

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel
Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água



TESE

**Estudo pioneiro da restauração de solos minerados em uma cronosequência de
10,6 anos na mina de carvão de Moatize – Moçambique**

Sérgio da Costa Dias

Pelotas, 2024

Sérgio da Costa Dias

**Estudo pioneiro da restauração de solos minerados em uma cronosequência de
10,6 anos na mina de carvão de Moatize – Moçambique**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas, como requisito à obtenção do título de Doutor em Ciências.

Orientadora: Prof^a Dr^a Lizete Stumpf
Coorientador: Prof. Dr José João Passe

Pelotas, 2024

Universidade Federal de Pelotas
Sistema de Bibliotecas Catalogação da Publicação

D541e Dias, Sérgio da Costa

Estudo pioneiro da restauração de solos minerados em uma cronosequência de 10,6 anos na mina de carvão de Moatize – Moçambique / Sérgio da Costa Dias ; Lizete Stumpf, orientadora ; José João Passe, coorientador. — Pelotas, 2024. 111 f.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2024.

1. Metais pesados. 2. Matéria Orgânica. 3. Densidade do solo. 4. Fauna edáfica. I. Stumpf, Lizete, orient. II. Passe, José João, coorient. III. Título.

CDD 631.41

Sérgio da Costa Dias

Estudo pioneiro da restauração de solos minerados em uma cronosequência de 10,6 anos na mina de carvão de Moatize – Moçambique

Tese aprovada como requisito para obtenção do grau de Doutor em Ciências, Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data de defesa: 20/03/2024

Banca examinadora:



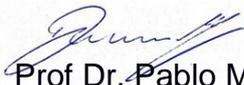
Prof^a Dr^a Lizete Stumpf (Orientadora)

Doutora em Ciências/Solos - Universidade Federal de Pelotas



Prof Dr. Otávio dos Anjos Leal

Doutor em Ciência do solo - Universidade Federal do Rio Grande do Sul



Prof Dr. Pablo Miguel

Doutor em Ciência do solo - Universidade Federal de Santa Maria



Prof^a Dr^a Jakeline Rosa de Oliveira

Doutora em Ciência do Solo - Universidade Federal de Lavras

**A todos aqueles que depositaram confiança
em minha capacidade e me apoiaram em
todos os momentos em que precisei.**

DEDICO E OFEREÇO

Agradecimentos

Primeiramente, expresso minha gratidão a Deus, cuja benevolência tem sido a base da minha saúde e das conquistas que alcancei.

Um reconhecimento especial é direcionado à Prof^a Dr^a Lizete Stumpf, minha orientadora. Manifesto minha profunda admiração pela orientação meticulosa neste trabalho, cuja direção oportuna e imprescindível foi fundamental para o sucesso deste trabalho.

Um agradecimento ao meu orientador Prof. Dr José João Passe, pela ajuda sempre oportuna e necessária. O meu muito obrigado!

Ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água (PPG MACSA) da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel - Universidade Federal de Pelotas, agradeço pela oportunidade concedida para a realização deste curso.

Minha sincera gratidão aos professores e colaboradores do PPG MACSA, cujos ensinamentos foram inestimáveis.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, minha gratidão pela concessão da bolsa, que possibilitou a continuidade dos meus estudos.

À Vulcan Mozambique, SA, pela cedência da área do estudo para a realização das coletas de amostras, bem como pelo apoio técnico e logístico fornecido.

Ao Fundo Nacional de Investigação de Moçambique pelo apoio financeiro.

Minha gratidão aos engenheiros Armando Machil, Fernando Pongo e Dido Faquione pelo apoio prestado durante a execução da pesquisa.

A todos os meus amigos e colegas de doutorado, meu profundo agradecimento pelo apoio incondicional, companheirismo e incentivo que me ajudaram a alcançar este grande marco.

À minha família, agradeço eternamente por sua constante orientação, amor, compreensão, dedicação e apoio ao longo da jornada.

Por fim, expresso minha gratidão a todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho. Meus mais sinceros agradecimentos a todos!

“A resiliência é a capacidade de se recuperar de situações de crise e aprender com ela. É ter a mente flexível e o pensamento otimista, com metas claras e a certeza de que tudo passa”
(Autor desconhecido).

Resumo

DIAS, Sérgio da Costa. **Estudo pioneiro da restauração de solos minerados em uma cronosequência de 10,6 anos na mina de carvão de Moatize – Moçambique**. Orientadora: Lizete Stumpf. 2024. 111f. Tese (Doutorado em Ciências) – Programa de Pós Graduação em Manejo e Conservação do solo e da Água, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2024.

