



LÁYSA MARIA FERREIRA ANDRADE

**ESTABELECIMENTO E CRESCIMENTO DE ESPÉCIES
FLORESTAIS NATIVAS SOBRE REJEITO DE MINERAÇÃO
NA BACIA DO RIO DOCE**

**LAVRAS-MG
2020**

LÁYSA MARIA FERREIRA ANDRADE

**ESTABELECIMENTO E CRESCIMENTO DE ESPÉCIES FLORESTAIS NATIVAS
SOBRE REJEITO DE MINERAÇÃO NA BACIA DO RIO DOCE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

Profa. Dra. Soraya Alvarenga Botelho
Orientadora

**LAVRAS-MG
2020**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Andrade, Láysa Maria Ferreira.

Estabelecimento e crescimento de espécies florestais nativas
sobre rejeito de mineração na bacia do rio Doce / Láysa Maria
Ferreira Andrade. - 2020.

88 p.: il.

Orientador(a): Soraya Alvarenga Botelho.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2020.

Bibliografia.

1. Barragem de Fundão. 2. Restauração ecológica. 3.
Tecnossolo. I. Botelho, Soraya Alvarenga. II. Título.

LÁYSA MARIA FERREIRA ANDRADE

**ESTABELECIMENTO E CRESCIMENTO DE ESPÉCIES FLORESTAIS NATIVAS
SOBRE REJEITO DE MINERAÇÃO NA BACIA DO RIO DOCE
ESTABLISHMENT AND GROWTH OF NATIVE FOREST SPECIES OVER
MINING TAILINGS IN RIO DOCE BASIN**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 05 de março de 2020.

Dra. Josina Aparecida de Carvalho ARPA Rio Grande

Dr. Marco Aurélio Carbone Carneiro UFLA

Dra. Rosângela Alves Tristão Borém UFLA

Profa. Dra. Soraya Alvarenga Botelho
Orientadora

**LAVRAS-MG
2020**

*Aos meus pais Mábel e Nelson por todo o
apoio e carinho e por serem o maior exemplo
da minha vida.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, especialmente o Departamento de Ciências Florestais, pela oportunidade e à CAPES pela concessão da bolsa.

Ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal UFLA e à FAPEMIG financiadora do projeto, por permitirem a realização desta pesquisa.

À fundação RENOVA pelo suporte logístico na condução deste trabalho.

À Professora Soraya Alvarenga Botelho, pela orientação, paciência e conselhos.

Ao LASERF, pelo suporte e disposição do espaço, material e equipamentos para a elaboração deste trabalho.

Aos integrantes do LASERF, que, de alguma forma, contribuíram com a realização deste trabalho.

Aos técnicos do laboratório, José Pedro e Matheus e aos colegas do viveiro florestal, em especial Jean, Adriano e Zezinho, pela ajuda em campo, conversas e paciência.

Ao meu estimado amigo Leony, pelo apoio incansável, pelas risadas e companheirismo. Minha sincera gratidão.

Aos meus queridos amigos e colegas, Rodrigo, Carlos, Mariana, Clarissa, Bruna, Artur, Thiago, Mário e Eduarda, por todos os momentos de alegrias e disposição em ajudar. Muito obrigada.

Aos meus coorientadores, Michele e Professor Lucas, por todo o apoio, ensinamentos e pela ajuda na construção deste trabalho.

Ao meu namorado, Wellyton, por todo o amor, calma e suporte. Obrigada por tudo.

Aos meus amados pais, Mábel e Nelson, pelo amor incondicional, conselhos e compreensão em todas as decisões da minha vida, aos meus irmãos Fabiana, Luiz Gustavo, Lara e a toda minha família, pelo incentivo e apoio.

E, por fim, a Deus. A Ele, dedico todas as minhas conquistas.

“O que prevemos raramente ocorre; o que menos esperamos geralmente acontece.”
(Benjamin Disraeli)

RESUMO

O rompimento da barragem de Fundão, em Mariana-MG e, o conseqüente derramamento de rejeito de minério de ferro, resultou na destruição e degradação de extensas áreas de mata ciliar na bacia do rio Doce. O rejeito de mineração, agregado a todo tipo de material que arrastou consigo até ser depositado nas margens dos rios, culminou na formação de um tecnossolo, com profundidade e atributos químicos variáveis. É sobre este material que os novos ecossistemas deverão se estabelecer, portanto os efeitos das limitações físicas, químicas e biológicas do tecnossolo sobre a vegetação, precisam ser avaliados. De forma pioneira, o presente trabalho busca avaliar a germinação, sobrevivência e o crescimento inicial de sementes e mudas de espécies florestais nativas plantadas no tecnossolo das áreas degradadas da região de Mariana-MG, em condições de campo e controladas de viveiro florestal. No plantio em campo os baixos valores de crescimento e sobrevivência observados são explicados, em grande parte, pelos fatores abióticos, principalmente pelas características edafoclimáticas e pisoteio de animais domésticos. O caráter de alta resistência à penetração e baixa permeabilidade do tecnossolo, compromete o crescimento das plantas. Contudo, mesmo em condições ambientais desfavoráveis as espécies de melhor desempenho, indicadas para projetos de restauração das matas ciliares pelo plantio de mudas, sobre o tecnossolo na bacia do rio Doce, foram *E. contortisiliquum*, *G. ulmifolia*, *H. courbaril*, *P. nitens*, *P. guajava*, *P. dubium* e *T. americana*. No teste de emergência, constatou-se que as condições de umidade exercem influência na emergência das plântulas sobre o rejeito. *E. contortisiliquum*, *H. courbautil*, *P. nitens* e *P. dubium* são espécies potenciais para uso pelo método de semeadura direta sobre o rejeito de minério de ferro. Na análise de diferentes profundidades de rejeito o crescimento em altura e diâmetro, assim como a área foliar, biomassa foliar e de raiz e parâmetros de qualidade não foram influenciados pela presença ou não do rejeito. *E. contortisiliquum* apresentou maiores valores médios de crescimento em altura e massa seca foliar enquanto *S. granulosoleprosum* apresentou maior massa seca de raiz nas últimas camadas de profundidade de substrato, ao se comparar as duas espécies. Ambas espécies podem ser utilizadas em projetos de restauração das matas ciliares afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão. Mais estudos devem ser realizados em condições de campo.

Palavras-chave: Barragem de Fundão. Restauração ecológica. Tecnossolo.

ABSTRACT

The rupture of the Fundão dam, in Mariana-MG, and the consequent spillage of iron ore tailings, result in the destruction and degradation of extensive areas of riparian forest in the Doce river basin. Mining tailings, added to all types of material that you drag can even be deposited on the banks of rivers, culminating in the formation of a technosol, with depth and variable chemical attributes. It is on this material that new ecosystems can be used, therefore, the effects of the physical, chemical and biological limitations of the technosol on the vegetation, need to be evaluated. In a pioneering way, the present work seeks to evaluate the germination, growth and initial growth of seeds and seedlings of native forest species planted in the technosol of degraded areas in the region of Mariana-MG, under field and controlled conditions of a forest nursery. When planting in the field, the low values of growth and survival observed are largely explained by abiotic factors, mainly by the edaphoclimatic characteristics and trampling of domestic animals. The technosol's high resistance to penetration and low permeability compromises plant growth. However, even in unfavorable environmental conditions, the species with the best performance, indicated for restoration projects of riparian forests by planting seedlings, on the technosol in the Doce river basin, were *E. contortisiliquum*, *G. ulmifolia*, *H. courbaril*, *P. nitens*, *P. guajava*, *P. dubium* and *T. americana*. In the emergency test, it was found that the humidity conditions influence the seedling emergence on the tailings. *E. contortisiliquum*, *H. courbauril*, *P. nitens* and *P. dubium* are potential species for use by the direct seeding method on iron ore tailings. In the analysis of different depths of rejection or growth in height and diameter, such as leaf area, leaf biomass and root and quality measures were not influenced by the presence or not. *E. contortisiliquum* has higher average values of growth in height and leaf dry matter while *S. granulosoleprosum* exhibits a higher root dry matter in the last depths of the substrate, and compared as two species. Both species can be used in restoration projects of family forests affected by the rupture of the bottom dam. Further studies should be carried out under field conditions.

Keywords: Fundão Dam. Ecological restoration. Technosol.

SUMÁRIO

CAPITULO 1	Introdução geral.....	11
1	INTRODUÇÃO.....	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	13
2.1	Degradação e restauração da Mata Atlântica.....	13
2.2	Rompimento da barragem de Fundão	15
2.3	Seleção de espécies e métodos de restauração.....	16
2.4	Tecnossolos	20
3	CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	22
	REFERÊNCIAS.....	22
CAPITULO 2	Desenvolvimento inicial de mudas de espécies nativas florestais em tecnossolo formado por rejeito de mineração na bacia do rio Doce	29
1	INTRODUÇÃO.....	32
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	33
2.1	Caracterização área de estudo.....	33
2.2	Caracterização do tecnossolo	36
2.3	Implantação do experimento e análises dos dados.....	38
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
3.1	Caracterização do tecnossolo.....	41
3.2	Desenvolvimento inicial e taxa de sobrevivência.....	44
4	CONCLUSÃO.....	50
	REFERÊNCIAS.....	51
CAPITULO 3	Emergência de plântulas de espécies nativas florestais em tecnossolo formado por rejeito de mineração	56
1	INTRODUÇÃO.....	59
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	60
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	63
4	CONCLUSÃO.....	67
	REFERÊNCIAS.....	67
CAPITULO 4	Crescimento de duas espécies florestais em diferentes profundidades de rejeito de mineração da barragem de Fundão	70
1	INTRODUÇÃO.....	74
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	74

2.1	Área de estudo.....	74
2.2	Condução do experimento.....	75
2.3	Tratamento estatístico dos dados.....	78
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	78
4	CONCLUSÃO.....	85
	REFERÊNCIAS.....	85

1 INTRODUÇÃO

Um ecossistema é considerado degradado após sofrer um distúrbio de magnitude suficiente para afetar a sua estabilidade e resiliência, causando a perda de sua capacidade de retornar a qualquer estado de equilíbrio novamente. Segundo a Society for Ecological Restoration (SER), o processo de restauração ecológica é realizado através do restabelecimento da cobertura vegetal, visando a formação de comunidades ricas em espécies nativas, que a longo prazo favorecem a dinâmica florestal, a restituição de habitats, nichos ecológicos e as relações bióticas e abióticas intensas e complexas de ecossistemas saudáveis, íntegros e sustentáveis (GUNDERSON, 2000; BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013; SER, 2016).

Atualmente, parece não ser suficiente apenas proteger o que resta das eco regiões em todo o mundo ou esperar pela regeneração natural do que já foi degradado. É preciso também reconstituir o que se degradou (WWF, 2017).

A medida em que aumenta o nível de degradação de uma área, em geral, aumenta a necessidade de intervenção antrópica, com uso de métodos e técnicas eficientes para induzir e auxiliar na trajetória do estabelecimento das novas comunidades de plantas, animais e das condições biológicas, químicas e físicas do solo. Dentre os métodos de restauração destacam-se o uso de regeneração natural (regeneração passiva) e o uso de regeneração artificial (regeneração ativa) pelo uso de plantio de mudas ou de semeadura direta no campo. A definição de qual estratégia utilizar deverá ser baseada em aspectos como condições do solo, presença de plantas exóticas invasoras, matriz de ocupação da paisagem do entorno, condições de clima, dentre outros.

O plantio de mudas é uma estratégia comum de restauração e frequentemente é bem-sucedido com o objetivo de acelerar a recuperação de florestas tropicais, pois se as mudas fornecerem cobertura de copa, poderão superar muitas barreiras à regeneração natural (por exemplo, aumento de chuva de sementes, alteração do microclima) e assim facilitar o estabelecimento de uma diversidade de espécies florestais (ENGEL; PARROTTA, 2001; RODRIGUES et al., 2009).

Além disso, o método de regeneração artificial mais próximo do natural é a semeadura direta no local definitivo, a qual permite crescimento do sistema radicular sem interrupção, de acordo com as características de cada espécie. Caso não haja outros impedimentos, as raízes podem crescer de forma livre, favorecendo o desenvolvimento da planta. Essa alternativa é promissora no intuito de viabilizar este processo, tanto do ponto de vista ecológico como econômico e silvicultural (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000; STEVENSON; SMALE, 2005).

Entretanto, a fase de germinação das sementes é um processo sensível aos fatores ambientais, particularmente às condições de umidade e temperatura disponíveis no solo após a germinação. O estabelecimento das plântulas emergidas também será influenciado pelas características do solo bem como pela competição com plantas invasoras.

Uma das regiões consideradas como de alta degradação ambiental no Brasil é a bacia do rio Doce, particularmente devido a deposição do rejeito nas zonas ripárias, proveniente do rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015, gerando ambientes com características que apresentam um desafio para a restauração dos ecossistemas ciliares.

A recuperação ambiental dessas áreas, ainda apresenta limitações no momento, pois são necessárias várias intervenções, pesquisas e a utilização de técnicas adequadas. Por isso, é preciso obter um conhecimento mais aprofundado tanto do novo ambiente formado pelo impacto, quanto dos métodos e alternativas disponíveis para este fim, para alcançar o sucesso da restauração florestal (SCHAEFER et al., 2016).

Diante deste cenário, é necessário entender esse novo ecossistema formado e como manejá-lo para que volte a exercer suas funções ecológicas, através da definição de estratégias de restauração eficientes para essas áreas, fornecendo subsídios para o sucesso e retorno de suas funções. Com o intuito de conhecer o efeito do rejeito sobre o estabelecimento e crescimento e orientar futuros projetos de restauração, o presente estudo teve como objetivo avaliar o desenvolvimento inicial de plantas de espécies florestais nativas da bacia do rio Doce, sobre o tecnossolo formado pela deposição de rejeitos, oriundos da barragem de Fundão, em condições de campo e em condições controladas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Degradação e restauração da Mata Atlântica

A Mata Atlântica é o segundo maior bioma da América do Sul, ocupando uma área de 1.110.182 km² (IBGE, 2004; MARTINELLI; LINS; SANTOS, 2017). É um dos locais com maior biodiversidade global, abrigando de 1 a 8% das espécies presente no mundo e um grande número de espécies endêmicas (OMACHI et al., 2018). Entretanto, é um dos biomas brasileiros mais ameaçados de extinção, sendo classificado como um dos *hotspot* mundiais (MYERS et al., 2000).

O processo de degradação da Mata Atlântica teve início desde o seu descobrimento. Com a chegada dos europeus no Brasil ocorreu uma grande exploração no pau-brasil. Estima-se que tenham sido derrubados cerca de dois milhões de árvores de pau-brasil durante o século XVI (BERLINCK, 2012). Nesse mesmo período, iniciou o ciclo do açúcar na Zona da Mata nordestina, que se estendeu pela costa brasileira, transformando extensas áreas de Mata Atlântica em canaviais. Posteriormente, o ciclo do ouro também trouxe altos níveis de degradação, principalmente, nas matas ciliares, devido à extração desse minério no leito e nas margens dos cursos d'água (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). E, por fim, o ciclo do café, que proporcionou uma conversão em larga escala das áreas florestais em cafezais (SILVA; ALVES; FERREIRA, 2018). No entanto, apesar da destruição ambiental proporcionada por todos esses processos, os ciclos econômicos foram fundamentais para o desenvolvimento econômico do país e, conseqüentemente, o crescimento populacional.

A região da Mata Atlântica é uma região densamente povoada, abrigando cerca de 70% da população brasileira (SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019). Este fato juntamente com os processos históricos de degradação, contribuíram e ainda contribuem para a devastação do bioma. Atualmente, estima-se que restam apenas 13,1% da cobertura vegetal original da Mata Atlântica (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019). E mesmo após a promulgação da Lei da Mata Atlântica (11.428/2006), as taxas de desmatamento no bioma permanecem altas, registrando 11.399 ha desmatados, entre 2017 a 2018 (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019). Além disso, grande parte desse ecossistema é formado por pequenos fragmentos com menos de 50 ha, inseridos em matriz dominada por áreas agrícolas e urbanas (RIBEIRO et al., 2009).

A degradação na Mata Atlântica é ainda mais evidente na bacia do rio Doce. Essa bacia apresenta uma área de 84 mil km², dos quais 86 % encontra-se no estado de Minas Gerais e

14% no Espírito Santo (ANA, 2016). Infelizmente, a bacia tem convivido com ações antrópicas negativas por décadas, afetando a biodiversidade e o fornecimento de serviços ecossistêmicos (AZEVEDO-SANTOS et al., 2017). De acordo com o mapeamento de uso e cobertura do solo na bacia do rio Doce, 59% da área é composta por pastagens. Outros 4% por áreas reflorestadas e 5% ocupados por culturas agrícolas, restando apenas 27% de vegetação nativa (ANA, 2016).

Nas últimas décadas diferentes países começaram a empregar estratégias para reverter este cenário de degradação dos ecossistemas, através de políticas e de programas ambientais, como por exemplo, o Bonn Challenge (SANTOS et al., 2019). Essa é uma iniciativa de restauração global criada em 2011 pelo governo da Alemanha e pela IUCN (sigla em inglês para União Internacional para Conservação da Natureza). Reúne mais de 60 países, e tem como objetivo restaurar 150 milhões de hectares das terras degradadas do mundo até 2020 e 350 milhões de hectares até 2030 (IUCN, 2016). O governo do Brasil se comprometeu a restaurar 12 milhões de hectares de terras desmatadas no âmbito do Bonn Challenge até 2030 (IUCN, 2016). Até o ano de 2018, 9.424.802 ha estavam em processo de restauração no Brasil (BONN CHALLENGE, 2018).

A preocupação com o estado de degradação da Mata Atlântica levou a criação, em 2009, do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica. Esse programa reúne mais de 270 membros, representados pelo setor privado, universidades, institutos de pesquisa, organizações não governamentais, órgãos de governo e proprietários rurais. Tem como objetivo restaurar 15 milhões de ha degradados da Mata Atlântica até 2050 (BRANCALION et al., 2016). Nesse programa, no ano de 2015, cerca de 673 a 740 mil ha estavam em processo de restauração. Desse total, aproximadamente, 300 mil ha estavam sendo recuperados por métodos de restauração artificial (CROUZEILLES et al., 2019).

A restauração ecológica é uma ação crucial para recuperação das áreas degradadas da Mata Atlântica, garantindo a proteção da biodiversidade, nascentes, rios, solo e o fornecimento de serviços ecossistêmicos (HOLL, 2017). Além disso, espera-se que a restauração promova a geração de milhares de empregos, aumento de renda e cumprimento do código florestal (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). No entanto, apesar desses benefícios, a restauração enfrenta inúmeras barreiras, como a falta de recursos financeiros e incentivos econômicos (BRANCALION et al., 2016). Dessa forma, pesquisas que busquem avaliar as diferentes formas de restauração são fundamentais para definir as melhores abordagens, nos diferentes contextos de degradação e, assim, otimizar os recursos para alcançar as metas ambientais estabelecidas para o bioma.

2.2 Rompimento da barragem de Fundão

Em 5 de novembro de 2015, ocorreu um dos maiores desastres ambientais do setor de mineração, o rompimento da barragem de Fundão, localizado no município de Mariana – MG (HATJE et al., 2017). Essa estrutura armazenava 56,4 milhões de m³ de rejeito, e foram liberados cerca de 32,6 milhões m³ desse material, resultante do processo de extração e beneficiamento de minério de ferro (SAMARCO, 2017). Inicialmente, a lama seguiu em direção a Bento Rodrigues, percorrendo 55 km no rio Gualaxo do Norte até o rio do Carmo, e outros 22 km até o rio Doce, chegando à sua foz 16 dias após o rompimento (PINTO-COELHO, 2015). Grande parte do rejeito (\cong 80%) permaneceu ao longo do trecho de 120 km entre Fundão e a Usina Risoleta Neves, localizada nas proximidades de Santa Cruz do Escalvado - MG (SAMARCO, 2017). Ao todo mais de 600 km de cursos d'água foram poluídos (GOMES et al., 2017).

A tragédia de Fundão desencadeou uma série de impactos socioeconômicos e ecológicos, como: morte humana, destruição de construções, diminuição do turismo local, devastação de extensas áreas agrícolas e de pastagem, poluição do solo e cursos d' água, prejuízo aos ecossistemas aquáticos, perda de fauna, entre outros problemas (CARMO et al., 2017). Além disso, estima-se que cerca de 1.469 ha de vegetação nativa, incluindo Áreas de Preservação Permanente, foram impactadas (FERNANDES et al, 2016).

Segundo Silva et al. (2016) o rejeito de mineração de ferro é considerado alcalino com elevado teores de areia e de silte, baixa porosidade e reduzida quantidade de matéria orgânica e nutrientes. As concentrações de metais pesados (zinco, cádmio, cobre, chumbo e níquel) são consideradas baixas, em contrapartida o conteúdo de manganês nesse material é elevado. Os óxidos predominantes no rejeito são SiO₂ e Fe₂O₃. Os mesmos autores evidenciam que essas características dificultam o restabelecimento da cobertura vegetal. Além disso, o rejeito forma uma camada adensada, constituindo uma barreira física para a germinação das sementes e a penetração das raízes (SCHAEFER et al., 2016).

Após a ocorrência da tragédia de Fundão, foi assinado um Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC) pelas empresas proprietárias (Samarco, Vale e BHP Billiton), a União, e os governos estaduais do Espírito Santo e Minas Gerais. O TTAC estabeleceu a criação da Fundação Renova, uma organização dedicada às ações de reparação e compensação das áreas impactadas pelo rejeito (TTAC, 2016). Essa instituição possui 42 programas divididos em dois eixos: socioambientais e socioeconômicos. O primeiro voltado para minimizar os impactos causados pelo rompimento, como: o manejo de rejeito, a reconstrução das vilas e as

indenizações. E o segundo visa à compensação, de modo a ressarcir a sociedade pelos danos causados, como: a restauração florestal, a recuperação de nascentes e o saneamento dos municípios na bacia do rio Doce (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018).

A Recuperação de APPs de áreas afetadas ou não pelo rompimento da barragem, ao longo da bacia do rio Doce, é um dos objetivos da Fundação Renova. Para isso, inicialmente, após o rompimento da barragem, adotaram-se ações emergenciais, utilizando mix de sementes de espécies de rápido crescimento, biomantas e enrocamentos, de modo a conter o rejeito as margens dos cursos d'água, evitando a ocorrência de processos erosivos (SEMAD, 2018). Posteriormente iniciou-se o plantio de mudas de espécies arbóreas, visando a restauração da cobertura florestal.

Assim, quando o grau de degradação é extremo, a simples condução da regeneração natural não é suficiente para garantir o retorno do ecossistema às suas funções ecológicas originais, sendo necessárias, portanto, a intervenção antrópica no sentido de se reintroduzir espécies vegetais capazes de promover a retomada do processo de restauração (SOARES, 2007; RODRIGUES et al., 2009).

