelam sua aptidão para enfrentar múltiplos estresses ambientais e ampliam seu valor em estratégias de restauração. Sob a combinação de sombreamento e fogo, novamente *D. exaltata* apresentou maior vulnerabilidade, reflexo de sua origem florestal, onde o regime de luz é menos variável e queimadas são raras. *Dimorphandra wilsonii* destacou-se mais uma vez pela capacidade de ajuste funcional, sustentando desempenho morfofisiológico mesmo sob fogo e alta luminosidade, enquanto *D. mollis* apresentou respostas intermediárias. Esses resultados reforçam a importância de considerar tanto a origem ecológica quanto a plasticidade das espécies na formulação de ações de conservação e restauração. Diante do avanço das queimadas e da invasão biológica, especialmente em áreas naturais sob pressão antrópica, torna-se crucial selecionar espécies mais tolerantes aos distúrbios para aumentar a resiliência ecológica, ao mesmo tempo em que se protegem ambientes sombreados que garantam a sobrevivência de espécies mais especializadas, como *D. exaltata*.