A mineração de carvão a céu aberto impulsiona o crescimento econômico, no entanto, para acessar as reservas de minério resulta em múltiplos danos. Portanto, é crucial implementar programas de recuperação para mitigar esses efeitos. Na região carbonífera de Moatize, localizada no centro de Moçambique, África, há uma extensa área impactada pela mineração de carvão a céu aberto. Assim, objetivo do presente trabalho é avaliar os atributos químicos, físicos e biológicos de minesoils em restauração há 0,5; 1,4; 5,3 e 10,6 anos na mina de carvão de Moatize. Os atributos químicos do solo analisados incluíram o pH do solo, nitrogênio, fósforo, magnésio, enxofre e potássio, a capacidade de troca de cátions e a saturação por bases e alumínio e teor de metais pesados, bem como os estoques de carbono orgânico total (COT), o teor de COT e fracionamento químico da matéria orgânica. Os atributos físicos abrangeram a avaliação de sua densidade e porosidade do solo, enquanto que os atributos biológicos envolveram a abundância e a diversidade de organismos do solo. Os resultados foram submetidos a análise de variância feita pelo método de Kruskal-Wallis (teste não paramétrico), seguida pela comparação de médias pelo teste de Bonferroni (Dunn) a 5% probabilidade e pela correlação de Pearson ($p < 0,05$). A análise regressão ($p < 0,05$) foi utilizada para a compreensão das tendências de restauração dos atributos do solo avaliados. Durante o processo de recuperação, apenas o minesoil com 10,6 anos demonstrou condições próximas as do solo natural com a exceção dos atributos biológicos, os quais permaneceram distintantes em comparação com o solo natural, em todos os minesoils, destacando o impacto positivo das espécies arbustivas na revitalização do solo. Especificamente, em termos de restauração física, a densidade do solo (D_s) no minesoil com 10,6 anos foi de $1,41 \text{ g cm}^{-3}$. Estima-se que seja necessários aproximadamente 2 anos para a D_s do minesoil alcançar o nível do solo natural ($1,35 \text{ g cm}^{-3}$) e, observou-se que o aumento da M_a e a redução da D_s ao longo cronosequência esteve associada ao aumento do teor de COT e de todas as suas frações. O teor de COT evoluiu substancialmente durante os anos de restauração dos minesoils. Aos 0,5 para os 1,4 anos de restauração, o incremento foi de 251%, enquanto que dos 1,4 aos 5,3 anos foi de 110%. Além das melhorias no estoque de COT nos minesoils ao longo do tempo, também nota-se que o COT teve um impacto positivo na disponibilidade de nutrientes e o avanços significativos de todas as suas frações químicas. Ao longo cronosequência, foram também observadas variações nos teores de metais nos minesoils, com Cr, Zn e Mn mostrando uma tendência de redução, enquanto Pb, Ba e Cu revelaram um aumento. A persistência dos efeitos adversos da atividade mineradora, mesmo após um período de 10,6 anos, é evidente na restauração da fauna do solo, principalmente devido à correlação negativa com os metais pesados. Isso indica um período longo para o estabelecimento do equilíbrio biológico, mesmo após melhorias de atributos químicos e físicos da área.

Palavras-chave: metais pesados; matéria orgânica; densidade do solo; fauna edáfica.

Abstract

DIAS, Sérgio da Costa. **Pioneering study of the restoration of mined soils in a 10.6-year chronosequence at the Moatize coalmine - Mozambique.** Advisor: Lizete Stumpf. 2024. 111f. Thesis (PhD. in Science) – Postgraduate Program in Soil and Water Management and Conservation, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2024.

Opencast coal mining drives economic growth, however, accessing the ore reserves results in multiple damages. Monitoring reclamation includes analysis of soil attributes. In the Moatize coal region, located in central Mozambique, Africa, there is an extensive area impacted by opencast coal mining. The aim of this study was to evaluate the chemical, physical and biological attributes of minesoils that have been under restoration for 0.5; 1.4; 5.3 and 10.6 years at the Moatize coalmine. The soil chemical attributes analyzed included soil pH, nitrogen, phosphorus, magnesium, sulphur and potassium, cation exchange capacity, base and aluminum saturation and heavy metal content, as well as total organic carbon (TOC) stocks, TOC content and chemical fractionation of organic matter. The physical attributes included the assessment of soil density and porosity, while the biological attributes involved the abundance and diversity of soil organisms. The results were subjected to analysis of variance using the Kruskal-Wallis method (non-parametric test), followed by comparison of means using the Bonferroni (Dunn) test at 5% probability and Pearson's correlation ($p < 0.05$). Regression analysis ($p < 0.05$) was used to understand the restoration trends of the soil attributes assessed. During the recovery process, only the 10.6-year-old minesoil showed conditions close to those of the natural soil, with the exception of the biological attributes, which remained distinct compared to the natural soil in all minesoils, highlighting the positive impact of shrub species on soil revitalization. Specifically, in terms of physical restoration, the bulk density (Bd) in the 10.6-year-old minesoil was 1.41 g cm^{-3} . It is estimated that it takes approximately 2 years for the Ds of the minesoil to reach the level of the natural soil (1.35 g cm^{-3}) and it was observed that the increase in Ma and the reduction in Ds over the chronosequence was associated with an increase in the TOC content and all its fractions. The TOC content evolved substantially during the years of minesoil restoration. From 0.5 to 1.4 years of restoration, the increase was 251%, while from 1.4 to 5.3 years it was 110%. In addition to the improvements in the stock of TOC in the minesoils over time can be that TOC has had a positive impact on the availability of nutrients and the significant advancement of all their chemical fractions. Over the chronosequence, metal content variations was observed in the minesoils with Cr, Zn and Mn showing a downward trend, while Pb, Ba and Cu showed an increase. The persistence of the adverse effects of mining activity, even after a period of 10.6 years, is evident in the restoration of soil fauna, mainly due to the negative correlation with heavy metals. This indicates a long period for the establishment of biological balance, even after improvements to the area's chemical and physical attributes.

Keywords: heavy metals; organic matter; bulk density; edaphic fauna.

