



DAMIÃO AILSON DA SILVA LIMA

**RESPOSTAS FOTOSSINTÉTICAS E ANATOMIA FOLIAR
DE *Schinus terebinthifolia* Raddi CULTIVADA EM RESÍDUO
DE MINERAÇÃO DE FERRO E SOB DIFERENTES NÍVEIS
DE SOMBREAMENTO**

**LAVRAS – MG
2025**

DAMIÃO AILSON DA SILVA LIMA

**RESPOSTAS FOTOSSINTÉTICAS E ANATOMIA FOLIAR DE *Schinus
terebinthifolia* Raddi CULTIVADA EM RESÍDUO DE MINERAÇÃO DE FERRO E
SOB DIFERENTES NÍVEIS DE SOMBREAMENTO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Botânica Aplicada, área de concentração Botânica Aplicada, para obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Fabrício José Pereira
Orientador

**LAVRAS – MG
2025**

Ficha catalográfica elaborada pela Catalogação da Biblioteca Universitária da UFLA

Lima, Damião Ailson da Silva.

Respostas fotossintéticas e anatomia foliar de *Schinus terebinthifolia* Raddi cultivada em resíduo de mineração de ferro e sob diferentes níveis de sombreamento / Damião Ailson da Silva Lima. – Lavras : UFLA, 2025.
60 p.

Orientador: Fabrício José Pereira

Dissertação (Mestrado em Botânica Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, 2025.

Bibliografia.

1. Irradiância. 2. Revegetação. 3. Recuperação ambiental. 4. Fitorremediação.
I. Pereira, Fabrício José. II. Universidade Federal de Lavras. III. Título.

DAMIÃO AILSON DA SILVA LIMA

RESPOSTAS FOTOSSINTÉTICAS E ANATOMIA FOLIAR DE *Schinus terebinthifolia* Raddi CULTIVADA EM RESÍDUO DE MINERAÇÃO DE FERRO E SOB DIFERENTES NÍVEIS DE SOMBREAMENTO

PHOTOSYNTHETIC RESPONSES AND LEAF ANATOMY OF *Schinus terebinthifolia* Raddi CULTIVATED IN IRON MINING WASTE AND UNDER DIFFERENT SHADING LEVELS

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Botânica Aplicada, área de concentração Botânica Aplicada, para obtenção do título de Mestre.

APOVADA em 28 de novembro de 2024.

Profa. Dra. Marinês Ferreira Pires Lira UFLA
Profa. Dra. Karen Cristina Pires da Costa UNIFESSPA

Prof. Dr. Fabrício José Pereira
Orientador

**LAVRAS – MG
2025**

*À minha mãe, Maria,
Ao meu pai, Maurício,
E aos meus irmãos e amigos que, em meio
a todos os meus defeitos, encontram a
minha autenticidade por ser apenas um
homem sonhador.*

DEDICO!

“Certamente a tua bondade e misericórdia me seguirão todos os dias da minha vida, e
habitarei na casa do Senhor por longos dias! ”

Salmos 23:6

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por ser minha força e nunca deixar que eu desista dos meus objetivos.

Agradeço à minha mãe, Maria, ao meu pai, Maurício, e aos meus irmãos que não medem esforços para demonstrar amor e incentivo a mim.

Ao Professor Dr. Fabrício José Pereira, pela excelente orientação regada a respeito, profissionalismo, dedicação e paciência.

Ao discente Gabriel Palmeira de Jesus, bolsista de iniciação científica, o qual não mediu esforços para que este trabalho fosse concluído.

À equipe do Laboratório de Genética e Biotecnologia Vegetal – BIOGEN, da UNIFAL, por toda ajuda concedida.

Ao Programa de Pós-graduação em Botânica Aplicada da UFLA,

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo financiamento do projeto.

“O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001”

Muito obrigado!

RESUMO

O impacto ambiental ocasionado pela atividade mineradora tem aumentado substancialmente nos últimos anos em todo o mundo. O risco de contaminação em escala global tornou-se uma preocupação devido à poluição por elementos potencialmente tóxicos (EPTs) presentes nos resíduos dessa atividade. O Brasil tem enfrentado grandes problemas decorrentes do rompimento de barragens de mineração. Neste âmbito, a fitorremediação e revegetação, podem ser aplicadas como estratégias ambientalmente seguras na recuperação de áreas degradadas. *Schinus terebinthifolia* Raddi (Anacardiaceae) é uma espécie pioneira de porte arbóreo que tem demonstrado tolerância aos resíduos de mineração, e potencial para a recuperação de áreas degradadas. Entretanto, o nível de tolerância da espécie ao resíduo de mineração de ferro sob o efeito da interação com fatores secundários, como o sombreamento, é desconhecido. A hipótese desta investigação é de que *S. terebinthifolia* é tolerante ao resíduo de mineração de ferro, e que o sombreamento, como um fator secundário e natural durante a sucessão ecológica, pode afetar características fotoquímicas, crescimento e anatomia da espécie, bem como a sua tolerância ao resíduo. Dessa forma, o objetivo com este trabalho é avaliar as características fotoquímicas da fotossíntese, o crescimento e a anatomia foliar de *S. terebinthifolia* cultivada em resíduo de mineração de ferro e sob diferentes condições de sombreamento. O trabalho foi conduzido no Laboratório de Genética e Biotecnologia Vegetal – BIOGEN, e na área experimental do Campus Santa Clara, ambos da Universidade Federal de Alfenas. Plantas previamente produzidas foram transferidas para vasos contendo dois tipos de substrato: areia ou resíduo de mineração de ferro. Os vasos foram mantidos em três diferentes condições de radiação: 0% (pleno sol), 40% e 80% de sombreamento. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x3, com quatro repetições ($n=24$), sendo dois tipos de substrato e três condições de sombreamento. Os dados obtidos foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk com 5% de significância. Posteriormente, foram submetidos à análise de variância, sendo as médias comparadas pelo teste de Scott-Knott, com 5% de significância, com auxílio do software Sisvar 5.0. Todos os dados apresentaram distribuição normal e não houve interação significativa entre o substrato e sombreamento para as variáveis estudadas ($P>0,05$). Os resultados mostram que *S. terebinthifolia* aumenta o teor de clorofila sob 80% de sombreamento, ainda que reduza a espessura dos parênquimas paliçádico e esponjoso. O sombreamento não promoveu diferenças significativas na eficiência quântica do fotossistema II, entretanto reduziu a taxa de transferência de elétrons. A espécie apresenta bom desempenho em relação ao seu crescimento e alocação de massa nos diferentes órgãos, e consegue se aclimatizar aos diferentes níveis de sombreamentos. Embora o resíduo de mineração tenha reduzido alguns parâmetros tais como a eficiência quântica do fotossistema II, não houve mortalidade das plantas e o crescimento foi pouco afetado. Sendo assim, *S. terebinthifolia* demonstra potencial para a recuperação de áreas degradadas por resíduo de mineração de ferro e suporta diferentes intensidades de sombreamento que podem ocorrer durante o processo de sucessão.

Palavras-chave: irradiância; revegetação; recuperação ambiental; elementos potencialmente tóxicos; fitorremediação.

ABSTRACT

The environmental impact caused by mining activities has increased substantially in recent years worldwide. The risk of global contamination has become a concern due to pollution from potentially toxic elements (PTEs) present in the waste from this activity. Brazil has been facing major issues due to the rupture of mining dams. In this context, phytoremediation and revegetation can be applied as environmentally safe strategies for the recovery of degraded areas. *Schinus terebinthifolia* Raddi (Anacardiaceae) is a pioneering tree species that has shown tolerance to mining waste and potential for the recovery of degraded areas. However, the species' level of tolerance to iron mining waste under the influence of secondary factors, such as shading, is unknown. The hypothesis of this investigation is that *S. terebinthifolia* is tolerant to iron mining waste, and that shading, as a secondary and natural factor during ecological succession, may affect the species' photochemical characteristics, growth, and anatomy, as well as its tolerance to the waste. The hypothesis of this investigation is that *S. terebinthifolia* is tolerant to iron mining waste, and that shading, as a secondary and natural factor during ecological succession, may affect the species' photochemical characteristics, growth, and anatomy, as well as its tolerance to the waste. Thus, the objective of this work is to evaluate the photochemical characteristics of photosynthesis, growth, and leaf anatomy of *S. terebinthifolia* grown in iron mining waste and under different shading conditions. The work was conducted in the Laboratory of Genetics and Plant Biotechnology – BIOGEN, and in the experimental area of the Santa Clara Campus, both at the Federal University of Alfenas. Plants previously produced were transferred to pots containing two types of substrates: sand or iron mining waste. The pots were maintained under three different radiation conditions: 0% (full sun), 40%, and 80% shading. The experimental design was completely randomized in a 2x3 factorial scheme, with four repetitions ($n=24$), consisting of two types of substrate and three shading conditions. The obtained data were subjected to the Shapiro-Wilk normality test with 5% significance. Subsequently, they were subjected to analysis of variance, with means compared using the Scott-Knott test at a 5% significance level, with the help of the Sisvar 5.0 software. All the data showed a normal distribution, and there was no significant interaction between substrate and shading for the studied variables ($P>0.05$). The results show that *S. terebinthifolia* increases the chlorophyll content under 80% shading, although it reduces the thickness of the palisade and spongy parenchyma. Shading did not promote significant differences in the quantum efficiency of photosystem II; however, it reduced the electron transport rate. The species shows good performance regarding its growth and biomass allocation to different organs and is able to acclimatize to different shading levels. Although the mining waste reduced some parameters, such as the quantum efficiency of photosystem II, there was no plant mortality, and growth was only slightly affected. Thus, *S. terebinthifolia* demonstrates potential for the recovery of areas degraded by iron mining waste and can tolerate different shading intensities that may occur during the succession process.

Keywords: irradiance; revegetation; environmental recovery; potentially toxic elements; Phytoremediation.

INDICADORES DE IMPACTO

A recuperação de áreas degradadas pela mineração ferro utilizando a espécie *Schinus terebinthifolia* é essencial para mitigar os danos ambientais e sociais causados por essa atividade, como a poluição do solo e da água. A pesquisa promove o conhecimento científico, envolvendo a comunidade acadêmica e, potencialmente, colaborando com iniciativas públicas e privadas de educação ambiental. A fitorremediação utilizando a espécie traz avanços tecnológicos ao setor ambiental, especialmente no desenvolvimento de métodos eficientes e naturais de recuperação de áreas contaminadas. O estudo das condições ideais de sombreamento e os parâmetros fotossintéticos da planta sob resíduos de mineração pode ser um passo importante na aplicação da biotecnologia. Esses conhecimentos podem ser expandidos para outras espécies e regiões, desenvolvendo soluções de recuperação mais eficientes e sustentáveis para áreas de mineração em diferentes partes do mundo. Ao utilizar plantas como a *S. terebinthifolia* para restaurar ecossistemas degradados, as empresas mineradoras podem reduzir custos com processos de recuperação mais caros e menos eficientes, além de atender às exigências ambientais mais rigorosas.

IMPACT INDICATORS

The restoration of areas degraded by iron mining using the species *Schinus terebinthifolia* is essential to mitigate the environmental and social damage caused by this activity, such as soil and water pollution. The research promotes scientific knowledge, involving the academic community and potentially collaborating with public and private initiatives for environmental education. Phytoremediation using the species brings technological advances to the environmental sector, especially in the development of efficient and natural methods for the restoration of contaminated areas. The study of the ideal shading conditions and the photosynthetic parameters of the plant under mining residues can be an important step in the application of biotechnology. This knowledge can be expanded to other species and regions, developing more efficient and sustainable recovery solutions for mining areas in different parts of the world. By using plants like *S. terebinthifolia* to restore degraded ecosystems, mining companies can reduce costs associated with more expensive and less efficient recovery processes, while also meeting stricter environmental requirements.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	HIPÓTESE	12
3	OBJETIVO	12
4	REVISÃO DE LITERATURA	12
4.1	Impactos provocados por resíduos de mineração.....	12
4.2	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.....	14
4.3	A recuperação de áreas degradadas	15
4.4	A fitorremediação	15
4.5	O sombreamento e a sucessão ecológica	17
4.6	Anatomia e ecofisiologia foliares sob sombreamento e contaminação por EPTs	18
5	MATERIAL E MÉTODOS.....	19
5.1	Locais de execução do experimento	19
5.2	Coleta e análise do resíduo de mineração.....	19
5.3	Material vegetal	20
5.4	Delineamento experimental	21
5.5	Caracterização da irradiância e sombreamento.....	21
5.6	Análises de clorofila e características fotoquímicas da fotossíntese.....	22
5.7	Análises de crescimento	23
5.8	Análises anatômicas.....	23
5.9	Análise estatística.....	24
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES	24
6.1	Teor de clorofila e respostas fotoquímicas da fotossíntese	24
6.2	Crescimento.....	29
6.2.1	Área foliar	29
6.2.2	Porcentagens totais de água e massa fresca e seca nas plantas	33
6.2.3	Alocação de massa nos diferentes órgãos	35
6.2.4	Desenvolvimento da parte aérea das plantas	37
6.2.5	Índice de Qualidade de Dickson	41
6.3	Anatomia foliar	42
7	CONCLUSÕES	48
	REFERÊNCIAS	50

1 INTRODUÇÃO

A contaminação do meio ambiente por elementos potencialmente tóxicos (EPTs) tem se intensificado nos últimos anos devido às várias atividades antrópicas, gerando uma preocupação mundial acerca do tema (Zhou *et al.*, 2020). A acumulação desses elementos ocasiona a poluição do solo e da água, gera desequilíbrios em ecossistemas, coloca em risco a saúde humana e pode gerar prejuízos econômicos estimados em mais de US\$ 10 bilhões por ano, em nível mundial (He *et al.*, 2015).

A mineração tem grande participação nesse tipo de contaminação, sobretudo em casos de exploração inadequada ou rompimento de barragens de mineração, ocasionando poluição por EPTs (Sun *et al.*, 2018). O Brasil tem enfrentado problemas ambientais decorrentes do rompimento de barragens de mineração, em que diversos EPTs foram lançados no meio ambiente. Os casos mais recentes aconteceram em 2015 e em 2019 nas cidades mineiras de Mariana e Brumadinho. Estima-se que, apenas no desastre de Mariana, o colapso da barragem de Fundão tenha liberado cerca de 34 milhões de metros cúbicos de resíduos de mineração nas bacias dos rios Doce e São Francisco (IBAMA, 2015; ANA, 2017). Esses resíduos atingiram mais de 600 ha de áreas de preservação permanente, além de afetar rios, riachos, animais e populações humanas (Carmo *et al.*, 2017). Os principais EPTs encontrados nos resíduos provenientes do rompimento da barragem de Fundão em Mariana e despejados no ambiente foram Ba, As, Cd, Sr, Mn, Cr, Ni, Hg, Cu, Co, Al, Fe e Pb (Segura *et al.*, 2016; Pádua *et al.*, 2021; Caetano *et al.*, 2021).

Diante de tantos impactos ambientais e sociais, o planejamento na recuperação de áreas degradadas pela atividade mineradora requer cada vez mais atenção, pesquisa e investimento (Wilker *et al.*, 2016; Longo; Rodrigues, 2017). O alto custo de tecnologias para descontaminação de solos leva à busca por estratégias que possuam baixo custo e que sejam ambientalmente seguras. Nesse contexto, a fitorremediação representa uma técnica promissora, envolvendo o uso de plantas para descontaminar ou estabilizar poluentes em ambientes degradados pela deposição de EPTs (Jadia; Fulekar, 2009).

Schinus terebinthifolia Raddi é uma espécie da família Anacardiaceae R.Br., nativa do Brasil, mas não é endêmica no país. Possui domínio fitogeográfico nos biomas Cerrado, Mata atlântica, Caatinga e Pampa (Silva-Luz *et al.*, 2022). A germinação e a sobrevivência de mudas de *S. terebinthifolia* cultivadas em resíduo de mineração de ferro demonstraram que a espécie apresenta boas respostas ecofisiológicas e tolerância a EPTs que compõem o resíduo, tais como Pb, As, Cr e Ni (Scarpa *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2024). Além disso, é uma planta

que consegue crescer em resíduos de mineração extraíndo altas concentrações de Zn (Ibarra-García *et al.*, 2017), e é considerada tolerante ao Al (Maldaner *et al.*, 2020). Mais recentemente, outras espécies do mesmo gênero, como *Schinus molle* L., também tem demonstrado potencial fitorremediador relacionado ao Cd (Pereira *et al.*, 2015; Pereira *et al.*, 2017) e Pb (Pereira *et al.*, 2013).

Estudos sobre fatores secundários do ambiente vêm sendo desenvolvidos no intuito de observar a tolerância das espécies quando estes fatores estiverem associados aos resíduos de mineração. Espécies como *Copaifera langsdorffii* Desf. e *Cenostigma pluviosum* (DC.) Gagnon & G.P. Lewis, demonstraram potencial para reflorestamento em áreas impactadas por resíduo de mineração de ferro, mesmo sob restrição hídrica (Pádua *et al.*, 2021; Caetano *et al.*, 2021), assim como espécies do gênero *Handroanthus* demonstraram que podem sobreviver em resíduos de mineração sem necessidade de nutrição adicional (Scarpa *et al.*, 2022). No entanto, o sombreamento que é um fator ambiental e ocorre durante o processo de sucessão ecológica, e que pode influenciar a tolerância das plantas ao resíduo de mineração de ferro, ainda é pouco estudado.

A redução na intensidade de radiação pode resultar em alterações estruturais e fisiológicas nas plantas (Lienard; Florescu; Strigul, 2015; Valladares *et al.*, 2016). *S. terebinthifolia* é descrita como intolerante a sombreamentos acima de 50% (Carvalho, 1994; Coelho, 2010), apresenta bom desempenho em níveis de sombreamento de até 35%, entretanto, sombreamentos com intensidade acima de 50% podem ser prejudiciais ao desenvolvimento de mudas (Souza, 2011).

Não há trabalhos com a espécie correlacionando o sombreamento com a tolerância ao resíduo de mineração. A utilização da espécie com finalidade de fitorremediação e revegetação em resíduo de mineração de ferro foi demonstrada, mas ela pode posteriormente ser sombreada naturalmente por espécies tardias. É importante comprovar este efeito limitante do sombreamento em espécies descritas como heliófitas como *S. terebinthifolia*, e entender qual nível de sombreamento promoveria severa limitação para a espécie. Estas informações são necessárias para o manejo e introdução da planta em sistemas de reflorestamento em locais poluídos por resíduos de mineração de ferro.

2 HIPÓTESE

A hipótese desta pesquisa, é que *S. terebinthifolia* é tolerante ao resíduo de mineração de ferro, mas que o sombreamento, como um fator secundário pode afetar características de fotossíntese, crescimento e anatomia da espécie, bem como a sua tolerância ao resíduo.

3 OBJETIVO

Este trabalho teve como objetivo avaliar as características fotoquímicas da fotossíntese, o crescimento, e a anatomia foliar de *S. terebinthifolia* cultivada em resíduo de mineração de ferro e sob diferentes condições de sombreamento.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Impactos provocados por resíduos de mineração

Os resíduos de mineração tornaram-se preocupação mundial, pois as quantidades liberadas no meio ambiente vêm aumentando substancialmente em minas de vários países (Edraki *et al.*, 2014; Kossoff *et al.*, 2014). Sedimentos metalúrgicos, cinzas, poeiras e produtos químicos de processamento que compõem estes resíduos podem conter elevadas concentrações de EPTs, representando um risco toxicológico em escala global (Hudson-Edwards, 2016; Chen *et al.*, 2019; Hao *et al.*, 2022).