2.3 Seleção de espécies e métodos de restauração

Em um projeto de restauração, por meio da regeneração artificial, o inventário da composição florística dos remanescentes florestais da região é o documento que guiará a tomada de decisões sobre as espécies que serão utilizadas, ou seja, espécies que compõem o ecossistema referência deverão ser selecionadas, e essa escolha influenciará diretamente no resultados da recuperação ambiental (BRANCALION et al., 2012).

Todas as informações sobre as espécies devem ser avaliadas, abrangendo, segundo Pereira; Botelho; Davide (2015):

- a) ocorrência e ambientes de preferência;
- b) exigências com relação à umidade e características físicas e químicas do solo;
- c) comportamento silvicultural – ritmo de crescimento, exigência e tolerância à luz, arquitetura de copa, capacidade de associação com fungos micorrízicos e bactérias fixadoras de nitrogênio, atratividade e interação com a fauna.

Salienta-se nesta etapa a importância de correlacionar a caracterização detalhada das espécies com a caracterização dos atributos do sítio, especialmente dados climáticos, como pluviosidade, variação térmica, altitude e parâmetros de solo como umidade, declividade, fertilidade, níveis de acidez e salinidade, porosidade, densidade, frequência de alagamento,

profundidade do lençol freático, condições de compactação e contaminação com metais pesados (PEREIRA, 2008; MORAES et al., 2013).

Na literatura são recomendados alguns critérios para a tomada de decisão com relação às espécies (ENGEL; PARROTA, 2001; KAGEYMA; GANDARA, 2003; SOARES, 2007; RODRIGUES et al., 2009; MARTINS, 2010; BRANCALION et al., 2012; GRAFF; MCINTYRE, 2014; MELI et al., 2014; BOTELHO et al., 2015; SUJII et al., 2017):

- a) sempre priorizar espécies nativas regionais, uma vez que essas evoluíram na região e têm mais probabilidade de encontrar os seus polinizadores, dispersores de sementes e predadores naturais, fatores fundamentais para que as populações implantadas tenham a reprodução e a regeneração asseguradas, além de apresentar uma maior adaptabilidade às condições edafoclimáticas da região;
- b) inserir o maior número possível de espécies, ampliando as chances de perpetuações efetivas nas áreas restauradas e restabelecimento dos processos ecológicos;
- c) as espécies devem possuir uma diversidade genética representativa, ou seja, faz-se necessária certa variabilidade genética entre os indivíduos de cada espécie para reduzir os riscos de problemas futuros de reprodução, vigor e potencial de adaptação;
- d) sempre que possível, optar por combinações entre diferentes grupos ecológicos ou categorias sucessionais, compatibilizando espécies pioneiras, de rápido crescimento e copa ampla que necessitam de luz direta para germinar e se estabelecer, com espécies não-pioneiras, secundárias e clímax, cujas sementes germinam em condições de sombra e em sua maioria são menos tolerantes à luz.

A partir deste conhecimento é possível escolher de forma precisa as espécies a serem utilizadas, incrementando o sucesso no método de recuperação a ser empregado. A seguir é apresentada uma classificação dos grupos ecológicos utilizados nos projetos de restauração, citados por Kageyma e Gandara (2003):

- Pioneiras: espécies arbóreas e arbustivas que recobrem rapidamente o solo, utilizam imediatamente os nutrientes da camada superficial do solo e produzem sombra às espécies dos estágios seguintes da sucessão. As pioneiras típicas, na sucessão secundária têm ciclo de vida curto (5 a 10 anos), reprodução abundante e precoce e as suas sementes ficam dormentes no solo (banco de sementes). As pioneiras antrópicas, normalmente têm ciclo de vida mais longo (10 a 30 anos), podem ou não ter dormência de sementes e normalmente não forma banco de sementes que fecham clareiras grandes na floresta natural.

- Secundárias: espécies arbóreas do sub-bosque e subdossel ou emergentes na floresta natural, com ciclo de vida médio a longo (15 a 30 anos ou mais), cujas sementes normalmente

anemocóricas não têm dormência e podem germinar a sombra, mas o banco de plântulas necessita de clareiras pequenas para se desenvolver. Esse grupo geralmente tem muita baixa densidade de indivíduos na mata e é responsável pela alta diversidade de espécies da floresta tropical.

-Climácicas: espécies arbóreas de dossel ou emergentes com ciclo de vida longo (100 anos ou mais), cujas sementes podem germinar a sombra e com banco de plântulas que tem a capacidade de desenvolver também sob o dossel da floresta.

Pesquisadores têm se empenhado para categorizar as espécies vegetais nativas em grupos funcionais, de acordo com as características de crescimento, formato e densidade de copas e características fenológicas dentre outras. Nave e Rodrigues (2007), classificaram em dois grupos funcionais, denominados grupo de preenchimento e grupo de diversidade.

Nesse conceito, o grupo de preenchimento tem como função recobrir e sombrear rapidamente a área com heterogeneidade de sombreamento e de uso dos recursos, criando um ambiente favorável ao desenvolvimento dos indivíduos do grupo de diversidade, que inclui todas as demais espécies a serem plantadas, sendo composto da maior parte das espécies finais da sucessão.

Além da correta escolha das espécies arbóreas que comporão o plantio ou sementeira, os métodos e técnicas de preparo da área, implantação e condução inicial das plantas são primordiais para o sucesso da restauração.

A presença de espécies com caráter invasor, causam interferências negativas, principalmente nos períodos iniciais do processo de restauração, devido à competição por água, luz e nutrientes, habilidade de produzir grande número de sementes viáveis, facilidade de disseminação das sementes e rápida passagem da fase vegetativa para a reprodutiva, esses fatores são desfavoráveis ao pleno desenvolvimento do componente florestal reduzindo o diâmetro, altura, número de folhas e área foliar (APARÍCIO et al., 2010; SOUZA et al., 2010; VASCONCELOS et al., 2012; ASSIS et al., 2015).

Recentemente, a técnica de adubação verde destaca-se por exercer importante efeito no manejo de plantas invasoras, pois essas plantas formam uma barreira física para as invasoras, competindo por água, luz e nutrientes e, quando manejadas adequadamente podem reduzir o número de capinas manuais e evitar a utilização de herbicidas, devido a sua rápida cobertura do solo (BELLEMO, 2017).

Sua correta utilização deve atentar para escolha de espécies que apresentem altura suficiente para sombreamento das plantas competidoras, mas não a ponto de competir por luz com os indivíduos de espécies nativas plantadas e/ou semeadas na área, que não causem danos

mecânicos às espécies florestais (evitar as trepadeiras), não possuir potencial invasor e que não sejam perenes em condições de sombreamento, devendo evitar a permanência dessas espécies no local em restauração (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Dentre os métodos de regeneração artificial existentes, quando haverá a introdução inicial de plantas desejadas, o plantio de mudas é a técnica mais utilizada para a restauração de uma área que possui baixa resiliência e poucos fragmentos remanescentes, que possam contribuir com o fornecimento de espécies nativas, tendo como principais vantagens a garantia da densidade de plantio, alta taxa de sobrevivência, espaçamento regular obtido, o que facilita os tratamentos silviculturais. Porém, esse método pode ser caro e trabalhoso, além das dificuldades encontradas quanto a obtenção de mudas de qualidade e com diversidade de espécies adequadas (DAVIDE; BOTELHO, 2015).

Uma das vantagens da produção de mudas em viveiro, é a formação de propágulos mais preparados para a implantação em campo, uma vez que as mudas já apresentam sistemas radicular e foliar formados. Vale dizer ainda que, em alguns dos casos, as mudas passam por um processo de rustificação como preparação para possíveis estresses hídricos, enfrentados no campo. Assim, mudas bem desenvolvidas em campo apresentam maior capacidade de contribuição para o sucesso da restauração (MATTEI; ROSENTHAL, 2002).

Para avaliar a qualidade dessas mudas em projetos de restauração, vários parâmetros são utilizados. Esses consistem em características morfológicas e fisiológicas de desenvolvimento e sobrevivência das plantas, variando com a espécie, práticas silviculturais, fatores genéticos e condições ambientais. Os parâmetros mais utilizados são os morfológicos, altura da parte aérea, diâmetro do coleto, diâmetro a altura do peito, massas de matérias frescas da parte aérea e das raízes e massa de matérias secas da parte aérea e das raízes, que fornecerão informações sobre o desempenho da restauração possibilitando planejar possíveis intervenções (CARNEIRO, 1995; GOMES et al., 2002; MAURENZA et al., 2012; GONZAGA et al., 2016; LOPES; AMARAL; NOVAES, 2016).

A semeadura direta é um método mais barato comparado com plantio de mudas porque envolve menos equipamentos e estrutura necessária em viveiros, além de que, as raízes originadas diretamente no ponto de semeadura podem se desenvolver melhor do que aquelas plantadas. Contudo, semente de alta qualidade, muitas vezes não é abundante para permitir sua utilização em semeadura direta. O sucesso da semeadura direta pode ocorrer, uma vez que houver o controle sobre os agentes destruidores da semente e se as condições de sítio forem favoráveis, além da precipitação suficiente para manter a camada superficial do solo úmida durante o período de germinação, sendo fundamental o controle da competição principalmente

com gramíneas exóticas devido ao lento recobrimento da área (ARAKI, 2005; AGUIRRE, 2012; AGUIRRE, et al. 2015; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Nesse sentido, a busca por técnicas de restauração de baixo custo e que possibilitem a rápida colonização das áreas em processo de restauração se faz necessária, sendo a semeadura direta uma delas. Atualmente, essa técnica é muito utilizada como metodologia complementar ao plantio de mudas, para enriquecimento de espécies arbóreas em áreas degradadas (ISERNHAGEN, 2010; BELLEMO, 2017).

2.4 Tecossolos

De maneira geral, o grupo de tecnossolos são solos artificiais que se desenvolveram de substratos decorrentes da atividade antrópica, e que podem sofrer intervenções visando a recuperação da qualidade (SCHAEFER et al., 2016). Para ser considerado um tecnossolo, o solo artificial deve conter mais de 20% de material tecnogênico nos primeiros 100 cm, que são substâncias sólidas ou líquidas, criadas ou modificadas pelos seres humanos, ou extraídas de profundidades e depositadas em ambientes onde não ocorreriam normalmente, com propriedades substancialmente diferentes do ambiente onde são colocadas (ROSSITER, 2007; IUSS; ISRIC; FAO, 2015).

Na etapa em que consiste no diagnóstico detalhado da área para compor os projetos de restauração, a condição do solo é outro fator fundamental a ser considerado. Após o rompimento da barragem a deposição de rejeitos nas planícies fluviais do rio Doce que ocorreu principalmente à montante da barragem de Candonga, atingindo profundidades de até 2 metros, provocou o soterramento dos neossolos flúvicos, gleissolos e cambissolos, presentes originalmente nas várzeas do rio Doce e assim, propiciou a formação de solos completamente distintos dos solos originais (SCHAEFER et al., 2016).

Nesse novo solo, a pedogênese e as propriedades químicas, físicas e biológicas são fortemente afetadas pelos tipos de componentes materiais e sua organização. Estudos indicam que esses solos ainda levarão muitas décadas ou séculos para se tornarem ambientes estáveis (SINGH; RAGHUBANSHI; SINGH, 2004; WANAT, 2014). No manejo ou recuperação desses solos, as formações florestais têm importância vital para a proteção dos mananciais, pois evitam a erosão e perdas de solo, formam uma cobertura protetora, estabilizam as margens dos rios evitando o assoreamento, filtro de poluentes e mantém a qualidade da água e a regularidade do fluxo hídrico (KAGEYMA et al. 2001; SOARES, 2007; MARTINS, 2014; RODRIGUES; NAVE, 2017).

Os principais parâmetros de qualidade física do solo que influenciam diretamente no desenvolvimento das plantas são porosidade, densidade e disponibilidade de água, que estão associados à estrutura e textura do solo (MEURER, 2007). Neste contexto, a estrutura do solo como base da vegetação pode ser avaliada a partir da porosidade, umidade, densidade e teor de matéria orgânica do solo, aspectos frequentemente prejudicados em áreas degradadas (CORRÊA, 2009).

A degradação dos atributos físicos do solo é um dos principais processos responsáveis pela perda da qualidade estrutural e aumento da erosão hídrica (BERTOL et al., 2001). Certas práticas de manejo do solo provocam alterações nesses atributos, principalmente a estrutura, podendo tais alterações ser permanentes ou temporárias.

Bertol et al. (1995), estudando alterações em atributos físico-hídricos do solo, relatam que, em geral solos intensamente cultivados e degradados apresentam camadas compactadas, com redução do volume de poros ocupados por ar e um aumento da retenção de água. Em decorrência disso observa-se uma diminuição da taxa de infiltração de água no solo, com conseqüente aumento das taxas de escoamento superficial e de erosão hídrica, a porosidade do solo influencia na capacidade do solo em se deixar atravessar pelas águas de infiltração, ou seja, na condutividade hidráulica (SCHICK et al., 2000; GUERRA, 2003; NETTO, 2005).

A condutividade hidráulica está relacionada com as propriedades físicas dos fluídos como dos materiais por onde passa a água, e retrata a maior ou menor facilidade pela qual a água atravessa o solo (GUERRA, 2003).

Dentre os atributos químicos o pH, os teores de nutrientes e contaminantes, são de crucial importância para a sobrevivência e nutrição biótica. A interrupção na ciclagem de nutrientes, os picos de pH e a adição de novos componentes químicos ao sistema solo são cenários comuns em situações de degradação ambiental (FELFILI; FAGG; PINTO, 2008).

Portanto, a recuperação das matas ciliares afetadas pelo rompimento da barragem, através de técnicas efetivas é essencial e um grande desafio a ser superado, além de selecionar espécies que consigam se desenvolver sobre esse tecnossolo, não apenas para restauração da estrutura e fisionomia da floresta, mas também para o retorno dos serviços ecossistêmicos oferecidos por elas.

3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

É evidente que as atividades antrópicas estão afetando os ambientes naturais, sendo imprescindível intervenções efetivas para auxiliar a restauração ecológica das áreas degradadas utilizando-se dos melhores métodos que garantam o funcionamento ecológico, o fornecimento de bens, serviços ambientais e a restauração da biodiversidade.

O desenvolvimento de indivíduos arbóreos sobre o tecnossolo em relação ao crescimento, sustentação, longevidade, capacidade de reprodução e de recuperação das funções ecológicas básicas necessárias à autossuficiência dessas novas formações florestais, ainda não é conhecido e se caracteriza como um desafio para a natureza e para a ciência da restauração.

Passados mais de quatro anos do rompimento da barragem de Fundão, muitas ações já foram realizadas, mas os questionamentos retratam os gigantescos desafios em escala, tempo e conhecimento técnico sobre os novos sistemas de interação ecológica que se formarão sobre essas áreas.

REFERÊNCIAS

AGUIRRE, A. G. **Avaliação do potencial da regeneração natural e o uso da semeadura direta e estaquia como técnicas de restauração**. 2012. 171p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2012.

AGUIRRE, A. G.; LIMA, J. T.; TEIXEIRA, J.; GANDOLFI, S. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracicaba, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 4, p. 629-640, 2015.

ANA. Agência Nacional de Águas. Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce Rompimento da Barragem em Mariana/MG. 1. ed. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2016.

APARÍCIO, P.S. et al. Controle da matocompetição em plantios de dois clones de *Eucalyptus* × *Urograndis* no Amapá. **Ciência Florestal**, v.20, n.3, p.381-390, 2010.

ARAKI, D. F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. 172 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2005.

ASSIS, H.L. et al. Haloxifope-P-Metílico para controle de *Brachiaria decumbens* na cultura do eucalipto. **Cerne**, v.21, n.4, p.553-560, 2015.

AZEVEDO-SANTOS, V. M. et al. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, p. 1745-1752, 2017.

- BELLEMO, A. C. **Formação de dossel no curto prazo, como estratégia de restauração florestal**. 2017. 86p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2017.
- BERLINCK, R. G. S. Bioprospecção no Brasil: um breve histórico. **Ciência e Cultura**, v. 64, p. 27-30, 2012.
- BERTOL, I.; BEUTLER, J.F.; LEITE, D.; BATISTELA, O. Propriedades físicas de um cambissolo húmico afetadas pelo tipo de manejo. **Sientia Agrícola**, v. 58, n. 3, p. 555-560, jul/set 2001.
- BERTOL, I.; SANTOS, J.C.P. Uso do solo e propriedades físico-hídricas no Planalto Catarinense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília** v.30, p. 263-267, 1995.
- BONN CHALLENGE. Report Progress. 2018. Disponível: <<https://infoflr.org/bonn-challenge-barometer/brazil/2018/policies>>.
- BOTELHO, S. A. et al. Restauração de matas ciliares. In: DAVIDE, A. C.; BOTELHO, S. A. (Eds.). **Fundamentos e métodos de restauração de ecossistemas florestais: 25 anos de experiência em matas ciliares**. Lavras: UFLA, 2015. p. 433-475.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Improving planting stocks for the Brazilian Atlantic Forest restoration through community-based seed harvesting strategies. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 6, p. 704-711, nov. 2012.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Governance innovations from a multi-stakeholder coalition to implement large-scale Forest Restoration in Brazil. **World Development Perspectives**, v. 3, p. 15-17, 2016.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Restauração Florestal. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. v. 1. 432p.
- BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. In: PERES, C. A.; BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; VIEIRA, I. C. G. (Orgs.). **Conservação da Biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil**. Curitiba: Ed. UFPR, 2013. p. 565-587.
- 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**, 2017.
- CARNEIRO, J. G. de A. **Produção e controle de qualidade de mudas florestais**. Curitiba: UFPR/FUPEF; Campos dos Goytacazes: UENF, 1995. 451 p.
- CORRÊA, R. S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado: manual para revegetação**. 2. ed., rev., ampl. e atual. Brasília: Ed. Universa, 2009. 174 p.
- CROUZEILLES, R. et al. There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 80-83, 2019.
- ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. An evaluation of direct seeding for restoration of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 152, p. 169-181, 2001.

FELFILI, J. M.; FAGG, C. W.; PINTO, J. R. R. Recuperação de áreas degradadas. In: FELFILI, J. M.; SAMPAIO, J. C.; CORREIA, C. R. M. de A. (Orgs.). **Conservação da natureza e recuperação de áreas degradadas na bacia do São Francisco: treinamento e sensibilização**. Brasília: Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas, 2008. p. 51-62.

FERNANDES, G. W. et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 35-45, jul./dez. 2016.

FUNDAÇÃO RENOVA. No caminho da reparação. 2018. Disponível em: <https://www.samarco.com/wpcontent/uploads/2018/10/CADERNOREPARACAO_web_v2.pdf>.

GOMES, J. M. et al. Parâmetros morfológicos na avaliação da qualidade de mudas de *Eucalyptus grandis*. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 6, p. 655-664, nov./dez. 2002.

GOMES, L. E. O. et al. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 120, n. 1-2, p. 28-36, 2017.

GONZAGA, L. de M. et al. Evaluation of substrates and AMF sporulation in the production of seedlings of native forest species. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 40, n. 2, p. 245-254, 2016.

GRAFF, P.; SUE MCINTYRE, S. Using ecological attributes as criteria for the selection of plant species under three restoration scenarios. **Austral Ecology**, v. 39, n. 8, p. 907-917, dez. 2014.

GUERRA, A. T. et al. Novo Dicionário Geológico. **Geomorfológico**, 3ª ed. Rio de Janeiro, 2003, p. 153.

GUNDERSON, L.H. Ecological resilience – in theory and applications. **Annual Review of Ecology and Systematic**, v. 31, p. 425-439, 2000.

HATJE, V. et al. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Scientific Reports**, v. 7, art. 10706, set. 2017.

HOLL, K. D. Restoring tropical forests from the bottom up. **Science**, v. 355, n. 6324, p. 455-456, 2017.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Biomas do Brasil: 1ª aproximação**. Brasília: IBGE, 2004.

International Union of Soil Sciences (IUSS); International Soil Reference and Information Centre (ISRIC); Food and Agriculture Organization (FAO). World reference base for soil resources 2014: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. **World Soil Resources Reports**, Rome, n. 106, 2015 (Update 2015).

ISERNHAGEN, I. **Uso de sementeira direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**. 2010. 105 p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2010.

IUCN. International Union for Conservation of Nature. **Brazil to restore 12 million hectares of forests under Bonn Challenge for biodiversity and climate benefits**. 2016. Disponível: <<https://www.iucn.org/news/secretariat/201612/brazil-restore-12-million-hectares-forests-under-bonn-challenge-biodiversity-and-climate-benefits>>.

KAGEYMA, P.Y. et al. **Restauração de mata ciliar**: manual para recuperação de áreas ciliares e microbacias. Rio de Janeiro. Semads, 2001. 104p.

KAGEYMA, P.Y.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JUNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES – PADUA, C. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, cap. 14, 2003. p. 383-395.

LOPES, E. D.; AMARAL, C. L. F.; NOVAES, A. B. de. Parâmetros morfofisiológicos na avaliação da qualidade de mudas de três espécies florestais. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v. 8, n. 3, p. 51-59, set. 2016.

MARTINELLI, L. A.; LINS, S. R. M.; SANTOS, J. C. S. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 49, p. 443-451, 2017.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas**: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 2. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2010. 270 p.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**: no contexto do novo Código Florestal. 3. Ed, Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2014, 220p.

MATTEI, V. L.; ROSENTHAL, M. D'A. Semadura direta de canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.) no enriquecimento de capoeiras. *Revista Árvore*, v.26, n.6, p. 649-654, 2002.

MAURENZA, D. et al. Physiological responses to flooding and light in two tree species native to the Amazonian floodplains. **Aquatic Botany**, v. 96, n. 1, p. 7-13, jan. 2012.

MELI, P. et al. Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 17, n. 4, p. 744–753, 2014.

MEURER, E. J. Fatores que influenciam o crescimento e o desenvolvimento das plantas. In: NOVAIS, R. F. et al. (Eds.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 65-90.

MORAES, L. F. D. de. et al. **Manual técnico para a restauração de áreas degradadas no Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. 84 p.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R. Combination os species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. **High diversity forest restoration in degraded areas**: methods and project in Brazil. New York: Nova Science Publishers, v. 1, p. 103-126, 2007.

NETTO, A. L. C. Hidrologia de encosta na interface com a Geomorfologia. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (org). **Geomorfologia**. Uma atualização de bases e conceitos, 6ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005.

OMACHI, C. Y. et al. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30-34, 2018.

PEREIRA, A. R. **Como selecionar plantas para áreas degradadas e controle de erosão**. 2. ed. Belo Horizonte: Ed. FAPI, 2008. 240 p.

PEREIRA, I. M.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Restauração de ecossistemas: bases ecológicas e silviculturais. In: DAVIDE, A. C.; BOTELHO, S. A. (Eds.). **Fundamentos e métodos de restauração de ecossistemas florestais: 25 anos de experiência em matas ciliares**. Lavras: UFLA, 2015. p. 369-432.