Lista de Figuras

Figura 1 - Distribuição de reservas comprovadas de carvão mineral em 1996, 2006 e 2016.....	20
Figura 2 - Minessoil localizado na Mina de Carvão de Moatize, na Província de Tete em Moçambique.	42
Figura 3 - Minessoil formado após recomposição topográfica na Mina de carvão em Moatize.	46
Figura 4 – Viveiro de produção de mudas de espécies florestais utilizadas na revegetação de minesoils na Mina de Moatize.	47
Figura 5 – Plantio de mudas de espécies florestais no minessoil na Mina de Moatize.	47
Figura 6 – Cronosequencia de minesoils sob restauração com espécies arbóreas há 0,5, 1,4, 5,3 e 10,6 anos na Mina de Moatize, e um solo natural sob mata nativa.....	49
Figura 7 – Coleta de amostras deformadas de solo com trado Holandês.....	51
Figura 8 – Coletas amostras indeformadas utilizando anéis volumétricos.	54
Figura 9 – Amostragem da macrofauna nos minesoils pelo método TSBF.....	56
Figura 10 – Regressão linear entre atributos químicos e o tempo de restauração dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.....	61
Figura 11 – Regressão quadrática entre atributos químicos e o tempo de restauração dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.....	62
Figura 12 – Relação entre os teores de metais pesados e o tempo de restauração dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.	67
Figura 13 – Relação teores de carbono orgânico total, ácido fúlvico, ácido húmico e humina e o tempo de restauração dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.....	70
Figura 14 – Relação entre a densidade, porosidade total e macroporosidade e o tempo de restauração dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.....	73
Figura 15 – Relação entre a abundância e o tempo de restauração dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.....	74

Lista de Tabelas

- Tabela 1 – Dados climáticos de uma série de 23 anos da região da Mina de Moatize.....44
- Tabela 2 – Teores de argila, silte e areia, classe textural e umidade gravimétrica na camada de 0,00-0,10 m de minesoils sob revegetação de espécies florestais com diferentes tempos de restauração e no solo não antropizado sob Mata Nativa na região carbonífera de Moatize..... 50
- Tabela 3 - Critérios de informação de akaike (AIC), critério de informação bayesiano (BIC) e coeficiente de determinação de modelos de regressão (Linear e Quadrático) utilizados para descrever o pH e os teores de nutrientes dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos..... 59
- Tabela 4 – Critério de informação de akaike (AIC), critério de informação bayesiano (BIC) e coeficiente de determinação de modelos de regressão (Linear e Quadrático) utilizados para descrever os metais pesados dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos..... 60
- Tabela 5 – Valores de pH em água, teores de nutrientes, saturação por bases e alumínio de minesoils sob diferentes tempos de restauração, e do solo natural..... 63
- Tabela 6 – Valores de metais pesados de minesoils sob diferentes tempos de restauração, e do solo natural. 68
- Tabela 7 – Critério de informação de akaike (AIC), critério de informação bayesiano (BIC) e coeficiente de determinação de modelos de regressão (Linear e Quadrático) utilizados para descrever os atributos físicos dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos..... 69
- Tabela 8 – Teores e estoque de Carbono orgânico total, Ácido Fúlvico, Ácido Húmico e Humina de de minesoils sob diferentes tempos de restauração, e do solo natural 69
- Tabela 9 – Critério de informação de akaike (AIC), critério de informação bayesiano (BIC) e coeficiente de determinação de modelos de regressão (Linear e Quadrático) utilizados para descrever o COT e suas frações dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.....71
- Tabela 10 – Densidade, macroporosidade e porosidade total de minesoils sob diferentes tempos de restauração, e do solo natural.....72

Tabela 11– Abundância (n° de indivíduos) e frequência relativa (%) da fauna que habita o interior de de minesoils sob diferentes tempos de restauração, e do solo natural.....743

Tabela 12 – Correlação de Pearson entre os atributos químicos (pH do solo, teores de nutrientes, saturação por bases e alumínio, COT e suas frações químicas, metais pesados), atributos biológicos (abundância de organismos, população de ácaros e colembolos) e atributos físicos (Ds e Ma) em minesoils restaurados em uma cronosequência de 0,5; 1,4; 5,3 e 10,6 anos.....74

Sumário

1 Introdução	14
2 Revisão de Literatura	18
2.1 Mineração do carvão no mundo e em Moçambique.....	18
2.2 Degradação ambiental provocada pela mineração de carvão	22
2.3 Potencial de contaminação das poeiras durante as atividades de mineração	25
2.4 Recuperação das áreas degradadas pela mineração de carvão	27
2.5 Espécies vegetais na recuperação de áreas degradadas.....	32
2.6 Indicadores de qualidade do solo de áreas degradadas	35
2.7 Relação dos indicadores de qualidade do solo.....	39
3 Metodologia	42
3.1 Localização e caracterização da área de estudo	42
3.2 Amostragem do solo e análises	48
3.2.1 Determinação dos atributos químicos dos minesoils e do solo natural	50
3.2.1.1 Determinação do pH do solo, soma de bases, capacidade de troca de cátions, saturação por bases e por alumínio.....	50
3.2.1.2 Determinação do teor de metais pesados	52
3.2.1.3 Determinação do teor de carbono orgânico total e frações da matéria orgânica do solo	52
3.2.2 Determinação dos atributos físicos	54
3.2.3 Determinação da fauna edáfica dos minesoils e do solo natural	55
3.2.3.1 Determinação da macrofauna	55
3.2.3.2 Determinação da mesofauna	56
3.3 Análise estatística	57
4 Resultados e Discussão	59