Desastres contemporâneos no âmbito da mineração causaram grandes impactos ambientais negativos. O derramamento de mina Aznalcóllar, na Espanha, em 1998, despejou cerca de seis milhões de metros cúbicos de resíduos contendo EPTs como As, Cd, Cu, Hg, Pb e Zn no rio Guadiamar (Grimalt; Ferrer; Macpherson, 1999). Nos EUA, em 2015, cerca de três milhões de toneladas de resíduos de mineração foram acidentalmente despejados no rio Animas (Lewis, 2022).

Acidentes semelhantes ocorreram no Brasil, como o rompimento das barragens de Fundão em Mariana, em 2015, e de Brumadinho, em 2019, ambas no estado de Minas Gerais. O rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, despejou cerca de 34 milhões de metros cúbicos de resíduos de mineração de ferro (IBAMA, 2015). Os resíduos liberados continham EPTs como Al, As, Ba, Cr, Cd, Cu, Mg, Ni, Pb, V e Zn (Guerra *et al.*, 2017). O desastre de Mariana tornou-se o maior desastre ambiental do mundo relacionado à mineração quanto ao volume de resíduos e danos ambientais e sociais (Carmo *et al.*, 2017).

Os resíduos de mineração afetam diretamente a água dos córregos e rios, além de afetar indiretamente as águas subterrâneas devido à drenagem ácida e lixiviação de EPTs (Battogtokh; Lee; Woo, 2014). Nos solos, a abundância e diversidade de microrganismos são reduzidas pelos resíduos de mineração diminuindo a fertilidade do solo, interrompendo os ciclos biogeoquímicos do C e N (Maxwell, 1995).

As plantas podem apresentar intolerância a EPTs como Pb, Cu, Zn e Cd, os quais podem ocasionar o fechamento estomático devido a sua entrada nas células-guarda (Perfus-Barbeoch, *et al.*, 2002), afetando negativamente a fotossíntese e o crescimento (Parmar; Kumari; Sharma, 2013). Alguns destes EPTs reduzem a produção de biomassa nas plantas devido aos danos no sistema fotossintético, na atividade enzimática e na síntese de carboidratos (Liu *et al.*, 2017).

Elementos que podem estar presentes nestes resíduos, como o Hg e Cd são acumulados pelos organismos ao longo da cadeia trófica e podem causar sérios problemas em diferentes espécies (Rai; Gupta; Mittal, 2015; Balaure; Gudovan; Gudovan, 2017). Em solos cultiváveis a ocorrência de altas concentrações de EPTs reduz a qualidade e segurança dos alimentos, podendo causar inúmeros danos à saúde humana (Silva; Vitti; Trevizam, 2007; Mortoni; Gonçalves; Nascimento, 2020).

Danos sociais e econômicos também são consequência direta dos resíduos de mineração, especialmente em países em desenvolvimento (Mckinnon, 2002). Em geral, as populações mais expostas aos contaminantes são compostas por pessoas de: baixa renda, baixa escolaridade, com subempregos, e que vivem em condições precárias de saneamento e nutrição (Peixoto; Asmus, 2020). Nessas populações, a exposição a EPTs, configura-se como um fator de risco adicional, agravando a sua vulnerabilidade (Mckinnon, 2002).

Nos seres humanos, numerosos casos de doenças causadas por EPTs têm sido relatados em todo o mundo como: doenças respiratórias, alergias, bronquite e depressão (Vormittag *et al.*, 2017). Os EPTs podem ainda contribuir para o desenvolvimento ou progressão de Alzheimer (Soares; Oliveira; Sobrinho, 2022), insuficiência renal e hepática, infertilidade, câncer, colapso nervoso, leucemia, ou até mesmo a morte (Khan *et al.*, 2011). Em crianças, a exposição nos anos iniciais pode ter efeitos imediatos, bem como efeitos permanentes na estrutura e fisiologia cerebral, gerando alterações neurocomportamentais tardias (Etzel; Landrigan, 2014).

4.2 *Schinus terebinthifolia* Raddi.

O gênero *Schinus* L. apresenta espécies pioneiras bastante utilizadas na arborização e etapas iniciais do reflorestamento de áreas degradadas, tais como *S. terebinthifolia*, *S. molle* L. e *Schinus weinmannifolius* Engl. (Barbosa *et al.*, 2017; Silva-Luz *et al.*, 2022). *Schinus* apresenta 37 espécies, sendo *S. terebinthifolia* uma das espécies de maior ocorrência no Brasil (Bendaoud *et al.*, 2010).

S. terebinthifolia pode ser encontrada em todos os biomas brasileiros, porém na Amazônia, há relatos de sua ocorrência apenas nos estados Amapá, Pará e Tocantins (Silva-Luz *et al.*, 2023). É uma espécie perenifólia de porte arbóreo que pode ser denominada popularmente como aroeira, aroeira-salsa, aroeira-mansa e aroeira-vermelha (Lorenzi; Matos, 2008). A espécie é estudada para diversas finalidades como arborização e para a produção de metabólitos com atividade biológica, além dos frutos serem utilizados como condimento e partes da planta na medicina popular (Fenner *et al.*, 2006; Filho, 2020).

A espécie pode atingir até 10 m de altura, possui folhas alternas, compostas e imparipinadas. As folhas possuem de três a dez pares de folíolos, cada folíolo medindo cerca de 7 cm de comprimento e 2 cm de largura, são sésseis, com margem irregular e são inicialmente avermelhados (Lorenzi, 2020; Guarino *et al.*, 2023). Apresenta folhas simples nos primeiros meses, demonstrando heteroblastia (Lorenzi; Matos, 2008). É uma planta dióica e entomófila, dependendo de diversos polinizadores para que ocorra polinização cruzada (Carvalho, 2003).

S. terebinthifolia produz diferentes metabólitos secundários como antocianinas, flavonóides, alcalóides, saponinas, esteróides, terpenóides e quinonas com potencial de uso na indústria química e farmacêutica (Bendaoud *et al.*, 2010; Gilbert; Favoreto, 2011; Jeribi *et al.*; 2014). Alguns destes metabólitos secundários apresentam ação bacteriana e antifúngica (Lima *et al.*, 2006; El-Massry *et al.*, 2009), ou podem causar alelopatia em espécies como trigo (Zahed *et al.*, 2010), rabanete (Borella; Martinazzo; Aumonde, 2011) e alface (Ribeiro *et al.*, 2019).

Por apresentar alta rusticidade, assim como grande adaptabilidade em solos pobres e pedregosos, estas características ecológicas tornam a espécie uma excelente alternativa para os programas de recuperação de áreas degradadas (Carvalho, 2003; Gris; Temponi; Marcon, 2012; Alem, 2020).

4.3 A recuperação de áreas degradadas

Mudanças no meio ambiente acompanham a evolução humana por meio de suas atividades, sendo estas as principais causas de degradação ambiental (Pinto; Coronel, 2013). Consideram-se áreas degradadas àquelas que apresentam efeitos adversos de processos erosivos, ausência ou diminuição da vegetação, agropecuária, mineração, entre outros (Corrêa, 2007). Ainda, considera-se área degradada, aquela que teve suas características físicas, químicas e biológicas alteradas, e que perdeu a capacidade de retornar naturalmente ao estado original ou a um equilíbrio dinâmico (Martins, 2009).

O interesse sobre a recuperação de áreas degradadas aumentou mediante a crise ambiental cada vez mais evidente em nível mundial, gerando a necessidade de aumentar criação de programas de recuperação de áreas degradadas (RAD) (Salomão; Barbosa; Cordeiro, 2020).

A revegetação é uma das etapas mais relevantes dos programas de recuperação de áreas degradadas por resíduos de mineração (Almeida; Sánchez, 2005). Nestes casos, um fator crucial da RAD, é a seleção de espécies tolerantes às condições de substratos, geralmente contaminados por EPTs. A seleção deve visar espécies que possam sobreviver em resíduos contendo EPTs, condições climáticas, ataques de insetos, erodibilidade e que sejam facilmente propagáveis e mantidas com poucos insumos (Silva; Campagna; Lipp-Nissinen, 2018). A prática é fundamentada nos princípios da restauração ecológica, com o objetivo primário de recriar comunidades naturais (Engel; Parrota, 2003).

Dessa forma, no início do processo de recuperação ambiental, o uso de espécies pioneiras como *S. terebinthifolia* e *S. molle*, as quais são tolerantes ao resíduo de mineração de ferro é recomendado (Zangalli *et al.*, 2022), pois estas promovem modificações favoráveis ao solo, facilitando o estabelecimento de espécies tardias (Barbosa, 2006; De Moraes *et al.*, 2013). O crescimento rápido dessas espécies em condições de alta irradiância faz com que sejam importantes em programas de RAD, e que ao longo da sucessão ecológica, estas sejam substituídas por outras espécies (Ferretti, 2002; Barbosa, 2006; Chiamolera, 2008).

4.4 A fitorremediação

A fitorremediação (fito = planta e remediação = correção) é um conjunto de técnicas que utilizam plantas para degradar, extrair, conter ou imobilizar contaminantes do solo e da água (Vasconcellos; Pagliuso; Sotomaior, 2012). Esse processo consiste na remoção de EPTs

do ambiente utilizando espécies vegetais tolerantes a estes poluentes (Jeevanantham *et al.*, 2019). É considerada como uma abordagem ecológica, segura e econômica para o tratamento de EPTs, em comparação com tecnologias convencionais (Mishra *et al.*, 2019). O baixo custo de investimento e operação, sua aplicabilidade, a baixa degradação e desestabilização da área a ser descontaminada são algumas vantagens do processo (Wan; Lei; Chen, 2016).

A fitorremediação pode ser subdividida para várias finalidades, entre estas: a fitoextração, fitoestabilização e a fitovolatilização (Vasconcellos; Pagliuso; Sotomaior, 2012; Mejía *et al.*, 2014). Na fitoextração os EPTs são absorvidos e armazenados em partes aéreas das plantas, podendo então, ser feita a colheita dessas partes para o descarte adequado (Varun *et al.*, 2015). A fitoestabilização é o estabelecimento da vegetação que tem capacidade de imobilizar contaminantes na rizosfera como minerais estáveis ou ser acumulados nas raízes sem significativa transferência para partes aéreas (Mendez; Maier, 2008). A fitovolatilização é o processo pelo qual os EPTs são absorvidos e transferidos para as folhas onde podem ser volatilizados pelos estômatos em compostos gasosos (Sakakibara *et al.*, 2010). No caso de *Schinus*, diferentes espécies têm sido relatadas como plantas eficientes no processo de fitoestabilização (Mohanty *et al.*, 2010).

Ainda existem muitos desafios para a fitorremediação, sendo um pré-requisito básico encontrar espécies de plantas que sejam tolerantes aos EPTs (Ashrafzadeh; Leung, 2015), adaptadas ao clima e tipo de solo da região a serem inseridas, bem como conhecer a concentração e profundidade dos poluentes (Pilon-Smits, 2005).

Uma planta eficiente em processos de fitorremediação deve ser capaz de sobreviver com baixa redução do crescimento, apesar da absorção do contaminante e do seu acúmulo (Pajević *et al.*, 2009). Os poluentes geralmente são compostos orgânicos como hidrocarbonetos derivados do petróleo, solventes clorados e pesticidas, ou compostos inorgânicos como nitratos, sulfatos, radionuclídeos, entre outros (Susarla; Medina; Mccutcheon, 2002). Nos resíduos de mineração, os principais poluentes encontrados, geralmente em altas concentrações, são ainda mais tóxicos, pois são geralmente metais como Ba, As, Cd, Sr, Mn, Cr, Ni, Hg, Cu, Co, Al, Fe e Pb que, em alguns casos, podem ultrapassar as cadeias tróficas (Guerra *et al.*, 2017).

Plantas expostas a altas concentrações de EPTs como metais tóxicos ou nutrientes essenciais em excesso, desenvolvem alguns mecanismos no intuito de diminuir a concentração destes contaminantes nas células. Dentre estes mecanismos destaca-se a compartimentalização deste EPT em organelas ou estruturas subcelulares e a formação de

peptídeos ricos em cisteínas, conhecidos como fitoquelatinas e metalotioneínas que irão se ligar ao poluente e deixá-lo inerte (Gratão; Azevedo, 2007; Melendez *et al.*, 2012). Este mecanismo foi estudado em *Schinus* ao tolerar contaminação por Pb (Rondón-Chambi, 2021). Estas proteínas citosólicas desempenham função biológica relacionada com a regulação de metais essenciais e a detoxificação de metais tóxicos nas plantas (Inácio, 2006).

Além das fitoquelatinas e metalotioneínas, as plantas podem desenvolver outros mecanismos de tolerância à exposição de EPTs, como o desenvolvimento de um eficiente sistema antioxidante de defesa, o qual inclui componentes antioxidantes de baixa massa molecular, como o ascorbato e a glutatona, e um sistema de enzimas antioxidantes como a catalase, dismutase do superóxido e peroxidase do ascorbato que são úteis na remoção e neutralização de espécies reativas de oxigênio produzidas pelos EPTs (Gratão; Azevedo, 2007; Melendez *et al.*, 2012).

4.5 O sombreamento e a sucessão ecológica

A disponibilidade de luz naturalmente varia ao longo da copa das plantas, em clareiras e sub-bosques, ocasionando grande variação entre as espécies com capacidade de sobreviver e crescer em diferentes estratos da vegetação (Valladares *et al.*, 2016). O sombreamento envolve uma gama de fatores ambientais com vários efeitos sobre as plantas, podendo influenciar, por exemplo, na temperatura do ar, na umidade e fertilidade do solo (Wagner; Fischer; Huth, 2011). Em plantas não tolerantes ao sombreamento, a redução excessiva da luz por um período prolongado pode afetar principalmente a fotossíntese, como resultado da diminuição do teor de clorofila, do teor de nitrogênio e da razão Chl *a* / *b* (Pearcy, 1998; Dinç *et al.*, 2012).

O sombreamento natural é uma consequência da sucessão ecológica e esta pode ser considerada como um fator determinante da dinâmica florestal (Lienard; Florescu; Ftrigul, 2015). A dinâmica e sucessão da vegetação em muitas comunidades são impulsionadas principalmente por diferenças interespecíficas na demanda por recursos e tolerância ao estresse, sendo a luz o principal fator limitante (Jucker; Bouriaud; Coomes, 2015; Zhang *et al.*, 2015).

As primeiras espécies a serem introduzidas em áreas degradadas, no modelo de sucessão ecológica, são aquelas que suportam e até precisam de luz intensa, chamadas de heliófitas e pioneiras (Odum; Barret, 2007), como é o caso de *S. terebinthifolia* e outras

espécies do gênero *Schinus* (Coelho, 2010; Barbosa *et al.*, 2017), sendo importantes para os estágios iniciais do reflorestamento.

4.6 Anatomia e ecofisiologia foliares sob sombreamento e contaminação por EPTs

A anatomia e a ecofisiologia de espécies arbóreas cultivadas em resíduo de mineração de ferro vêm sendo estudadas com o intuito de observar a possível adaptação das espécies diante das distintas condições e composição desse substrato (Caetano *et al.*, 2021; Scarpa *et al.*, 2022; Silva *et al.*; 2024). Essas características são extremamente importantes quando se estuda espécies com potencial para programas de reflorestamento (Pádua *et al.*, 2021)

A anatomia vegetal tornou-se uma ciência aplicada cada vez mais importante na compreensão e conservação da diversidade vegetal. É definida como o ramo da Botânica que se dedica ao estudo dos tipos e organização de células e tecidos nos diversos órgãos vegetais, facilitando, assim, o entendimento das estruturas morfológicas (Edson-Chaves; Dos Santos-Silva; Cortez, 2021). Com a modernização da anatomia como ciência aplicada, podem-se estudar as modificações internas nas plantas decorrentes de diferentes condições ambientais, possibilitando a adaptação ou intolerância da planta às condições geralmente estressantes (Castro; Pereira; Paiva, 2009).

De forma complementar, a ecofisiologia explora as relações funcionais das respostas das plantas às condições ambientais (Buchmann, 2002). Relações ecofisiológicas como resposta à luz está intimamente relacionada à anatomia devido às modificações foliares que podem influenciar na condutância estomática e trocas gasosas (Calzavara *et al.*, 2015). Além disso, a contaminação por EPTs também podem influenciar na ecofisiologia das plantas, pois elementos como Cd, Pb, Zn, Cu, Cr, As e Hg podem ocasionar o fechamento estomático e, conseqüentemente, afetar a fotossíntese e crescimento das plantas (Guo *et al.*, 2023).

A anatomia do gênero *Schinus* vem sendo estudada devido à necessidade de se conhecer corretamente as estruturas internas dessas plantas, e associar com diversas áreas do conhecimento (Arambarri *et al.*, 2006; Azevedo; Quirino; Bruno, 2015). Estudos mais recentes demonstram que tanto *S. terebinthifolia* quanto *S. molle* apresentam modificações anatômicas sob diferentes condições de radiação e em diferentes regiões da copa (Pires *et al.*, 2015; Dias-Pereira *et al.*, 2024)

Estudos recentes também demonstram que *S. terebinthifolia* apresenta modificações anatômicas em resposta a contaminação por EPTs. Scarpa *et al.*, (2022), observaram que *S.*

terebinthifolia cultivada em resíduo de mineração de ferro demonstrou redução do parênquima esponjoso e epiderme da face adaxial mais espessa. Adicionalmente, Silva *et al.*, (2024), observaram que a espécie reduziu a espessura do parênquima paliçádico, entretanto não demonstrou modificação na espessura da epiderme da face adaxial.

Em *S. molle*, Pereira *et al.*, (2016), observaram que sob baixas concentrações de Cd, esta espécie produziu folhas mais espessas e variação no número de estômatos, assim como redução do desenvolvimento do parênquima paliçádico em concentrações acima de 50 μM . *S. molle* também apresentou modificações benéficas em suas estruturas anatômicas sob condições de contaminação por Pb, sem qualquer evidência de efeitos fitotóxicos na estrutura das plantas (Pereira *et al.*, 2013).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Locais de execução do experimento

O experimento foi conduzido no Laboratório de Genética e Biotecnologia Vegetal – BIOGEN, Campus Central, e na área experimental do Campus Santa Clara (21°25'25" S e 45°58'93" W), ambos da Universidade Federal de Alfenas – Unifal, entre os meses de julho e outubro de 2023, com duração de 90 dias.

5.2 Coleta e análise do resíduo de mineração

A coleta do resíduo de mineração de ferro foi realizada a cerca de 4 km da barragem de Fundão em Mariana – MG (20°22'40"S, 43°24'57"O). Este resíduo foi armazenado na Unifal, em sacos plásticos em local fechado protegido de intempéries até a data da montagem dos experimentos. Estudos recentes demonstraram a presença de macronutrientes (P, Ca, K e Mg) e micronutrientes (Mn, Fe e Zn), além de EPTs (Al, Cd, Cr e Pb) em variadas concentrações nestes resíduos provenientes do rompimento da barragem (Caetano *et al.*, 2021; Pádua *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2024).

Amostras do resíduo foram submetidas à análise de macro e micronutrientes, além da quantificação de EPTs no Laboratório de Análise de Solos da UFLA. As amostras do resíduo foram secas em estufa a 70 °C até atingir massa constante, em seguida foram homogeneizados em peneira de malha de 1,5 mm e submetidos a diferentes métodos de extração para quantificação elementar. Para isso, 500 mg do resíduo foram utilizados em 50 mL de KCl para solubilização e extração de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} , enquanto os teores de K^{+} e PO_4^{-} foram

extraídos com 50 mL de H_2SO_4 0,025 M L^{-1} + HCl 0,05 M L^{-1} . A extração de micronutrientes foi realizada utilizando solução quelante, e os elementos potencialmente tóxicos foram extraídos com digestão nitroperclórica. A quantificação de macro e micronutrientes e EPTs foi realizada usando um espectrofotômetro de absorção atômica Modelo AAnalyst 800 (PerkinElmer, Waltham, MA, EUA). O pH em condições de água foi avaliado com um medidor de pH do solo portátil analisador, modelo HPH-125 - Homis (Homis, São Paulo, Brasil). Os resultados destas análises estão apresentados na tabela 1.