PINTO-COELHO, R. M. Existe governança das águas no Brasil? Estudo de caso: O rompimento da Barragem de Fundão, Mariana (MG). **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico**, v. 24. n. 1/2, 2015.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, jun. 2009.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 1. ed. São Paulo: Instituto Bioatlântica, 2009. 255p.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (ed). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, FAPESP, p. 75-82, 2000.

RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. **Comparação de metodologias de restauração ecológica da vegetação native na mitigação dos impactos do despejo de rejeitos de mineração na região de Mariana, MG**. Relatório Final, Piracicaba, 2017.

ROSSITER, D. G. Classification of Urban and Industrial Soils in The World Reference Base for Soil Resources. In: *Journal of Soil and Sediments*, v.7, n.2, p. 96-100, 2007.

SAMARCO. **Relatório de impacto ambiental - RIMA - EIA - integrado do complexo germano**. 2017. Acesso em: 25/07/2019. Disponível em: <https://www.samarco.com/wpcontent/uploads/2017/11/rima-samarco-2017.pdf>

SANTOS, J. F. C. dos. et al. Wildfires as a major challenge for natural regeneration in Atlantic Forest. **Science of the Total Environment**, v. 650, n. 1, p. 809-821, 2019.

SANTOS, P. Z. F.; CROUZEILLES, R.; SANSEVERO, J. B. B. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 140-145, 2019.

SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Paisagens de lama: os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do Fundão, em Mariana. In: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS). **A Ciência do solo e o desastre de Mariana**. Boletim Informativo ISSN 1981-979X, v. 42, n. 1, p. 18-22, jan./abr. 2016.

SCHICK, J. et al. Erosão hídrica em Cambissolo húmico álico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. Perdas de solo e água. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 24, p. 427-436, 2000.

SEMAD. Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Operação Watu - Fase VI, 2018. Disponível em: <http://www.meioambiente.mg.gov.br/images/stories/2019/FISCALIZACAO/Operacao_Watu_FASE_VI_Final.pdf>

SILVA, A. C. et al. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. **Revista Espinhaço**, Diamantina, v. 5, n. 2, p. 44-53, dez. 2016.

SILVA, A. L.; ALVES, D. S.; FERREIRA, M. P. Landsat-Based Land Use Change Assessment in the Brazilian Atlantic Forest: Forest Transition and Sugarcane Expansion. **Remote Sensing**, v. 10, p. 996, 2018.

SINGH, A.N.; RAGHUBANSHI, A.S.; SINGH, J.S. Impact of native tree plantations on mine spoil in a dry tropical environment. **Forest Ecology and Management**, v. 187, n. 1, p. 49–60, jan. 2004.

SOARES, P. G. **Efeito da inoculação com rizóbio no estabelecimento, crescimento inicial e abundância natural de 15N em leguminosas (Fabaceae) arbóreas nativas plantadas por semeadura direta**. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2007, 69p.

Society for Ecological Restoration (SER). **Padrões internacionais para a prática da restauração ecológica** – incluindo princípios e conceitos chaves, Washington, D. C. 2016, 48 p. Disponível em: <https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/SER_Standards_Portuguese.pdf>. Acesso em: 05 dez. 2019.

SOS Mata Atlântica, INPE, 2019. Atlas Dos Remanescentes Florestais Da Mata Atlântica Relatório Técnico Período 2017-2018, 2019.

SOUZA, M.C. et al. Interference of weed community on *Eucalyptus grandis* second coppice plants. *Scientia Forestalis*, v.38, n.85, p.63-71, 2010.

STEVENSON, B. A., SMALE, M. C. Seed bed treatment effects on vegetation and seedling establishment in a New Zealand pasture one year after seeding with native woody species. **Ecological Management & Restoration**, v. 6, n. 2, p. 124-131, 2005.

SUJII, P. S. et al. Recovery of genetic diversity levels of a Neotropical tree in Atlantic Forest restoration plantations. **Biological Conservation**, v. 211, p. 110-116, jul. 2017.

TTAC. Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC) entre União/Estados de MG e ES/Samarco/Vale/BHP. 2016. 137p.

VASCONCELOS, M.C.C. et al. Interferência de plantas daninhas sobre plantas cultivadas. *Agropecuária Científica no Semiárido*, v.8, n.1, p.01-06, 2012.

WANAT, N. et al. Arsenic (As), antimony (Sb), and lead (Pb) availability from Au-mine technosols: a case study of transfer to natural vegetation cover in temperate climates. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 36, n. 4, p. 783-795, ago. 2014.

World Wide Fund for Nature (WWF). Restauração ecológica no Brasil: desafios e oportunidades. **Relatório**, 2017. 91p. Disponível em: <https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/restauracao_ecologica_1.pdf>

CAPITULO 2

DESENVOLVIMENTO INICIAL DE MUDAS DE ESPÉCIES FLORESTAIS NATIVAS EM TECNOSSOLO FORMADO POR REJEITO DE MINERAÇÃO NA BACIA DO RIO DOCE

Láysa Maria Ferreira Andrade

Soraya Alvarenga Botelho

**DESENVOLVIMENTO INICIAL DE MUDAS DE ESPÉCIES FLORESTAIS
NATIVAS EM TECNOSSOLO FORMADO POR REJEITO DE MINERAÇÃO NA
BACIA DO RIO DOCE**

RESUMO

O rompimento da barragem de Fundão, em Mariana-MG, resultou na deposição de rejeitos de minério de ferro sobre as áreas ciliares afetadas pelo desastre ambiental, formando um tecnossolo instável, com profundidade e características químicas variáveis. As limitações físicas e químicas do tecnossolo formado não são conhecidas e precisam ser avaliadas com relação aos possíveis efeitos sobre as espécies potenciais para utilização nas ações de restauração. O objetivo deste estudo foi avaliar a sobrevivência e o desenvolvimento inicial de mudas de espécies florestais nativas sobre o tecnossolo, em condições de campo em duas épocas de plantio. Foram avaliadas plantas de 21 espécies nativas, durante nove meses, com delineamento em parcelas subdivididas no tempo. Taxa de sobrevivência e crescimento em altura, foram analisados. Os valores de crescimento em altura e sobrevivência variaram bastante entre as espécies. Das 21 espécies arbóreas plantadas cinco apresentaram taxas de sobrevivência superior a 80%. Quanto ao crescimento em altura, uma espécie apresentou maior desempenho em ambas épocas de plantio. O caráter de alta resistência à penetração e a baixa permeabilidade do tecnossolo, comprometem o crescimento das plantas. Contudo, mesmo em condições ambientais desfavoráveis as espécies de melhor desempenho, indicadas para projetos de restauração das matas ciliares, sobre o tecnossolo na bacia do rio Doce, são *E. contortisiliquum*, *G. ulmifolia*, *H. courbaril*, *P. nitens*, *P. guajava*, *P. dubium* e *T. americana*.

Palavras-chave: Barragem de Fundão. Espécies nativas. Rejeito de mineração de ferro. Restauração de mata ciliar.

ABSTRACT

The rupture of the Fundão dam, in Mariana-MG, resulted in the deposition of iron ore tailings on the family areas affected by the environmental disaster, forming an unstable technosol, with depth and specific technical characteristics. The physical and chemical limitations of the formed technosol need to be assessed in relation to the potential species to be used in restoration actions. The objective of this study was to evaluate the survival and initial development of seedlings of native forest species on the technosol, under field conditions in two planting seasons. Plants of 21 native species were evaluated during nine months, with delineation in plots subdivided over time. Survival rate and height growth were analyzed. The values of growth in height and survival varied considerably between species. Of the 21 tree species planted, five had survival rates above 80%. As for growth in height, one species showed greater performance in both planting seasons. The technosol's high resistance to penetration and low permeability compromises plant growth. However, even in unfavorable environmental conditions, the species with the best performance, indicated for restoration projects of riparian forests, on the technosol in the Doce river basin, are *E. contortisiliquum*, *G. ulmifolia*, *H. courbaril*, *P. nitens*, *P. guajava*, *P. dubium* and *T. americana*.

Keywords: Fundão Dam. Native species. Iron mining tailings. Restoration of riparian forest.

1 INTRODUÇÃO

Com o rompimento da barragem de Fundão em 05 de novembro de 2015, a deposição do rejeito, proveniente do processamento inicial do minério de ferro, ao longo do rio Doce e de seus tributários, promoveu uma drástica transformação na paisagem local, degradando extensas áreas de matas ciliares, margens e entornos de cursos d'água, gerando ambientes que apresentam características desconhecidas para a ciência da restauração ecológica (INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA, 2015; FERNANDES et al., 2016; MARTA-ALMEIDA et al., 2016; NEVES et al., 2016; HATJE et al., 2017).

O material depositado, enquadra-se na classificação internacional, da Base de Referência Mundial (WRB) para recursos do solo, como tecnossolo, caracterizado por sua formação de influência antrópica. Esse tecnossolo consiste em sedimentos hidrófilos de granulometria ultrafina e coloidal, matéria orgânica praticamente inexistente, solo e detritos antrópicos, vegetais e animais incorporados ao longo do percurso (FREITAS, 2014; FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO, 2015; GOLDER ASSOCIATES BRASIL CONSULTORIA E PROJETOS LTDA, 2016; INTERNATIONAL UNION OF SOIL SCIENCES - IUSS; INTERNATIONAL SOIL REFERENCE AND INFORMATION CENTRE - ISRIC; SEGURA et al., 2016).

As matas ciliares da região diretamente afetada pelo rompimento da barragem sofreram uma intensa alteração, tendo plantas arrancadas e soterradas, que juntamente com o rejeito e outros materiais foram depositados nas margens do rio Doce e seus tributários (IBAMA, 2015). As matas ciliares apresentam grandes variações em sua estrutura, composição florística e dinâmica frequentemente relacionadas com características da área como: histórico de perturbações, vegetação adjacente, mosaico edáfico, relevo local, entre outros. (DURIGAN, 2009). Após um distúrbio, que pode ser de causas naturais ou não que influenciam a composição, estrutura e processos funcionais dos ecossistemas florestais e quando o grau de perturbação supera a resiliência dos ecossistemas, este perde sua identidade e composição original, passando à condição de área degradada (DALE et al., 2001; LATAWIEC et al., 2016).

Portanto, conhecer as tecnologias de restauração já existentes é fundamental para a elaboração de projetos de recuperação nessas áreas que receberam grandes quantidades de rejeito. Nesse contexto, Botelho et al. (2015) apontam dois modelos para a recuperação de matas ciliares, um por meio da condução da regeneração natural e outro pela implantação da

regeneração artificial, sendo esse último modelo implantado através de técnicas como o plantio de mudas ou a semeadura direta.

O processo de restauração dessas áreas é um grande desafio, visto que não se conhece as limitações atuais e futuras que o tecnossolo pode impor ao desenvolvimento da vegetação. Pelas características do tecnossolo, identifica-se alguns aspectos que podem oferecer alguma limitação ao crescimento das plantas, podendo interferir no desenvolvimento de diversas espécies, bem como podem direcionar o desenvolvimento de um novo ecossistema no local, diferente do original.

Nesse sentido, essas áreas impactadas pela deposição do rejeito, precisam ser avaliadas com relação aos efeitos sobre espécies potenciais para uso nas ações de restauração, buscando priorizar espécies nativas regionais, potencialmente mais aptas ao ambiente, que contribuam para a conservação do patrimônio genético local e que podem propiciar ao meio um aprimoramento do tecnossolo em estrutura, textura e composição química, além de melhorias ao microclima (RODRIGUES et al., 2009; BRANCALION et al., 2012; GRAFF; MCINTYRE, 2014; MELI et al., 2014; BOTELHO et al., 2015; SUJII et al., 2017).

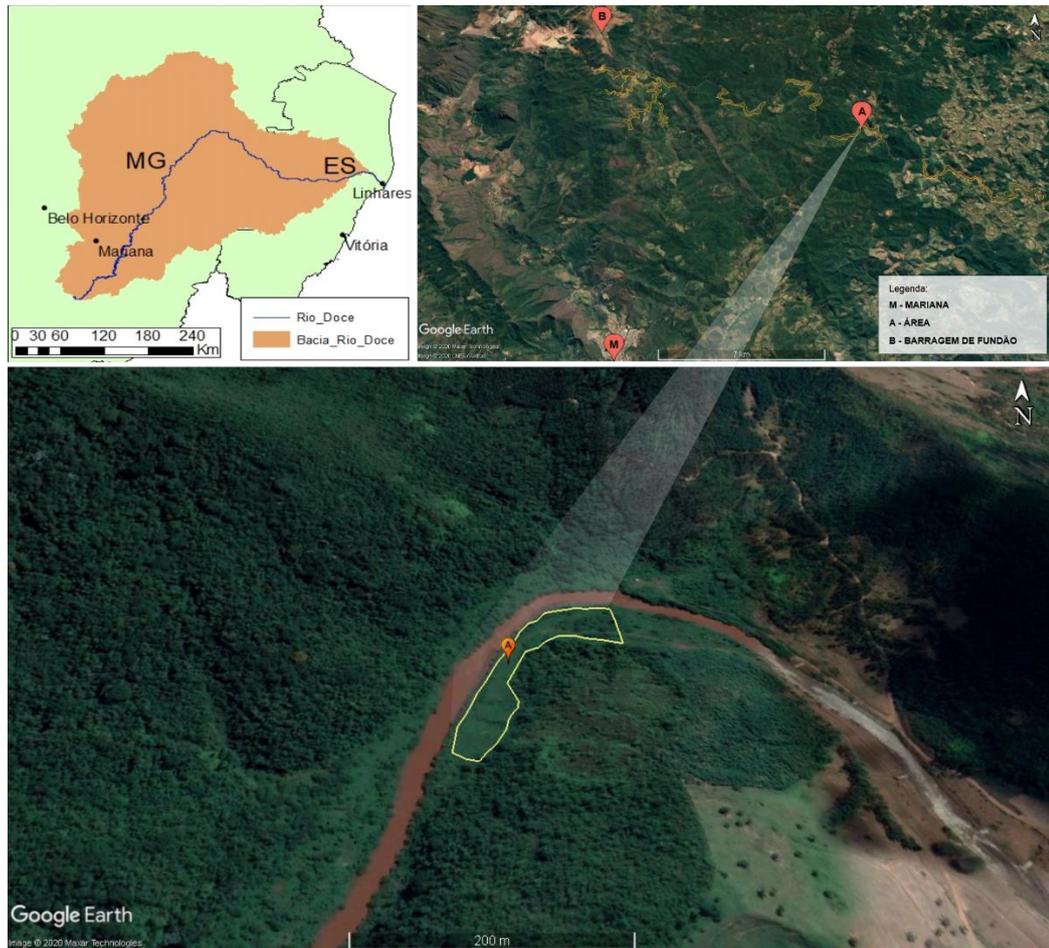
Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar a sobrevivência e o crescimento inicial de mudas de espécies florestais nativas, plantadas no tecnossolo formado pelo rejeito de minério de ferro da barragem de Fundão, na bacia do rio Doce, em condições de campo em duas épocas de plantio.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de mata ciliar do rio Gualaxo do Norte (aproximadamente 0,9 ha), afetada pelo rompimento da barragem de Fundão que está localizada no município de Mariana (Figura 2.1), nas coordenadas 20°15'54.96'' de latitude S e 43°18'21.56'' de longitude O, na região central de Minas Gerais (IBGE, 2008). Este município está inserido regionalmente na bacia hidrográfica do rio Doce (MARIANA, 2008).

Figura 2.1 – Mapa com a localização da área de estudo.



Fonte: Adaptado de Magalhães (2018). Imagens do Google Earth (2019).

A matriz de entorno é composta por fragmentos de florestas estacionais semidecíduais (SILVA et al., 2015), plantios de *Eucalyptus* sp. e pastagens.

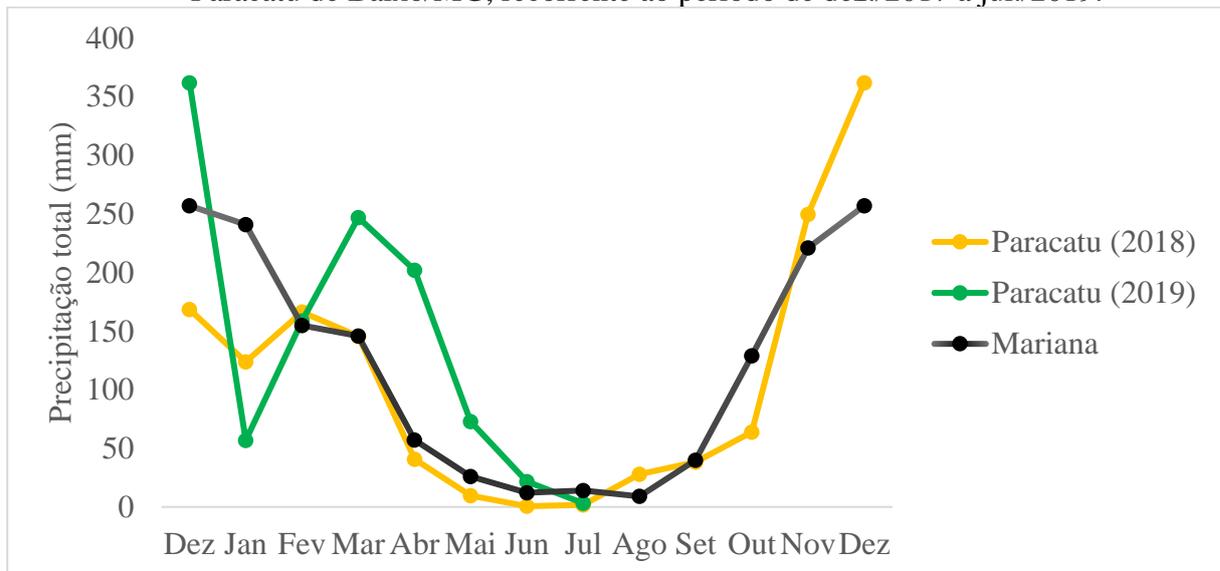
A bacia do rio Doce, possui área de drenagem de cerca de 84 mil km², dos quais 86% pertencem ao Estado de Minas Gerais e o restante ao Espírito Santo. Possui rica biodiversidade, estando 98% de sua área inserida no bioma de Mata Atlântica, um dos mais importantes e ameaçados do mundo, e os 2% restantes em área de Cerrado (ANA, 2016).

O clima da região é o Cwa de Köppen (ALVARES et al., 2013), clima temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão temperado, sendo a temperatura média do mês mais frio inferior a 18 °C e a do mês mais quente superior a 22 °C. A bacia possui relevo ondulado, montanhoso e acidentado e a geologia da região concentra-se principalmente em Cambissolos, Latossolos, Neossolos Litólicos e Argissolos. Com o rompimento da barragem, a deposição de rejeitos nas planícies fluviais do rio Doce que ocorreu principalmente à montante da barragem de Candonga, atingiu profundidades de até 2 metros e provocou o soterramento

desses solos presentes, o que propiciou a formação de solos completamente distintos dos solos originais (OZÓRIO, 2000; UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA - UFV; FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS - CETEC; UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS - UFLA; FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - FEAM, 2010; GONÇALVES et al., 2011; ANA, 2016; SCHAEFER et al., 2016) e que nesse estudo consideramos como tecnossolo.

Na figura 2.2 observa-se os dados de precipitação média mensal em Mariana (dados compilados de INMET – www.inmet.gov.br) e de precipitação mensal disponibilizados pela Fundação RENOVA coletados na estação automática localizada no distrito de Paracatu de Baixo (próximo à área de estudo).

Figura 2.2- Dados de precipitação mensal obtidos pelo INMET e da estação automática de Paracatu de Baixo/MG, recorrente ao período de dez./2017 a jul./2019.



Uma das medidas emergenciais adotadas para o rápido recobrimento das áreas afetadas, logo após o rompimento da barragem, foi a utilização de um mix de sementes de espécies de gramíneas e leguminosas. A área experimental estava coberta predominantemente por essas espécies presentes no mix (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Espécies do mix de sementes utilizado como ação emergencial nas áreas atingidas pelo rompimento da barragem de Fundão e suas características (Continua).

Espécie	Nome comum	Família	Hábito
<i>Alternanthera tenella</i>	Apaga fogo	Amaranthaceae	Herbáceo
<i>Helianthus annuus</i>	Girassol forrageiro	Asteraceae	Forageira
<i>Raphanus sativus</i>	Nabo forrageiro	Brassicaceae	Erva
<i>Cajanus cajan</i>	Feijão guandu	Fabaceae	Arbustivo

Espécie	Nome comum	Família	Hábito
<i>Canavalia ensiformis</i>	Feijão de porco	Fabaceae	Herbáceo
<i>Crotalaria</i> spp.	Chocalho de cascavel	Fabaceae	Arbustivo
<i>Dolichos lablab</i>	Dolichos lab lab	Fabaceae	Rasteiro trepador
<i>Lotus corniculatus</i>	Cornichão	Fabaceae	Forageira
<i>Neonotonia wightii</i>	Soja perene	Fabaceae	Rasteiro trepador
<i>Stylosanthes</i> spp.	Estilosante	Fabaceae	Herbáceo
<i>Vicia sativa</i>	Ervilhaça	Fabaceae	Trepador
<i>Avena</i> spp.	Aveia amarela e preta	Poaceae	Forageira
<i>Cynodon dactylon</i>	Gramma seda	Poaceae	Rasteiro
<i>Lolium multiflorum</i>	Azevém	Poaceae	Forageira
<i>Pennisetum glaucum</i>	Milheto	Poaceae	Ereta, cespitosa
<i>Pennisetum setosum</i>	Capim custódio	Poaceae	Ereta, cespitosa
<i>Sorghum bicolor</i>	Sorgo formoso	Poaceae	Erva

Fonte: Adaptado de Oliveira et al. (2016).

2.2 Caracterização do tecnossolo

Para a determinação da fertilidade e textura do tecnossolo foram coletadas na área de estudo e em fragmento nativo (solo de referência), com o uso de um trado holandês, amostras simples, na profundidade de 0-20 cm, resultando em uma amostra composta para cada área.

As análises foram realizadas pelo Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, segundo suas composições química e física, no Laboratório de Fertilidade do Solo, com exceção do parâmetro porosidade total, densidade e condutividade elétrica que foram feitas no Laboratório de Substratos do Departamento de Horticultura e Silvicultura da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Os valores dos atributos químicos e texturais do tecnossolo e da área referência, são apresentados na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 - Caracterização química e física do tecnossolo utilizado neste estudo e da área referência (Continua).