4.1 Resultados.....	59
4.1.1 Atributos químicos de minesoils em uma cronosequencia de 10,6 anos	59
4.1.2 Atributos físicos de minesoils em uma cronosequencia de 10,6 anos	71
4.1.3 Atributos biológicos de minesoils em uma cronosequencia de 10,6 anos.....	72
4.1.4 Correlação de Pearson dos atributos químicos, físicos e biológicos de minesoils em uma cronosequência de 10,6 anos.....	75
4.2 Discussão	77
5 Conclusão e Recomenddações	92
5.1 Conclusão	92
5.2. Recomendações	93
Referências.....	94

1 Introdução

Ao longo dos tempos, a humanidade dependeu de combustíveis fósseis (petróleo, gás e carvão) para sua evolução econômica, social e tecnológica. Entre os recursos energéticos não renováveis, o carvão mineral ocupa a primeira colocação em abundância e perspectiva de vida útil, com suas reservas estimadas em mais de 800 bilhões de toneladas e vida útil de 219 anos (Bata et al., 2016; Statistical Review of World Energy, 2023).

Cerca de 60% das reservas globais de carvão mineral são detidas pelos Estados Unidos, Rússia e China, com destaque para os Estados Unidos, que engloba aproximadamente 28,6% desse total. No entanto, apesar de ter a maior reserva disponível, os Estados Unidos não é o maior produtor desse recurso, mas sim a China, país que assume o papel de principal produtor e consumidor de carvão mineral do mundo (Statistical Review of World Energy, 2023). Na África, as reservas de carvão mineral localizadas em Moçambique estão estimadas em mais de 5 bilhões de toneladas (Source International, 2019) e a jazida de carvão mineral de Moatize, localizada na província de Tete, é considerada a maior província carbonífera não explorada do mundo, com reservas estimadas em mais de 2,5 bilhões de toneladas, devendo ser exploradas por um período de 35 a 40 anos (José; Sampaio, 2012; Lamarques, 2013). A produção média anual em Moatize é estimada em 11 milhões de toneladas, escoados para mercados como Brasil, Ásia, Médio Oriente e Europa (José; Sampaio, 2012; Source International, 2019).

A atividade econômica baseada no carvão mineral é um segmento produtivo que tem a concepção de uso temporal e/ou transitório do solo (Feng et al., 2019; Choudhury et al., 2020) e representa ainda, um segmento importante no desenvolvimento econômico, político e social da região centro de Moçambique (José; Sampaio, 2012). Entretanto, as atividades de exploração de recursos naturais causam danos significativos ao ambiente, podendo este ser de maior ou menor intensidade, atreladas à perda das características físicas, químicas e biológicas do ecossistema (Feng et al., 2019). A extração de carvão mineral é uma dessas atividades relacionada à exploração de áreas naturais que causa elevado impacto devido a remoção da cobertura vegetal e das camadas de solo, modificando assim a paisagem, resultando

na degradação do solo e da sua biota, além de perturbar drasticamente os regimes hidrológicos (Choudhury et al., 2020). A exploração do carvão também está associada à geração de grandes volumes de resíduos (Ramani, 2012). Além disso, a poeira gerada durante as atividades de exploração do carvão é espalhada quando os ventos intensos sopram em direção às áreas de mineração, causando a poluição do ar (Consultec, 2012). Na mina de Moatize, por exemplo, é comum observar a propagação de poeiras do carvão durante o transporte do mineral para os locais de exportação.

Um dos grandes problemas gerados pela mineração de carvão é a quantidade de rejeitos, que são depositados em pilhas ou barragens próximas às áreas mineradas, independente da forma como o carvão é extraído (Bitencourt et al., 2015; Park et al., 2019). Além disso, dentre outros impactos, está a geração da drenagem ácida de mina (Bitencourt et al., 2015) e a compactação devido ao trânsito intenso de máquinas gerado pelo processo de recomposição topográfica da área minerada (da Silva Barboza et al., 2021; Stumpf et al., 2016).

Após a extração a céu aberto do carvão mineral, a recomposição topográfica da área minerada gera um novo perfil do solo, composto geralmente por duas camadas: uma de rejeitos (rochas sobrepostas e carvão não utilizados) e outra com topsoil (mistura dos horizontes do solo) o (Zhang et al., 2014; Ahirwal; Maiti, 2018; Pinto et al., 2020). Estes solos são chamados de *minesoils* (Sencindiver; Ammons, 2000), ou solos construídos (Stumpf et al., 2016). A qualidade e propriedades dos minesoils variam, dependendo de condições geológicas, climáticas e de uso do solo (Liu; Lal, 2013) e, ao contrário dos solos naturais, os minesoils são susceptíveis a ter poucos organismos ativos no solo e com características físicas e químicas deterioradas, juntamente com potenciais problemas de toxicidade (Leguédois et al., 2016), sendo necessário a recuperação de suas funções ecossistêmicas.

O minesoil não pode ser avaliado por parâmetros individuais do solo (Feng et al., 2019), sendo necessário uma análise integrada dos seus atributos físicos, químicos e biológicos para proporcionar uma melhor análise do estágio de recuperação da área após a mineração (Zhao et al., 2013; Mukhopadhyay et al., 2014; Muñoz-Rojas et al., 2016). A análise da recuperação dos ecossistemas após a perturbação é um grande desafio porque requer não só a análise das características dos ecossistemas acima e

abaixo do solo, como também das observações ao longo do tempo. Nesse sentido, a cronosequência de minesoils é uma abordagem estabelecida (Zhao et al., 2013; Bohrer et al., 2018; Feng et al., 2019), pois auxilia na compreensão das mudanças, em longo prazo, em sua qualidade química, física e biológica promovida pelo crescimento de espécies vegetais (Akala; Lal, 2001; Shrestha; Lal, 2008; Sun et al., 2017).