Tabela 1 - Nutrientes e EPTs encontrados nos resíduos de mineração de ferro provenientes do rompimento da barragem de Fundão em Mariana – MG. *Concentração máxima de acordo com o Conama (2009).

Macronutrientes	mg kg^{-1} resíduo	Concentração máxima permitida de EPTs mg kg^{-1}
P	318,8	
Mg	148,6	
K	156,3	
Ca	7996,9	
Micronutrientes		
Mn	437,8	
Fe	30,9	
Zn	11,9	300
Cu	6,1	63
Na	92,8	
Elementos potencialmente tóxicos		
Al	2468,1	
Cr	13,24	75
Cd	2,5	1,14
Pb	8,1	72
Outras características		
pH	6,1	

Autor: Lima (2025)

5.3 Material vegetal

Sementes de *S. terebinthifolia* foram coletadas de populações cultivadas na arborização urbana no município de Alfenas-MG, e armazenadas em frasco de vidro com tampa em geladeira à 4°C. As sementes foram germinadas em bandejas contendo areia e solução nutritiva de Hoagland e Arnon (1950), em sala de crescimento à 23 °C e intensidade

de radiação de $80 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. As plântulas foram irrigadas adicionando-se inicialmente o equivalente 25% do volume de areia em solução nutritiva, e a água perdida diariamente por evapotranspiração medida por gravimetria e repostada diariamente. A solução nutritiva foi repostada quinzenalmente. As plântulas foram cultivadas neste mesmo substrato até atingirem cerca de 10 cm e quatro folhas, sendo utilizadas para a montagem do experimento.

5.4 Delineamento experimental

As plantas de *S. terebinthifolia* previamente produzidas foram transferidas para sacos plásticos contendo 400 mL de dois tipos de substrato: areia ou resíduo de mineração. Estes sacos foram mantidos irrigados a 25% do volume de substrato (100 mL por saco) segundo verificado em experimentos anteriores (Pádua *et al.*, 2021), e foi adicionada solução nutritiva (20 mL por saco) apenas nos sacos com areia, quinzenalmente, semelhante à Pereira *et al.*, (2017). Isso foi feito para compensar a falta de nutrientes do substrato. Nos demais tratamentos há nutrientes presentes (Tabela 1) e trabalhos anteriores relatam a não necessidade de nutrição adicional (Scarpa *et al.*, 2022).

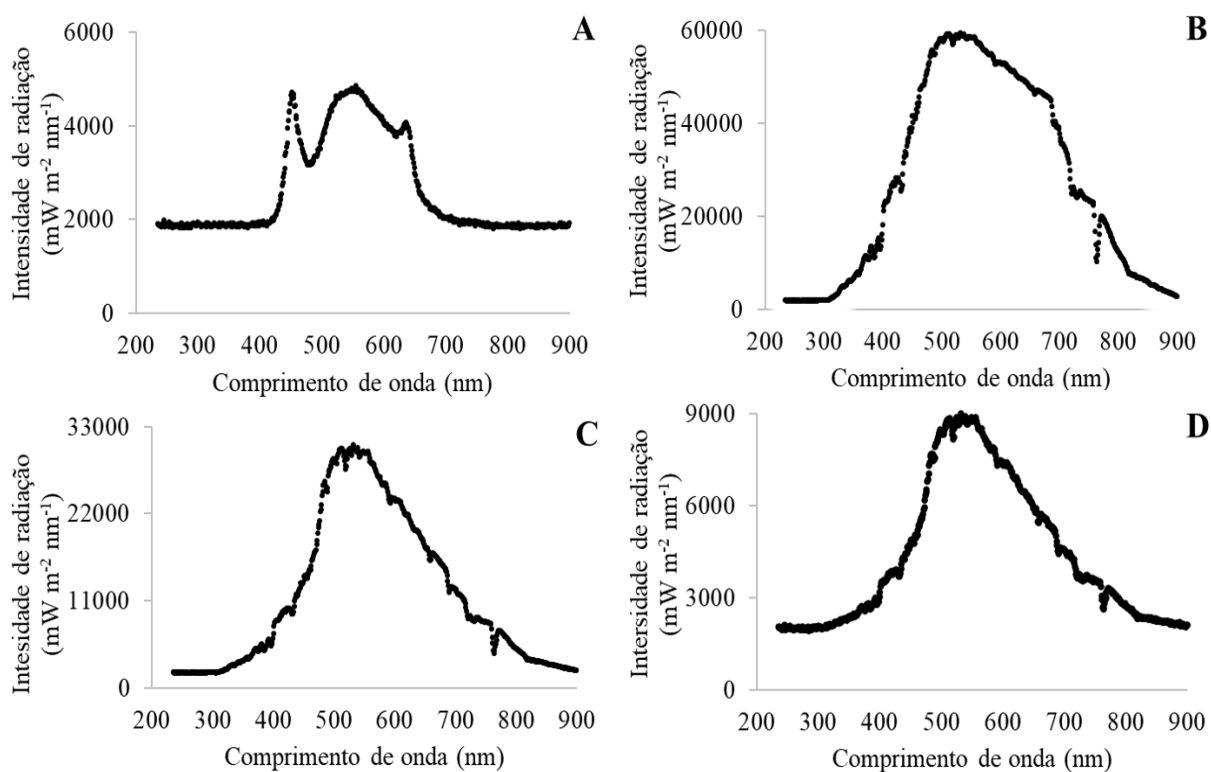
Os sacos foram transferidos para a área experimental e permaneceram por dez dias no sombreamento de 40% para a aclimatização das plantas. Em seguida foram distribuídas nos diferentes tratamentos com sombrite contendo três intensidades de sombreamento, sendo: 0% (não sombreadas, ou pleno sol), 40% e 80% de sombreamento. A área experimental utilizada neste estudo foi construída com malhas de polietileno pretas, adequada para diferentes níveis de atenuação da radiação. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x3 com quatro repetições, ($n = 24$), sendo dois tipos de substrato (areia e resíduo) e três condições de sombreamento (0%, 40% e 80%). Os dados climáticos dos diferentes ambientes foram mensurados com o auxílio de um fluorômetro modulado portátil MINI-PAM-II (Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Germany). A temperatura média em cada ambiente foi de: 0% (pleno sol) = $31,5^\circ\text{C}$; 40%= $28,7^\circ\text{C}$; 80%= $27,3^\circ\text{C}$. Enquanto a umidade foi de: 0% (pleno sol) = 59,3%; 40%= 69,1% e 80%= 71,1%.

5.5 Caracterização da irradiância e sombreamento

As análises de irradiância da sala de crescimento (Figura 1A) e das áreas com diferentes níveis de sombreamento do campo experimental, 0% (Figura 1B), 40% (Figura 1C) e 80% (Figura 1D), foram mensuradas com um espectrorradiômetro SPR-4002 (Luzchem

Research Inc., Ottawa, Canada). Foram obtidos os espectros de irradiância realizando varredura de 235-900 nm.

Figura 1 - Caracterização da irradiância dos diferentes ambientes do experimento.



A= sala de crescimento; B= ambiente não sombreado (0%); C= ambiente a 40% de sombreamento; D=ambiente a 80% de sombreamento.

Autor: Lima (2025)

5.6 Análises de clorofila e características fotoquímicas da fotossíntese

O teor de clorofila foi estimado utilizando-se um medidor de clorofila modelo atLEAF Plus Digital (FT Green LLC, Wilmington, EUA). A produção fotoquímica efetiva (ϕ PSII), a taxa de transferência de elétrons (ETR) e a máxima produção fotoquímica (F_v/F_m) foram mensuradas com o auxílio de um fluorômetro modulado portátil MINI-PAM-II (Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Germany). Todas essas avaliações foram feitas na primeira folha completamente expandida por planta, entre 8:30 h e 9:30 h da manhã.

5.7 Análises de crescimento

Ao final do experimento as plantas foram coletadas e as folhas frescas separadas e fotografadas para determinação da área foliar (AF) com o auxílio do software de análise de imagens ImageJ. Além disso, raízes, caule e folhas foram separados e a massa fresca mensurada em balança analítica AY 220 (Shimadzu, São Paulo, Brasil), em seguida colocados em estufa com circulação forçada de ar a 60 °C durante 72 horas e pesadas novamente, sendo sua massa seca aferida com utilização de balança analítica AY 220 (Shimadzu, São Paulo, Brasil). Após obtenção dos dados de área foliar e massa seca, foi calculada a área foliar específica (AFE), razão de área foliar (RAF), taxa de crescimento relativo (TCR) e taxa assimilatória líquida (TAL). Para o cálculo da TCR, RAF e TAL, ainda no início do experimento, plantas de tamanho semelhante às aquelas utilizadas para montagem do delineamento experimental, foram submetidas ao mesmo procedimento para obtenção das massas secas e área foliar, e os dados foram usados como parâmetros nas equações segundo Hunt *et al.*, (2002).

Foram avaliados o número de folhas e a produção de folhas novas, além das taxas diárias de alongamento e diâmetro do caule, utilizando régua e paquímetro, respectivamente. Adicionalmente, foram calculadas a massa fresca total (MFT) ($MFT = \text{massa fresca da raiz} + \text{massa fresca do caule} + \text{massa fresca das folhas}$), massa seca total (MST) ($MST = \text{massa seca da raiz} + \text{massa seca do caule} + \text{massa seca das folhas}$), porcentagem de água total ($H_2O\%$) ($H_2O\% = (MFT - MST / MFT) * 100$), porcentagem de alocação de massa na folha (F%) ($F\% = (\text{massa seca das folhas} / MST) * 100$), porcentagem de alocação de massa no caule (C%) ($C\% = (\text{massa seca do caule} / MST) * 100$), e porcentagem de alocação de massa na raiz (R%) ($R\% = (\text{massa seca das raízes} / MST) * 100$).

O Índice de qualidade de Dickson (Dickson; Leaf; Hosner, 1960) foi mensurado por meio da equação $IQD = MST / (A/D) + (MSPA/MSR)$, onde: A= altura da parte aérea; D=diâmetro do caule acima do coleto; MSPA=massa seca da parte aérea; MSR=massa seca das raízes. Esta variável é importante para indicar a qualidade das mudas utilizadas no experimento.

5.8 Análises anatômicas

Para a análise anatômica as primeiras folhas completamente expandidas e em bom estado fitossanitário foram coletadas ao fim do experimento. Em seguida, foram fixadas e

armazenadas em solução de etanol 70% (Johansen, 1940) até a data das análises. Para a confecção do laminário, amostras da região mediana das folhas foram desidratadas em série com concentrações crescentes de etanol (etanol 70%, 80%, 90% e 100%) em intervalos de 2 h, sendo então transferidas para uma solução etanol 100% e resina na proporção de 0,5:0,5 por 12 h e então em resina pura por 24 h em geladeira à 4°C. Posteriormente, as amostras foram incorporadas em resina de hidroxietil-metacrilato seguindo o protocolo do fabricante (Leica, Heidelberg, Alemanha), e seccionado em micrótomo rotatório KD2260 (Instruments, Hangzhou, China).

As amostras foram submetidas a secções transversais e coradas com azul de toluidina 1% (m v^{-1}) (O'brien; Feder; Mccully, 1964). As lâminas foram observadas em Nikon Eclipse Si microscope (Nikon, Tokyo, Japão) com sistema de captura acoplado, sendo digitalizadas e analisadas em software de análise de imagem ImageJ versão 1.45s. Foi confeccionada uma lâmina por repetição, fotografadas quatro secções por lâmina e mensurados três campos por secção.

Foram avaliados na folha: espessura da cutícula; espessura da epiderme da face adaxial; espessura da epiderme da face abaxial; espessura do parênquima paliçádico; espessura do parênquima esponjoso; comprimento dos cloroplastídeos; largura dos cloroplastídeos; e calculada a razão entre o comprimento e largura do parênquima paliçádico/esponjoso.

5.9 Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk com 5% de significância. Posteriormente, foram submetidos à análise de variância, sendo as médias comparadas pelo teste de Scott-Knott com 5% de significância, com auxílio do software Sisvar 5.0 (Ferreira, 2011). Todos os dados apresentaram distribuição normal e não houve interação significativa entre o substrato e sombreamento para as variáveis estudadas ($P>0,05$)

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

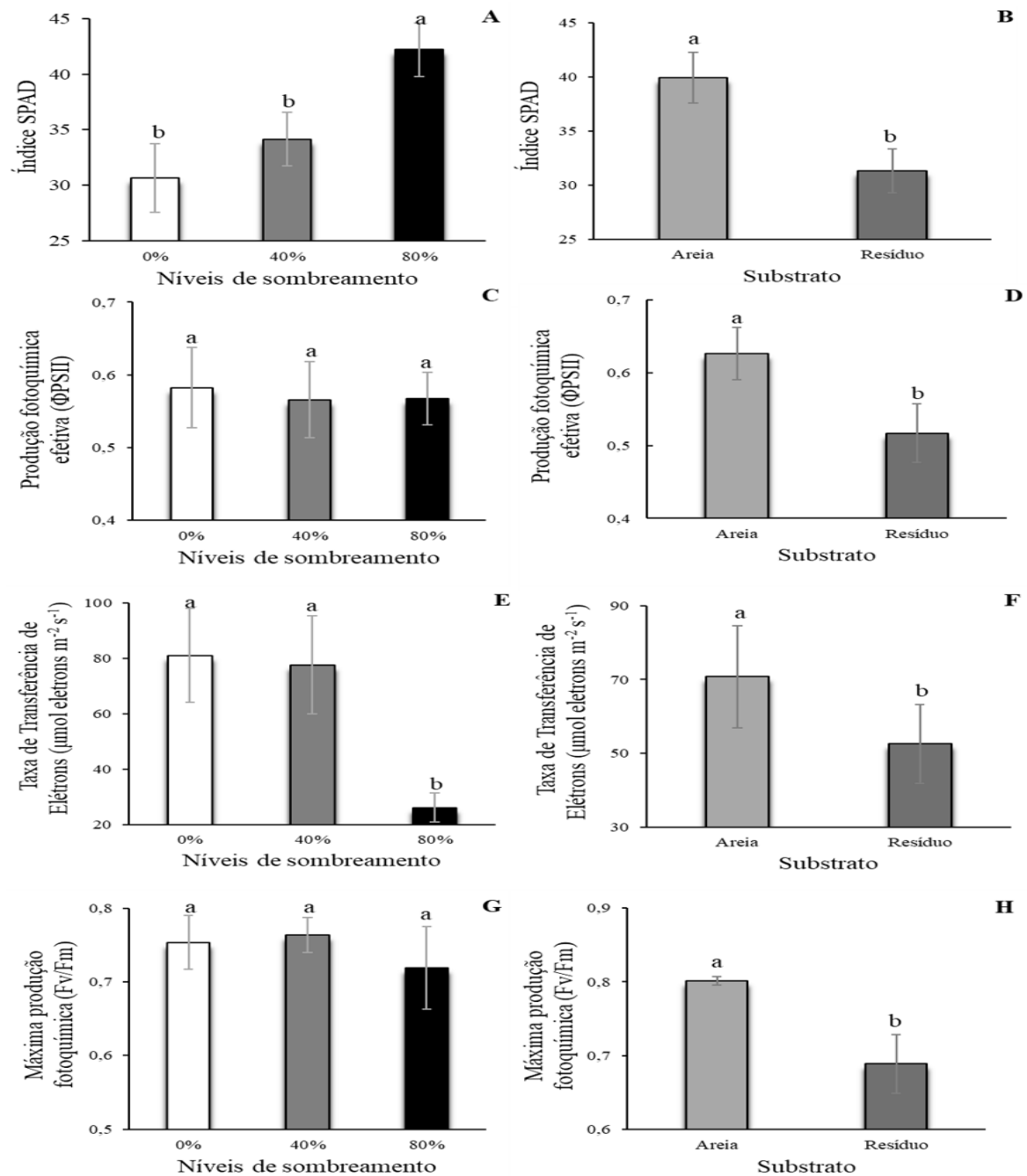
6.1 Teor de clorofila e respostas fotoquímicas da fotossíntese

O sombreamento de 80% promoveu um aumento significativo no teor de clorofila nas plantas de *S. terebinthifolia*, sendo que os tratamentos 0% (pleno sol) e com 40% de sombreamento apresentaram médias semelhantes (Figura 2A). Por outro lado, o resíduo promoveu uma redução no teor de clorofila (Figura 2B). Não houve efeito significativo do

sombreamento na produção fotoquímica efetiva (ϕ PSII) (Figura 2C), já o resíduo de mineração promoveu uma redução para este parâmetro (Figura 2D).

O sombreamento de 80% promoveu uma drástica redução na taxa de transferência de elétrons (ETR) (Figura 2E). De forma semelhante, o resíduo de mineração também promoveu uma redução significativa na ETR. (Figura 2F). O sombreamento não promoveu diferenças significativas na máxima produção fotoquímica (F_v/F_m) (Figura 2G) e, o resíduo de mineração promoveu menor F_v/F_m quando comparado com a areia. (Figura 2H).

Figura 2 - Teor de clorofila e eficiência do fotossistema II de *S. terebinthifolia*.



A= teor de clorofila em níveis de sombreamento; B= teor de clorofila para diferentes substratos; C= produção fotoquímica efetiva do fotossistema II em níveis de sombreamento; D= produção fotoquímica efetiva do fotossistema II em diferentes substratos; E= taxa de transferência de elétrons em níveis de sombreamento; F= taxa de transferência de elétrons em diferentes substratos; G= máxima produção fotoquímica em níveis de sombreamento; H= máxima produção fotoquímica em diferentes substratos. As barras representam o erro padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si. (Scott-Knott, 5%).

Autor: Lima (2025)

O desenvolvimento de *S. terebinthifolia* em diferentes níveis de sombreamento pode ser melhor compreendido por meio da fotossíntese, porque este fator está diretamente relacionado com a anatomia e crescimento da espécie. Os resultados do presente trabalho indicam que o investimento da espécie no teor de clorofila no sombreamento de 80% é uma estratégia das plantas para tornar mais eficiente o aproveitamento da luz, visto que este nível de sombreamento favoreceu um aumento de 27,5% no teor de clorofila em relação ao 0%. Mudanças nas concentrações de clorofilas podem variar de acordo com as características do ambiente onde a planta está inserida, sendo a baixa oferta de luz um dos principais fatores que influenciam no investimento deste pigmento (Mohd Yusof *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2024). Por outro lado, a redução na concentração de clorofila promovida pelo resíduo de mineração está associada à presença dos poluentes neste substrato, os quais geram espécies reativas de oxigênio (EROs) e causam a degradação de clorofilas. Quando a produção excessiva de EROs é induzida ou quando a sua remoção é diminuída ocorre danos oxidativos a diversas biomoléculas, inclusive nas clorofilas (Moller; Jensen; Hansson, 2007). Além disso, alguns EPTs podem interferir na síntese de clorofilas por afetarem o meristema fundamental que origina o parênquima clorofiliano (Pereira *et al.*, 2017).