Atributos	Unidade	Tecnossolo	Solo referência
pH	-	7,00	4,60
K	mg/dm ³	21,32	93,65
P	mg/dm ³	5,66	2,53
Na	mg/dm ³	0,82	0,00
Ca	cmol _c /dm ³	0,99	1,27
Mg	cmol _c /dm ³	0,26	0,62
Al	cmol _c /dm ³	0,06	0,55
H+Al	cmol _c /dm ³	0,85	7,45

SB	cmol _c /dm ³	1,30	2,14
t	cmol _c /dm ³	1,36	2,69
T	cmol _c /dm ³	2,15	9,59
V	%	60,68	22,32
m	%	4,41	20,43
P-Rem	mg/L	44,84	23,20
Zn	mg/dm ³	1,26	2,00
Fe	mg/dm ³	241,20	158,50
Mn	mg/dm ³	180,77	42,70
Cu	mg/dm ³	1,66	1,00
B	mg/dm ³	0,12	0,07
S	mg/dm ³	4,40	6,20
M.O.	dag/kg	0,57	3,49
CE	mS/cm	0,04	-
DS	g/cm ³	1,63	-
PT	%	49,73	-
Argila	dag/kg	11	30
Silte	dag/kg	44	20
Areia	dag/kg	45	49
Textura	-	Arenosa	Média

Nota: *pH em H₂O, relação 1:2,5; P - Na - K - Fe - Zn - Mn - Cu: Extrator Mehlich-1; Ca - Mg - Al: Extrator KCl, 1 mol/L; H + Al: Extrator SMP; P-Rem = Fósforo Remanescente: Solução de CaCl₂ 10 mmol/L + 60 mg/L de P, relação 1:10; M.O. = Matéria Orgânica: Oxidação por Na₂Cr₂O₇ 4N+ H₂SO₄ 10N; B: Extrator água quente; S: Extrator Fosfato monocálcico em ácido acético; SB = Soma de Bases Trocáveis; CTC (t) = Capacidade de Troca Catiônica Efetiva; CTC (T) = Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; V = Índice de Saturação de Bases; m= Índice de Saturação de Alumínio. CE = Condutividade elétrica; PT = Porosidade total; DS= Densidade de solo. Fonte: Do autor (2020).

A resistência do tecnossolo à penetração foi determinada utilizando-se o penetrômetro de Impacto Modelo IAA/Planalsucar – Stolf, a partir da superfície do tecnossolo até a profundidade de 0,6 m. Coletou-se um ponto em todas as parcelas segundo metodologia descrita por Stolf et al. (1983), realizada em julho de 2019. Os dados foram computados em planilha de *Excel*, submetidos à análise de variância e a comparação entre as médias foi feita pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade, utilizando-se o programa SISVAR 5.6 (FERREIRA,2011).

Dada a influência da umidade nas determinações de resistência do solo à penetração (RSP) com o uso de penetrômetros de impacto, foi estimada a umidade do solo através do método gravimétrico. Foram coletadas 64 amostras deformadas distribuídas na área, na camada de 0-20 cm de profundidade, com o trado holandês. Posteriormente, as amostras foram

acondicionadas em embalagens de alumínio fechadas hermeticamente e levadas ao Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal do Departamento de Ciências Florestais onde foram pesadas para a determinação da umidade inicial. As amostras foram levadas à estufa a temperatura de 105°C por 24 horas. Após a secagem a umidade foi determinada por diferença de peso (FERREIRA, 2003).

As medidas de condutividade hidráulica (K_0) do tecnossolo foram obtidas utilizando-se o permeâmetro de fluxo constante (Permeâmetro de Ghelph – modelo 2800KI), realizadas em julho de 2019.

O valor de K_0 foi obtido pela expressão abaixo, de acordo com Santos (2005):

$$K_0 = 0,0041 \cdot Y \cdot R_2 - 0,0054 \cdot Y \cdot R_1 \quad (2.1)$$

Em que, K_0 é a condutividade hidráulica do solo saturado (cm/seg), Y é a área do reservatório interno do aparelho que equivale a 2,15 cm², R_1 e R_2 são constantes de fluxo para as cargas hidráulicas de 5 e 10 cm respectivamente (cm/seg).

2.3 Implantação do experimento e análises dos dados

Foram coletadas na região dos rios Gualaxo e Carmo sementes de espécies arbóreas nativas das matas ciliares, de acordo com levantamento prévio das espécies baseado no Inventário Florestal de Minas Gerais (SILVA et al., 2008). A produção e o desenvolvimento inicial das mudas ocorreram no Viveiro Florestal do Departamento de Ciências Florestais da UFLA, com irrigação automatizada, durante onze meses e posterior expedição a campo.

As espécies foram classificadas em famílias e tiveram os nomes científicos atualizados de acordo com o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (APG, 2009) e pela base de dados da Lista de Espécies da Flora do Brasil (JBRJ, 2014).

Neste trabalho, as espécies foram agrupadas em dois grupos ecológicos, dentro do conceito de pioneira e não pioneira (secundárias e clímax). Foram estudadas 21 espécies nativas selecionadas em função da disponibilidade de mudas na época de implantação. A tabela 2.3 apresenta as espécies nativas que foram analisadas e suas características.

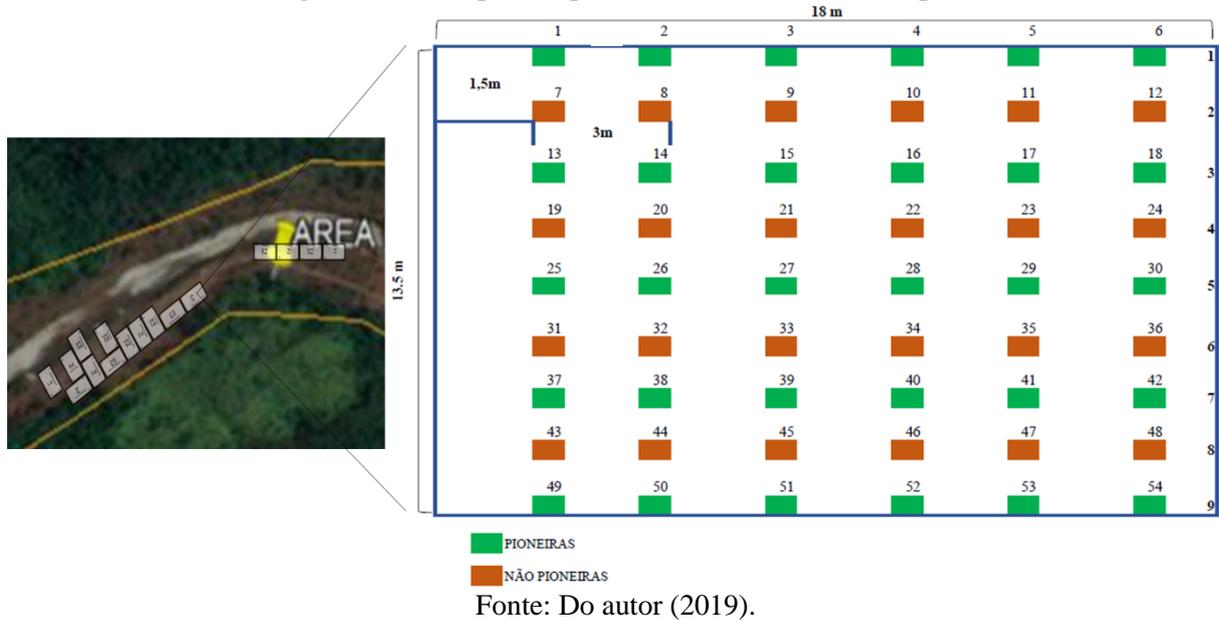
Tabela 2.3 - Espécies selecionadas para este estudo e suas características.

Espécies	Nome comum	Família	GE	C
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	Ipê - verde	Bignoniaceae	P (Si)	IV
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Ipê - felpudo	Bignoniaceae	P (Si)	IF
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume.	Corindiba	Cannabaceae	P	Tr
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	Euphorbiaceae	P	Cx
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul.	Angico - vermelho	Fabaceae	P (Si)	AV
<i>Cassia ferruginea</i> Schrad. ex DC.	Chuva de ouro	Fabaceae	NP	ChO
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morang.	Tamboril	Fabaceae	P	T
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	Fabaceae	NP	J
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz.	Pau-ferro	Fabaceae	NP	PFe
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	Fabaceae	P (Si)	C
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim - bravo	Fabaceae	NP	AB
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby.	Cassia - verrugosa	Fabaceae	P (Si)	CV
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke.	Pau - tamanco	Lamiaceae	P	PT
<i>Lafoensia pacari</i> A. St. -Hil.	Dedaleiro	Lythraceae	NP	D
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutamba	Malvaceae	P	Mu
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	Malvaceae	P	AC
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-rosa	Meliaceae	NP	Cd
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	Myrtaceae	P	G
<i>Triplaris americana</i> L.	Pau - formiga	Polygonaceae	P	PF
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Saboneteira	Sapindaceae	NP	S
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal.	Gravitinga	Solanaceae	P	Gr

Legenda: GE=Grupo ecológico; P=Pioneira; Si=Secundária inicial; NP=Não pioneira; C= Código.
Fonte: Do autor (2020).

O experimento foi implantado em duas épocas (dezembro de 2018 e abril de 2019), após as primeiras avaliações do plantio realizado em dezembro, foi observado a necessidade de replantio, esse realizado em abril de 2019. O delineamento utilizado foi inteiramente casualizado, com parcelas subdivididas no tempo. Um total de 16 parcelas de 243m² foram instaladas, com 54 plantas por parcela, o espaçamento adotado foi de 1,5 x 3 m (2.222 indivíduos/ha), com linhas intercaladas de espécies pioneiras e não pioneiras (Figura 2.3).

Figura 2.3- Croqui das parcelas instaladas em campo.



O preparo da área foi realizado com roçada manual e, controle de formigas utilizando isca formicida 30 dias antes do plantio. A abertura das covas foi realizada com o auxílio de cavadeira manual articulada, a adubação de plantio com 150g de superfosfato simples/ cova. No plantio e replantio realizado em abril foi utilizado um litro de Agrogel hidratado na proporção 3 g de pó/1 l de água. Duas adubações de cobertura com sulfato de amônia foram feitas (setembro e dezembro/2019). Os tratamentos silviculturais de manutenção consistiram em dois coroamentos manuais e cinco roçadas semimecanizadas.

Para avaliação da variável altura total (coleta mensal com régua graduada em centímetros) foi utilizado um modelo linear generalizado (GLM) com distribuição gaussiana, havendo efeito da espécie e época de implantação (dezembro e abril) foi avaliada a altura na última avaliação (novembro) para cada espécie e época de implantação. A taxa de sobrevivência foi avaliada ao final, considerando um modelo linear generalizado (GLM) com distribuição binomial, sendo avaliados os efeitos de espécie e época de implantação.

Os modelos foram avaliados utilizando análises de variância com somas dos quadrados parciais, havendo efeito de espécie as médias foram posteriormente comparadas por meio do teste de médias de Tukey. Todas as análises foram realizadas com nível de 5% de probabilidade.

Quando o mês de avaliação foi significativo foram ajustados modelos de primeiro, segundo e terceiro grau, sendo selecionados os modelos de menor grau que apresentou significância. Não havendo ajuste do modelo, foi considerado que não houve efeito do mês de avaliação na altura das plantas. O *software* R versão 3.6.1, com auxílio dos pacotes *car* (FOX;

WISBERG, 2019) e *multcomp* (HOTHORN et al, 2008), foi utilizado para realização das análises estatísticas.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização do tecnossolo

A composição química e textura diferiram entre o tecnossolo e o solo de referência não afetado pelo rejeito. O tecnossolo possui pH alto, concentração de fósforo remanescente alta, baixos teores de matéria orgânica, nitrogênio total e capacidade de troca de cátions, baixas concentrações de fósforo disponível, cálcio, magnésio, potássio, alumínio, boro e enxofre; sódio, ferro, manganês em concentrações muito elevadas, e textura arenosa. Em contrapartida, o solo da área referência apresentou acidez elevada, concentrações em nível bom segundo Alvarez et al. (1999) de zinco e potássio, concentrações médias de cálcio, magnésio, alumínio, cobre e matéria orgânica, e textura média.

A caracterização geral do tecnossolo da área de estudo, três anos após o derramamento de rejeito da barragem de Fundão, apontou altas concentrações totais de Fe e Mn, como encontrado também por Silva et al. (2016) e Guerra et al. (2017). O pH alto, textura arenosa, baixa concentração de matéria orgânica e de capacidade de troca de cátions a pH 7, também foram detalhados por Silva et al. (2016). Devido à instabilidade química do tecnossolo recém formado, espera-se que as concentrações de alguns componentes químicos podem apresentar-se menores ou maiores, após anos do depósito desse material, além da influência direta de agentes intempéricos e da heterogeneidade do material que se depositou ao longo do percurso (WANAT, 2014).

O maior valor de matéria orgânica e teor de potássio disponível, menor concentração de sódio e teores médios de cálcio e magnésio, apresentam vantagens do solo referência em relação ao tecnossolo (ALVAREZ et al., 1999).

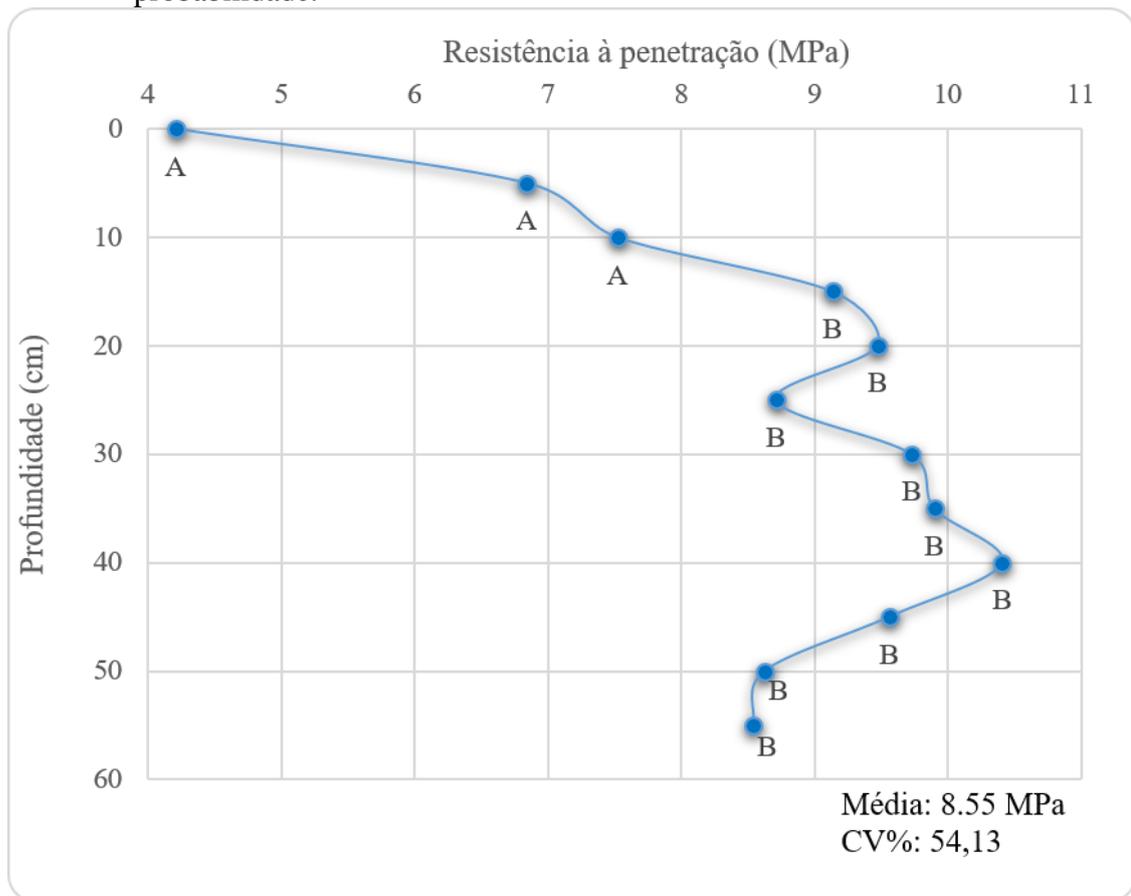
O tecnossolo também apresenta baixa porosidade total e alta densidade de partículas, o que leva a uma redução considerável na condutividade hidráulica (infiltração), essas características podem afetar o bom desenvolvimento das mudas (CELLIGOI et al., 2006; HATJE et al., 2017; SILVA et al., 2016).

Na condição de pH elevado do tecnossolo, ferro e manganês, apesar de presentes em grandes quantidades totais, se encontram em formas biodisponíveis em quantidades menores.

Mesmo menores, esses metais já estão muito acima dos níveis considerados altos em solos (Fe alto > 45 mg/dm³; Mn alto > 12 mg/dm³), por Alvarez et al. (1999).

Os valores médios da resistência do tecnossolo à penetração para a área de estudo, em diferentes profundidades, são apresentados na Figura 2.5.

Figura 2.5 – Resistência média do tecnossolo à penetração (MPa) na área de estudo. Médias seguidas da mesma letra maiúscula não diferem entre si a nível de 5% de probabilidade.



Fonte: Do autor (2020).

Observa-se que o tecnossolo apresentou um gradiente heterogêneo de resistência, variando de 4,21 MPa a 10,41 MPa, com uma média de 8,55 MPa. Os valores médios de resistência entre as camadas 0-15 cm e 15-60 cm diferem estatisticamente entre si a nível de 5% de probabilidade.

De acordo com o United States Department of Agriculture (USDA, 1993), valores de resistência acima de 2 MPa são classificados como altos e considerados restritivos ao crescimento radicular de muitas culturas. A resistência está diretamente correlacionada com vários atributos e condição do solo, como textura, densidade, matéria orgânica e,

principalmente, a umidade (STOLF; FERNANDES; FURLANI NETO, 1983). Portanto, a área poderá apresentar restrições ao crescimento.

Autores como Silva et al. (2016) e Schaefer et al. (2016), encontraram também altos valores de densidade das partículas que, segundo eles, pode ser explicado pela origem ferruginosa do rejeito. Segundo os mesmos autores, os altos valores de densidade encontrados e o selamento superficial do rejeito demonstram um ambiente desfavorável ao estabelecimento de uma comunidade vegetal, visto que a baixa porosidade implica negativamente na penetração do sistema radicular das plantas.

A variação da umidade do tecnossolo na área foi de 4,64% e 15,87%, sendo a média de 8,63%. Essa diferença de umidade pode ter interferido nos resultados de resistência do solo a penetração, por ter sido aferida na época seca com baixas precipitações.

Em relação ao teste de condutividade hidráulica, a área apresentou um valor de $K_0 = 3,73 \times 10^{-5}$ cm/s. Segundo a classificação de Terzaghi; Peck (1967) e Mello; Teixeira (1967), pode-se dizer que o grau de permeabilidade hidráulica do tecnossolo na área de estudo, varia de baixa a muito baixa. As características atribuídas a esse solo, segundo os autores, podem ser: areias finas siltosas e argilosas, siltes argilosos, o que condiz parcialmente com as características do tecnossolo, sendo esse constituído por elevados teores de areia e de silte e baixo teor de argila.

O tecnossolo, por apresentar baixa porosidade total e alta densidade de partículas, apresenta dificuldade de drenagem. Essas características estão associadas ao caráter hidrófilo e baixa porosidade do rejeito de mineração que originou e compõe o tecnossolo (SILVA et al., 2016; HATJE et al., 2017).

O estudo do perfil do tecnossolo, pode auxiliar no entendimento dos resultados de resistência à penetração e permeabilidade hidráulica uma vez que, não se conhece quais materiais que junto com o rejeito de mineração se encontram depositados nessas áreas. Além disso a área sofreu interferência com pisoteio de gado e conseqüente redução da cobertura vegetal, resultando em altas temperaturas e maior adensamento, podendo ter contribuído com os resultados aqui encontrados. Contudo, pode-se dizer que a condutividade hidráulica e resistência, não dependem apenas das características dos materiais, mas sim, de todo um sistema biogeográfico que esses fazem parte.

3.2 Desenvolvimento inicial e taxa de sobrevivência

A análise de variância para as variáveis altura e taxa de sobrevivência, são apresentadas na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 - Análise de variância para os modelos lineares generalizados para altura e taxa de sobrevivência.

Variável avaliada	Fator de variação	Graus de liberdade	X ²	p-valor	
Altura	Época de implantação (I)	1	91,9736	<0,0001	*
	Espécie (E)	20	157,000	0,0001	*
	Mês de avaliação (A)	8	62,6748	<0,0001	*
	I:E	18	10,2449	<0,0001	*
	I:A	6	22,4817	<0,0001	*
	E:A	157	5,3042	<0,0001	*
	I:E:A	104	1,0105	0,4526	ns
Taxa de sobrevivência	Época de implantação (I)	1	45,39	<0,0001	*
	Espécie (E)	20	618,43	<0,0001	*
	I:E	18	67,11	<0,0001	*

* = Significativo a 5% de probabilidade. ns = não significativo a 5% de probabilidade. Fonte: Do autor (2020).

A partir dos resultados é possível observar que para a variável altura houve diferenças significativas a 5% de probabilidade em relação a época de implantação (dezembro e abril), meses de avaliação e espécies estudadas. Além disso, como p-valor < 0,05 então existe diferença entre a época de implantação em relação as espécies e meses de avaliação. Já para a interação tripla que considera época de implantação, espécies e meses de avaliação não foi significativa a 5% de probabilidade (p-valor > 0,05).

A taxa de sobrevivência é dependente da época de implantação e das espécies estudadas ao nível de significância de 5%.

A altura média das plantas ao final do experimento (novembro) das espécies para implantação em abril/19 (com sete meses) e dezembro/18 (com onze meses), são apresentadas na Tabela 2.5.

Tabela 2.5- Altura média (cm) das plantas no último mês de avaliação das espécies avaliadas para implantação em abril e dezembro. Para cada espécie, médias seguidas da mesma letra minúscula não diferem entre si a nível de 5% de probabilidade.

Nome comum	GE	Altura da planta ao final do experimento	
		Implantado abril	Implantado dezembro
Amendoim-bravo	NP	27,5 C	29,3 c
Açoita-cavalo	P	26,0 C	28,6 bc
Angico-vermelho	P (Si)	32,4 Bc	41,6 bc
Canafístula	P (Si)	33,1 Bc	69,1 b
Cedro	NP	*	21,4 c
Chuva de ouro	NP	19,2 C	24,0 bc
Cassia-verrugosa	P (Si)	47,9 B	54,5 c
Capixingui	P	22,5 C	30,0 c
Dedaleiro	NP	22,8 C	32,7 c
Goiaba	P	28,6 C	39,8 bc
Gravitinga	P	40,0 bc	30,0 bc
Ipê-felpudo	P (Si)	20,0 c	5,0 c
Ipê-verde	P (Si)	11,9 c	14,2 c
Jatobá	NP	32,3 bc	35,0 bc
Mutamba	P	33,1 bc	40,0 bc
Pau-formiga	P	22,7 c	37,3 bc
Pau-ferro	NP	19,5 c	*
Pau-tamanco	P	*	27,5 bc
Saboneteira	NP	22,4 c	40,0 bc
Tamboril	P	83,8 a	128,0 a
Trema	P	45,0 bc	*

Nota: GE = Grupo ecológico. *Não houve implantação ou indivíduos sobreviventes ao final da avaliação. Fonte: Do autor (2020).