As espécies vegetais contribuem positivamente na recuperação do solo, através da densidade de raízes, que promovem a descompactação do topsoil, e da deposição de biomassa vegetal sobre a superfície do solo, a qual restabelece a ciclagem de nutrientes e estimula a microbiota do solo (Leal et al., 2015; Stumpf et al., 2016; Fernandez et al., 2022). Na mina de Moatize a revegetação dos minesoils é feita por espécies arbóreas invasoras e nativas, *Gliricidia sepium* (Gliricídia), *Acacia angustissima* (Angustissima) e *Leucaena leucocephala* (Leucena), as quais podem adicionar nitrogênio aos minesoils. Além disso, espécies florestais tolerantes a períodos secos também são utilizadas, pois Moatze é uma região semiárida.

A revegetação é o ponto de partida e pré-requisito quase obrigatório para a recuperação de ecossistemas. No entanto, a recuperação de áreas degradadas pela mineração é uma atividade complexa e não se restringe ao mero plantio para conter processos erosivos. Isto implica a necessidade de selecionar as espécies vegetais características de cada região que possam suportar as condições da área, não esquecendo também das limitações ocasionadas pelos efeitos da mineração incluindo contaminantes quando presentes nos minesoils. É evidente que a restauração de uma área fortemente degradada não é um investimento a curto prazo, mas sim requer períodos longos. No entanto, ainda há incerteza em torno do provável sucesso dos esforços envolvidos no processo de recuperação dessas áreas, mesmo em longo prazo (Alday et al., 2012). Cross; Lambers (2017) salientam que, embora os reguladores ambientais exijam que os impactos sejam abordados nos planos de encerramento das minas, os prazos curtos prescritos estão muitas vezes, em desacordo com a natureza gradual de restauração dos processos pedogênicos dos minesoils. Especificamente na mina de Moatize, ainda não existe um estudo da gestão

ecologicamente correta desses minesoils para uma compreensão detalhada do seu processo de restauração.

Na mina de Moatize, os estudos existentes são direcionados a investigar o potencial de contaminação do solo do entorno da mina e dos mananciais de abastecimento humano e de dessedentação animal por metais pesados decorrente da atividade de mineração de carvão (Raffestin, 2010; Matos; Medeiros, 2012; Lamarques, 2013; Bata et al., 2016). Entretanto, faz-se necessário a realização de estudos que investiguem as alterações nos atributos físicos e químicos dos minesoils, no intuito de subsidiar o planejamento voltado para a redução dos impactos durante a fase de extração e a gestão criteriosa das atividades de recuperação pós-mineração.

Na Mina Moatize existem minesoils com diferentes períodos de restauração submetidos à mesma revegetação. A validade da comparação dos minesoils em cronosequência é reforçada pela utilização de práticas de construção e recuperação semelhantes entre estes locais durante o período de tempo estudado. Esses múltiplos locais em recuperação, de diferentes idades, estão localizados dentro de uma área relativamente pequena, o que permite minimizar diferenças no clima e características do local. Portanto, um estudo de cronosequência ao longo de 10,6 anos na mina de carvão mineral de Moatize oferece valiosas percepções sobre a restauração a curto, médio e longo prazo dos atributos do minesoils.

Considerando isso, o presente estudo tem como objetivo avaliar os atributos químicos, físicos e biológicos de minesoils em restauração há 0,5; 1,4; 5,3 e 10,6 anos na mina de carvão de Moatize, em Moçambique. Nossa hipótese é de que somente o minesoil com 10,6 anos de restauração revelará condições químicas, físicas e biológicas próximas a um solo sem histórico de mineração e sob revegetação com mata nativa.

2 Revisão de Literatura

2.1 Mineração do carvão no mundo e em Moçambique

O carvão mineral é um combustível fóssil sólido formado por uma complexa e variada mistura de componentes orgânicos fossilizados ao longo de milhões de anos soterrados em bacias sedimentares pouco profundas, formando deste modo as jazidas deste minério. O carvão mineral é composto de oxigênio, hidrogênio, enxofre, cinzas e, em sua maior parte, o carbono (Choudhury et al., 2020) e sua origem é explicada por duas correntes: a autóctone e alóctone. A primeira sustenta que a hulha é oriunda da decomposição das grandes florestas no próprio local, enquanto que a segunda corrente considera a sedimentação de detritos vegetais carregados pelo deflúvio superficial (Guerra; Guerra, 2011).

Vários estudos relatam que a formação de carvão mineral ocorreu em três períodos geológicos distintos, no Carbonífero, Cretáceo e no Permiano. Salienta-se que aproximadamente 55% do carvão mineral teve sua origem no Cretáceo, 23,74% no Carbonífero e 16,91% no Permiano (Cosmo et al., 2020). O carvão mineral presente em Moçambique provavelmente originou-se no Permiano, há cerca de 260 milhões (Lamarques, 2013).

Este combustível foi uma das primeiras fontes de energia a ser utilizada em larga escala na humanidade e, ocupa a primeira colocação em abundância e perspectiva de vida útil, sendo em longo prazo a mais importante reserva energética mundial, seguida do petróleo e do gás natural (Statistical Review of World Energy, 2023; Feng et al., 2019). Na Europa, ele passou a ser consumido na idade média (395-1430). Visto que durante a queima do carvão ocorre a emissão de gases com forte odor, acredita-se que o mesmo foi proibido em alguns lugares e só voltou a ser utilizado no século XVIII (Choudhury et al., 2020).