A ausência de diferenças significativas na ϕ PSII entre os diferentes níveis de sombreamento indica que *S. terebinthifolia* consegue se aclimatizar bem e, demonstrar boas respostas fotoquímicas em uma grande amplitude de variação da intensidade de sombreamento. Essa ausência de diferenças na ϕ PSII fez com que o fotossistema II continuassem funcionando normalmente nas três condições de sombreamento, mostrando que a espécie pode se adaptar às diferentes condições de radiação. Outras espécies arbóreas pioneiras passaram por estudos sobre a ϕ PSII sob sombreamento, com respostas positivas para este parâmetro, como é o caso de *Cordia superba* Cham. sob 85% de sombreamento (Souza *et al.*, 2009). A menor ϕ PSII nas plantas de resíduo de mineração está relacionada com a toxicidade ocasionada pelos elementos contidos nele. Silva (2008), também observou que a ϕ PSII de *S. terebinthifolia* foi reduzida quando cultivada em resíduo de mineração contaminada com elementos como Cu.

O fato de a ETR sob 80% de sombreamento ter sido significativamente reduzida, está associada à diminuição drástica da radiação. Essa queda na ETR ocasionando a diminuição do fluxo de elétrons sob 80% certamente ocasionou uma menor contribuição para a produção de aceptores de elétrons, NADPH e ATP, fazendo com que a etapa bioquímica tenha sido afetada

também. Ou seja, mesmo tendo energia suficiente para a etapa fotoquímica, possivelmente não houve aceptores de elétrons suficientes, ou houve saturação de elétrons nestes transportadores. Oliveira (2009), diz que as membranas dos tilacóides de plantas adaptadas a baixas irradiâncias possuem uma grande concentração de pigmentos associados aos centros de reações dos fotossistemas, porém uma menor quantidade de componentes transportadores de elétrons. Os resultados deste trabalho corroboram essa ideia, ainda assim, a tolerância de *S. terebinthifolia* às condições de baixa irradiância apresenta certa compensação, pois a produção de biomassa não foi afetada, conforme será discutido posteriormente. A redução da ETR e, conseqüentemente, a continuidade de forma mais eficiente do processo fotossintético nas plantas de resíduo pode ser atribuída ao estresse oxidativo gerado pelos EPTs. Elementos não essenciais como Cd, Cr e Pb podem adentrar as células por meio dos canais que normalmente transportam elementos essenciais (Bibi *et al.*, 2023). Uma vez dentro das células estes metais podem contribuir para a excessiva produção de EROs, as quais provocam peroxidação de diversas biomoléculas, neste caso, especialmente de lipídeos, desestruturando as membranas celulares (Moller; Jensen; Hansson, 2007). Como consequência, este processo pode ter causado peroxidação das membranas dos cloroplastídeos e certamente promoveu a redução das características fotoquímicas. A redução das respostas fotoquímicas pode ser atribuída ao estresse oxidativo porque, elementos como o Cd é considerado um dos metais mais tóxicos para as plantas (Rai; Gupta; Mittal, 2015). Com base nos limites de EPTs que determinam o nível de qualidade de um solo, a concentração permitida para o Cd é de 1,4 mg kg⁻¹ (CONAMA, 2009), no entanto, a concentração encontrada nas amostras analisadas para este trabalho foi de 2,5 mg kg⁻¹, um valor 78% superior a este limite, indicando que pode ser um potencial fator de estresse.

A ausência de diferenças na F_v/F_m nos diferentes níveis de sombreamento somada aos dados já apresentados e discutidos até aqui, atestam a tolerância de *S. terebinthifolia* às baixas irradiâncias, pois a espécie não sofreu estresse significativo e conseguiu se adaptar bem, com comprometimento apenas da ETR sob 80% de sombreamento. As médias semelhantes de F_v/F_m nas três condições de irradiância indicam que plantas sombreadas também mostraram bons valores de F_v/F_m , característica desejável em ambiente com baixa oferta de luz, conforme descreve Silva (2008). A diferença na F_v/F_m em relação aos substratos, sugere que o fato de as plantas em areia demonstrar que 80% da energia está sendo utilizada de forma fotoquímica, enquanto que plantas no resíduo, apenas 60%, demonstra que o resíduo de

mineração está de fato gerado algum grau de toxicidade. Mathur *et al.*, (2011), descrevem que a F_v/F_m é normalmente uma importante característica para se avaliar os efeitos deletérios ocasionados por fatores de estresse. Dessa forma, a menor F_v/F_m nas plantas em resíduo de mineração, indica que o efeito tóxico dos EPTs pode reduzir o aproveitamento da energia que chega na planta para a realização de processos fotoquímicos e, conseqüentemente, a fixação de CO_2 e produção e consumo de NADPH e ATP.

Assim, é possível inferir que *S. terebinthifolia* apresenta bons parâmetros fotoquímicos sob diferentes irradiâncias, mas esses parâmetros podem ser reduzidos pela toxicidade do resíduo de mineração de ferro.

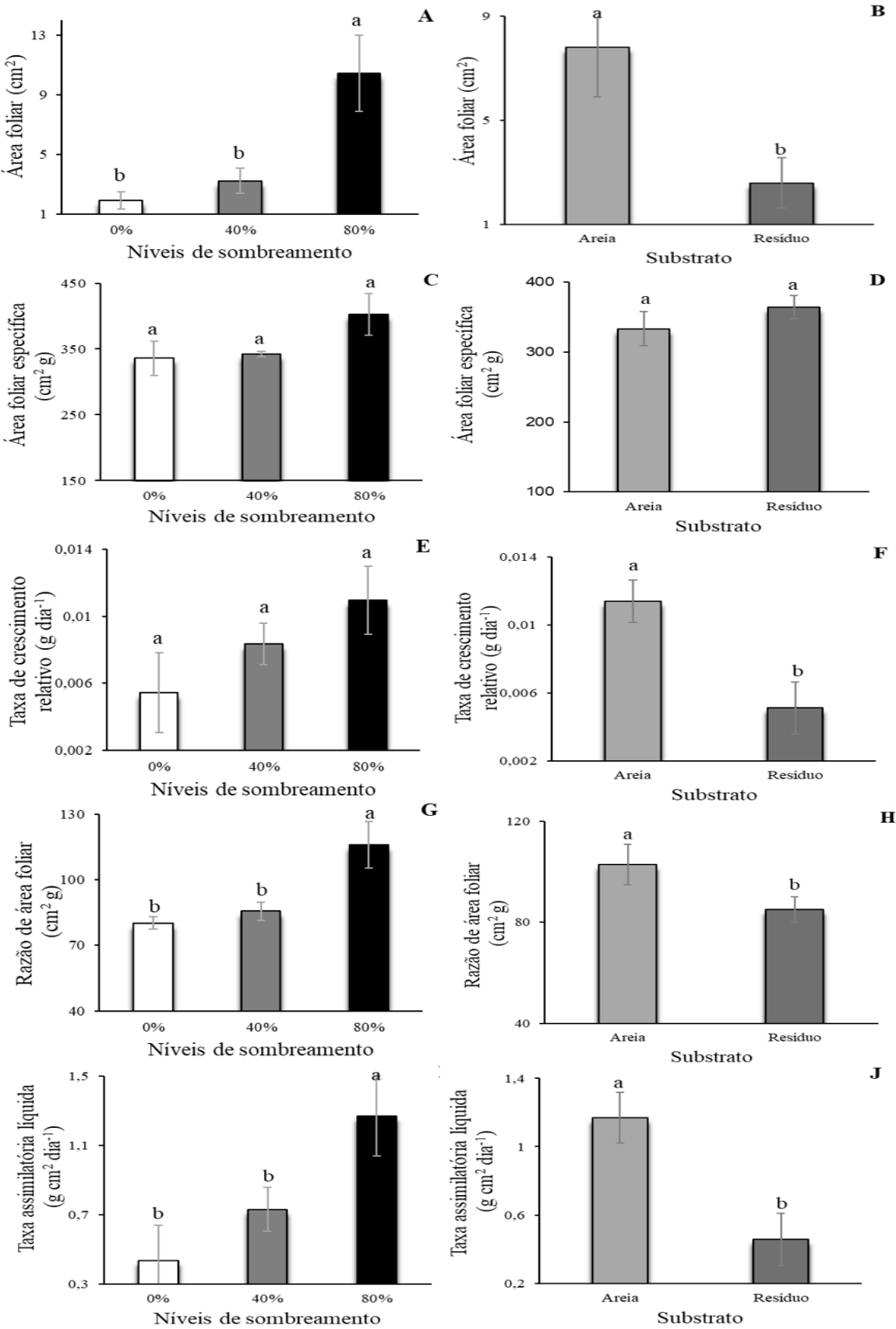
6.2 Crescimento

6.2.1 Área foliar

O sombreamento de 80% promoveu aumento da área foliar (AF), sendo que plantas cultivadas neste tratamento demonstraram 3 vezes a AF de plantas cultivadas em sombreamento de 40% e 5,5 vezes a AF de plantas não sombreadas (0%) (Figura 3A). O resíduo diminuiu significativamente a AF, sendo 3 vezes menor que a de plantas cultivadas areia (Figura 3B). Tanto o sombreamento quanto o resíduo não promoveram diferenças significativas na área foliar específica (AFE) (Figuras 3C e 3D).

O sombreamento não promoveu diferenças significativas na taxa de crescimento relativo (TCR) (Figura 3E), por outro lado, o resíduo de mineração reduziu a TCR (Figura 3F). O sombreamento de 80% promoveu um aumento significativo na razão de área foliar (RAF) (Figura 3G), já o resíduo promoveu uma redução na RAF (Figura 3H). O sombreamento de 80% promoveu um aumento na taxa assimilatória líquida (TAL) (Figura 3I) e, ao comparar os substratos, foi possível observar que o resíduo de mineração promoveu uma redução TAL (Figura 3J)

Figura 3 - Crescimento de *S. terebinthifolia*.



A= área foliar em níveis de sombreamento; B= área foliar em diferentes substratos; C= área foliar específica em níveis de sombreamento; D= área foliar específica em diferentes substratos; E= taxa de crescimento relativo em níveis de sombreamento; F= taxa de crescimento relativo em diferentes substratos= razão de área foliar em níveis de sombreamento; H= razão de área foliar em diferentes substratos; I= taxa assimilatória líquida em níveis de sombreamento; J= taxa assimilatória líquida em diferentes substratos. As barras representam o erro padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si. (Scott-Knott, 5%).

Autor: Lima (2025)

O aumento da AF das plantas sob 80% de sombreamento é explicado não somente pelo maior número de folhas (Figura 6E), mas principalmente pelo fato de que plantas sombreadas, geralmente tendem a aumentar a sua área foliar para assegurar uma maior interceptação da luz em condições de baixa irradiância. Esses resultados de AF estão de acordo com o que normalmente é observado em plantas tolerantes ao sombreamento, uma vez que a planta precisa ampliar a superfície fotossintetizante para maximizar a absorção de luz. Assim, a expansão da AF decorrente da baixa irradiância, indica uma maneira da planta compensar a baixa intensidade de radiação e aproveitar melhor este recurso (Campos; Uchida, 2002; Silva *et al.*, 2006). Por outro lado, a menor AF das plantas em resíduo de mineração quando comparado com a areia, pode ser explicada pela redução no número de folhas (Figura 6F). Consequentemente, esta redução da AF também está associada à toxicidade do resíduo ocasionada pelos diversos EPTs presentes. Conforme destaca Raza *et al.*, (2022), a toxicidade de EPTs nas plantas pode desencadear várias respostas fisiológicas e de crescimento, incluindo a redução de área foliar e da fotossíntese.

A ausência de diferenças na AFE, tanto em níveis de sombreamento quanto em tipos de substratos, demonstra que a massa dos tecidos foliares, tais como fibras, colênquima e tecidos fotossintéticos, foi distribuída de forma semelhante nos diferentes níveis de irradiância e nos diferentes substratos. Há diversos relatos de espécies arbóreas associadas à recuperação de áreas degradadas que em baixas condições de irradiância aumentam a AFE (Souza *et al.*, 2017; Song; Jin, 2023), ou reduzem a AFE sob toxicidade por EPTs (Bharti; Sharma, 2022). Os resultados de AFE de *S. terebinthifolia* observados neste trabalho é uma característica que demonstra que diferenças drásticas nas estruturas internas das folhas de plantas sombreadas não ocorreram, evidenciando a aclimatização da espécie às diferentes condições de irradiância, e que a espécie sob contaminação por EPTs tende a não aumentar características esclerófilas.

A ausência de diferenças significativas na TCR nos diferentes sombreamentos é outro parâmetro que auxilia a evidenciar que *S. terebinthifolia* consegue crescer indiferentemente da intensidade de irradiância do ambiente. Garcia *et al.*, (2012) destacam que a TCR pode ser considerada como um índice de eficiência por representar em um determinado intervalo de tempo a capacidade de a planta produzir novos tecidos. Diversos autores consideram a TCR uma medida apropriada para a avaliação do crescimento vegetal, visto que ela tem relação com a quantidade de biomassa que está sendo acumulada (Silva, 2000; Peixoto; Cruz; Peixoto, 2011). Pinto *et al.*, (2016), observaram que a TCR de *Tabebuia aurea* Benth. & Hook., espécie amplamente utilizada em reflorestamentos, também não demonstrou diferenças significativas quando cultivadas a pleno sol (0%) e sob sombreamentos de 30%, 50% e 70%. Por outro lado, a redução da TCR promovida pelo resíduo de mineração está relacionada à toxicidade do resíduo ocasionada pelos diversos EPTs presentes neste substrato. Resultados sobre a redução da TCR foram descritos por Garcia *et al.*, (2012) ao cultivar *Bactris gasipaes* Kunth. em resíduo de mineração.

A maior RAF observada sob 80% de sombreamento está associada ao mecanismo das plantas tolerantes ao sombreamento produzirem maior AF. Conforme descreve Silva *et al.*, (2006), a RAF é um componente morfofisiológico da dimensão da área útil na absorção de luz e CO₂, e este parâmetro expressa a área foliar útil para a fotossíntese. Assim, essa diferença sugere que *S. terebinthifolia* precisou aumentar o investimento na produção de folhas e AF para compensar a redução da irradiância. No que se refere à redução da RAF nas plantas em resíduo de mineração, isso pode ser explicado pela redução no número de folhas e da AF ocasionada pela excessiva quantidade de poluentes contidos no substrato. Resultados sobre a redução da RAF foram observados em *Bactris gasipaes* cultivadas em resíduo de mineração (Garcia *et al.*, 2012).

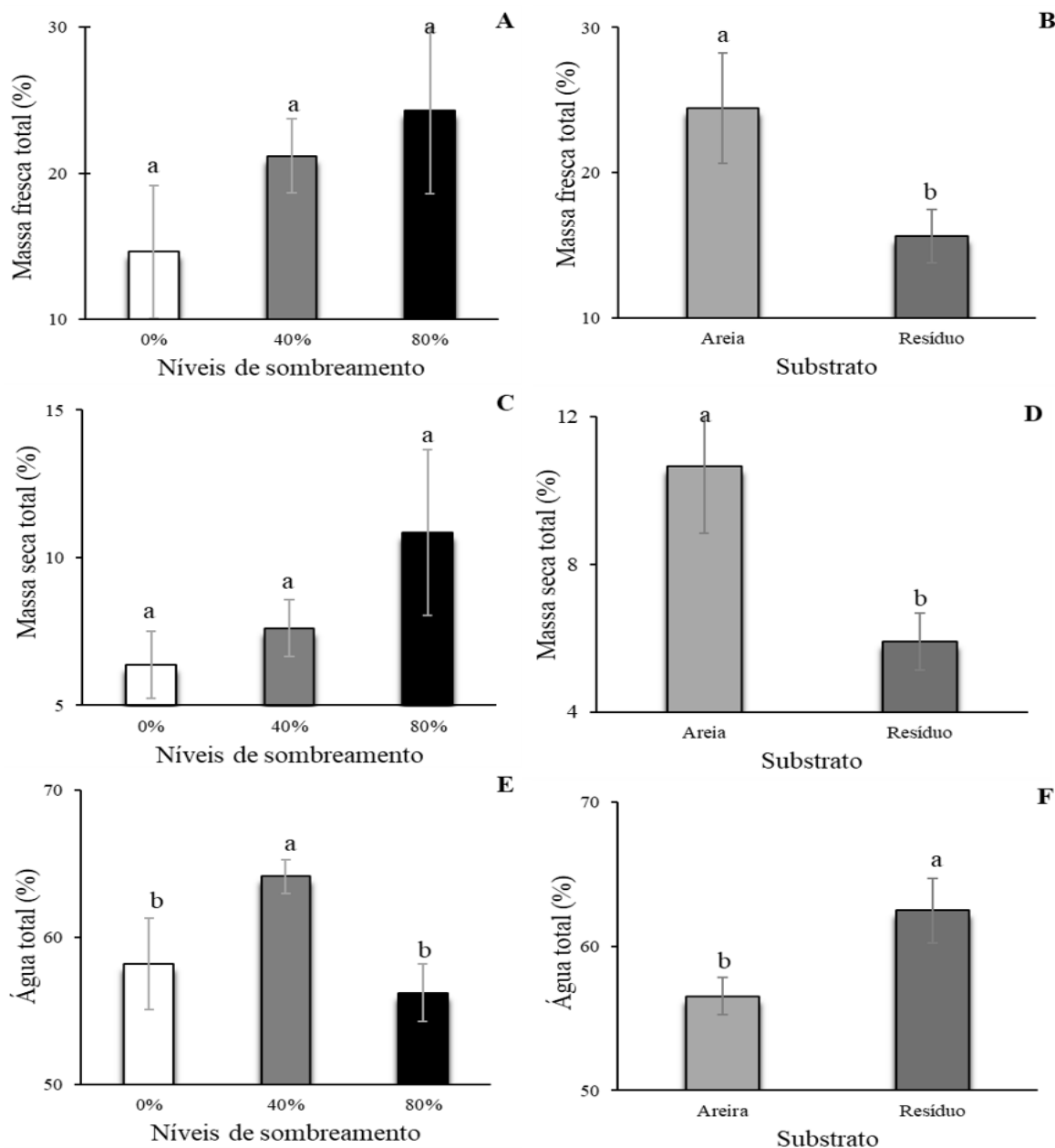
O aumento na TAL sob 80% de sombreamento é importante para destacar que *S. terebinthifolia*, neste tratamento, pode ter fixado mais carbono na etapa bioquímica, ainda que a ETR tenha sido afetada na etapa fotoquímica. Como a TAL representa o balanço entre a biomassa produzida pela fotossíntese e o que é consumido por meio da respiração, as plantas sob 80% de sombreamento também podem ter despendido menor gasto energético para suas atividades metabólicas. Silva (2000) destaca que por mais que a TAL não seja uma medida de taxas de troca de carbono, ela pode ser usada para propósitos comparativos, tal qual a eficiência fotossintética. Já a redução da TAL no resíduo pode ser explicada pela redução de

todos os parâmetros fotoquímicos observados, em decorrência do estresse oxidativo e comprometimento da fotossíntese.

6.2.2 Porcentagens totais de água e massa fresca e seca nas plantas

O sombreamento não promoveu diferenças significativas na massa fresca total (MFT) e na massa seca total (MST) das plantas (Figuras 4A e 4C). Por outro lado, o resíduo de mineração reduziu significativamente tanto a MFT quanto a MST (Figuras 4B e 4D). Ao avaliar o percentual de água total nas plantas ($H_2O\%$), observou-se que o sombreamento de 40% promoveu maior $H_2O\%$, sendo que o sombreamento de 80% e o pleno sol (0%) apresentaram médias semelhantes (Figura 4E). Ainda, observou-se que o resíduo de mineração promoveu maior $H_2O\%$ nas plantas quando comparado com a areia (Figura 4F).