As espécies *Pterogyne nitens* (AB), *Croton floribundus* (Cx), *Anadenanthera colubrina* (AV), *Lafoensia pacari* (D), *Solanum granulosoleprosum* (Gr), *Zeyheria tuberculosa* (IF), *Cybistax antisyphilitica* (IV), *Hymenaea courbaril* (J), *Guazuma ulmifolia* (Mu) e *Enterolobium contortisiliquum* (T) não diferem estatisticamente a nível de 5% de probabilidade, obtendo crescimento médio em altura igual nas duas épocas de plantio.

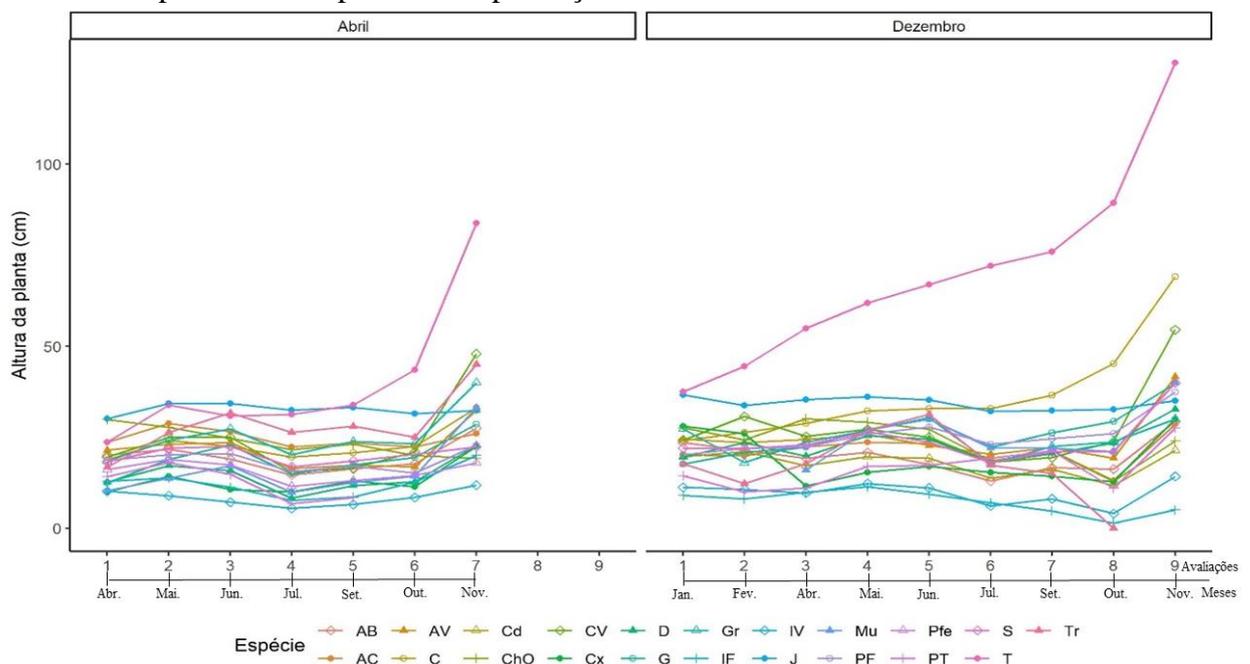
Dentre as espécies pioneiras, *E. contortisiliquum* (T) foi a que apresentou maior crescimento médio em altura em ambas épocas de implantação. Os menores crescimentos em altura foram observados para as espécies *Zeyheria tuberculosa* (IF) e *C. antisyphilitica* (IV). Dentre as espécies classificadas como não pioneira neste estudo, destacam -se as espécies *Sapindus saponaria* (S) e *H. courbaril* (J) que apresentaram maiores crescimentos médios na implantação de dezembro e abril, respectivamente.

Nos projetos de restauração ecológica que envolvem essencialmente o plantio de mudas, o crescimento inicial é fator primordial para potencializar o processo de cobertura do solo e a

competição com plantas invasoras (LIMA et al., 2016). O crescimento em altura é bastante variável entre as espécies. Em estudo de recuperação de áreas degradadas no Cerrado do Distrito Federal, Oliveira et al. (2015) também registraram variação no aumento de altura ao analisar 21 espécies. Viana e colaboradores (2019) estudando 12 espécies nativas do bioma Mata Atlântica em recuperação de uma área de pastagem no sul do Espírito Santo, também observaram variações no crescimento.

A altura média das mudas das espécies estudadas, durante os meses de avaliação, e nas duas épocas de implantação, são apresentadas na Figura 2.6.

Figura 2.6 - Altura média das mudas das espécies estudadas em relação aos meses de avaliação para as duas épocas de implantação.



Para o plantio realizado em abril (sete meses de avaliação), observou-se um crescimento expressivo em altura da espécie *E. contortisiliquum* (T) e menor crescimento da espécie *C. antisiphilitica* (IV). Para o plantio realizado em dezembro (nove meses de avaliação), também foi observado um maior crescimento da espécie *E. contortisiliquum* (T) e da espécie *Peltophorum dubium* (C), e menor crescimento da espécie *Z. tuberculosa* (IF) e *C. antisiphilitica* (IV). Para o grupo ecológico das não pioneiras, a espécie *H. courbaril* (J) foi a que apresentou o maior crescimento em ambas épocas de plantio.

Nas campanhas de coleta dos dados realizadas nos meses de fevereiro e julho, foram encontrados gado na área, o que afetou consideravelmente o crescimento das mudas, pelo

pisoteio e herbivoria, mesmo com essas ocorrências a maioria das espécies conseguiu se recuperar, caracterizado com o aumento em altura a partir do quarto e sexto mês de avaliação, para o plantio realizado em abril e dezembro, respectivamente, com exceção dos indivíduos da espécie *A. integrifolia* (PT) do plantio realizado em abril e da espécie *Trema micrantha* (Tr) do plantio realizado em dezembro, que não houve indivíduos sobreviventes na última avaliação realizada.

A partir das análises dos modelos ajustados para o crescimento em altura das 21 espécies, foi possível avaliar que doze apresentaram valores significativos (Tabela 2.6).

Tabela 2.6 - Modelos ajustados e coeficiente de determinação para a altura das plantas em função do mês de avaliação em cada período de implantação.

Código espécie	Implantado abril	Implantado dezembro
AB	$y = 14,25 + 9,52x - 3,84x^2 + 0,39x^3$ $R^2 = 0,95$	$y = 18,48 + 5,89x - 2,21x^2 + 0,18x^3$ $R^2 = 0,83$
AC	Não significativo	Não significativo
AV	$y = 7,65 + 19,56x - 6,87x^2 + 0,65x^3$ $R^2 = 0,92$	$y = 12,42 + 13,46x - 3,81x^2 + 0,29x^3$ $R^2 = 0,75$
C	$y = 7,48 + 16,42x - 5,24x^2 + 0,49x^3$ $R^2 = 0,97$	$y = 31,75 + 4,71x - 0,89x^2$ $R^2 = 0,87$
Cd	Não implantado	Não significativo
ChO	$y = 30,70 - 1,75x$ $R^2 = 0,92$	Não significativo
CV	$y = -4,71 + 34,54x - 11,80x^2 + 1,13x^3$ $R^2 = 0,98$	$y = 4,96 + 24,43x - 6,90x^2 + 0,52x^3$ $R^2 = 0,90$
Cx	Não significativo	$y = 37,50 - 9,37x - 0,89x^2$ $R^2 = 0,64$
D	Não significativo	Não significativo
G	$y = -4,54 + 23,16x - 6,72x^2 + 0,58x^3$ $R^2 = 0,89$	$y = 5,48 + 13,45x - 2,94x^2 + 0,20x^3$ $R^2 = 0,86$
Gr	$y = -0,94 + 26,78x - 8,00x^2 + 0,72x^3$ $R^2 = 0,92$	Não significativo
IF	$y = 9,67 + 6,03x - 2,78x^2 + 0,30x^3$ $R^2 = 0,96$	$y = 3,05 + 5,95x - 1,38x^2 + 0,08x^3$ $R^2 = 0,78$
IV	$y = 14,63 - 4,38x + 0,56x^2$ $R^2 = 0,93$	Não significativo
J	Não significativo	Não significativo
Mu	$y = -7,65 + 24,47x - 7,90x^2 + 0,75x^3$ $R^2 = 0,94$	$y = -155,67 + 103,32x - 18,57x^2 + 1,05x^3$ $R^2 = 0,96$
PF	Não significativo	$y = 10,67 + 10,46x - 2,42x^2 + 0,17x^3$ $R^2 = 0,83$
PFe	Não significativo	Não implantado
PT	Não significativo	Não significativo
S	Não significativo	Não significativo
T	$y = 11,16 + 7,24x$ $R^2 = 0,60$	$y = 24,40 + 9,14x$ $R^2 = 0,87$
Tr	$y = -12,52 + 38,34x - 10,79x^2 + 0,92x^3$ $R^2 = 0,92$	$y = 19,49 - 7,27x + 3,56x^2 - 0,37x^3$ $R^2 = 0,82$

Fonte: Do autor (2020).

Os modelos determinados para cada espécie, indicaram que essas equações podem ser utilizadas, depois de validadas para outras áreas similares, como referência para outros projetos de restauração em matas ripárias da bacia do rio Doce afetadas pelo depósito do rejeito de mineração e que utilizam o indicador crescimento em altura para avaliação do experimento. Ou seja, com essas equações, é possível estimar, em certo período de tempo, o crescimento esperado para cada espécie. Se o crescimento estiver abaixo do esperado, será possível intervir no projeto para que maximize as chances de sucesso (LIMA et al., 2016).

Além da avaliação do crescimento das espécies, um outro parâmetro usado para avaliarmos o sucesso dos projetos de recuperação, principalmente na fase inicial, é por meio do monitoramento das taxas de mortalidade/sobrevivência dos indivíduos, sabendo que essas taxas são variáveis entre espécies e indivíduos (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

As taxas de sobrevivência variaram bastante entre espécies e indivíduos, influenciando a média geral da espécie. Assim observamos a amplitude de 0 a 100% nos dados dessa variável. Amplitudes semelhantes foram descritas por Silva; Corrêa (2008), Cortes, (2012) e Almeida et al., (2016). Contudo, a taxa de sobrevivência média total do experimento manteve-se entorno de 53% (Tabela 2.7).

Tabela 2.7 - Taxa de sobrevivência média no último mês de avaliação (novembro) das espécies avaliadas para implantação em abril e dezembro (Continua).

Espécie	Taxa de sobrevivência (%)			
	Implantado abril		Implantado dezembro	
<i>Pterogyne nitens</i>	73,3	a	63,3	a
<i>Luehea divaricata</i>	45,5	ab	30,4	bc
<i>Anadenanthera colubrina</i>	20,8	b	23,8	bc
<i>Peltophorum dubium</i>	84,0	a	83,3	a
<i>Cedrela fissilis</i>	*		15,6	bc
<i>Cassia ferruginea</i>	32,3	b	8,8	c
<i>Senna multijuga</i>	52,2	ab	44,0	abc
<i>Croton floribundus</i>	66,7	ab	40,0	abc
<i>Lafoensia pacari</i>	71,4	a	67,7	a
<i>Psidium guajava</i>	100,0	a	88,0	a
<i>Solanum granulosoleprosum</i>	57,1	ab	40,0	abc
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	13,6	b	4,5	c
<i>Cybistax antisyphilitica</i>	31,8	b	21,7	bc
<i>Hymenaea courbaril</i>	68,8	a	53,3	b
<i>Guazuma ulmifolia</i>	100,0	a	100,0	a
<i>Triplaris americana</i>	95,7	a	87,5	a
<i>Libidibia ferrea</i>	41,4	ab	*	
<i>Aegiphila integrifolia</i>	0,0	ab	5,0	c

<i>Sapindus saponaria</i>	54,8	ab	41,4	abc
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	87,5	a	91,7	a
<i>Trema micrantha</i>	25,0	ab	*	

Nota: GE = Grupo ecológico. *Não houve implantação ou indivíduos sobreviventes ao final da avaliação. Fonte: Do autor (2020).

Os altos valores de sobrevivência correspondem aos indivíduos das espécies *G. ulmifolia* (Mu), *Psidium guajava* (G), *Triplaris americana* (PF), *E. contortisiliquum* (T), *P. dubium* (C), *P. nitens* (AB) e *Lafoensia pacari* (D). As menores porcentagens de sobrevivência foram observadas em *A. integrifolia* (PT) e *Zeyheria tuberculosa* (IF) para ambas épocas de plantio.

Em trabalho realizado por Lima et al. (2018) em uma área de Cerrado, os autores observaram uma taxa média total de sobrevivência próxima a 60%, consistente com o resultado encontrado nesse trabalho. Viana, et al. (2019), encontrou valores de sobrevivência de 87, 22% em área de pastagem no Espírito Santo, com espécies nativas da Mata Atlântica. Porém, o valor encontrado nesse trabalho, estão abaixo dos valores recomendados por Almeida; Sánchez (2005) e Piña-Rodrigues et al. (1997), para plantios que visem à restauração de áreas - entre 80% a 90%.

Em geral, a sobrevivência das espécies foi maior quando plantadas em abril, o que pode ser explicado pelo fato que, o plantio foi realizado utilizando agrogel, que visa aumentar a capacidade de retenção de água no solo para as mudas, propiciando maior sobrevivência em campo. Além disso, em janeiro de 2019, houve um veranico, com precipitação de 56,8 mm, valor inferior à média para o mês na região de Mariana (241 mm), o que contribuiu com a maior mortalidade das mudas plantadas em dezembro (Figura 2.2).

Outro fator observado e que influenciou na sobrevivência das espécies em campo (Tabela 2.1), é a alta competição das mudas com as espécies já estabelecidas presentes na área, uma vez que essas competem por recursos. Dentre essas espécies algumas apresentam hábito trepador e crescimento expressivo mesmo com frequentes roçadas, causando sombreamento das mudas plantadas.

A variação na mortalidade de plantas de áreas restauradas por meio de plantio de mudas pode estar relacionada a vários fatores, como o histórico de uso da área restaurada, a presença de espécies invasoras, o grau de degradação da área, a presença de pragas, a escolha das espécies para o plantio, a manutenção da área, qualidade das mudas, método de plantio, dentre outros (LIMA et al., 2018).

O crescimento e estabelecimento das espécies depende de diversos fatores como competição por água, nutrientes e luminosidade, bem como a predação por animais, entretanto, as condições edáficas do ambiente degradado provavelmente estão entre os fatores de maior impacto no estabelecimento das plantas (CARNEVALI et al., 2016).

Neste estudo, as diferenças observadas nos resultados de crescimento estão associadas as características do tecnossolo, que apresenta baixa permeabilidade hidráulica, baixa porosidade total e alta densidade de partículas, além de alta resistência à penetração o que dificulta o desenvolvimento das raízes. Além disso, de acordo com Haridasan (2005), a restrição nutricional e hídrica de uma área é considerada uma das principais barreiras ao estabelecimento de espécies vegetais em ambientes naturais.

O plantio de mudas, estratégia adotada nesse trabalho, tem a capacidade de mitigar muitos efeitos e impactos ambientais, permitindo que a área consiga restabelecer algumas de suas características existentes antes do impacto ou degradação sofrida, como a intensificação das interações ecossistêmicas e a recomposição da camada superficial de solo (PEREIRA; RODRIGUES, 2012). Mas, segundo esses autores, é importante o conhecimento da ecologia das espécies que serão utilizadas, pois cada uma possui ritmo de crescimento e desenvolvimento diferenciado e esse conhecimento é primordial para o sucesso de um projeto de restauração florestal.

Apesar de parte dos projetos de recuperação estarem preocupados com o rápido crescimento das plantas, a melhoria das condições edáficas a longo prazo, é fundamental para restabelecimento das principais funcionalidades ambientais e promover a colonização da área por espécies nativas.

4 CONCLUSÃO

O tecnossolo da área de estudo possui baixa condutividade hidráulica, alta resistência a penetração, baixa porosidade total e alta densidade, características que podem restringir o desenvolvimento das plantas. Outros fatores como competição, veranico, pisoteio de animais e manutenção da área também influenciaram no crescimento.

O crescimento em altura é bastante variável entre as espécies estudadas e a sobrevivência total do experimento manteve-se em torno de 53%.

As espécies listadas com alta taxa de sobrevivência e com elevado crescimento em altura, a exemplo *E. contortisiliquum*, *G. ulmifolia*, *H. courbaril*, *P. nitens*, *P. guajava*, *P. dubium* e *T. americana*, são espécies a serem utilizadas na implantação de sistemas de recuperação de

áreas com tecnossolo oriundo do rejeito de minério de ferro e condições ambientais semelhantes ao do experimento.

Mais estudos devem ser realizados para investigação das respostas de plantio de espécies arbóreas nativas sobre o tecnossolo, principalmente sob influência do regime hídrico da região, diferentes métodos de plantio, adubação e tratos silviculturais, além de estudo sobre o perfil do tecnossolo e crescimento radicular das espécies *in situ*.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A. C. de. et al. Sobrevivência e crescimento de cinco espécies do cerrado em diferentes adubações na recuperação de uma cascalheira, Diamantina-MG. **Enciclopédia Biosfera**, Jandaia, v. 13, n. 23, p. 1705–1716, jun. 2016. DOI: http://dx.doi.org/10.18677/Enciclopedia_Biosfera_2016_108.

ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, Santa Maria, v. 29, n. 1, p. 47-54, fev. 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509815742>.

ALVARES, C.A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVAREZ V., V. H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. (Eds.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação**. Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (CFSEMG), 1999. p. 30-35.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Encarte especial sobre a bacia do rio Doce: rompimento da Barragem em Mariana/MG**. 1. ed. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2016.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP III – APG. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.161, n. 2, p. 105-121, 2009. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>.

BOTELHO, S. A. et al. Restauração de matas ciliares. In: DAVIDE, A. C.; BOTELHO, S. A. (Eds.). **Fundamentos e métodos de restauração de ecossistemas florestais: 25 anos de experiência em matas ciliares**. Lavras: UFLA, 2015. p. 433-475.

BRANCALION, P. H. S. et al. Improving planting stocks for the Brazilian Atlantic Forest restoration through community-based seed harvesting strategies. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 6, p. 704-711, nov. 2012.

BRANCALION, P. H.S; GANDOLFI, S; RODRIGUES, R.R. **Restauração florestal**. 1. ed. São Paulo: Oficina de textos, 2015. 432 p.

CARNEVALI, N. H. DE S.; Sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas nativas implantadas em pastagem degradada. **Floresta**, Curitiba, v. 46, n. 2, p. 277–286, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/ufpr.v46i2.42881>

CELLIGOI, A. et al. Utilização do permeâmetro Guelph na determinação da condutividade hidráulica da zona não-saturada do aquífero freático nas imediações do lixão de Londrina – PR. **Anais... XIV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, p. 1-14, 2006.

CORTES, J. M. **Desenvolvimento de espécies nativas do cerrado a partir do plantio de mudas e da regeneração natural em uma área em processo de recuperação**, Planaltina-DF. 2012. 89f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

DALE, V. H. et al. Climate change and forest disturbances. **Biological Science**. v. 51, n. 9, p. 723-734, 2001.

DURIGAN, G. Estrutura e diversidade de comunidades florestais. In: MARTINS, S. V. (Ed.) **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2009, p.185-215.

FERNANDES, G. W. et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 35-45, jul./dez. 2016.

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

FERREIRA, M. M. et al. **Física do solo**. Lavras: UFLA 2003. 79 p.

FREITAS, L. da S. **Avaliação dos minérios itabiritos compactos e semi-compactos em um circuito de britagem da Samarco Mineração S/A**. 2014. 91 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica e de Minas) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression**. Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage, 2019. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.

GOLDER ASSOCIATES BRASIL CONSULTORIA E PROJETOS LTDA. **Avaliação dos impactos no meio físico resultantes do rompimento da barragem de Fundão**. Belo Horizonte, out. 2016 (Relatório Técnico RT-023_159-515-2282_01-J preparado para Samarco Mineração S.A).

GONÇALVES, I. S. et al. Fatores edáficos e as variações florísticas de um trecho de mata ciliar do rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG. **Revista Árvore**, Viçosa – MG, v.35, n.6, p. 1235-1243, 2011.

GRAFF, P.; SUE MCINTYRE, S. Using ecological attributes as criteria for the selection of plant species under three restoration scenarios. **Austral Ecology**, v. 39, n. 8, p. 907-917, dez. 2014.

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 Soil Pollut**, v. 228, n. 7, art. 252, jul. 2017.

HARIDASAN, M. Competição por nutrientes em espécies arbóreas do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J.; FELFILI, J. M. (Orgs.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005, p. 167-178.

HATJE, V. et al. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Scientific Reports**, v. 7, art. 10706, set. 2017.

HOTHORN, T.; BRETZ, F.; WESTFALL, P. Simultaneous Inference in General Parametric Models. **Biometrical Journal**, v. 50, n. 3, p. 346—363, 2008.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). **Laudo técnico preliminar: impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. Nov. 2015. Disponível em: < http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf >. Acesso em: 26 jan. 2019.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Biomas do Brasil: 1ª aproximação**. Brasília: IBGE, 2008.

International Union of Soil Sciences (IUSS); International Soil Reference and Information Centre (ISRIC); Food and Agriculture Organization (FAO). World reference base for soil resources 2014: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. **World Soil Resources Reports**, Rome, n. 106, 2015 (Update 2015).

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO (JBRJ). **Flora do Brasil 2020 em construção**. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 14 mar. 2019.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes, 1928.

LATAWIEC, A. E. et al. Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 844-855, 2016.

LIMA, E. M. et al. Crescimento inicial de espécies arbóreas nativas em solos degradados e com presença de plintita no Bioma Cerrado, Brasília – DF. **Nativa**, Sinop, v. 6, n. especial, p. 787-794, dez. 2018.
DOI: <http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/nativa/article/view/6210>.

LIMA, P. A. F. et al. Crescimento de mudas de espécies nativas na restauração ecológica de matas ripárias. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 11, n. 2, p. 72-79, mai. /ago. 2016.

MARIANA (Cidade) Site oficial da cidade de Mariana. Disponível em: <www.mariana.mg.gov.br> Acesso em: 08 de dez., 2019.

MAGALHÃES, T. D. **Semeadura de espécies nativas como alternativa para a restauração florestal do rio Doce**. 2018. 33 p. TCC (Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2018.

MARTA-ALMEIDA, M. et al. Fundão Damcollapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, p. 359-364, nov. 2016.

MELI, P. et al. Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 17, n. 4, p. 744–753, 2014.

MELLO, V. F. B; TEIXEIRA, A. H. **Mecânica de solos**. São Carlos: Escola de Engenharia, 1967.