Durante a Revolução Industrial, o carvão mineral foi utilizado como fonte de energia para máquinas e locomotivas além de ser geradora de energia elétrica, substituindo assim, o trabalho humano e animal. Neste período também foi utilizado para aquecer a água e gerar vapor que impulsiona o motor (Siecesc, 2016). Seguindo ainda com a história do uso do carvão, durante a Primeira e Segunda Guerra Mundial, o consumo do carvão mineral aumentou (Feng et al., 2019), porém, na década de 50,

com a descoberta de grandes depósitos de petróleo e gás, o consumo de carvão caiu um pouco em nível global, entretanto a crise do petróleo, gerada pela crise no Oriente Médio, levou ainda mais o aumento do consumo do carvão (Siecesc, 2016).

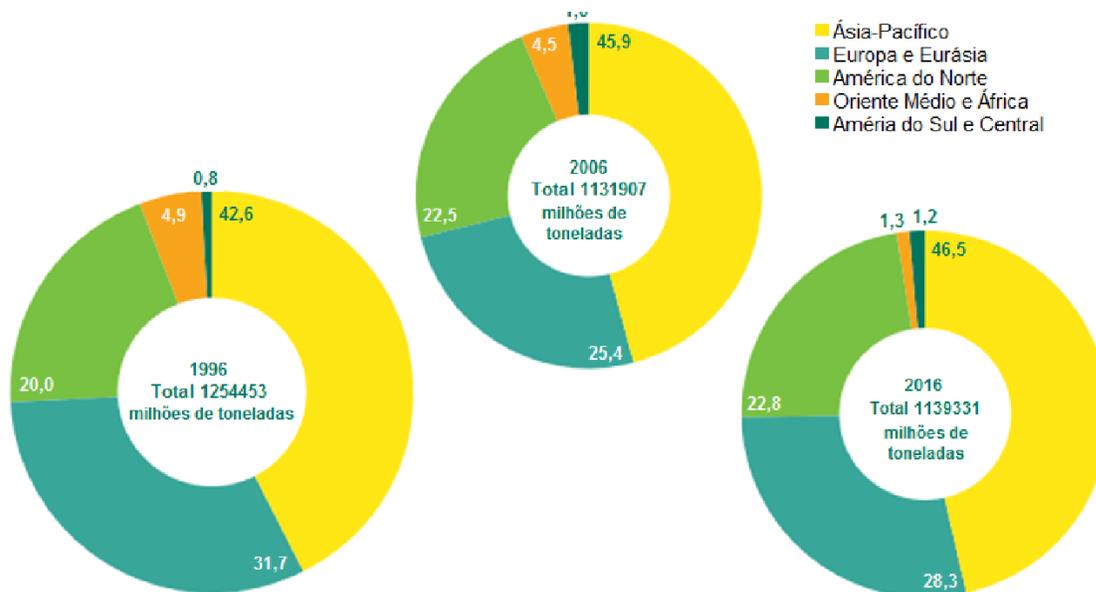
No mundo, o carvão tem conhecido nos últimos anos uma alta no seu processo de extração e comercialização, pois é considerado de baixo custo de produção e comercialização, sendo que, o consumo deste combustível fóssil fica atrás apenas do petróleo na matriz energética mundial (carvão 23,3% e petróleo 35,7%) (Statistical Review of World Energy, 2023). As maiores reservas estão localizadas nos Estados Unidos (28,6%), Rússia (18,5%) e China (13,5%) (Choudhury et al., 2020), com um volume de aproximadamente 860 bilhões de toneladas de carvão, possuindo vida útil estimada em 109 anos toneladas de carvão (Statistical Review of World Energy, 2023) e acredita-se que até 2035 a demanda por energia no mundo determinará o aumento de 25% das operações das usinas a carvão (Pires; Holtz, 2012). No Brasil, os depósitos de carvão mineral estão localizados nos estados de, Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e São Paulo, sendo que as maiores jazidas situam-se nos estados do Rio Grande do Sul (89,25%) e Santa Catarina (10,41%), e as menores estão localizadas no Paraná (0,32%) e São Paulo (0,02%) (Companhia Riograndense De Mineração, 2015).

De acordo com a World Coal Association (2016), o carvão mineral provavelmente continuará sendo, pelas próximas décadas, o combustível para geração de energia mais barato em muitos países em desenvolvimento e industrializados. Segundo a BP (2017), atualmente, as usinas termelétricas, fornecem 41% da eletricidade global e, até 2030, este número está projetado para crescer até 46%. Apesar do consumo de carvão estar constantemente aumentando, as reservas de carvão têm se mantido constantes entre 2006 e 2016, como mostra a Figura 1. Isso é resultado da descoberta de novas minas e do aumento na tecnologia de mineração que resulta em uma melhor eficiência de extração e no processamento de minas mais complexas.

Em Moçambique, um país localizado na costa oriental da África Austral, foram descobertas grandes jazidas de carvão mineral localizadas nas províncias de Niassa e Tete. A mina de Moatize sediada em Tete é considerada uma das maiores jazidas de carvão de Moçambique (LAMARQUES, 2013; FISCHER, 2019). A exploração do

carvão mineral de Moatize teve o seu início em 1923, explorada pela empresa Carbonífera de Moçambique, com então capital português e belga (Cistac, 2012).

Figura 1 - Distribuição de reservas comprovadas de carvão mineral em 1996, 2006 e 2016.