Figura 4 - Porcentagem de água e massa fresca e seca em *S. terebinthifolia*.



A= massa fresca total em níveis de sombreamento; B= massa fresca total em diferentes substratos; C= massa seca total em níveis de sombreamento; D= massa seca total em diferentes substratos; E= porcentagem de água total em níveis de sombreamento; F= porcentagem de água total em diferentes substratos. As barras representam o erro padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si. (Scott-Knott, 5%).

Autor: Lima (2025)

A ausência de variação de MFT em relação aos níveis de sombreamento é um fator importante para destacar que *S. terebinthifolia* não demonstra grande comprometimento do

seu crescimento nos diferentes níveis de radiação. Maiores incrementos de MFT na produção de mudas de *S. terebinthifolia* foi relatado sob condições de 60% de sombreamento (Barbado, 2014). Todavia, apesar da ausência de variação neste trabalho, há uma tendência gradativa no incremento em MFT, já que 80% demonstraram maior MFT, enquanto 40% promoveu valores intermediários. De igual modo, a ausência de diferenças significativas na MST nos diferentes níveis de sombreamento demonstra que a espécie consegue manter a produção de biomassa independentemente do nível de radiação. Os resultados de MST nos tratamentos sombreados corroboram os resultados obtidos por Scalón *et al.*, (2006), em que *S. terebinthifolia* submetida a pleno sol, 50% e 70% de sombreamento produziu valores de MST semelhantes. Por outro lado, a redução na produção de MFT e MST no resíduo é atribuída ao comprometimento dos parâmetros fotoquímicos devido aos poluentes do substrato, em que a fitotoxicidade ocasionada pelos EPTs aos fotossistemas contribuiu para menor formação de tecidos. Os EPTs podem reduzir a produção de biomassa de diversas espécies vegetais, como é o caso de *Hymenaea courbaril* L. submetida à contaminação por Pb (Castro, 2023).

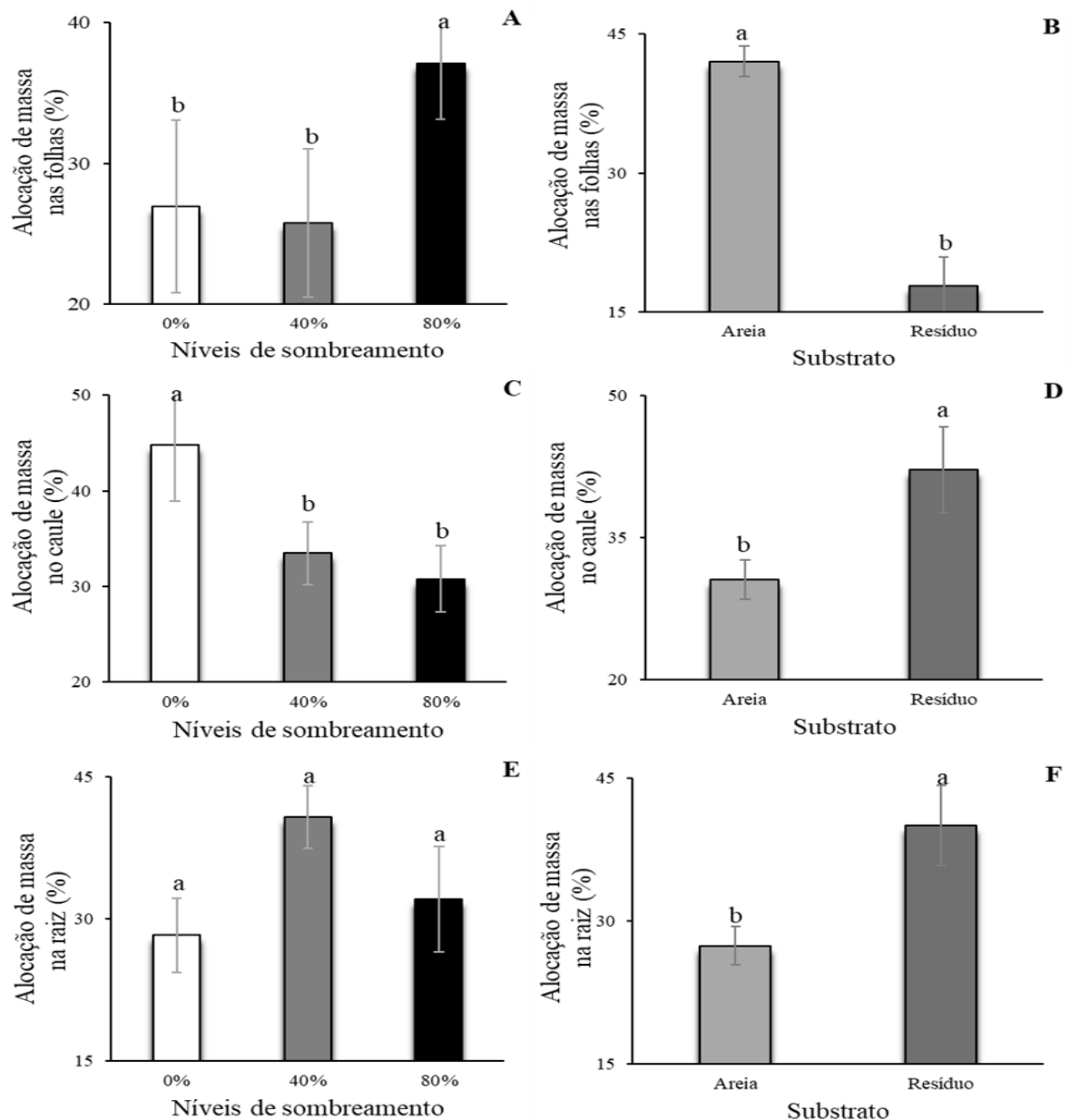
A maior H₂O% sob sombreamento de 40% sugere que sombreamentos brandos podem ser mais favoráveis à *S. terebinthifolia*, uma vez que essa condição promoveu maior retenção de água pelas plantas, e que nenhum parâmetro fotoquímico observado foi afetado, como em 80% de sombreamento. Embora a MFT e a MST tenham sido menores nas plantas do resíduo de mineração, a H₂O% foi maior nas plantas deste substrato. Isso está associado ao fato de o resíduo ter textura argilosa e conseguir reter mais água do que a areia, tendo em vista que a potência matricial desse substrato é maior. Consequentemente, isso pode ter promovido uma maior absorção de água pelas plantas devido a maior quantidade de água disponível neste substrato e, um maior teor de água nos tecidos e órgãos vegetais. Mas embora as plantas tenham absorvido mais água disponível no resíduo, e a alocação de massa nas raízes não ter sido prejudicada (Figura 5E), ao final, a produção de biomassa total foi reduzida pela toxicidade do resíduo.

6.2.3 Alocação de massa nos diferentes órgãos

O sombreamento de 80% promoveu maior alocação de massa para folhas (F%), sendo que o tratamento não sombreado e com 40% de sombreamento apresentaram médias semelhantes (Figura 5A). Por outro lado, o resíduo de mineração promoveu significativa redução na F% (Figura 5B). Os níveis de sombreamento de 40% e 80% promoveram uma

redução na alocação de massa para o caule (C%), com médias semelhantes entre os dois tratamentos (Figura 5C), já o resíduo aumentou significativamente a C%. (Figura 5D). O sombreamento não promoveu diferenças significativas na alocação de massa para raízes (R%) (Figura 5E), enquanto o resíduo de mineração promoveu maior R% (Figura 5F).

Figura 5 - Alocação de massa nos diferentes órgãos de *S. terebinthifolia*.



A= alocação de massa nas folhas em níveis de sombreamento; B= alocação de massa nas folhas em diferentes substratos; C= alocação de massa no caule em níveis de sombreamento; D= alocação de massa no caule em diferentes substratos; E= alocação de massa na raiz em níveis de sombreamento; F= alocação de massa na raiz em diferentes substratos. As barras representam o erro padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si. (Scott-Knott, 5%).

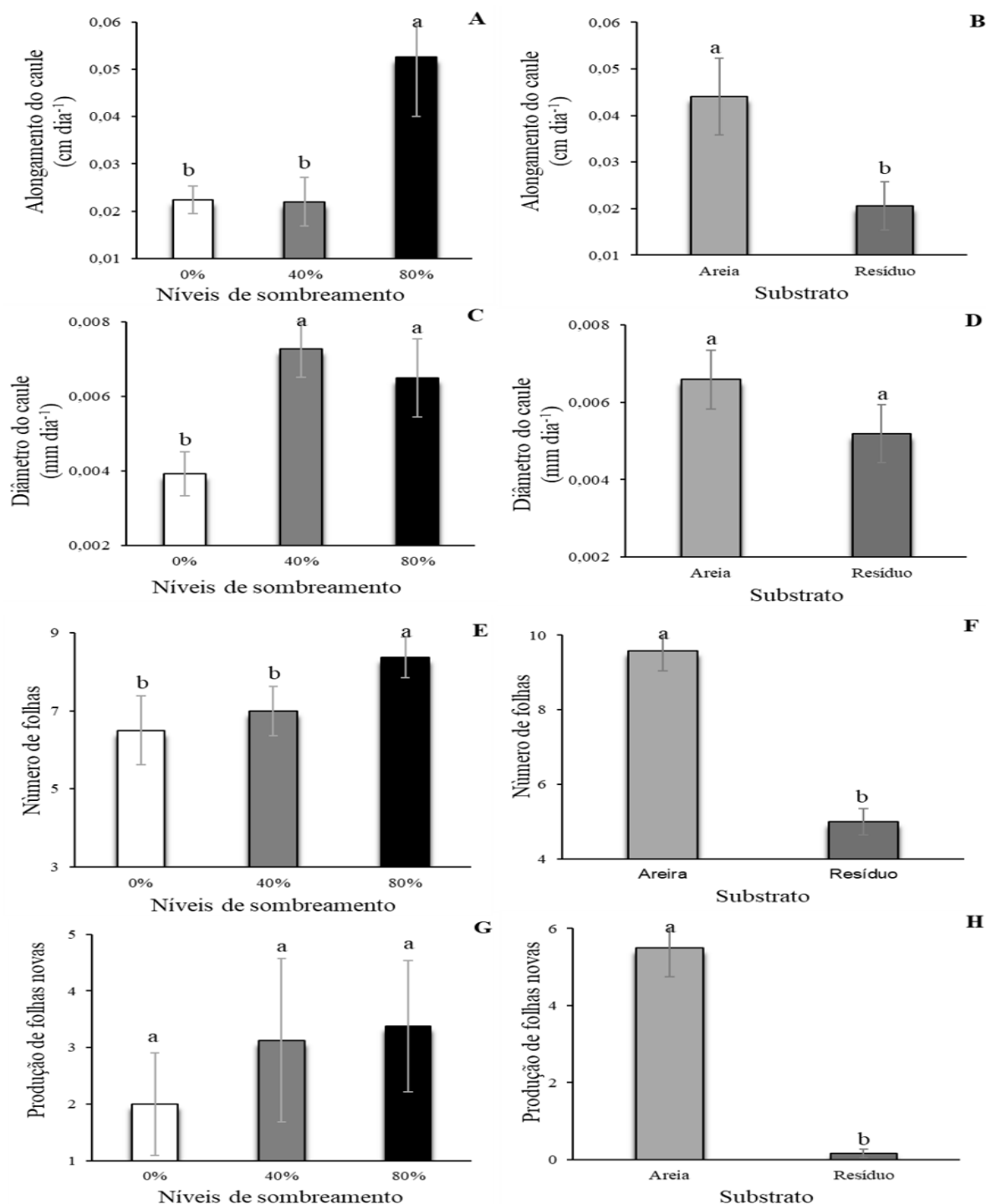
A maior F% em plantas sob 80% de sombreamento apoia os resultados de que as plantas desse tratamento investiram em maior AF e número de folhas (Figura 6E). Isso demonstra que a espécie priorizou a maximização da fotossíntese neste nível de sombreamento. Assim, esse investimento em F% pode ser um mecanismo de *S. terebinthifolia* para compensar a redução da ETR. A capacidade adaptativa *S. terebinthifolia* foi atestada em diferentes condições de irradiância pela ausência de diferenças no investimento de massa nas folhas associado a parâmetros fotossintéticos (Sabbi; Ângelo; Boeger, 2010), estes autores ao avaliarem adaptações morfoanatômicas e fisiológicas, puderam concluir que a espécie pode obter sucesso ao ser implantada tanto a céu aberto como sob cobertura. Por outro lado, a redução na F% das plantas cultivadas em resíduo de mineração está associada à drástica redução no número de folhas, ocasionada pela toxicidade do resíduo (Figura 6F), fazendo com que as plantas desse tratamento investissem mais em C%.

A ausência de diferenças na R% sugere que como a raiz está associada a absorção de água e nutrientes, é mais vantajoso para as plantas manterem alocações neste órgão. Ou seja, o sombreamento muito alto em *S. terebinthifolia* estimulou a F%, em detrimento do caule, mas manteve a biomassa da raiz. Em se tratando dos substratos, as plantas apresentarem maior R% é explicado pelo crescimento das raízes das plantas em direção a possíveis áreas não contaminadas, conforme explica Kechavarzi *et al.*, (2006). O sistema radicular de *S. terebinthifolia* em solo contaminado foi avaliado e se apresentou visivelmente ramificado e denso, quando comparado com as raízes de plantas em solo não contaminado (Oliveira *et al.*, 2008). De forma geral, é possível inferir que, entre níveis de sombreamento e substratos, as plantas mantiveram maiores investimentos em órgãos principais para aquisição de água e fotossíntese (raiz e folhas), em relação ao caule.

6.2.4 Desenvolvimento da parte aérea das plantas

O sombreamento de 80% promoveu o alongamento do caule, sendo que o tratamento não sombreado (0%) e com 40% de sombreamento apresentaram médias semelhantes (Figura 6A). Já o resíduo de mineração promoveu uma redução no alongamento do caule (Figura 6B). Os sombreamentos de 40% e 80% aumentaram o diâmetro do caule (Figura 6C), enquanto o resíduo não promoveu diferenças significativas no diâmetro desse órgão (Figura 6D).

O sombreamento de 80% promoveu o aumento no número de folhas, sendo que o tratamento não sombreado e com 40% de sombreamento apresentaram médias aproximadas (Figura 6E), já o resíduo promoveu uma drástica redução no número de folhas (Figura 6F). O sombreamento não promoveu diferenças significativas na produção de folhas novas (Figura 6G), enquanto o resíduo promoveu uma restrição na produção de folhas novas (Figura 6H).

Figura 6 - Desenvolvimento da parte aérea de *S. terebinthifolia*.

A= alongamento do caule em níveis de sombreamento; B= alongamento do caule em diferentes substratos; C= diâmetro do caule em níveis de sombreamento; D= diâmetro do caule em diferentes substratos; E= número de folhas em níveis de sombreamento; F= número de folhas em diferentes substratos. G= produção de folhas novas em níveis de sombreamento; H= produção de folhas novas em diferentes substratos. As barras representam o erro padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si. (Scott-Knott, 5%).

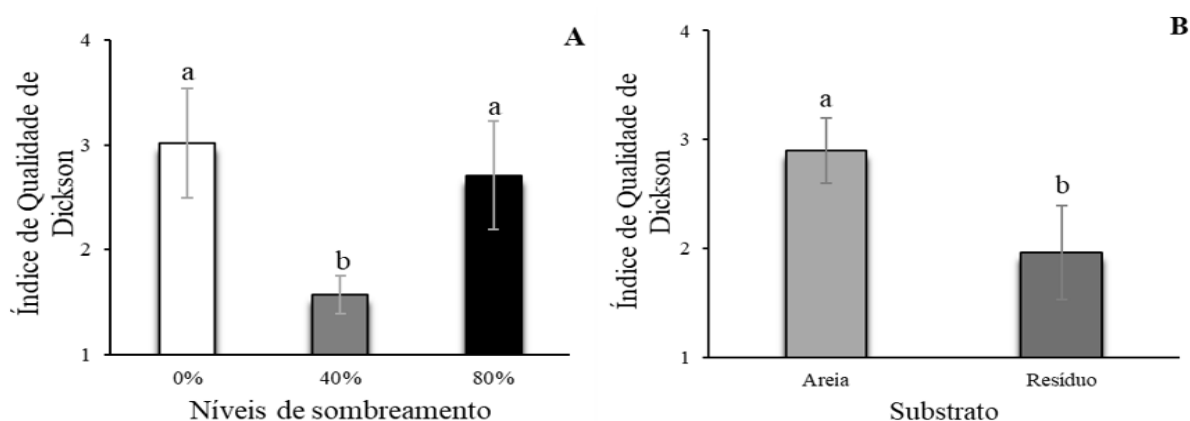
O aumento no alongamento do caule promovido pelo sombreamento de 80% é comum em plantas sombreadas. Geralmente o caule de plantas sob sombreamento entra em fase de alongamento vertical muito rápido para alcançar a luz, muitas vezes caracterizando estiolamento (Sabbi; Ângelo; Boeger, 2010; Ruberti *et al.*, 2012; Lima *et al.*, 2022). Esse alongamento do caule em resposta a necessidade de luz, é sinalizado pelo etileno, hormônio vegetal ligado às respostas a estresses ambientais, neste caso a baixa irradiância. Segatto (2007) destaca que a baixa irradiância pode desencadear uma série de sinais estressantes na fisiologia nas plantas, o que pode levar o aumento na produção de etileno. O fato de o resíduo de mineração reduzir o alongamento e o diâmetro do caule, também está associado a toxicidade dos poluentes do resíduo, pois normalmente plantas sob contaminação por EPTs podem ter o alongamento celular afetado. O Al, por exemplo, foi descrito como um elemento com potencial de reduzir o transporte de auxina nas células, hormônio vegetal ligado à regulação do crescimento (Faria, 2013). Os resultados de redução do alongamento do caule sob EPTs vão de acordo com os de Hester e Mendelssohn (2000), assim como os Oliveira *et al.*, (2008) que descrevem uma redução no alongamento do caule em plantas de *Schinus* em solo contaminado, tal qual o resíduo utilizado neste experimento.

O aumento no número de folhas em 80% de sombreamento também pode ser definido como uma estratégia das plantas em relação a otimização e aproveitamento da radiação. Resultados de Barbado (2014), também destacam maior número de folhas em *S. terebinthifolia* submetidas a 50% de sombreamento. Em contrapartida, a severa redução no número de folhas promovida pelo resíduo de mineração é uma resposta à contaminação pelos poluentes, uma vez que a absorção de EPTs em excesso também pode induzir a síntese de etileno e, conseqüentemente, a abscisão foliar (Gratão, 2007). Diversos autores destacam que diferentes espécies diminuem o seu número de folhas como resposta a intoxicação por EPTs (Singh; Agrawal, 2007; Bharti; Sharma, 2022), resultado também já descrito para *S. terebinthifolia* (Silva *et al.*, 2024). Como a produção de folhas novas não foi afetada pelo sombreamento, isso demonstra que *S. terebinthifolia* pode se adaptar aos diferentes níveis de radiação e retomar a sua produção de órgãos vegetativos importantes para a fotossíntese. Por outro lado, a redução da produção de folha novas no resíduo é uma consequência direta da toxicidade, uma vez que este promoveu a redução das respostas fotoquímicas.

6.2.5 Índice de Qualidade de Dickson

O sombreamento de 40% reduziu o Índice de Qualidade de Dickson (IQD) (Figura 7A), sendo que o tratamento não sombreado (0%) e com 80% de sombreamento apresentaram médias semelhantes. O resíduo de mineração também promoveu uma redução no IQD das plantas (Figura 7B).

Figura 7 - Índice de Qualidade de Dickson de plantas de *S. terebinthifolia*.