NEVES, A. C. de O. et al. Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 1, p. 24-27, jan./jun. 2016.

OLIVEIRA, M. C. et al. Crescimento de espécies nativas em um plantio de recuperação de Cerrado sentido restrito no Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 13, n. 1, p. 25–32, 2015.

OLIVEIRA, R. O. de. et al. Serviço para contenção de sedimentos por meio de vegetação. Relatório RG Bioengenharia & Soluções Ambientais, jun., 2016.

OZÓRIO, T. F. **Potencial de uso da serapilheira na recuperação de áreas degradadas por mineração de ferro, Mariana – MG**. 2000. 62f. (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2000.

PEREIRA, J.S.; RODRIGUES, S.C. Crescimento de espécies arbóreas utilizadas na recuperação de área degradada. **Revista Caminhos de Geografia**, v. 13, n. 4, p.102-110, 2012.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. et al. Análise do desenvolvimento de espécies arbóreas da Mata Atlântica em sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas em encosta, no entorno do Parque Estadual do Desengano Ouro Preto, MG. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997, Ouro Preto. **Anais...Ouro Preto: SINRAD**, 1997. p. 283-291.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, jun. 2009.

SANTOS, M. M dos. **Avaliação hidrogeológica para determinação da vulnerabilidade natural do aquífero freático em área selecionada na cidade de Londrina (PR)**. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2005.

SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Paisagens de lama: os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do Fundão, em Mariana. In: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS). **A Ciência do solo e o desastre de Mariana**. Boletim Informativo ISSN 1981-979X, v. 42, n. 1, p. 18-22, jan. /abr. 2016.

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, nov. 2016.

SILVA, A. C. et al. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. **Revista Espinhaço**, Diamantina, v. 5, n. 2, p. 44-53, dez. 2016.

SILVA, C. P. de C. et al. Composição florística na floresta estacional semidecidual e floresta ombrófila. In: SCOLFORO, J. R.; MELLO, J. M.; SILVA, C. P. de C. (Eds.). **Inventário Florestal de Minas Gerais: Floresta Estacional Semidecidual e Ombrófila - Florística, Estrutura, Diversidade, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Áreas aptas para o Manejo Florestal**. Lavras: UFLA, 2008. cap. 3, p.193-229.

SILVA, L. de C. R.; CORRÊA, R. S. Sobrevivência e crescimento de seis espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no cerrado. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 731-740, ago. 2008. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622008000400015>

SILVA, R. A. et al. Avaliação da cobertura florestal na paisagem de Mata Atlântica no ano de 2010, na região de Ouro Preto - MG. **Cerne**, Lavras, v. 21, n. 2, p. 301-309, abr./jun. 2015.

STOLF, R.; FERNANDES, J., FURLANI NETO, U. L. **Recomendações para uso do penetrômetro de impacto modelo IAA/PLANALSUCAR – STOLF**. Piracicaba, 1983. 9 p. (Série Penetrômetro de Impacto. Boletim Técnico, 1).

SUJII, P. S. et al. Recovery of genetic diversity levels of a Neotropical tree in Atlantic Forest restoration plantations. **Biological Conservation**, v. 211, p. 110-116, jul. 2017.

TERZAGHI, K.; PECK, R. B. **Soil mechanics in engineering practice**. 2. ed. New York, John Willey & Sons, 1967.

UNITET STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA). Soil Survey Manual. USDA Agricultural Handbook 18. US Govt. Soil Survey Division Staff. Printing Off., Washington, DC, 1993.

Universidade Federal de Viçosa (UFV); Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC); Universidade Federal de Lavras (UFLA); Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM). **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: FEAM-MG, 2010. Disponível em: <<http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solo-doestado-de-minas-gerais>>. Acesso em: 21 jan. 2018.

VIANA, J.V.S. et al. Sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas em áreas degradadas. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v.15, n. 2, p. 139-143, abr./jul., 2019. <http://dx.doi.org/10.30969/acsa.v15i2.1154>

WANAT, N. et al. Arsenic (As), antimony (Sb), and lead (Pb) availability from Au-mine technosols: a case study of transfer to natural vegetation cover in temperate climates. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 36, n. 4, p. 783-795, ago. 2014.

CAPITULO 3

EMERGÊNCIA DE PLÂNTULAS DE ESPÉCIES NATIVAS FLORESTAIS EM TECNOSSOLO FORMADO POR REJEITO DE MINERAÇÃO

Láysa Maria Ferreira Andrade

Soraya Alvarenga Botelho

EMERGÊNCIA DE PLÂNTULAS DE ESPÉCIES NATIVAS FLORESTAIS EM TECNOSSOLO FORMADO POR REJEITO DE MINERAÇÃO

RESUMO

A utilização de técnicas que possam auxiliar num melhor resultado e custo de projetos de recuperação de áreas degradadas é de suma importância devido ao cenário atual de desastres ambientais. Métodos de regeneração natural e regeneração artificial por semeadura direta são soluções que, quando viáveis podem auxiliar na eficiência e reduzir o custo. Avaliação do efeito do rejeito de mineração, oriundo da barragem de Fundão, na emergência e crescimento de sementes e plântulas é de fundamental importância pois auxilia no entendimento do processo de restauração das áreas afetadas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a emergência de 16 espécies nativas semeadas diretamente sobre o rejeito de mineração submetidas à diferentes condições de irrigação com o intuito de indicar espécies potenciais para serem utilizadas via semeadura direta para a restauração das áreas afetadas na bacia do rio Doce, bem como identificar possíveis restrições ao processo de regeneração natural. O experimento foi instalado em delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x16, utilizando dezesseis espécies florestais, semeadas em dois ambientes (com e sem irrigação) sobre substrato composto pelo rejeito de minério. Foram semeadas quatro repetições de 25 sementes para cada espécie. Avaliou-se a porcentagem de emergência (PE) e índice de velocidade de emergência (IVE) nos diferentes tratamentos. Constatou-se que as condições de umidade exercem influência na emergência das plântulas sobre o rejeito. *Enterolobium contortisiliquum*, *Hymenaea courbauril*, *Pterogyne nitens* e *Peltophorium dubium* são espécies potenciais para uso pelo método de semeadura direta sobre o rejeito de minério de ferro.

Palavras-chave: Restauração ecológica. Semeadura direta. Tecnosolos.

ABSTRACT

The use of techniques that can help the best result and the cost of projects to recover degraded areas is extremely important due to the current scenario of environmental disasters. Methods of natural regeneration and artificial regeneration by direct seeding are solutions that, when feasible, can help to reduce and reduce the cost. Assessing the effect of mining waste from the Fundão dam on the emergence and growth of seeds and seedlings is of fundamental importance as it helps to understand the restoration process of the affected areas. The objective of this work was to evaluate the emergence of 16 native species sown directly on the mining tailings submitted to different irrigation conditions in order to indicate potential species to be used via direct seeding to restore the affected areas in the Doce river basin, as well as to identify possible restrictions to the natural regeneration process. The experiment was installed in a randomized design in a 2x16 factorial scheme, using sixteen forest species, sown in two environments (with and without irrigation) on a substrate composed of ore tailings. Four replications of 25 seeds were sown for each species. Reduce the emergency percentage (PE) and the emergency speed index (IVE) at different intervals. It can be seen that the absorption conditions influence the emergence of plants on the tailings. *Enterolobium contortisiliquum*, *Hymenaea courbautil*, *Pterogyne nitens* and *Peltophorium dubium* are species used for use by the direct seeding method on iron ore tailings.

Keywords: Ecological restoration. Direct seeding. Technosols.

1 INTRODUÇÃO

O rompimento da barragem de rejeitos de minério de ferro de Fundão (Mariana/MG) caracterizou o maior desastre ambiental do setor no Brasil gerando impactos na qualidade e disponibilidade da água, vegetação ripária, características físicas e químicas e microbiota do solo. O vazamento do rejeito de mineração na área resultou em um acúmulo nas margens dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e parte do Doce, que compõem a bacia do rio Doce que só poderão ser recuperadas desde que se utilizem técnicas e espécies potenciais para se estabelecerem nestes ambientes antrópicos (MARTINS, 2014; SCHAEFER et al., 2016; SILVA et al., 2016).

Uma das metodologias utilizadas nos processos de restauração de ecossistemas florestais é a semeadura direta. Tal processo consiste na implantação de uma comunidade florestal, a partir do uso de sementes distribuídas diretamente no solo (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

O estudo da emergência de sementes florestais é um indicador dos efeitos do rejeito sobre a capacidade de germinação das sementes dispersas por meios naturais e potencialidade de uso de semeadura direta em projetos de restauração florestal. O vigor da semente é sua capacidade de emergir do solo e sobreviver sob condições de campo potencialmente estressantes e crescer rapidamente sob condições favoráveis (FAO, 2010).

O sucesso da semeadura está em garantir condições de sítio favoráveis à germinação e ao estabelecimento da plântula, de modo a atenuar os fatores ambientais bióticos e abióticos (MATTEI; ROSENTHAL, 2002). Porém, as condições do tecnossolo formado pelo rejeito de minério de ferro na bacia do rio Doce, podem resultar, a princípio, em restrições à germinação e emergência das sementes.

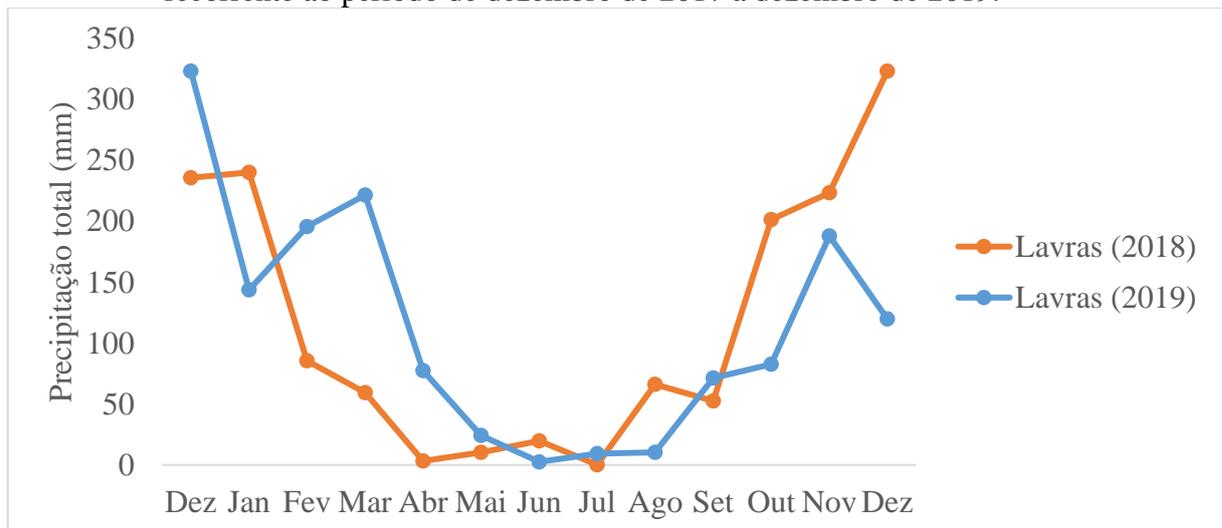
O objetivo deste trabalho foi avaliar a emergência de dezesseis espécies florestais semeadas diretamente sobre o rejeito de mineração submetidas à duas condições de irrigação com o intuito de conhecer possíveis restrições sobre a regeneração natural e indicar espécies potenciais para serem utilizadas via semeadura direta para a restauração das áreas afetadas na bacia do rio Doce.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi conduzido no Viveiro Florestal do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras (UFLA), localizada no município de Lavras, estado de Minas Gerais, a 913 m de altitude, 21° 14' de latitude Sul, 45° 00' de longitude Oeste e clima do tipo Cwb segundo a classificação de Köppen, clima temperado úmido com inverno seco e verão temperado (ALVARES, et al. 2013). O experimento foi instalado em dezembro de 2018 e avaliado por quatro meses.

Na figura 3.1 observa-se os dados de precipitação mensal em Lavras (dados compilados de INMET – www.inmet.gov.br) para o ano de 2018 e 2019.

Figura 3.1- Dados de precipitação mensal obtidos pelo INMET para o município de Lavras recorrente ao período de dezembro de 2017 a dezembro de 2019.



As sementes foram coletadas entre março de 2017 e fevereiro de 2018, nos municípios de Mariana – MG e Barra Longa – MG. Foram realizados testes de germinação para obtenção do percentual de germinação (G%) e em seguida as sementes foram secas e armazenadas em câmara fria no Laboratório de Sementes Florestais da UFLA. Previamente à sementeira, as sementes que apresentavam dormência foram submetidas a tratamentos pré – germinativos.

Neste trabalho, foram estudadas 16 espécies nativas selecionadas em função da disponibilidade de sementes na época de implantação (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 - Espécies estudadas e suas respectivas características.

Espécies	Nome comum	Família	QD	GE	C
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	Ipê - verde	Bignoniaceae		P (Si)	IV
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Ipê - felpudo	Bignoniaceae		P (Si)	IF
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul.	Angico - vermelho	Fabaceae		P (Si)	AV
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morang.	Tamboril	Fabaceae	1	P	T
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	Fabaceae	2	NP	J
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz.	Pau-ferro	Fabaceae	1	NP	PFe
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Óleo - pardo	Fabaceae		NP	OP
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	Fabaceae	1	P (Si)	C
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim - bravo	Fabaceae	4	NP	AB
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby.	Cassia - verrugosa	Fabaceae	5	P (Si)	CV
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke.	Pau - tamanco	Lamiaceae		P	PT
<i>Lafoensia pacari</i> A. St. -Hil.	Dedaleiro	Lythraceae		NP	D
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	Malvaceae		P	AC
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Moreira	Moraceae		NP	M
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	Myrtaceae	3	P	G
<i>Triplaris americana</i> L.	Pau - formiga	Polygonaceae		P	PF

Legenda: QD = Quebra de dormência; 1 = imersão em ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado por 15 minutos; 2 = escarificação em lixa 80; 3 = imersão em água fria por 1 hora; 4 = despona com tesoura; 5 = imersão em água a 40 °C, deixando esfriar por 24 horas; GE=Grupo ecológico; P=Pioneira; Si=Secundária inicial; NP=Não pioneira; C= Código. Fonte: Do autor (2020).

Para a implantação do experimento de germinação em viveiro, foi realizada a coleta de rejeito em uma propriedade particular no distrito de Paracatu, Mariana – MG, em uma área de acúmulo e deposição do material ao redor do rio Gualaxo do Norte, com o intuito de simular as condições encontradas nas áreas afetadas. Após a coleta, o tecnossolo foi enviado para análise física e química no Laboratório de Análise de Solos- UFLA.

Os valores dos atributos químicos e texturais do tecnossolo e respectivas interpretações segundo Alvarez et al. (1999), são apresentados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 – Caracterização dos atributos químicos e físicos do tecnossolo utilizado neste estudo.

Atributos*	Unidades	Resultado	Interpretação
pH	–	6,90	Acidez fraca
K		87,24	Bom
P	mg/dm ³	8,67	Muito baixo
Na		26,37	–
Ca		1,65	Médio
Mg		0,32	Baixo
Al		0,02	Muito baixo
H+Al	cmolc/dm ³	1,00	Muito baixo
SB		2,19	Médio
T		2,21	Baixo
T		3,19	Baixo
V		68,77	Bom
m	%	0,90	Muito baixo
MO	dag/kg	1,08	Baixo
P -rem	mg/L	38,98	–
Zn		1,31	Médio
Fe		302,55	Alto
Mn		176,13	Alto
Cu	mg/dm ³	2,42	Alto
B		0,10	Muito baixo
S		35,15	Muito bom
Argila		7	-
Silte	dag/kg	19	-
Areia		74	-

Nota: *pH em H₂O, relação 1:2,5; P - Na - K - Fe - Zn - Mn - Cu: Extrator Mehlich-1; Ca - Mg - Al: Extrator KCl, 1 mol/L; H + Al: Extrator SMP; P-Rem = Fósforo Remanescente: Solução de CaCl₂ 10 mmol/L + 60 mg/L de P, relação 1:10; M.O. = Matéria Orgânica: Oxidação por Na₂Cr₂O₇ 4N+ H₂SO₄ 10N; B: Extrator água quente; S: Extrator Fosfato monocálcico em ácido acético; SB = Soma de Bases Trocáveis; CTC (t) = Capacidade de Troca Catiônica Efetiva; CTC (T) = Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; V = Índice de Saturação de Bases; m= Índice de Saturação de Alumínio. Fonte: Do autor (2019).

Foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado, composto de quatro repetições de 25 sementes para cada tratamento, no esquema fatorial 2x16 (2 condições de irrigação x 16 espécies), conforme metodologia descrita por Araki (2005). Foram avaliadas duas condições de umidade, uma em canteiro suspenso sob irrigação automatizada de rotina do viveiro 4 vezes ao dia por 6 minutos e outra em canteiro ao nível do solo sob efeito apenas da precipitação local, para simular as condições de campo.

A contagem da emergência foi iniciada logo que se observou a emergência das primeiras plântulas, avaliada em intervalos de três dias durante as primeiras duas semanas, passando a semanais por um mês e a cada 15 dias, até completar os 120 dias. Foram avaliados a porcentagem de emergência (PE) e o índice de velocidade de emergência (IVE) (MAGUIRE, 1962; ÁVILA et al., 2005). A fórmula usada para cálculo do IVE foi proposta por Maguire (1962).

Na avaliação dos dados foi utilizado um modelo linear generalizado (GLM) com distribuição de Poisson para as variáveis PE e IVE. Todas as análises foram realizadas com nível de 5% de probabilidade. O *software* R versão 3.6.1, com auxílio dos pacotes *car* (FOX; WISBERG, 2019) e *multcomp* (HOTHORN et al., 2008), foi utilizado para realização das análises estatísticas.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da análise do tecnossolo, foi possível classificá-lo como solo de textura arenosa, devido à maior concentração de areia (74%) e silte (19%). Nos estudos realizados por Schaefer et al. (2016), e Silva et al. (2016), foi encontrado valores de 49% de areia e 32% de silte.

Na análise química do tecnossolo, é possível constatar elevados teores de ferro (302,55 mg/dm³), manganês (176,13 mg/dm³) e sódio (26,37 mg/dm³). Valores elevados desses elementos também foram encontrados nos estudos de Schaefer et al. (2016) e Silva et al. (2016). O pH obtido para o tecnossolo é ligeiramente ácido (6,9), os valores dos demais atributos variam de muito baixo a bom (ALVAREZ et al., 1999).

Os dados acima, são de elevada importância no entendimento dos resultados obtidos pelo teste de emergência em viveiro, uma vez que apresentaram características intrínsecas aos fatores de variação dos testes realizados. Em seguida apresenta-se os valores referentes à análise de variância da emergência na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Análise de variância para os modelos lineares generalizados para as variáveis analisadas.

Tipo de ambiente	Variável	Graus de liberdade	X ²	p-valor	
Sem irrigação	IVE	5	3,44	<0,0001	*
	PE		2,598	<0,0001	*
Com irrigação	IVE	10	8,1874	0,0936	ns
	PE		4,05	<0,0001	*

Nota: IVE = índice de velocidade de emergência; PE = percentual de emergência. * Significativo (p<0,05); ns = não significativo. Fonte: Do autor (2020).

A partir dos resultados é possível observar que para a variável PE houve diferenças significativas a 5% de probabilidade em relação as duas condições de semeadura para as espécies estudadas. Já para a variável IVE houve diferença significativa a 5% de probabilidade apenas para a condição sem irrigação.

Na tabela 3.4 observa-se os dados de IVE, PE (%) para cada ambiente e espécie estudada e G (%) realizada em laboratório.

Tabela 3.4 – Valores médios de IVE, PE (%) e G (%) para as espécies estudadas nos diferentes ambientes. Para cada espécie, médias seguidas da mesma letra minúscula não diferem entre si a nível de 5% de probabilidade.

Ambiente	Nome comum	IVE	PE (%)	G (%)
Sem irrigação	Amendoim-bravo	0,67 a	32 a	76
	Açoita-cavalo	0,05 b	3 b	30
	Canafístula	1,00 a	48 a	40
	Cassia-verrugosa	0,05 b	2 b	60
	Pau-ferro	0,42 a	21 a	71
	Tamboril	0,50 a	28 a	94
Com irrigação	Amendoim-bravo	0,42	19 ab	76
	Açoita-cavalo	0,20	15 ab	30
	Angico-vermelho	0,02	1 b	70
	Canafístula	0,80	35 a	40
	Cassia-verrugosa	0,25	11 ab	60
	Dedaleiro	0,02	4 b	51
	Goiaba	0,45	21 ab	40
	Ipê-felpudo	0,27	16 ab	96
	Jatobá	1,03	48 a	85
	Pau-ferro	0,20	12 ab	71
Tamboril	0,67	30 a	94	

Nota: IVE = índice de velocidade de emergência; PE = Percentual de emergência; G = Germinação em laboratório. Fonte: Do autor (2020).

Com exceção da espécie *Peltophorium dubium* que apresentou valores próximos ao percentual de germinação realizado em laboratório, todas as outras espécies em geral tiveram

valores baixos de germinação no rejeito quando comparado com os testes realizados em laboratório.

Os resultados acima demonstram a importância da presença de água em quantidades suficientes para a obtenção de bons resultados na emergência das espécies. Observa-se que na condição sem irrigação das dezesseis espécies estudadas, apenas seis conseguiram emergir e onze espécies emergiram no canteiro com irrigação automatizada.

Segundo Mattei e Rosenthal (2002) para obtenção do sucesso em semeadura direta existe um período crítico, porém curto, que é a fase da emergência, na qual é fundamental a disponibilidade e constante umidade, o que não irá garantir que haverá prejuízos como arraste ou soterramento de sementes em caso da ocorrência de fortes chuvas.

Segundo Taiz e Zeiger (2009) a diferença de potencial hídrico entre a semente e o substrato é menor do que entre a semente e a água livre disponível, o que pode diminuir a velocidade de absorção de água pelas sementes quando germinam no solo. Assim, por absorverem a água do solo lentamente, algumas sementes ficam mais sujeitas à deterioração por microrganismos antes de completarem o processo germinativo, o que conseqüentemente pode diminuir a germinação nesta condição. Por essa razão, os dados de germinação em laboratório são maiores do que os encontrados sob o rejeito.

A influência do rejeito nos resultados encontrados também pode ser explicada pela formação de uma camada superficial de maior densidade, observada no ambiente sem irrigação, a qual pode ter resultado em uma barreira física para a emergência das espécies. Esta ocorrência de selamento superficial também foi encontrada nos estudos de Schaeffer et al. (2016), nas áreas de formação dos tecnossolos.

A menor manutenção da umidade em solos com maior proporção de areia, como no caso do tecnossolo que apresentou 74% de areia em sua composição exerce influência negativa na emergência, por meio do estresse hídrico sofrido pelas sementes (MARCOS FILHO, 2005), um indício da razão de mais espécies conseguirem emergir quando a condição de irrigação era frequente.