Fonte: BP, 2017.

Ainda no período colonial, concretamente em 1960, Moçambique foi alvo de descobertas de jazidas de minérios com alto potencial de abastecer indústrias metalúrgicas e siderúrgicas. Uma das maiores descobertas foi em Moatize, província de Tete, com reservas estimadas em pouco mais de 2,5 bilhões de toneladas de carvão mineral (Lamarques, 2013). Na época Moatize foi conhecida como a vila do carvão. Depois da declaração da independência em 1975 houve uma explosão na mina o que resultou numa paralisação das atividades. A mesma reiniciou nos anos 80, com a empresa CARBOMOC, que passou a ser de capital nacional, mas que devido à guerra civil que teve lugar em Moçambique em 1988, esta foi desativada, principalmente pela paralisação da linha férrea de Sena (Seleman, 2009). Após esta paralisação e terminada a guerra civil em 1992, migraram para o país empresas multinacionais que se interessaram em explorar o carvão mineral de Moatize, onde atualmente encontra-se uma das maiores reservas de Moçambique. Em 2004, a empresa brasileira Companhia Vale do Rio Doce, deu o primeiro passo para que Moçambique iniciasse uma nova fase da exploração do carvão mineral (Lamarques,

2013).

Cerca de cinco empresas se dedicam exclusivamente na exploração do carvão mineral em Moatize como: International Coal Ventures Limited (ICVL) – empresa indiana, Vulcan Mozambique, SA – empresa canadiana, Minas do Revúbué – Austrália, Rio Tinto – Inglaterra e Austrália e Minas de Moatize – Inglaterra. Todas estas empresas exploram o carvão mineral no subdistrito de Moatize. Atualmente a empresa multinacional Vulcan Mozambique, SA. com sede no Canadá é a maior concessionária em Moatize para a exploração do carvão mineral numa área de aproximadamente 24000 hectares. A produção média anual estimada em 11 milhões de toneladas onde são escoados para mercados como Brasil, Ásia, Médio Oriente e Europa (Eusébio, 2020). No caso de Moçambique, a mineração é considerada um dos setores fundamentais da economia, principalmente pela geração de divisas para o país. Por exemplo, em 2013, Moçambique classificou-se no 178º lugar sobre 187º, no Índice de Desenvolvimento Humano na Organização das Nações Unidas (ONU), resultante das contribuições económicas do setor mineiro (Ministério da Planificação e Desenvolvimento – Moçambique, 2013).

Existem dois tipos de carvão mineral, o tipo térmico e o metalúrgico. Os dois têm valores comerciais distintos, sendo o térmico utilizado para a geração de energia e o metalúrgico utilizado para as indústrias de produção de ferro e outras indústrias metalúrgicas (World Coal Association, 2016). Em Moçambique ocorrem os dois tipos, e forma de extração de carvão praticadas pela todas as empresas é mineração ao céu aberto (José; Sampaio, 2012; Cistac, 2012; Lamarques, 2013).

A técnica de extração do carvão à céu aberto é conhecida a nível mundial, sendo um método utilizado nas indústrias mineiras de carvão por muitos países do mundo, caracterizado por grande capacidade de mineração, velocidade de construção rápida, alta eficiência de trabalho, baixos custos de produção, e em contra partida, exige recursos elevados para a recuperação das áreas mineradas (Statistical Review of World Energy, 2023; Tian et al., 2014). O método de extração a mineração a céu aberto abrangem as seguintes etapas: retirada dos horizontes do solo; detonação e extração de bancos de carvão; recomposição topográfica da área minerada, originando os solos construídos, que são formados por materiais e procedimentos

determinados pela ação humana (Machado et al., 2017; Pinto et al., 2020). No caso das minas exploradas em Moatize, pela sua baixa profundidade, a mineração é realizada em cavas, termo utilizado para o processo de mineração a céu aberto, pelo fato de permitir o tráfego tanto de caminhões como escavadoras a céu aberto (Consultec, 2012).

A nível mundial, entre os anos 1974 a 1975, aproximadamente 26% do carvão foi extraído através de mineração a céu aberto e, de 2005 a 2016 aumentou para 84,95%. Apesar do crescimento na utilização do método de lavra de carvão céu aberto, é o que gera mais degradação ao meio ambiente em relação a mineração subterrânea (Choudhury et al., 2020).

O intenso tráfego de equipamentos para a construção dos solos antropogênicos causa a compactação das partículas que estão desagregadas, deste modo, provoca a mistura do solo com outros materiais geológicos, resultando em uma condição muito diferente do solo original (da Silva Barboza et al., 2021). Stumpf et al. (2018) e Qin et al. (2016) mencionam que as relações comumente observadas entre agregação e o teor de matéria orgânica de solos não minerados não pode ser transferida diretamente para os solos minerados, reforçando a necessidade de assumir os solos construídos como um novo sistema.

2.2 Degradação ambiental provocada pela mineração de carvão

Os intensos impactos ambientais provocados pela mineração de carvão podem variar desde a simples perda da sustentabilidade econômica dos ecossistemas até o colapso do funcionamento destes, onde o retorno de parte de suas funções a nível original pode demorar décadas (Peplinski; Czubak, 2021). Os principais danos oriundos desse processo da exploração do minério são a contaminação da água, do solo e do ar, pois ocorre a alteração topográfica e hidrológica na área, eliminando a vegetação nativa, o que resulta em um ambiente degradado (Zhang et al., 2018; Feng et al., 2019; Peplinski; Czubak, 2021).