A= IQD em níveis de sombreamento; B= IQD em diferentes substratos. As barras representam o erro padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si. (Scott-Knott, 5%).

Autor: Lima (2025)

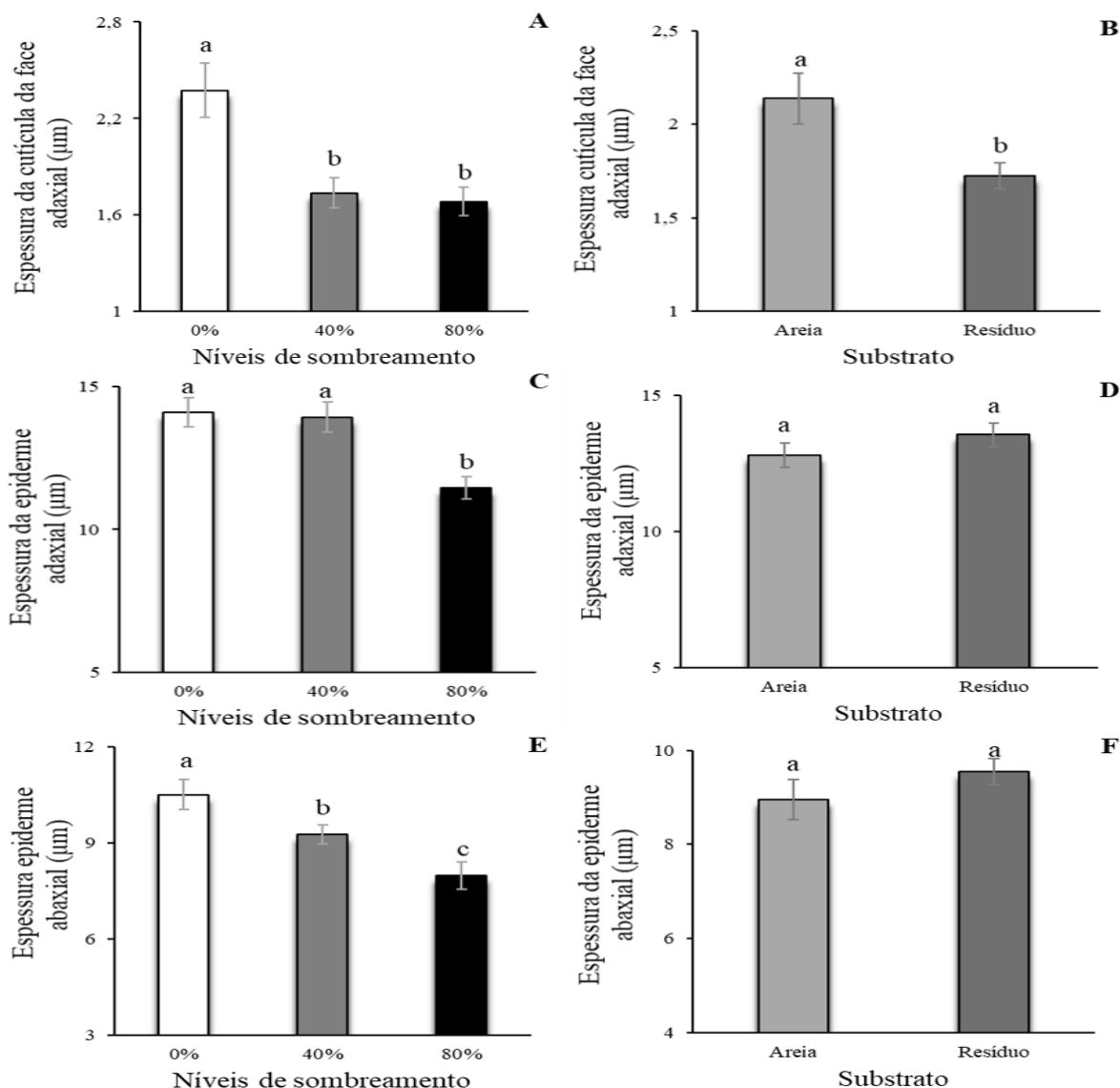
Ainda que tenha havido diferenças significativas entre os sombreamentos, todas as plantas utilizadas neste experimento apresentaram bom IQD, já que o valor ideal para este parâmetro determinar mudas de qualidade deve ser menor que 10 e maior 0,2 (Hunt, 1990; Gomes; Paiva, 2004; Costa; Almeida; Castro, 2020). O Índice de Qualidade de Dickson é considerada uma das mais completas formas de avaliação da qualidade de mudas florestais, tendo em vista que a realização do seu cálculo requer dados biométricos e de biomassa (Abreu *et al.*, 2015; Vieira *et al.*, 2019).

Normalmente, quanto maior o valor de IQD, maior é a qualidade da muda que está sendo avaliada. Silva *et al.*, (2019), ao avaliar o crescimento de mudas de *S. terebinthifolia* em substratos produzidos a partir de lodo de esgoto, puderam observar que o experimento proporcionou mudas de qualidade, já que os valores se mantiveram acima de 0,2, assim como neste experimento mesmo nos diferentes níveis de sombreamento ou cultivadas em resíduo de mineração de ferro. Dessa forma, o IQD observado neste trabalho é uma excelente

característica, visto que demonstrou bons valores mesmo trabalhando com um substrato ainda mais tóxico, diferentemente dos substratos trabalhados por Silva *et al.*, (2019).

6.3 Anatomia foliar

Os sombreamentos de 40% e 80% reduziram a espessura da cutícula da face adaxial (Figura 8A). De igual modo, o resíduo de mineração também reduziu a espessura da cutícula da face adaxial (Figura 8B). O sombreamento de 80% reduziu a espessura da epiderme adaxial, sendo que os tratamentos 0% (pleno sol) e com 40% de sombreamento apresentaram médias aproximadas (Figura 8C), enquanto não foram observadas diferenças significativas para a espessura da epiderme adaxial quando comparados os substratos (Figura 8D). Os sombreamentos de 40% e 80% reduziram a espessura da epiderme abaxial (Figura 8E) e, ao comparar os substratos, não houve diferenças significativas na espessura da epiderme abaxial (Figura 8F).

Figura 8 - Anatomia foliar de *S. terebinthifolia*

A= espessura da cutícula em níveis de sombreamento; B= espessura da cutícula em diferentes substratos; C= espessura da epiderme adaxial em níveis de sombreamento; D= espessura da epiderme adaxial em diferentes substratos; E= espessura da epiderme abaxial em níveis de sombreamento; F= espessura da epiderme abaxial em diferentes substratos. As barras representam o erro padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si. (Scott-Knott, 5%).

Autor: Lima (2025)

A redução na espessura da cutícula observada nos sombreamentos é uma característica comum em plantas tolerantes à sombra. A redução dessa camada lipídica ocorre para permitir maior passagem de luz nessa barreira inicial das folhas. Normalmente, cutículas mais espessas estão associadas ao mecanismo das plantas para reduzir a transpiração. A redução da cutícula em *S. terebinthifolia* nos sombreamentos é eficiente, tendo em vista a maior H₂O% observada

em 40% de sombreamento, além do 80% de sombreamento ter apresentado H₂O% tal qual o 0% (pleno sol) ambos sem sinais de desidratação nas plantas. As cutículas são camadas lipídicas compostas principalmente por cutina e ceras epicuticulares, e desempenham um papel fundamental na redução da perda de água (Yeats; Rose, 2013; Ingram; Nawrath, 2017).

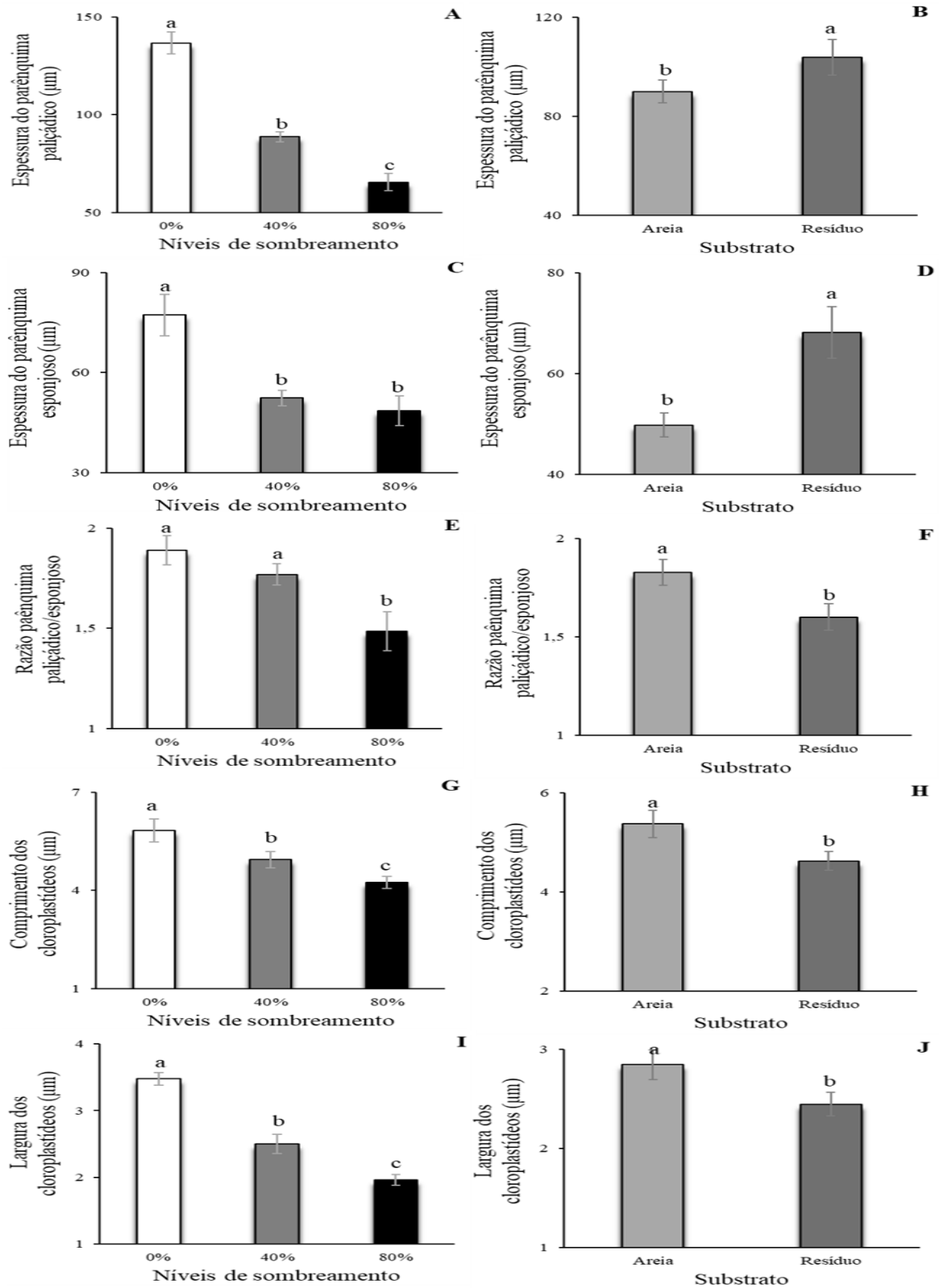
A redução da espessura epidérmica tanto da face adaxial quanto abaxial relacionada ao maior sombreamento é outro fator também inerente às plantas tolerantes às baixas irradiâncias. Como a epiderme atua como barreira contra o excesso de luz e a desidratação, para *S. terebinthifolia* em 40 e 80% de sombreamento não houve necessidade de maiores investimentos na espessura desse tecido. Dias-Pereira *et al.*, (2024), descrevem que *S. terebinthifolia* modifica a anatomia de suas folhas para melhorar a eficiência no uso da luz e compensar a baixa radiação, características também já observadas e relatadas sobre diferentes espécies em uma vasta literatura (Pinto *et al.*, 2007; Sabbi; Ângelo; Boeger, 2010; Song Jie *et al.*, 2017; DÖRKEN; LEPETIT, 2018). O fato de o resíduo de mineração não promover modificações das epidermes adaxial e abaxial, sugere que estes tecidos não sofreram toxicidade pelos EPTs presentes neste substrato, conforme descrito para a espécie em outros estudos (Scarpa *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2024). Pereira *et al.*, (2013), descrevem que sob contaminação por Pb, a espessura da epiderme adaxial e abaxial de *S. molle* diminuíram de acordo com o aumento a concentração deste elemento, sem danos fitotóxicos severos para a espécie.

Os sombreamentos de 40% e 80% promoveram uma redução na espessura do parênquima paliçádico e do parênquima esponjoso, sendo que plantas em 80% de sombreamento, demonstraram uma redução de 52% na espessura do parênquima paliçádico em relação as plantas não sombreadas (0%) (Figuras 9A, 9C e 10). Por outro lado, o resíduo promoveu um aumento de cerca de 27% na espessura tanto do parênquima paliçádico quanto do parênquima esponjoso (Figura 9B, 9D e 10), em relação as plantas cultivadas em areia. Apenas o sombreamento de 80% reduziu a razão entre o parênquima paliçádico/esponjoso (Figura 9E), assim como o resíduo de mineração também promoveu uma redução nessa variável. (Figura 9F).

Os sombreamentos de 40% e 80% promoveram uma redução no comprimento e na largura dos cloroplastídeos (Figura 9G e 9I). De forma semelhante, o resíduo de mineração

também promoveu uma diminuição tanto no comprimento quanto na largura dessas organelas (Figura 9H e 9J).

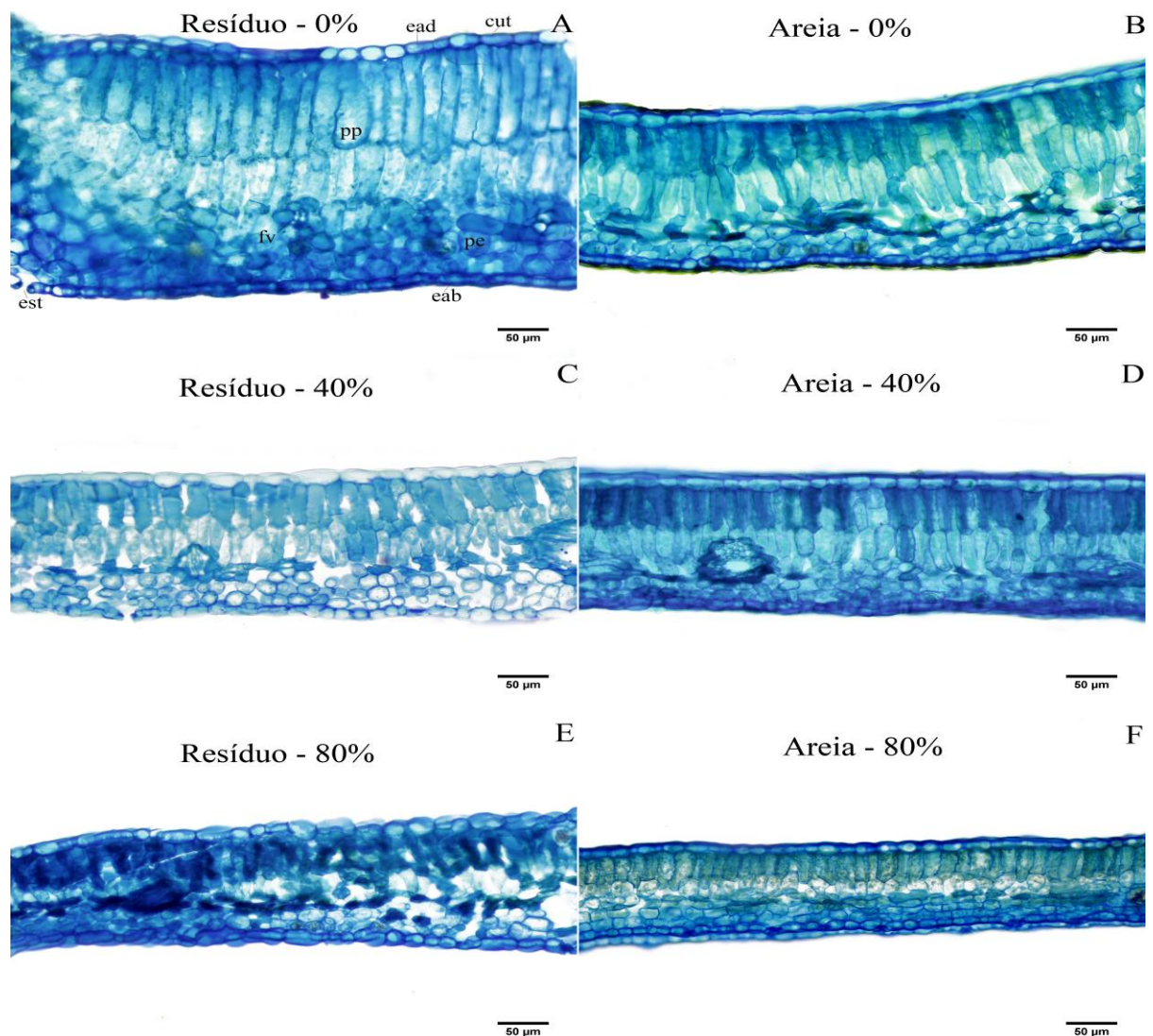
Figura 9 - Anatomia foliar de *S. terebinthifolia*.



A= espessura do parênquima paliçádico em níveis de sombreamento; B= espessura do parênquima paliçádico em diferentes substratos; C= espessura do parênquima esponjoso em níveis de sombreamento; D= espessura do parênquima esponjoso em diferentes substratos; E= razão parênquima paliçádico/esponjoso em níveis de sombreamento; F= razão parênquima paliçádico/esponjoso em diferentes substratos; G= comprimento dos cloroplastídeos em níveis de sombreamento; H= comprimento dos cloroplastídeos em diferentes substratos. I= largura dos cloroplastídeos em níveis de sombreamento; J= largura dos cloroplastídeos em diferentes substratos. As barras representam o erro padrão. As barras representam o erro padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si. (Scott-Knott, 5%).

Autor: Lima (2025)

Figura 10 - Anatomia foliar de *S. terebinthifolia* cultivada em diferentes níveis de sombreamento e em diferentes substratos.



A e B=0%; C e D=40%; E e F=80%. E em diferentes substratos: A, C e E = resíduo de mineração; B, D e F = areia. cut = cutícula; ead = epiderme adaxial; eab = epiderme abaxial; pp = parênquima paliçádico; pe = parênquima esponjoso; fv=feixe vascular; est= estômato.

Autor: Lima (2025)

Apesar dos sombreamentos aplicados terem reduzido a espessura das folhas (Figura 10), isso não prejudicou a produção de clorofila, visto que o maior índice Spad foi observado no 80%. Como a produção de clorofila é um processo bioquímico, é possível que, apesar da redução da espessura dos parênquimas paliçádico e esponjoso, enzimas precursoras da síntese de clorofilas não tenham sido afetadas. Consequentemente, a maioria parâmetros fotoquímicos foram positivos, já que a ϕPSII e a F_v/F_m não foram afetadas, contribuindo para que as plantas sobrevivessem numa grande amplitude de variação de intensidades de sombreamento. A redução da espessura dos parênquimas paliçádico e esponjoso observada nos sombreamentos é comum em plantas submetidas a baixas irradiâncias. A redução desses tecidos é descrita como um mecanismo da planta para melhorar aproveitamento da luz em condições ambientais de baixa irradiância e melhorar a fixação de carbono (Yano; Terashima, 2001; Kwon; Woo, 2016; Fransiska; Daningsih; Nurdini, 2023; Carneiro, 2024).