Destaca-se que, a espécie *Peltophorium dubium* foi a que apresentou o melhor desempenho em ambos parâmetros estudados na condição sem irrigação e a espécie *Hymeneae courbauril* apresentou o maior percentual de emergência e índice de velocidade de emergência no ambiente com irrigação. *Enterolobium contortisiliquum* apresentou o mesmo percentual médio de emergência independente da condição de irrigação.

As espécies *Pterogyne nitens* e *Libidibia ferrea* obtiveram maior percentual de emergência na condição sem irrigação, indicando a tolerância dessas espécies a condições de possível déficit hídrico.

Ressalta-se também que, as espécies *Aegiphila integrifolia*, *Cybistax antisyphilitica*, *Maclura tinctoria*, *Myrocarpus frondosus* e *Triplaris americana* não apresentaram emergência no tecnossolo em nenhuma das condições de irrigação.

A técnica de semeadura direta tem se mostrado eficaz na restauração florestal e na composição de espécies arbustivas, arbóreas e herbáceas (KNIGHT et al., 1998; ENGEL; PARROTTA 2001; SILVA et al., 2015; PELLIZZARO et al., 2017), principalmente em regiões onde a disponibilidade é grande e o custo das sementes ainda é barato, tendo em vista que baixas taxas de emergência e sobrevivência de sementes são consideradas normais quando da aplicação dessa técnica (PALMA; LAURANCE, 2015).

Palma e Laurance (2015) observaram baixas taxas quando compilaram resultados de vários experimentos ao redor do mundo e observaram em geral média de 18% de emergência. Engel; Parrotta (2001) e Campos Filho et al. (2013) consideraram a taxa de emergência de 10% como limite aceitável em experimentos usando semeadura direta. No presente estudo, das 16 espécies testadas, nove apresentaram pelo menos 10% de taxa de emergência, enquanto, sete apresentaram taxas acima de 20% após 120 dias da semeadura.

As demais espécies, com baixas taxas de emergência, conforme Pellizzaro et al. (2017) podem ser úteis para aumentar a diversidade e riqueza da comunidade em regeneração, especialmente quando a coleta de sementes e seu armazenamento não apresentam alto custo financeiro.

Apesar de mais estudos serem necessários principalmente quanto as limitações referentes ao tecnossolo e metodologias para o uso da semeadura direta, ressalta-se que as sementes de várias espécies foram capazes de germinar no rejeito de minério de ferro. Devido às observações do comportamento do rejeito e das sementes durante os testes, verificou-se que o rejeito em condições de excesso ou falta de umidade apresenta características que podem afetar a germinação de sementes.

Para as espécies que apresentaram elevados valores de percentual de emergência no rejeito em ambas condições, pode-se dizer que as mesmas possuem potencial para uso em semeadura direta nas áreas atingidas pelo rompimento da barragem de Fundão, sendo elas: *E. contortisiliquum*, *H. courbauril*, *P. nitens* e *P. dubium*. Além disso, esses resultados permitem afirmar que as sementes destas espécies, oriundas de processos de dispersão natural da região, apresentam potencial de sucesso na formação de novas plântulas, indicando que o processo

de regeneração natural poderá ocorrer e levar as áreas atingidas a uma trajetória de restauração futura.

4 CONCLUSÃO

Constatou-se que, a condição de irrigação do tecnossolo apresentou influência na velocidade de emergência e no percentual de plântulas emergidas, evidenciando a importância da condição de umidade no campo no momento da realização da semeadura.

As espécies identificadas como potenciais para utilização na semeadura direta nos tecnossolos, foram: *Enterolobium contortisiliquum*, *Hymenaeae courbauril*, *Pterogyne nitens* e *Peltophorum dubium*. Ressalta-se também que, as espécies *Aegiphila integrifolia*, *Cybistax antisiphilitica*, *Maclura tinctoria*, *Myrocarpus frondosus* e *Triplaris americana* não apresentaram emergência no tecnossolo em nenhuma das condições de irrigação.

De acordo com os resultados obtidos, o uso da semeadura direta com espécies arbóreas para a restauração dos ecossistemas ciliares sobre o rejeito pode ser recomendado, devendo-se atentar para uma seleção adequada das espécies, época adequada de semeadura, que promova umidade de solo adequada, bem como uma boa qualidade dos lotes de sementes a serem utilizados.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C.A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVAREZ V., V. H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. (Eds.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação**. Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (CFSEMG), 1999. p. 30-35.

ARAKI, D. F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. 172 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2005.

ÁVILA, M. R. et al. Testes de laboratório em sementes de canola e a correlação com a emergência das plântulas em campo. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 27, n. 1, p. 62-70, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbs/v27n1/25182.pdf>>. Acesso em: 12 de abr. de 2019.

BRACALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

CAMPOS-FILHO, E.M. et al. Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32, n.7, p. 702–727, 2013. <https://doi.org/10.1080/10549811.2013.817341>

ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. An avaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brasil. **Forest Ecology and Management**, v. 152, n.1–3, p.169–181, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00600-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00600-9).

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). Seeds in Emergencies: A technical handbook. Roma: **FAO**; 2010. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i1816e.pdf>>. Acesso em 01 de maio 2019.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression**. Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage, 2019. URL: <<https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>>.

HOTHORN, T.; BRETZ, F.; WESTFALL, P. Simultaneous Inference in General Parametric Models. **Biometrical Journal**, v. 50, n. 3, p. 346—363, 2008.

KNIGHT, A.J.P. et al. Direct seeding of native trees and shrubs in low rainfall areas and on non-wetting sands in South Australia. **Agroforestry Systems**, v. 39, n. 3, p. 225–239, 1998. <https://doi.org/10.1023/A:1005901111273>.

MAGUIRE, J. D. Speed of germination aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, Madison, v. 2, n. 2, p.176-77, 1962.

MARCOS FILHO, J. **Fisiologia de sementes de plantas cultivadas**. Piracicaba: Fealq, 2005. 465p.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares: no contexto do novo Código Florestal**. 3. Ed, Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2014, 220p.

MATTEI, L. V.; ROSENTHAL, M. D. **Semeadura direta de Canafístula (*Peltophorum dubium* (spreng.) Taub. no enriquecimento de capoeiras**. Revista Árvore, Viçosa, v. 26, n. 6, p.649-654, 2002. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v26n6/a01v26n6.pdf>>. Acesso em: 22 set. 2019.

PALMA, A.C; LAURANCE, S.G.W. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: What do we know and where should we go? **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 4, p. 561–568, 2015. <https://doi.org/10.1111/avsc.12173>

PELLIZZARO, K. F. et al. “Cerrado” restoracion by direct seeding: Field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, n. 3, p. 681–693, 2017. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0371-6>.

SCHAEFER, C. E. G. R. et al. **Paisagens de Lama: Os Tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do Fundão, em Mariana**. Boletim informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v. 42, n. 1, p. 18-23, 2016. Disponível em: <<http://www.sbc.org.br/wp-content/uploads/2016/06/v-ol42num1.pdf>>. Acesso em: 17 ago. 2019.

SILVA, A. C. et. al. **Características químicas, mineralógicas e físicas do material acumulado em terraços fluviais, originado do fluxo de lama proveniente do rompimento de barragem de rejeitos de mineração de ferro em Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brasil.** Revista Espinhaço, Diamantina, v. 5, n. 2, p. 44-53, 2016. Disponível em: <<http://revistaespinhaco.com/index.php/journal/article/view/133>>. Acesso em: 20 ago. 2019.

SILVA, R.R.P. et al. Direct seeding of Brazilian savanna trees: Effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, n.4, p. 393–401, 2015. <https://doi.org/10.1111/rec.12213>

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 4ª edição. Porto Alegre: Editora Artmed, 2009.

CAPITULO 4

**CRESCIMENTO DE DUAS ESPÉCIES FLORESTAIS EM DIFERENTES
PROFUNDIDADES DE REJEITO DE MINERAÇÃO DA BARRAGEM DE FUNDÃO**

Láysa Maria Ferreira Andrade

Soraya Alvarenga Botelho

CRESCIMENTO DE DUAS ESPÉCIES FLORESTAIS EM DIFERENTES PROFUNDIDADES DE REJEITO DE MINERAÇÃO DA BARRAGEM DE FUNDÃO

RESUMO

O rejeito de mineração, proveniente do rompimento da barragem de Fundão juntamente com outros materiais arrastados pela lama e depositado as margens dos rios, culminou na formação de um tecnossolo instável, resultando na degradação de Áreas de Preservação Permanente da bacia do rio Doce. O rejeito foi depositado de forma irregular e combinado às condições do relevo local apresenta diferentes profundidades sobre o solo local. O desenvolvimento do novo ecossistema sobre estas condições poderão ser influenciado pelas características químicas, físicas e biológicas deste tecnossolo. As plantas deverão ser capazes de se desenvolver nestas condições e a profundidade de rejeito sobre o solo pode ser um fator limitante para o crescimento. Visando conhecer este efeito o objetivo deste trabalho foi avaliar o comportamento radicular de *Enterolobium contortisiliquum* e *Solanum granulosoleprosum*, em diferentes profundidades de rejeito oriundo da barragem de Fundão. O experimento foi conduzido no Viveiro Florestal do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras. As mudas foram produzidas com sementes coletadas na bacia do rio Doce. O experimento foi instalado casa de vegetação, em condições de irrigação controlada, utilizando cinco tratamentos com diferentes profundidades de rejeito: 0, 25, 50, 75 e 100 cm, com cinco repetições, totalizando 25 parcelas, com uma planta por parcela, em delineamento blocos casualizados (DBC). Para isso, foram utilizadas manilhas de concreto, com 30 cm de diâmetro e 1 m de altura, preenchidas com solo e os rejeitos nas diferentes profundidades. Mensalmente foram avaliados altura da parte aérea e diâmetro do coleto e aos três meses dez plantas (2 por tratamento) foram colhidas e dissecadas em parte aérea e sistema radicular. A partir das características avaliadas, foram calculados parâmetros de crescimento, biomassa foliar e de raiz e área foliar, as médias foram comparadas pelo teste Tukey utilizando o software R, versão 3.6.1 e o programa Sisvar, versão 5.6. Aos três meses, nas condições experimentais avaliadas, o crescimento em altura e diâmetro, assim como a área foliar, biomassa parte aérea e raiz e parâmetros de qualidade não foram influenciados pelas diferentes profundidades de rejeito. *Enterolobium contortisiliquum* apresentou maiores valores médios de crescimento em altura e massa seca foliar enquanto *Solanum granulosoleprosum* apresentou maior massa seca de raiz nas últimas camadas de profundidade de substrato, ao se comparar as duas espécies. Ambas espécies podem ser utilizadas em projetos de restauração das matas ciliares afetadas

pelo rompimento da barragem de Fundão. Mais estudos devem ser realizados em condições de campo.

Palavras-chave: Bacia do rio Doce. Biomassa. *Enterolobium contortisiliquum*. Espécie nativa. Restauração. *Solanum granulosoleprosum*. Tecnossolo.

ABSTRACT

The mining waste, caused by the rupture of the Fundão dam together with other materials dragged by the mud and deposited as river banks, culminated in the formation of an unstable technosol, resulting in the degradation of Permanent Preservation Areas in the rio Doce Basin. The tailings were deposited irregularly and combined with the local relief conditions, they present different depths over the local location. The development of the new ecosystem under these conditions can be influenced by the chemical, chemical and biological characteristics of this technology. How plants capable of developing these conditions and the depth of rejection on the soil can be a limiting factor for growth. In order to know this effect, the objective of this work was to evaluate the root behavior of *Enterolobium contortisiliquum* and *Solanum granulosoleprosum*, at different depths of tailings from the Fundão dam. The experiment was conducted at the Forest Nursery of the Department of Forest Sciences at the Federal University of Lavras. The seedlings were produced with seeds collected in the Doce river basin. The experiment was installed in a greenhouse, under controlled irrigation conditions, using five treatments with different tailings depths: 0, 25, 50, 75 and 100 cm, with five replications, totaling 25 plots, with one plant per plot, in a design randomized blocks (DBC). For this, concrete shackles were used, 30 cm in diameter and 1 m high, filled with soil and the tailings at different depths. The height of the aerial part and diameter of the collection were evaluated monthly and at three months, ten plants (2 per treatment) were collected and dissected in the aerial part and root system. From the evaluated characteristics, growth parameters, leaf and root biomass and leaf area were calculated, the averages were compared using the Tukey test using software R, version 3.6.1 and the Sisvar program, version 5.6. At three months, in the experimental conditions evaluated, the growth in height and diameter, as well as the leaf area, aerial part and root biomass and quality parameters were not influenced by the different tailings depths. *Enterolobium contortisiliquum* showed higher average values of growth in height and leaf dry matter while *Solanum granulosoleprosum* showed higher root dry matter in the last layers of substrate depth, when comparing the two species. Both species can be used in

restoration projects of riparian forests affected by the disruption of the Fundão dam. Further studies should be carried out under field conditions.

Keywords: Doce river basin. Biomass. *Enterolobium contortisiliquum*. Native species. Restoration. *Solanum granulosoleprosum*. Technossol.

1 INTRODUÇÃO

No dia 5 de novembro de 2015 uma das barragens de contenção da Samarco, a barragem de Fundão, localizada no município de Mariana, rompeu e lançou no ambiente cerca de 32 milhões de m³ de rejeito de minério de ferro (SAMARCO, 2017). Esse foi o maior desastre ambiental do setor de mineração do mundo, tanto em termos de volume do resíduo despejado quanto da magnitude do dano (CARMO et al., 2017). Como as áreas atingidas pelos rejeitos da mineração de ferro tiveram as condições de solo profundamente alteradas, estudos de aclimatação das plantas ao cenário atual são fundamentais para o trabalho de correção das áreas impactadas (SEDRU, 2016).

Nesse sentido, investigações quanto à toxidez, alterações físicas e/ou de fertilidade do solo interpostas após o acidente se fazem necessárias para melhor compreender a capacidade de restauração das áreas afetadas pelo depósito de rejeito de minério de ferro oriundo do rompimento da barragem de Fundão. Técnicas de manejo específico, espécies potenciais deverão ser adaptadas à situação vigente, visando o recobrimento vegetal das áreas atingidas (EMBRAPA, 2015; CRUZ et al., 2020).

Com o rompimento da barragem, a deposição de rejeitos nas planícies fluviais do rio Doce que ocorreu principalmente à montante da barragem de Candonga, atingiu profundidades de até 2 metros e provocou o soterramento dos solos originais, o que propiciou a formação de solos completamente distintos dos solos originais (ANA, 2016; SCHAEFER et al., 2016).

Diante do exposto, e em face da necessidade de conhecer os efeitos do rejeito sobre o desenvolvimento do novo ecossistema, este estudo teve como objetivo investigar o crescimento inicial em altura, diâmetro e sistema radicular de duas espécies arbóreas nativas da região da bacia do rio Doce em diferentes profundidades de rejeito de minério de ferro.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O experimento foi conduzido no Viveiro Florestal do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras (UFLA), localizada no município de Lavras, Estado de Minas Gerais, a 913 m de altitude, 21° 14' de latitude Sul, 45° 00' de longitude Oeste e clima do tipo Cwb segundo a classificação de Köppen, clima temperado úmido com inverno seco e verão temperado (ALVARES et al., 2013).

Foram coletadas na região da bacia do rio Doce sementes de espécies arbóreas nativas das matas ciliares, de acordo com levantamento prévio das espécies baseado no Inventário Florestal de Minas Gerais (SILVA et al., 2008). A produção e o desenvolvimento inicial das mudas ocorreram no Viveiro Florestal do Departamento de Ciências Florestais da UFLA, com irrigação automatizada, durante doze meses.

2.2 Condução do experimento

Dentre as espécies escolhidas, *Enterolobium contortisiliquum* (vell.) Morong. pertence à família Leguminosea- Mimosoideae, popularmente conhecida por tamboril e orelha-de-macaco, possui crescimento rápido, podendo chegar a mais de 4 m em dois anos, heliófita, seletiva higrófila, pioneira, dispersa em várias formações florestais. É ótima para reflorestamento de áreas degradadas de preservação permanente em plantios mistos, principalmente por seu rápido crescimento inicial (LORENZI, 2002).

A espécie *Solanum granulosoleprosum* Dunal., pertence à família Solanaceae, conhecida por gravitinga e fumo-bravo, podendo alcançar altura de até 10 m de altura. Ocorre em Florestas Ombrófilas Mistas e Densa, Estacionais Semidecíduais e Decíduais, sendo pioneira em bordas de matas e matas ciliares, muitas vezes em ambientes alterados (MENTZ; OLIVEIRA, 2004).

As espécies estudadas foram selecionadas por apresentarem características de crescimento inicial rápido, sistema radicular expressivo e bons resultados nos estudos anteriores. As mudas foram plantadas em canaletas de concreto (volume aproximado de 0,071m³, 30 cm diâmetro e 100 cm de altura), que foram locados em estufa e irrigados a cada dois ou três dias para manter a umidade adequada.

O experimento foi conduzido em blocos casualizados em esquema fatorial, utilizando cinco tratamentos com diferentes profundidades de rejeito: 0, 25, 50, 75 e 100 cm, com cinco repetições, totalizando 25 parcelas, com uma planta por parcela. Os substratos consistiram em tecnossolo e solo (coletado em área particular às margens do rio do Carmo, mas não afetada pelo rejeito) em diferentes profundidades. Esses foram caracterizados, no Laboratório de Fertilidade do Solo, do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, segundo suas composições química e física. A correção química foi realizada de acordo com os parâmetros gerais das recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação (ALVAREZ V. et al., 1999).

Os valores dos atributos químicos e texturais do tecnossolo e do solo, são apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Caracterização química e física do tecnossolo e solo utilizado neste estudo.

Parâmetros*	Unidade	Substratos	
		Tecnossolo	Solo
pH		6,90	4,9
K	mg/dm ³	87,24	7,94
P	mg/dm ³	8,67	4,08
Na	mg/dm ³	26,37	7,89
Ca	cmol _c /dm ³	1,65	0,22
Mg	cmol _c /dm ³	0,32	0,1
Al	cmol _c /dm ³	0,02	0,23
H+Al	cmol _c /dm ³	1,00	2,27
SB	cmol _c /dm ³	2,19	0,34
t	cmol _c /dm ³	2,21	0,57
T	cmol _c /dm ³	3,19	2,61
V	%	68,77	13,04
m	%	0,90	40,35
P-Rem	mg/L	38,98	11,21
Zn	mg/dm ³	1,31	0,62
Fe	mg/dm ³	302,55	41,15
Mn	mg/dm ³	176,13	3,38
Cu	mg/dm ³	2,42	58,26
B	mg/dm ³	0,10	0,06
S	mg/dm ³	35,15	22,23
M.O.	dag/kg	1,08	0,62
Argila	dag/kg	7	58
Silte	dag/kg	19	11
Areia	dag/kg	74	31
Textura		Arenosa	Argilosa

Nota: *pH em H₂O, relação 1:2,5; P - Na - K - Fe - Zn - Mn - Cu: Extrator Mehlich-1; Ca - Mg - Al: Extrator KCl, 1 mol/L; H + Al: Extrator SMP; P-Rem = Fósforo Remanescente: Solução de CaCl₂ 10 mmol/L + 60 mg/L de P, relação 1:10; M.O. = Matéria Orgânica: Oxidação por Na₂Cr₂O₇ 4N+ H₂SO₄ 10N; B: Extrator água quente; S: Extrator Fosfato monocálcico em ácido acético; SB = Soma de Bases Trocáveis; CTC (t) = Capacidade de Troca Catiônica Efetiva; CTC (T) = Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; V = Índice de Saturação de Bases; m= Índice de Saturação de Alumínio. Fonte: Do autor (2019).

As avaliações foram realizadas durante três meses. Altura da parte aérea da planta (do nível do substrato à gema apical) e diâmetro do coleto (aferido a 1 cm do nível do substrato) foram avaliados mensalmente. Aos 90 dias, dez plantas por espécie (2 por tratamento) foram colhidas e dissecadas em parte aérea e sistema radicular. As raízes foram lavadas sobre peneira de malha fina. As folhas, separadas dos caules, foram fotografadas com escala, para determinação de área foliar através do *software* ImageJ® (SCHNEIDER; RASBAND; ELICEIRI, 2012). Segregadamente, parte aérea e sistema radicular retirado a cada 25 cm de profundidade, foram dispostos em estufa com ventilação forçada a 70° C, até atingirem massa constante por pesagem, para avaliação da massa de matéria seca.

A partir dos parâmetros de qualidade avaliados, foram calculados parâmetros de crescimento e o índice de qualidade de Dickson. A taxa de crescimento absoluto em altura caulinar (TCAAC) e a taxa de crescimento absoluto em espessura caulinar (TCAEC) foram calculadas utilizando as Equação (4.1) e (4.2), respectivamente (PAULINO, J. et al., 2011).

$$TCAAC = \frac{(L2-L1)}{(t2-t1)} \quad (4.1)$$

Em que, L1 é a altura da planta no tempo t1, em centímetros; L2 é a altura da planta no tempo t2, em centímetros; (t2 – t1) é o intervalo de tempo entre as avaliações de L1 e L2, em meses.

$$TCAEC = \frac{(D2-D1)}{(t2-t1)} \quad (4.2)$$

Em que, D1 é o diâmetro do coleto da planta no tempo t1, em milímetros; D2 é o diâmetro do coleto da planta no tempo t2, em milímetros; (t2 – t1) é o intervalo de tempo entre as avaliações de D1 e D2, em meses.

O quociente de robustez (QR) foi obtido por meio da Equação (4.3) (CARNEIRO, 1995; GOMES et al., 2002).

$$QR = \frac{H}{D} \quad (4.3)$$

Em que, H é a altura da planta, em centímetros; D é o diâmetro do coleto, em milímetros.

O índice de qualidade de Dickson (IQD), foi calculado pela Equação (4.4) (DICKSON; LEAF; HOSNER, 1960).

$$IQD = \frac{PMST}{\left[\left(\frac{H}{D} \right) + \left(\frac{PMSPA}{PMSSR} \right) \right]} \quad (4.4)$$

Em que, PMST é o peso de matéria seca total, em gramas; H é a altura da planta, em centímetros; D é o diâmetro do coleto, em milímetros; PMSPA é o peso de matéria seca da parte aérea, em gramas; PMSSR é o peso de matéria seca do sistema radicular, em gramas.

2.3 Tratamento estatístico dos dados

Para análise dos parâmetros altura e diâmetro foi utilizado um delineamento em blocos casualizado em esquema fatorial, com 5 blocos, 2 espécies e 5 níveis de profundidade de rejeito. Para massa seca foliar e massa seca da raiz foi utilizado um delineamento em blocos ao acaso com 2 blocos, 2 espécies e 5 níveis de profundidade de rejeito. Foi realizada análise de variância, ao nível de 5% de probabilidade, caso fosse significativo para espécie foi realizado o teste de médias de Tukey e para profundidade foi realizada análise de regressão linear simples.