Em se tratando do resíduo, diferentemente dos trabalhos de Scarpa *et al.*, (2022) e Silva *et al.*, (2024), este substrato não apresentou efeito negativo no parênquima paliçádico, tampouco no parênquima esponjoso. Porém, além do resíduo apresentar concentrações de EPTs variáveis, possivelmente os poluentes não foram, em sua maioria, translocados para as folhas, não as afetando severamente. Ribeiro *et al.*, (2019), descreveram que em *S. molle*, a alocação de Pb é feita majoritariamente nas raízes. Resultados semelhantes também foram descritos para a alocação de Cd nas raízes da mesma espécie (Pereira *et al.*, 2016).

A menor razão entre parênquima paliçádico/esponjoso observada no sombreamento de 80% pode ser um fator importante que contribui para explicar a deficiência na ETR desse tratamento, haja vista a maior funcionalidade do parênquima paliçádico. Taiz *et al.*, (2017), descrevem que a razão entre esses dois tecidos quando < 1 é mais vantajosa em ambientes com baixa irradiância, valor não observado neste estudo, já que o maior sombreamento promoveu razão superior a 1. Ainda assim, notadamente, como não houve prejuízo na produção de clorofila, na ϕPSII , na F_v/F_m na produção de folhas novas, na alocação de massa nas folhas e na TAL, é possível inferir que *S. terebinthifolia* modifica diversos parâmetros morfofisiológicos como mecanismo de sobrevivência em ambientes com baixa irradiância, assim como os observados por Dias-Pereira *et al.*, (2024). Adicionalmente, destaca-se que não foi observada necrose nas folhas, tampouco deformação nos tecidos ou problemas graves na

estrutura das folhas, isso ilustra a aclimatização da planta às diferentes condições de sombreamento.

Apesar de observada menor razão parênquima paliádico/esponjoso em plantas cultivadas em resíduo, estes tecidos não sofreram danos restritivos ao seu funcionamento. Como a AFE demonstrou que os tecidos foliares tiveram distribuições semelhantes entre os substratos, sugere-se que a menor ϕ PSII e a ETR observadas nas plantas de resíduo, não sejam suficientes para desclassificar a espécie como eficiente em programas de recuperação de áreas contaminadas pela mineração.

A diminuição no comprimento e largura dos cloroplastídeos promovida pelo sombreamento, possivelmente é uma forma da planta de aumentar a quantidade dessa organela no parênquima clorofiliano, uma vez que com a redução do tamanho dos cloroplastídeos é possível aumentar a sua quantidade dentro da célula. Consequentemente, isso também pode melhorar a redistribuição dessas organelas ao longo do parênquima clorofiliano, o que os leva a se alinharem perpendicularmente à luz incidente como alternativa para maximizar a absorção de luz (Taiz *et al.*, 2017). Ainda que os sombreamentos tenham reduzido o tamanho dos cloroplastídeos, cabe ressaltar que as repostas fotoquímicas não foram afetadas sob 40% de sombreamento, enquanto que sob 80% de sombreamento apenas a ETR foi reduzida. O fato de a toxicidade do resíduo de mineração também ter diminuído o comprimento e a largura dos cloroplastídeos, pode ter ocasionado a redução nos parâmetros fotoquímicos observados quando comparados os substratos. Silva *et al.*, (2024) descreveram uma redução de parâmetros fotossintéticos associados à diminuição do tamanho dos cloroplastídeos em mudas de *S. terebinthifolia* cultivadas em resíduo de mineração de ferro, ainda assim, ao avaliar diversas características morfofisiológicas os autores relatam que, possivelmente, não haveria efeitos prejudiciais na introdução da planta em reflorestamentos.

7 CONCLUSÕES

S. terebinthifolia demonstra que consegue de aclimatizar e apresentar boas respostas ecofisiológicas para sobreviver e se desenvolver em até 80% de sombreamento. A espécie aumenta o seu teor de clorofila, ainda que diminua a espessura dos parênquimas paliádico e esponjoso quando submetida a sombreamentos de até 80%, o que possibilita melhor aproveitamento da irradiância que chega na folha. Em 80% de sombreamento *S. terebinthifolia* reduz a taxa de transferência de elétrons, causando um déficit para a fase

bioquímica da fotossíntese. Ainda assim a espécie manteve bom desempenho de crescimento e alocação de massa nos diferentes órgãos.

S. terebinthifolia sobrevive no resíduo de mineração e demonstra bom crescimento e desenvolvimento, mas apresenta significativa redução do número de folhas e, conseqüentemente, nos parâmetros fotoquímicos. Todavia, apesar da toxicidade do resíduo, não houve mortalidade, as plantas preservaram a sua anatomia foliar e não sofrem deformações ou necrose dos tecidos. Sendo assim, a espécie pode ser indicada para a revegetação de áreas degradadas pela mineração de ferro. Os resultados são promissores, mas ainda é importante o desenvolvimento de trabalhos que concentrem experimentos que testem a espécie em condições de campo sob sombreamento associado à exposição prolongada aos resíduos de mineração de ferro.

REFERÊNCIAS

- ABREU, A. H. M. A. *et al.* Produção de mudas e crescimento inicial em campo de *Enterolobium contortisiliquum* produzidas em diferentes recipientes. **Floresta**, v. 45, n. 1, p. 141-150, 2015.
- ALEM, S. Seed bury vs broadcast in direct seeding: their effects on the germination of different woody plant species, in a degraded semi-arid area, Southern Ethiopia. **Journal of Degraded and Mining Lands Management**, v. 7, n. 2, p. 2041, 2020.
- ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, v. 29, p. 47-54, 2005.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Encarte especial sobre a Bacia do Rio Doce. Brasília, 2017. <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/sala-de-situacao/riodoce/documentosrelacionados/encarte-qualidade-da-gua-do-rio-doce-dois-anos-apos-rompimento-debarragem-de-fundao-1.pdf>. Acesso em 13 de junho 2022).
- ARAMBARRI, A. N. *et al.* Leaf anatomy of medicinal shrubs and trees from gallery forests of the paranaense province (Argentina): part 1. **Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica**, Córdoba, v. 41, n. 3/4, p. 233-268, 2006.
- ASHRAFZADEH, S.; LEUNG, D. M. In vitro breeding of heavy metal-resistant plants: A review. **Horticulture, Environment, and Biotechnology**, 56(2), 131-136. 2015.
- AZEVEDO, C. F.; QUIRINO, Z. G. M.; BRUNO, R. L. A. Estudo farmacobotânico de partes aéreas vegetativas de aroeira-vermelha (*Schinus terebinthifolius* Raddi, Anacardiaceae). **Revista brasileira de plantas medicinais**, v. 17, p. 26-35, 2015.
- BALAURE, P. C.; GUDOVAN, D.; GUDOVAN, L. A. Nanotechnology depollution of heavy metals present in potable water. **Water Purification**, v. p. 551-5586, 2017.
- BARBADO, N. **Produção de mudas de *Schinus terebinthifolius* RADDI provenientes de sementes coletadas em diferentes locais e submetidas a níveis de luminosidade**. 2014. Tese. (Doutorado em Agronomia) – Universidade do Oeste Paulista, São Paulo, 2014.
- BARBOSA, L.M. *et al.* Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. **São Paulo: Instituto de Botânica**, p. 7-344, 2017.
- BARBOSA, L. M. Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: matas ciliares do interior paulista. **São Paulo: Instituto de Botânica**, v. 129, 2006.
- BARONI, G. R. *et al.* Cadmium Tolerance During Seed Germination and Seedling Growth of *Schinus molle* (Anacardiaceae). **Floram**, v. 27, p. e20170502, 2020.
- BATTOGTOKH, B.; LEE, J. M.; WOO, N. Contamination of water and soil by the Erdenet copper–molybdenum mine in Mongolia. **Environmental earth sciences**, v. 71, n. 8, p. 3363-3374, 2014.

BENDAOUD, H. *et al.* Chemical composition and anticancer and antioxidant activities of *Schinus molle* L. and *Schinus terebinthifolius* Raddi berries essential oils. **Journal of Food Science**, v. 75, n. 6, p. 466-472, 2010.

BHARTI, K.R.; SHARMA, R. Effect of heavy metals: An overview. **Materials Today: Proceedings**, v. 51, p. 880-885, 2022.

BIBI, M. *et al.* Essential and non-essential heavy metals sources and impacts on human health and plants. **Pure and Applied Biology (PAB)**, v. 12, n. 2, p. 835-847, 2023.

BORELLA, J.; MARTINAZZO, E.G.; AUMONDE, T.Z. Atividade alelopática de extratos de folhas de *Schinus molle* L. sobre a germinação e o crescimento inicial do rabanete. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 9, n. 3, p. 398, 2011.

BUCHMANN, N. Plant ecophysiology and forest response to global change. **Tree Physiology**, v. 22, n. 15-16, p. 1177-1184, 2002.

CAETANO, A. L. *et al.* Growth, anatomy, and gas exchange of *Cenostigma pluviosum* cultivated under reduced water levels in iron mining tailings. **Journal of Soils and Sediments**, 1-11. 2021.

CALZAVARA, A.K. *et al.* Morphoanatomy and ecophysiology of tree seedlings in semideciduous forest during high-light acclimation in nursery. **Photosynthetica**, v. 53, p. 597-608, 2015.

CAMPOS, M. A. A.; UCHIDA, T. Influência do sombreamento no crescimento de mudas de três espécies amazônicas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 3, p. 281-288, mar. 2002.

CARMO, F. F. *et al.* Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 145–151, 2017.

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: **Embrapa Florestas**, v. 1, p. 169-175. 2003

CARVALHO, P. E. R. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Brasília: **Embrapa-SPI**, 640p. 1994.

CASTRO, A. C. J. **Toxicidade comparada de metais pesados sobre características fisiológicas de sementes e plantas jovens de *Hymenaea courbaril* L.** 2023. Tese. (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2023.

CASTRO, E.M.; PEREIRA, F.J.; PAIVA, R. **Histologia vegetal: estrutura e função de órgãos vegetativos**. Editora: UFLA, v. 9, n. 4, Lavras, 2009.

CHEN, G. *et al.* Health risk assessment of potentially harmful elements in subsidence water bodies using a Monte Carlo approach: An example from the Huainan coal mining area, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 171, p. 737-745, 2019.

CHIAMOLERA, L. B. **Comportamento de espécies arbóreas nativas implantadas em áreas com diferentes graus de sucessão no reservatório**. 2008. Tese. (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Iraí-PR, 2008.

COELHO, G. C. **Restauração florestal em pequenas propriedades: desafios e oportunidades**. Gestão ambiental nos municípios: instrumentos e experiências na administração pública. Santo Ângelo: FURI, p. 195-215, 2010.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Diário Oficial da União, 249:81–84. 2009. Acesso em 14 de outubro de 2024. <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2017/09/resolucao-conama-420-2009-gerenciamento-de-acrs.pdf>

CORRÊA, R. S. **Recuperação de áreas degradadas pela Mineração no Cerrado: manual para revegetação**. Brasília, DF, 173 p. 2007.

COSTA, C. C.; ALMEIDA, L.E.; CASTRO, V. R. Evaluation of the morphological parameters of native species of the Atlantic Forest in biodegradable tubes. **Revista Ambientale**, v. 12, n. 4, p. 44-54, 2020.

COSTA, K.C.P. **Ecophysiology and growth of *Bertholletia excelsa* Bonpl. in response to thinning, liming and phosphorus addition**. 2019. Tese. (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2019.

DE MORAES, L. F. D. *et al.* Manual técnico para a restauração de áreas degradadas no Estado do Rio de Janeiro. **Embrapa Agrobiologia-Livro técnico**. 2013.

DIAS-PEREIRA, J. *et al.* Foliar plasticity in *Schinus terebinthifolia* (Anacardiaceae), a tropical/subtropical species commonly used in revegetation programmes. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 36, n. 1, p. 68-79, 2024.

DICKSON, A.; LEAF, A. L.; HOSNER, J. F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. **Forest Chronicle**, v. 36, n. 1, p. 10-13, 1960.

DINÇ, E. *et al.* The chl a fluorescence intensity is remarkably insensitive to changes in the chlorophyll content of the leaf as long as the chl a/b ratio remains unaffected. **Biochim. Biophys. Acta** 1817,770–779. 2012.

DÖRKEN, V. M.; LEPETIT, B. Morpho-anatomical and physiological differences between sun and shade leaves in *Abies alba* Mill. (Pinaceae, Coniferales): a combined approach. **Plant, cell & environment**, v. 41, n. 7, p. 1683-1697, 2018.

EDRAKI, M. *et al.* Designing mine tailings for better environmental, social and economic outcomes: a review of alternative approaches. **Journal of Cleaner Production**, v. 84, p. 411-420, 2014.

EDSON-CHAVES, B.; SANTOS-SILVA, L. N. N.; CORTEZ, P. A. Atuação e potencialidades da Anatomia Vegetal. **Laboratório de Fisiologia Vegetal**, p. 153. 2021.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. 1 ed. Botucatu: FEPAF, 340 p. 2003.

ETZEL, R. A.; LANDRIGAN, P. J. Children's exquisite vulnerability to environmental exposures. **Textbook of children's environmental health**. New York: Oxford University Press, pp. 18-27. 2014.

FENNER, R. *et al.* Plantas utilizadas na medicina popular brasileira com potencial atividade antifúngica. **Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas**, 42, 369-394. 2006.

FARIA, R. Efeito do óxido nítrico no fluxo de auxina e no estresse oxidativo em raízes de *Triticum aestivum* em resposta ao alumínio. 2013. Dissertação. (Mestrado em Botânica) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

FRANSISKA, N.; DANINGSIH, E.; NURDINI, A. Thickness of Leaf Anatomical Tissue of Dicot Ornamental Plants at Different Light Intensities. **International Journal of Scientific Research and Management**. 2023.

FERRETTI, A.R. Fundamentos ecológicos para o planejamento da restauração florestal. A restauração da mata atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural. **Embrapa Florestas**, p. 21-26, 2002.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FILHO, A. C. P. M. *Schinus molle* e *schinus terebinthifolius*: revisão sistemática da classificação, e aspectos químicos, fitoquímicos, biológicos e farmacobotânicos. **Brazilian Journal of Natural Sciences**. v. 3, n.3, 2020.

GARCIA, V.A. *et al.* Crescimento de mudas de pupunheira (*Bactris gasipaes* kunth) utilizando resíduo de mineração de areia como componente de substratos. **Ciência Florestal**, v. 22, p. 445-455, 2012.

GILBERT, B.; FAVORETO R. *Schinus terebinthifolius* Raddi. **Revista Fitos**, v. 6, n. 1, p. 43-56, 2011.

GOMES, J.M; PAIVA, H.N. Viveiros florestais: propagação sexuada. **Viçosa: UFV**, v. 3, 2004.

GRATÃO, P.L.; AZEVEDO, R.A. **Efeito dos metais pesados em plantas e perspectivas da fitorremediação**. Seminário em Genética e Melhoramento de Plantas. Universidade de São Paulo, Esalq/USP, 2007.

GUARINO, E. S. G. *et al.* Guia para identificação de mudas de espécies arbóreas indicadas para restauração florestal no Rio Grande do Sul. 2023. **Embrapa**. Brasília, DF, 2023

GUERRA M. B. B. *et al.* Post-catastrophe analysis of the Fundão tailings dam failure in the Doce river system, southeast Brazil: potentially toxic elements in affected soils. **Water Air**. 2017.

GUO, Z. *et al.* Effects of heavy metals on stomata in plants: A review. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 24, n. 11, p. 9302, 2023.

GRIS, D.; TEMPONI, L. G.; MARCON, T. R. Native species indicated for degraded area recovery in Western Paraná, Brazil. **Revista Árvore**, v. 36, p. 113-125, 2012.

GRIMALT, J. O.; FERRER, M.; MACPHERSON, E. The mine tailing accident in Aznalcollar. **Science of the Total Environment**, v. 242, n. 1-3, p. 3-11, 1999.

HAO, H. *et al.* Probabilistic health risk assessment for residents exposed to potentially toxic elements near typical mining areas in China. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-19, 2022.

HESTER, M. W.; MENDELSSOHN, I. A. Long-term of a Louisiana brackish marsh plant community from oil – spill impact: vegetation response and mitigating effects of marsh surface elevation. **Marine Environmental Research, Barking**, v. 49, p. 233-254, 2000.

HE, Z. *et al.* **Heavy metal contamination of soils: sources, indicators and assessment**. 2015.

HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. The water-culture method for growing plants without soil. **California Agricultural Experiment Station Circular**, v. 347, p. 1-39, 1950.

HUDSON-EDWARDS, K. Tackling mine wastes. **Science**, v. 352, n. 6283, p. 288-290, 2016.

HUNT, G. A. Effect of styroblock design and cooper treatment on morphology of conifer seedlings. in: Target seedling Symposium, meeting of the western forest nursery associations, general technical report rm-200, **Roseburg. Proceedings**. Fort Collins: United States Departament of Agriculture, Forest Service, 1990.

HUNT, R. *et al.* A modern tool for classical plant growth analysis. **Annals of Botany**. 485-488. 2002.

IBARRA-GARCÍA, A. R. *et al.* Phytoextraction of metals by native plants from mining wastes in Zacatecas, Mexico. **International Symposium on New Technologies for Environment Control**. Energy-Saving and Crop Production in Greenhouse and Plant. 409-416. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Laudo técnico preliminar: Impactos Ambientais da Ruptura da Barragem do Fundão, em Mariana, Minas Gerais.

https://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_Ibama.pdf (Acessado em 14 de maio 2022).

INÁCIO, A. F. **Metalotioneína e metais em *Geophagus brasiliensis* - Acará.** 2006. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Escola Nacional da Fundação Osvaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2006.

INGRAM, G.; NAWRATH, C. The roles of the cuticle in plant development: organ adhesions and beyond. **Journal of experimental botany**, v. 68, n. 19, p. 5307-5321, 2017.

JADIA, C. D.; FULEKAR, M. H. Phytoremediation of heavy metals: recent techniques. **African journal of biotechnology**, 2009.

JERIBI, C. *et al.* Comparative study of bioactive compounds and antioxidant activity of *Schinus terebinthifolius* Raddi fruits and leaves essential oils. **International Journal of Science and Research**, v. 3, n. 12, p. 453-458, 2014.

JEEVANANTHAM, S. *et al.* Removal of toxic pollutants from water environment by phytoremediation: A survey on application and future prospects. **Environmental Technology & Innovation**, v.13, p. 264-276, 2019.

JOHANSEN, D. A. Plant microtechnique. 2. ed. **New York: Mc-Graw-Hill.** 523p. 1940.

JUCKER, T.; BOURIAUD, O.; COOMES, D. A. Crown plasticity enables trees to optimize canopy packing in mixed-species forests. **Functional Ecology**, v. 29, n. 8, p. 1078-1086, 2015.

KECHAVARZI, C. *et al.* Root establishment of perennial ryegrass (*L. perenne*) in diesel contaminated subsurface soil layers. **Environmental Pollution**, 20: 1-7. 2006.

KHAN, M. N. *et al.* Assessment of heavy metal toxicants in the roadside soil along the N-5, National Highway, Pakistan. **Environmental monitoring and assessment**, 182(1), 587-595. 2011.

KLICH, M. G. Leaf Variations in *Elaeagnus angustifolia* related to environmental heterogeneity. **Environmental and Experimental Botany**, v. 44, p. 171-183. 2000.

KRAUS, J. E.; ARDUIM, M. Manual básico de métodos em morfologia vegetal. **Seropédica: EDUR.** 221 p. 22. 1997.

KRÄMER, U. Metal hyperaccumulation in plants. **Annual Review of Plant Biology**, v. 61, p. 517-534, 2010.