O modelo linear generalizado (GLM) foi utilizado para avaliar as variáveis massa seca foliar, massa seca da raiz e quociente de robustez. O *software* R versão 3.6.1, com auxílio dos pacotes *car* (FOX; WISBERG, 2019) e *multcomp* (HOTHORN et al., 2008), foi utilizado para realização das análises estatísticas. Para a variável área foliar, as médias foram comparadas pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade, utilizando-se o programa SISVAR 5.6 (FERREIRA,2011).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A composição química e textura diferiram entre o tecnossolo e o solo não afetado pelo rejeito em alguns parâmetros (Tabela 4.1). O tecnossolo possui acidez fraca, alta concentração de fósforo remanescente, além de sódio, ferro e manganês em concentrações muito elevadas, e textura arenosa. Em contrapartida, o solo apresentou acidez elevada, baixas concentrações de zinco e manganês, bom nível de ferro segundo Alvarez et al. (1999), e textura argilosa. No geral, os dois substratos apresentaram teores baixos de matéria orgânica, fósforo disponível, alumínio e boro e altos valores de cobre.

A caracterização geral do tecnossolo coletado para este estudo, três anos após o derramamento de rejeito da barragem de Fundão, apontou altas concentrações totais de Fe e Mn, como encontrado também por Silva et al. (2016) e Guerra et al. (2017). O pH elevado, textura arenosa, baixa concentração de matéria orgânica e de capacidade de troca de cátions a pH 7, também foram detalhados por Silva et al. (2016). O material analisado por esses autores foi coletado ainda em novembro de 2015, no mesmo mês de ocorrência do rompimento da barragem. Logo, devido à instabilidade química de um tecnossolo recém formado, as concentrações de alguns componentes químicos podem apresentar-se menores ou maiores, após três anos do depósito desse material, além da influência direta de agentes intempéricos e da heterogeneidade do material que se depositou ao longo do percurso (WANAT, 2014).

Na amostragem realizada para este estudo, solo e tecnossolo diferem principalmente em relação ao pH, fósforo remanescente, manganês, ferro, sódio e textura.

O tecnossolo apresentou maior saturação de bases por possuir uma concentração muito maior de sódio e pouco menos acidez potencial, o que nesse caso, não torna esse parâmetro melhor que o do solo, pois sua acidez potencial também está em nível baixo. Analisando genericamente, os maiores teores de fósforo remanescente e manganês disponível apresentam vantagens ao tecnossolo, com relação ao solo. Já a menor concentração de sódio, apresentam vantagens do solo em relação ao tecnossolo (ALVAREZ V. et al., 1999).

Na condição de pH elevado do tecnossolo, ferro e manganês, apesar de presentes em grandes quantidades totais, se encontram em formas biodisponíveis em quantidades menores. Mesmo menores, esses metais já estão muito acima dos níveis considerados altos em solos (Fe alto > 45 mg/dm³; Mn alto > 12 mg/dm³), por Alvarez et al. (1999).

A área foliar indica a superfície disponível para a realização do processo fotossintético (PEIXOTO; PEIXOTO, 2009). Ambas espécies não apresentaram diferenças significativas entre as diferentes profundidades de rejeito, durante os três meses, para a variável área foliar, ou seja, independe da presença ou não do rejeito. Os valores médios de área foliar produzida pelas espécies *Enterolobium contortisiliquum* e *Solanum granulosoleprosum* aos três meses foi observada isoladamente com relação as diferentes profundidades de tecnossolo (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 - Área foliar (cm²) produzida pelas plantas, aos 90 dias, em cada profundidade de rejeito. *E = *Enterolobium contortisiliquum*; S= *Solanum granulosoleprosum*.

Espécie*	0	25	50	75	100
	cm				
E	146,84	86,77	166,18	164,04	80,8
S	184,32	127,05	129,7	133,35	153,35

Fonte: Do autor (2019).

A seguir serão apresentados os parâmetros de crescimento calculados para as espécies estudadas. Na tabela 4.3 são encontrados os valores referentes à análise de variância da altura e diâmetro das duas espécies estudadas aos três meses e na tabela 4.4 o efeito da espécie no crescimento médio em altura e diâmetro aos três meses.

Tabela 4.3 - Resumo da análise de variância para altura e diâmetro aos três meses.

Variável avaliada	Fator de variação	Graus de liberdade	QM	p-valor	
Altura	Bloco	4	573,3	0,6885	ns
	Espécie (E)	1	5596,8	0,0003	*
	Profundidade do rejeito (P)	4	149,4	0,6492	ns
	E:P	4	393,6	0,1852	ns
Diâmetro	Bloco	4	8,4422	0,1697	ns
	Espécie (E)	1	8,1608	0,2071	ns
	Profundidade do rejeito (P)	4	3,6419	0,5732	ns
	E:P	4	15,6206	0,0525	ns

* Significativo ($p < 0,05$); ns = Não significativo. Fonte: Do autor (2020).

A partir dos resultados é possível observar que somente para a variável altura houve diferença significativa a 5% de probabilidade em relação a espécie. Para o diâmetro e altura, com p -valor $> 0,05$ não existe diferença entre as profundidades de rejeito.

Tabela 4.4 – Valores de altura (cm) e diâmetro (mm) durante os meses de avaliação em função da espécie. *E=*Enterolobium contortisiliquum*; S= *Solanum granulosoleprosum*.

Espécie*	Altura (cm)			Diâmetro (mm)		
	30	60	90	30	60	90
	dias			dias		
E	35,17 a	74,47 a	106,86 a	6,67	10,92	16,19
S	21,13 b	51,01 b	85,70 b	6,94	12,84	15,38

Nota: Médias seguidas da mesma letra minúscula na linha não diferem entre si a nível de 5% de probabilidade. Fonte: Do autor (2020).

Observa-se um crescente aumento médio em altura e diâmetro para ambas espécies, o que é esperado que aconteça no crescimento de espécies arbóreas ao longo do tempo. A espécie *Enterolobium contortisiliquum* apresentou maiores valores médios em altura.

Na tabela 4.5 são encontrados os valores médios de altura e diâmetro nas diferentes profundidades de rejeito para ambas espécies estudadas.

Tabela 4.5 – Altura e diâmetro das plantas aos 30, 60 e 90 dias, em função da profundidade de rejeito.

Profundidade de rejeito (cm)	ALT (cm)			DAS (mm)		
	30	60	90	30	60	90
	dias			dias		
0	27,85	62,98	94	7,14	12,51	16,3
25	30,57	64,58	93,6	6,95	11,53	15,08
50	29,33	66	98,05	7,4	12,59	16,21
75	26,43	63,15	102,3	6,24	11,56	16,16
100	26,58	56,9	93,45	6,3	11,21	15,18

Fonte: Do autor (2020).

De acordo com os dados apresentados acima, é possível dizer que para ambas as espécies a presença ou não do rejeito em diferentes profundidades não influenciou no crescimento médio em altura e diâmetro das espécies até 90 dias, nas condições do estudo. Deve-se salientar que o crescimento das plantas ocorreu em ambiente controlado em relação à umidade do substrato (rejeito e solo).

Diversos trabalhos encontrados na literatura trouxeram indagações sobre as dificuldades de estabelecimento de plantas sobre o rejeito (CORRÊA; LIMA; GOMIDE, 2015; BARBA, 2015; LOPES, 2016; SCHAEFER et al., 2016; SILVA et al., 2016). No entanto, aos três meses de idade e com condições de irrigação adequada, o crescimento das espécies estudadas não foi influenciado pela presença do rejeito até 100 cm de profundidade.

Na tabela 4.6 são encontrados os resultados referentes à análise de variância das massas foliar e de raiz nas diferentes profundidades de rejeito.

Tabela 4.6 - Resumo da análise de variância para massa seca foliar e de raiz em diferentes profundidades (Continua).

Variável avaliada	Fator de variação	Graus de liberdade	QM	p-valor	
MSPA	Bloco	1	0,04	0,9919	ns
	Espécie (E)	1	82,66	0,6256	ns
	Profundidade do rejeito (P)	1	452,87	0,3096	ns
	E:P	4	230,92	0,6036	ns
MSR 1	Bloco	1	0,001	0,9955	ns
	Espécie (E)	1	0,134	0,9535	ns
	Profundidade do rejeito (P)	1	40,659	0,4184	ns
	E:P	4	29,630	0,5588	ns
MSR 2	Bloco	1	0,1186	0,8743	ns
	Espécie (E)	1	3,9783	0,3706	ns
	Profundidade do rejeito (P)	1	3,7179	0,5387	ns
	E:P	4	4,6920	0,4351	ns

MSR 3	Bloco	1	0,3026	0,5876	ns
	Espécie (E)	1	18,663	0,0017	*
	Profundidade do rejeito (P)	1	1,4465	0,2780	ns
	E:P	4	1,8209	0,1942	ns
MSR 4	Bloco	1	0,878	0,5897	ns
	Espécie (E)	1	34,822	0,0065	*
	Profundidade do rejeito (P)	1	5,219	0,2020	ns
	E:P	4	1,393	0,7396	ns
MSRT	Bloco	1	0,006	0,9939	ns
	Espécie (E)	4	140,397	0,2641	ns
	Profundidade do rejeito (P)	1	99,091	0,4553	ns
	E:P	4	80,524	0,8134	ns

Nota: MSPA = massa seca parte aérea. MSR 1, 2, 3 e 4 = massa seca da raiz presentes aos 0 -25, 25,1 - 50, 50,1 - 75 e 75,1 - 100 cm de profundidade de substrato. MSRT = massa sessa raiz total. *Significativo ($p < 0,05$); ns = não significativo. Fonte: Do autor (2020).

A partir dos resultados é possível observar que houve diferença significativa a 5% de probabilidade apenas para a massa seca de raiz em relação a espécie, para as raízes presentes nas profundidades de 50, 1 a 75 e 75,1 a 100 cm. Os valores médios da massa seca foliar e de raízes presentes a cada camada de 25 cm para as diferentes profundidades de rejeito e espécies encontra-se na tabela 4.7.

Tabela 4.7 - Efeito da espécie em massa seca durante os meses de avaliação. *E=*Enterolobium contortisiliquum*; S=*Solanum granulosoleprosum*

Espécie*	Massa seca (g)					
	MSPA	MSR 1	MSR 2	MSR 3	MSR 4	MSRT
E	53,75	16,47	3,06	1,46 b	1,91 b	22,89
S	49,69	16,30	3,95	3,39 a	4,55 a	28,19

Nota: MSPA = massa seca da parte aérea. MSR 1, 2, 3 e 4 = massa seca de raiz presentes nas camadas 0- 25, 25,1 - 50, 50,1 - 75 e 75,1 - 100 cm para cada profundidade de substrato. MSRT = massa seca raiz total. Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna diferem entre si a nível de 5% de probabilidade. Fonte: Do autor (2020).

Os valores de massa seca foliar e massa seca de raiz até a profundidade de 50 cm não diferiram entre as espécies. *Solanum granulosoleprosum* apresentou maior massa de raiz a partir de 50 cm de profundidade, podendo indicar uma tendência de maior profundidade de raízes. Na tabela 4.8 encontram-se os valores médios de massa seca foliar e de raiz presentes a cada 25 cm de profundidade para os diferentes tratamentos e para as duas espécies estudadas.

Tabela 4.8 – Massa seca parte aérea e de raízes aos 90 dias para as duas espécies.

Profundidade de rejeito (cm)	Massa seca (g)					
	MSPA	MSR1	MSR2	MSR3	MSR4	MSRT
0	63,12	17,73	2,94	1,92	2,70	25,29
25	40,35	13,70	2,51	2,30	2,04	20,56
50	63,06	21,27	4,12	2,87	4,21	32,48
75	45,86	13,75	3,07	1,83	2,52	21,17
100	46,20	15,46	4,86	3,22	4,66	28,20

Nota: MSPA = massa seca parte aérea. MSR 1, 2, 3 e 4 = massa seca de raiz presentes nas camadas 0- 25, 25,1 -50, 50,1 - 75 e 75,1 - 100 cm para cada profundidade de rejeito. MSRT = massa seca raiz total. Fonte: Do autor (2020).

É possível verificar que aproximadamente 64% da massa de raiz está concentrada nos primeiros 25 cm de substrato. Segundo Valcarcel et al. (2007), a maior concentração de raízes na camada superficial pode ser explicada pelo microambiente favorável, com maior retenção de água, arejamento e, portanto, favorecendo o crescimento das raízes.

Na tabela 4.9 encontra-se a análise de variância para os parâmetros de qualidade analisados.

Tabela 4.9 - Resumo da análise de variância para os parâmetros de qualidade.

Variável avaliada	Fator de variação	Graus de liberdade	X ²	p-valor	
QR	Bloco	1	7,421	0,9458	ns
	Espécie (E)	1	6,810	0,2771	ns
	Profundidade do rejeito (P)	4	4,911	0,4520	ns
	E:P	4	4,652	0,9733	ns
TCAAC	Bloco	1	517,36	0,6300	ns
	Espécie (E)	1	516,89	0,9187	ns
	Profundidade do rejeito (P)	4	461,63	0,8739	ns
	E:P	4	405,86	0,8720	ns
TCAEC	Bloco	1	12,460	0,6243	ns
	Espécie (E)	1	11,737	0,4213	ns
	Profundidade do rejeito (P)	4	10,439	0,8846	ns
	E:P	4	10,068	0,9877	ns
IQD	Bloco	1	218,78	0,9390	ns
	Espécie (E)	1	212,90	0,5045	ns
	Profundidade do rejeito (P)	4	155,72	0,3626	ns
	E:P	4	118,74	0,5914	ns

Nota: QR = quociente de robustez, TCAAC= taxa de crescimento absoluto em altura caulinar, TCAEC = taxa de crescimento absoluto em espessura caulinar, IQD = índice de qualidade de Dickson; ns = não significativo ($p > 0,05$). Fonte: Do autor (2020).

As espécies não apresentaram diferenças significativas no quociente de robustez (QR) na taxa de crescimento absoluto em altura caulinar (TCAAC), na taxa de crescimento absoluto em espessura caulinar (TCAEC) e no índice de qualidade de Dickson (IQD) nas diferentes profundidades de rejeito, até 90 dias de idade. Na tabela 4.10 encontra-se os valores médios dos parâmetros analisados.

Tabela 4.10 – Valores médios dos parâmetros. *E=*Enterolobium contortisiliquum*; S= *Solanum granulosoleprosum*

Espécie*	QR (cm/mm)	TCAAC (cm/mês)	TCAEC (mm/mês)	IQD
E	6,32	26,97	3,59	8,98
S	5,98	26,66	3,97	10,07

Nota: QR = quociente de robustez, TCAAC= taxa de crescimento absoluto em altura caulinar, TCAEC = taxa de crescimento absoluto em espessura caulinar, IQD = índice de qualidade de Dickson. Fonte: Do autor (2020).

O quociente de robustez expressa o equilíbrio de crescimento, relacionando os dois parâmetros morfológicos mais importantes na estimativa de crescimento da muda após o plantio definitivo. Quanto menor o seu valor, maior a capacidade de sobrevivência e estabelecimento em campo (CARNEIRO, 1995; GOMES et al., 2002). O índice de qualidade de Dickson (IQD) é a forma de avaliação mais completa dos parâmetros de qualidade de mudas de mesma espécie. Quanto maior seu valor, melhor a qualidade da muda (DICKSON; LEAF; HOSNER, 1960).

Na tabela 4.11 encontram-se os valores médios dos parâmetros analisados para as espécies estudadas, em função da profundidade de rejeito.

Tabela 4.11 – Valores médios dos parâmetros analisados para as espécies, em função da profundidade do rejeito.

Profundidade de rejeito (cm)	QR (cm/mm)	TCAAC (cm/mês)	TCAEC (mm/mês)	IQD
0	5,83	26,01	3,95	10,56
25	6,25	24,36	3,43	7,69
50	5,83	27,64	4,00	12,25
75	6,19	29,37	4,00	8,04
100	6,66	26,65	3,51	9,07

Nota: QR = quociente de robustez, TCAAC= taxa de crescimento absoluto em altura caulinar, TCAEC = taxa de crescimento absoluto em espessura caulinar, IQD = índice de qualidade de Dickson. Fonte: Do autor (2020).

De acordo com os dados apresentados acima, é possível dizer que para ambas as espécies a presença ou não do rejeito em diferentes profundidades não influencia nos parâmetros analisados.

4 CONCLUSÃO

Aos três meses de idade, as diferentes profundidades de rejeito não influenciaram no crescimento médio em altura e diâmetro das espécies e nos parâmetros de qualidade analisados. *Enterolobium contortisiliquum* apresentou maiores valores médios de crescimento em altura e massa seca foliar enquanto *Solanum granulosoleprosum* apresentou maior massa seca de raiz nas últimas camadas de profundidade de substrato, ao se comparar as duas espécies.

Ambas espécies avaliadas neste estudo são capazes de sobreviver e desempenhar um desenvolvimento inicial satisfatório até um metro, sobre o tecnossolo formado pelo derramamento de rejeito de mineração de ferro na bacia do rio Doce, nas condições do presente estudo.

Mais estudos devem ser realizados para investigação das respostas de plantio de espécies arbóreas nativas sobre o tecnossolo, principalmente sob influência do regime hídrico da região. Além de pesquisas relacionadas ao perfil do tecnossolo e desenvolvimento radicular em condições de campo, uma vez que não se conhece quais materiais juntamente com o rejeito estão depositados nas margens dos cursos d'água e como o crescimento radicular das espécies irá se comportar nessas condições.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C.A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVAREZ V., V. H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. (Eds.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação**. Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (CFSEMG), 1999. p. 30-35.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Encarte especial sobre a bacia do rio Doce: rompimento da Barragem em Mariana/MG**. 1. ed. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2016.
- BARBA, M. D. **Mesmo sem ser tóxica, lama de barragem em Mariana deve prejudicar ecossistema por anos**. In: BBC Brasil. 2015. Disponível em: http://www.bbc.com/portuguese/noticias/2015/11/151107_barragem_mariana_mdb_fd. Acesso em: 13 de dez. 2019.

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**, 2017.

CARNEIRO, J. G. de A. **Produção e controle de qualidade de mudas florestais**. Curitiba: UFPR/FUPEF; Campos dos Goytacazes: UENF, 1995. 451 p.

CORRÊA, H.; LIMA, S.; GOMIDE, R. **Mariana: os dramas e as culpas pela tragédia**. Revista Época. 2015. Disponível em: <http://epoca.globo.com/tempo/noticia/2015/11/mariana-os-dramas-e-culpas-pela-tragedia.html>. Acesso em: 19 de dez. 2019.

CRUZ, F. V. da S. et al. Does Samarco's spilled mud impair the growth of native trees of the Atlantic Rainforest? **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 189, 2020, 12 p. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110021>

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

EMBRAPA. (2015). **Relatório Técnico - Avaliação dos Impactos Causados ao Solo pelo Rompimento de Barragem de Rejeito de Mineração em Mariana, MG: Apoio ao Plano de Recuperação Agropecuária**. Acesso em: 25 de ago. 2019. Disponível em: http://www.consultaesic.cgu.gov.br/busca/dados/Lists/Pedido/Attachments/566237/RESPOSTA_PEDIDO_Relatorio%20Tecnico_Avaliacao%20dos%20Impactos_Acidente%20Mariana_Embrapa.pdf

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

FOX, J.; WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression**. Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage, 2019. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.

GOMES, J. M. et al. Parâmetros morfológicos na avaliação da qualidade de mudas de *Eucalyptus grandis*. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 6, p. 655-664, nov./dez. 2002.

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 Soil Pollut**, v. 228, n. 7, art. 252, jul. 2017.

HOTHORN, T.; BRETZ, F.; WESTFALL, P. Simultaneous Inference in General Parametric Models. **Biometrical Journal**, v. 50, n. 3, p. 346—363, 2008.

LOPES, L. M. N. O rompimento da barragem de Mariana e seus impactos socioambientais. **Sinapse Múltipla**, v. 5, n. 1, jun. p. 1 -14, 2016.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 4.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002. 384p.

MENTZ, L.A.; OLIVEIRA, P.L. **O gênero Solanum na Região Sul do Brasil**. Pesquisas, Botânica, n. 54, p. 1-327, 2004.

PAULINO, J. et al. Crescimento e qualidade de mudas de pinhão-mansão produzidas em ambiente protegido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 1, p. 37-46, jan. 2011.

PEIXOTO, C. P.; PEIXOTO, M. F. S. P. Dinâmica do crescimento vegetal: princípios básicos. **Tópicos em ciências agrárias**, Bahia, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, v. 38, 2009.

SAMARCO. **Relatório de impacto ambiental - RIMA - EIA - integrado do complexo germano**. 2017. Acesso em: 25/06/2019. Disponível em: <https://www.samarco.com/wpcontent/uploads/2017/11/rima-samarco-2017.pdf>

SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Paisagens de lama: os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do Fundão, em Mariana. In: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS). **A Ciência do solo e o desastre de Mariana**. Boletim Informativo ISSN 1981-979X, v. 42, n. 1, p. 18-22, jan. /abr. 2016.

SCHNEIDER, C. A.; RASBAND, W. S.; ELICEIRI, K. W. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. **Nature methods**, v. 9, n. 7, p. 671-675, jul. 2012.

SEDRU. (2016). **Relatório**: Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana. Disponível em: http://www.agenciaminas.mg.gov.br/ckeditor_assets/attachments/770/relatorio_final_ft_03_02_2016_15h5min.pdf. Acesso em 18 de agosto de 2019.

SILVA, A. C. et. al. **Características químicas, mineralógicas e físicas do material acumulado em terraços fluviais, originado do fluxo de lama proveniente do rompimento de barragem de rejeitos de mineração de ferro em Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brasil**. Revista Espinhaço, Diamantina, v. 5, n. 2, p. 44-53, 2016. Disponível em: <<http://revistaespinhaco.com/index.php/journal/article/view/133>>. Acesso em: 20 ago. 2019.

SILVA, C. P. de C. et al. Composição florística na floresta estacional semidecidual e floresta ombrófila. In: SCOLFORO, J. R.; MELLO, J. M.; SILVA, C. P. de C. (Eds.). **Inventário Florestal de Minas Gerais: Floresta Estacional Semidecidual e Ombrófila - Florística, Estrutura, Diversidade, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Áreas aptas para o Manejo Florestal**. Lavras: UFLA, 2008. cap. 3, p.193-229.

VALCARCEL, R. et al. Avaliação da biomassa de raízes finas em área de empréstimo submetida a diferentes composições de espécies. **Revista Árvore**, v.31, n.5, p.923-930, 2007.

WANAT, N. et al. Arsenic (As), antimony (Sb), and lead (Pb) availability from Au-mine technosols: a case study of transfer to natural vegetation cover in temperate climates. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 36, n. 4, p. 783-795, ago. 2014.