KOSSOFF, D. *et al.* Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. **Applied Geochemistry**, v. 51, p. 229-245, 2014.

KWON, M. Y.; WOO, S. Y. Plants' responses to drought and shade environments. **African Journal of Biotechnology**, v. 15, n. 2, p. 29-31, 2016

LAM, E. J. *et al.* Evaluation of the phytoremediation potential of native plants growing on a copper mine tailing in northern Chile. **Journal of Geochemical Exploration**, 182, 210-217. 2017.

LEMOS, R. P. M. *et al.* Ecological niche modeling of *Schinus molle* reveals the risk of invasive species expansion into biodiversity hotspots. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 91, 2019.

LEWIS, A. B. Gold Metal Waters: The Animas River and the Gold King Mine Spill. **Electronic Green Journal**, n. 46, p. 1-2, 2022.

LIENARD, J.; FLORESCU, I.; STRIGUL, N. Nikolay. An appraisal of the classic forest succession paradigm with the shade tolerance index. **PLoS One**, v. 10, n. 2, p. e0117138, 2015.

LIMA, D. A. S. *et al.* Crescimento de *Bertholletia excelsa* Bonpl. sobre área alterada em Marabá e Canaã dos carajás, PA. **Revista Sumaúma**. 12 ed. 2022.

LIMA, M. R. F. *et al.* Anti-bacterial activity of some Brazilian medicinal plants. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 105, p. 137-147, 2006.

LIU, W. *et al.* Wanting *et al.* *Carex parva* and *Carex scabrirostris* adopt diverse response strategies to adapt to low-light conditions. **Frontiers in Plant Science**, v. 15, p. 1432539, 2024.

LIU, H. *et al.* Influence and interaction of iron and cadmium on photosynthesis and antioxidative enzymes in two rice cultivars. **Chemosphere**. 171:240–247. 2017.

LONGO, M. H. C.; RODRIGUES, R. R. Análise de serviços ecossistêmicos na Avaliação de Impacto Ambiental: proposta e aplicação em um empreendimento minerário. **Desenvolvimento e Meio ambiente**, v. 43, p. 103-125, 2017.

LORENZI, H; MATOS, F. J. A. Plantas medicinais no Brasil: nativas e exóticas. 2 ed. Nova Odesa, SP: **Instituto Plantarum**, 2008.

LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil, vol.1 8º ed. Nova Odessa: **Instituto Plantarum**, 2020.

LUDWIG, L. *et al.* Caracterização física de substratos formulados a partir de casca de pinus e terra vermelha. Materiais Regionais como substrato. **Embrapa Agroindústria Tropical**, 2008.

MACIEL, M. N. M. *et al.* Efeito da radiação solar na dinâmica de uma floresta. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 4, n. 1, p. 101-114, 2002.

MATHUR, S. *et al.* Analysis of elevated temperature-induced inhibition of photosystem II using chlorophyll a fluorescence induction kinetics in wheat leaves (*Triticum aestivum*). **Plant Biology** v,13, p.1-6, 2011.

MAXWELL, C. D. Microbial ecology of Sudbury Soils. Environmental restoration of the industrial city. **Springer-Verlag, Berlin. McLaren, DJ, and BJ Skinner**, p. 219-231, 1995.

MALDANER, J. *et al.* Combining tolerant species and microorganisms for phytoremediation in aluminium-contaminated areas. **International Journal of Environmental Studies**, 108-121. 2020.

MARTINS, S.V. Recuperação de áreas degradadas: ações em Arenas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e mineração. **Aprenda Fácil**. 270p. 2009.

MCKINNON, E. The environmental effects of mining waste disposal at Lihir Gold Mine, Papua New Guinea. **Journal of rural and Remote Environmental Health**, v. 1, n. 2, p. 40-50, 2002.

MEJÍA, P. V. L. *et al.* Metodologia para seleção de técnica de fitorremediação em áreas contaminadas. **Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)**, n. 31, p. 97-104, 2014.

MELLENDEZ, L. B. *et al.* Determinação de Metalotioneínas e Fitoquelatinas utilizando a técnica de HPLC-ICP-MS. **Revista Virtual de Química**, v. 4, n. 6, p. 612-622, 2012.

MENDEZ, M.O.; MAIER, R.M. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments an emerging remediation technology. **Environmental health perspectives**. 116, 278. 2008.

MISHRA, S. *et al.* Heavy metal contamination: an alarming threat to environment and human health. In **Environmental biotechnology: For sustainable future** (pp. 103-125). Springer, Singapore. 2019.

MOHD YUSOF, F. F. *et al.* Fairuz Fatini *et al.* Shading effects on leaf gas exchange, leaf pigments and secondary metabolites of *Polygonum minus* Huds., an aromatic medicinal herb. **Plants**, v. 10, n. 3, p. 608, 2021.

MOHANTY, M. *et al.* Phytoremediation: a novel approach for utilization of iron-ore wastes. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 206**, p. 29-47, 2010.

MOLLER, I.; JENSEN, P.E.; HANSSON, A. Oxidative Modifications to cellular components in Plants. *Annual Review of Plant Biology*. 58, 459–481. 2007.

MORTONI, D.M.C.; GONÇALVES, S. L. S.; DO NASCIMENTO, R.C.B. Análise da influência de estradas não pavimentadas na concentração de metais pesados em áreas agrícolas. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 5, p. 23208-23218, 2020.

NOGUEIRA, M. L. *et al.* The species used in urban afforestation can present phytotoxicity-a case of study of *Schinus molle* L. **Ciência Florestal**, 31, 66-84. 2021.

O'BRIEN, T.P.; FEDER, N.; MCCULLY, M.E. Polychromatic staining of plant cell walls by Toluidine Blue. **Protoplasma**. 59:368–373, 1994.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos da Ecologia**. Cengage, 2007.

OLIVEIRA, A. A. G. **Aclimação da maquinaria fotossintética do cafeeiro cultivado em diferentes níveis de luz e de disponibilidade hídrica**. 2009. Dissertação. (Mestrado em Fisiologia Vegetal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

OLIVEIRA, L. S. *et al.* Crescimento de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) em solo contaminado com petróleo. **Revista Acta Ambiental Catarinense**, v. 5, n. 1/2, p. 21-33, 2008.

PACHECO, F.V. **Caracterização do crescimento de mudas de três espécies florestais sob diferentes níveis de sombreamento**. 2010. Dissertação. (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

PÁDUA, M. P. *et al.* Ecophysiological Responses of *Copaifera langsdorffii* Grown in Mining Tailings Under Lower Water Availability. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 232, p. 57, 2021.

PAJEVIĆ, S. *et al.* Phytoremediation capacity of poplar (*Populus* spp.) and willow (*Salix* spp.) clones in relation to photosynthesis. **Archives of Biological Sciences**, v. 61, n. 2, p. 239-247, 2009.

PARMAR, P.; KUMARI, N.; SHARMA, V. Structural and functional alterations in photosynthetic apparatus of plants under cadmium stress. **Botanical Studies**, v. 54, n. 1, p. 1-6, 2013.

PEARCY, R.W. Acclimation to sun and shade. In: Raghavendra, A.S. (Ed.), Photo-synthesis: A Comprehensive Treatise. **Cambridge University Press, Cambridge**, pp. 250–263. 1998.

PEIXOTO, S. V.; ASMUS, C. I. R. F. O desastre de Brumadinho e os possíveis impactos na saúde. **Ciência e Cultura**, v. 72, n. 2, p. 43-46, 2020.

PEIXOTO, C.; CRUZ, T.; PEIXOTO, F. M. Análise quantitativa do crescimento de plantas: conceitos e prática. **Enciclopédia biosfera**, v. 7, n. 13, 2011.

PEREIRA, F. J.; CASTRO, E.M. A novel phytoremediation index for aquatic systems contaminated by toxic elements. **Bioremediation journal** v. 26, p. 1-8, 2021.

PEREIRA, M. P. *et al.* Leaf ontogeny of *Schinus molle* L. plants under cadmium contamination: the meristematic origin of leaf structural changes. **Protoplasma**, v. 254, p. 2117-2126, 2017.

PEREIRA, M. P. *et al.* Cadmium tolerance in *Schinus molle* trees is modulated by enhanced leaf anatomy and photosynthesis. **Trees**, v. 30, n. 3, p. 807-814, 2016.

PEREIRA, M. P. *et al.* Cadmium tolerance in *Schinus molle* trees is modulated by enhanced leaf anatomy and photosynthesis. **Trees (Berlin. Print)**, v. 22, p. 163-170, 2015.

PEREIRA, M. P. *et al.* Lead tolerance during germination and early growth of the Brazilian peppertree and the morpho-physiological modifications. **Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 56, p. 72-79, 2013.

PERFUS-BARBEOCH, L. *et al.* Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status. **Plant J** 32:539–548. 2002.

PIRES, M. F. *et al.* Micromorfometria foliar de *Schinus molle* L. (Anarcadiaceae) em diferentes alturas na copa. **Cerne**, v. 21, p. 17-25, 2015.

PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, 56, 15-39. 2005.

PINTO, J. R. S. *et al.* Crescimento e índices fisiológicos de *Tabebuia aurea*, sob sombreamento no semiárido. **Floresta**, v. 46, n. 4, 2016.

PINTO, N. G. M.; CORONEL, A. D. A degradação ambiental no Brasil: uma análise das evidências empíricas. **Observatorio de la Economía Latinoamericana**, n. 188, 2013.

PINTO, J. E. B. P. *et al.* Morphophysiological aspects and essential oil content in Brazilian-lavender as affected by shadowing. **Horticultura Brasileira**, v. 25, p. 210-214, 2007.

RABELO, G. R. *et al.* Structural and ecophysiological adaptations to forest gaps. **Trees**, v. 27, p. 259-272, 2013.

RAZA, A. *et al.* Advances in “Omics” approaches for improving toxic metals/metalloids tolerance in plants. **Frontiers in Plant Science**, 2949. 2022.

RAI, S.; GUPTA, S.; MITTAL, P.C. Dietary intakes and health risk of toxic and essential heavy metals through the food chain in agricultural, industrial, and coal mining areas of northern India. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 21, n. 4, p. 913-933, 2015.

RIBEIRO, V.E. *et al.* Enhanced essential oil and leaf anatomy of *Schinus molle* plants under lead contamination. **Industrial Crops and Products**, v. 132, p. 92-98, 2019.

RONDÓN-CHAMBI, R.L. *Schinus molle* L. como fitorremediador en la bioacumulación de plomo. **Organização Romina Leslie Rondón-Chambi**. Mafra, SC: Ed. da UnC, 2021.

RUBERTI, I. *et al.* Plant adaptation to dynamically changing environment: the shade avoidance response. **Biotechnology advances**, v. 30, n. 5, p. 1047-1058, 2012

SABBI, L.B.C.; ÂNGELO, A.C.; BOEGER, M.R. Influência da luminosidade nos aspectos morfoanatômicos e fisiológicos de folhas de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) implantadas em duas áreas com diferentes graus de sucessão, nas margens do Reservatório Iraí, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Botânica.**, v. 65, n. 2, p. 171-181, 2010.

SALOMÃO, P. E. A.; BARBOSA, L. C.; CORDEIRO, I. J. M. Recuperação de áreas degradadas por pastagem: uma breve revisão. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 2, p, 2020.

SAKAKIBARA, M. *et al.* Phytoextraction and phytovolatilization of arsenic from As-contaminated soils by *Pteris vittata*. In: **Proceedings of the annual international conference on soils, sediments, water and energy**. p. 26. 2010.

SANTANA, C. A. A.; SILVA, V. G.; SILVA, A. T. **Manual de identificação de mudas de espécies florestais**. Secretaria Municipal de Meio Ambiente, Rio de Janeiro, 2016.

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, 2024.

SARRUGE, J. R.; HAAG, H. P. **Análises químicas em plantas**. Piracicaba: ESALQ, p.56. 1974.

SCALON, S. P. Q. *et al.* Desenvolvimento de mudas de aroeira (*Schinus terebinthifolius*) e sombrero (*Clitoria fairchildiana*) sob condições de sombreamento. **Ciência Agrotecnica**, Lavras, v.30, n.1, p.166-169, 2006.

SCARPA, A. L. M. *et al.* Growth Response, Gas Exchange, and Leaf Anatomy of *Handroanthus* spp. Seedlings in Mine Tailings Enriched with Nutrient Solution. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, p. 1-14, 2022.

SCARPA, A. L. M. *et al.* Seed germination, initial growth and leaf anatomy of seedlings of four tree species grown in mine tailings in Brazil. **Seed Science Research**, v. 32, n. 2, p. 104-113, 2022.

SCHOCK, A. A. *et al.* Crescimento e fotossíntese de plantas de pinhão-mansão cultivadas em diferentes condições de luminosidade. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 18, p. 3-9, 2014.

SEGATTO, F. B. **Avaliação da qualidade “pós-produção” de pimenta ornamental (*Capsicum annuum* L.)**. 2007. Tese. (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

SINGH, R. P.; AGRAWAL, M. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants. **Chemosphere**, v. 67, n. 11, p. 2229-2240, 2007.

SILVA, P. N. *et al.* Toxicity of Iron Mining Tailings and Potential for Revegetation Using *Schinus terebinthifolia* Raddi Based on the Emergence, Growth, and Anatomy of the Species. **Mining**, v. 4, n. 3, p. 719-732, 2024.

SILVA, F. A. M. *et al.* Fertilizantes granulados e biossólidos na qualidade de mudas de *Schinus terebinthifolius* Raddi. **Floresta e ambiente**, v. 26, p. e20171104, 2019.

SILVA, L. C.; BELTRÃO, N. M.; AMORIM, N. M. S. **Análise do crescimento de comunidades vegetais**. Embrapa. Campina Grande, PB. 2000.

SILVA, I. A.; CAMPAGNA, A. R.; LIPP-NISSINEN, K. H. Recuperação de áreas degradadas por mineração: uma revisão de métodos recomendados para garimpos. **Pesquisas em Geociências**, v. 45, n. 3, p. 0691, 2018.

SILVA-LUZ, C. L. *et al.* **Anacardiaceae in Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Available at: <<https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB15471>>. consulta publica. uc. citacao. Acesso em 07 abril de 2024

SILVA-LUZ, C. L.; PIRANI, J. R.; PELI, S. K.; MITCHELL, J. D. **Anacardiaceae in Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB4398><https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB4398><https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB4398>>. Acesso em 14 de abril de 2022.

SILVA, A. P. M. **Potencial de uso de *Schinus lentiscifolius* March. e *Schinus terebinthifolius* Raddi na recuperação de áreas degradadas pela mineração e respostas fisiológicas ao cobre**. 2008. Dissertação. (Mestrado em Botânica) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 527-535, 2007.

SILVA, M. L. S. *et al.* Desenvolvimento de mudas de maracujazeiro (*Passiflora edulis* Sims f. flavicarpa Deg.) sob diferentes níveis de sombreamento. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 28, n. 4, p. 513-521, 2006.

SEGURA, F. R. *et al.* Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 218, p. 813-825, 2016.

SOARES, F. R; OLIVEIRA, R. G; SOBRINHO, H. M. R. O impacto dos metais pesados na patogênese e progressão da doença de Alzheimer. **Revista Eletrônica Acervo Saúde**, 15(2). 2022.

SONG, Y.; JIN, G. Do Tree Size and Tree Shade Tolerance Affect the Photosynthetic Capacity of Broad-Leaved Tree Species?. **Plants**, v. 12, n. 3, p. 523, 2023.

SONG JIE, S. J. *et al.* Effects of shading on photosynthesis and anatomical structure in leaves of *Rhododendron*. **Guihaia**. vol. 39, No. 6, 802-811 ref. 37. 2019.

SOUZA, D. M. S. **Desenvolvimento de mudas de quatro espécies florestais produzidas em diferentes níveis de sombreamento e plantadas em pleno sol**. 2011. Dissertação. (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

SOUZA, C. S. C. R. *et al.* Biomassa, crescimento e respostas ecofisiológicas de plantas jovens de *Bertholletia excelsa* Bonpl. submetidas a diferentes níveis de irradiância. **Ciência Florestal**, 27, 557-569. 2017.

SOUZA, G. M. *et al.* Estratégias de utilização de luz e estabilidade do desenvolvimento de plântulas de *Cordia superba* Cham. (Boraginaceae) crescidas em diferentes ambientes luminosos. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, p. 474-485, 2009.

SUN, Z. *et al.* Heavy metal pollution caused by small-scale metal ore mining activities: A case study from a polymetallic mine in South China. **Science of the Total Environment**, 639, 217-227. 2018.

SUSARLA, S.; MEDINA, V.F.; MCCUTCHEON, S.C. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. **Ecological engineering**, v. 18, n. 5, p. 647-658, 2002.

TAIZ, L. *et al.* **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6 ed. Porto Alegre. Artmed Editora, 2017.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 3a ed. Porto Alegre, Artmed. 2013.

TERASHIMA, I.; MIYAZAWA, S.; HANBA Y.T. Why are sun leaves thicker than shade leaves? Consideration based on analyses of CO₂ diffusion in the leaf. **J. Plant Res.** 114:93–105. 2001.

VALLADARES, F. *et al.* Shedding light on shade: ecological perspectives of understorey plant life. **Plant Ecology & Diversity**, v. 9, n. 3, p. 237-251, 2016.

VARUN, M. *et al.* Utilization and supplementation of phytoextraction potential of some terrestrial plants in metal-contaminated soils. Phytoremediation. **Springer**, pp. 177-200. 2015

VASCONCELLOS, M. C.; PAGLIUSO, D.; SOTOMAIOR, V.S. Fitorremediação: Uma proposta de descontaminação do solo. **Estudos de Biologia**, v. 34, n. 83, 2012.

VIEIRA, A. C. C. *et al.* Utilização de resíduos agroindustriais na produção de mudas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) **Magistra**, v. 30, p. 86-93, 2019.q

VORMITTAG, E. M. P. A. A. *et al.* Avaliação dos riscos em saúde da população de Barra Longa/MG afetada pelo desastre. São Paulo, SP: Instituto Saúde e Sustentabilidade / **Greenpeace**. 2017.

WAGNER, S.; FISCHER, H.; HUTH, F. Canopy effects on vegetation caused by harvesting and regeneration treatments. **European Journal of Forest Research**, v. 130, n. 1, p. 17-40, 2011.

WAN, X.; LEI, M.; CHEN, T. Cost–benefit calculation of phytoremediation technology for heavy-metal-contaminated soil. **Science of the total environment**, v. 563, p. 796-802, 2016.

WILKER, J. *et al.* Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning. **Ecosystem Services**, v. 20, p. 44-55, 2016.

YANO, S.; TERASHIMA, I. Separate localization of light signal perception for sun or shade type chloroplast and palisade tissue differentiation in *Chenopodium album*. **Plant and Cell Physiology**, v. 42, n. 12, p. 1303-1310, 2001.

YEATS, T. H.; ROSE, J. K. C. The formation and function of plant cuticles. **Plant physiology**, v. 163, n. 1, p. 5-20, 2013.

ZAHED, N. *et al.* Allelopathic effect of *Schinus molle* essential oils on wheat germination. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 32, n. 6, p. 1221-1227, 2010.

ZANGALLI, C. *et al.* influence of climatic variables in the development of *Mimosa scabrella* and *Schinus terebinthifolia* in post-mining recovery in the south of Brazil. 2022.

ZHANG, Q. *et al.* Photosynthetic characteristics and light energy conversions under different light environments in five tree species occupying dominant status at different stages of subtropical forest succession. **Functional Plant Biology** 42:609. 2015.

ZHOU, Q. *et al.* Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017. **Global Ecology and Conservation**, 22, e00925. 2020.