Na mineração ao céu aberto, onde vastas áreas de vegetação e de solo são removidas, os impactos estão associados à deflorestação, erosão do solo, degradação das terras e perturbação do ecossistema (Zhang et al., 2018). Os aterros

e outros resíduos de mineração são uma adição aos problemas ambientais, muitas vezes devido a uma falta de gestão de resíduos. A implantação e a construção destes depósitos, bem como o aumento de áreas para a mineração, também limitam as opções de uso das terras disponíveis (Qin et al., 2016; Zhang et al., 2018).

Os processos de queima produzem em torno de 53% do seu volume total minerado. Uma porção do material é utilizada na construção civil, mas grande parte é depositada em bancos estéreis de mineração, suprimindo a vegetação local (Soares et al., 2006). Estima-se a nível mundial que 7 milhões de toneladas de rejeitos são gerados por ano no processamento de minerais, os quais frequentemente apresentam propriedades físico-químicas adversas, tais como uma estrutura deficiente, baixos macronutrientes, pH extremo ($\text{pH} < 3$), alta salinidade, altas concentrações de metais e contêm resíduos de químicos de processamento (Qin et al., 2016; Peplinski; Czubak, 2021).

Outro impacto da mineração está ligado à poluição dos rios pela drenagem ácida das minas contendo pirita, resultante da reação química entre água e rochas contendo enxofre (Liu et al., 2021). A poluição do ar é causada pela poeira gerada durante as atividades de exploração do carvão que é espalhada quando os ventos intensos sopram em direção às áreas de mineração (Consultec, 2012).

Na mina de Moatize, por exemplo, é comum observar a propagação de poeiras do carvão durante o transporte do mineral para os locais de exportação. Estas poeiras são as principais causadoras de doenças respiratórias tais como bronquite e asma, nas comunidades locais assim como aos trabalhadores das minas. As chuvas ácidas são também resultantes da utilização do carvão mineral, causando degradação do solo trazendo desta forma à redução da sua produtividade (Consultec, 2012), pois os solos construídos apresentam baixo teor de matéria orgânica, baixa qualidade estrutural e reduzida atividade dos organismos do solo, limitando o estabelecimento da vegetação, o que restringe a restauração dos solos minerados (Park et al., 2019).

Outro impacto negativo dos solos construídos está ligado a fase sólida, líquida e gasosa do solo. A fase sólida pode influenciar na capacidade de troca de cátions (CTC) ou ainda pode estar contaminado por metais. Na fase líquida do solo, fase que ocupa o espaço poroso do solo, denominada de solução do solo, pode estar

contaminada pois muitas das vezes as atividades de mineração envolvem a exposição de minerais e produtos químicos tóxicos que podem ser liberados no solo. Por sua vez na fase gasosa do solo, a respiração radicular e o desenvolvimento microbiano é comprometida, fato que deve-se a limitação das trocas gasosas deteriorada pela compactação (Stumpf et al., 2014; Park et al., 2019; Choudhury et al., 2020).

Ainda, segundo Brom et al. (2012); Kuter (2013); Park et al. (2019), a degradação visual da paisagem é o mais característico impacto ocasionado pela mineração pois aproximadamente 600 kg de material minerado é composto por rejeitos e estéreis de um total de 1000 kg, material esse que é colocado no entorno da área que está sendo minerada, podendo ainda, alterar muitos aspectos do ciclo hidrológico com relação à quantidade e à disponibilidade de água.

O carvão comumente apresenta a presença de pirita ou marcassita, o que acarreta a contaminação da água nas regiões afetadas por esses minerais (Geller et al. 2012). A água dos lagos, por exemplo, é acidificada e contaminada com metais pesados e metaloides que representam uma grande ameaça ao meio ambiente, sendo que entre outros problemas, pode dificultar a sobrevivência de organismos aquáticos em tais ambiente devido a diminuição das concentrações de oxigênio (Soni et al. 2014; Choudhury et al., 2020). Em vários estudos têm se observados baixos valores de pH e maiores concentrações de Pb, Mn e Fe nas águas subterrâneas além do limite máximo permitido (Bhagabati; Borkotoki, 2014).

A oxidação do sulfeto de ferro presente nos rejeitos do carvão quando expostos à ação do oxigênio e ao contato com a água causam a acidificação das drenagens, pois os íons férricos que não participam da reação de precipitação oxidam mais piritas (Park et al., 2019). Com a drenagem acida, pode ocorrer bactérias acidófilas que ocorrem naturalmente em locais ácidos podendo acelerar a acidificação do solo, visto que, ocorre reações que resultam na dissolução de cátions metálicos como Al, Mn, Zn, Cd, Cu, Cr, Pb, entre outros (Feng et al., 2019).

Para Koner; Chakravarty (2016), os resíduos que são armazenados dentro do local de mineração e/ou nas proximidades da mina, através do intemperismo e da oxidação dos minerais presentes nesses resíduos (principalmente enxofre e ferro), produzem sulfato, íons ferrosos e outros íons metálicos que podem afetar as áreas

vizinhas influenciando negativamente na fertilidade dos solos e, também diminuir o pH do solo. A pH baixo, os metais estão a uma maior concentração devido à sua maior solubilidade. Os níveis de potássio, por exemplo, ser deficientes num minesoil, visto que monovalente resulta numa elevada tendência à lixiviação. Esse efeito observa-se mais em superfícies intemperizáveis como minesoil onde liberta potássio para a solução do solo, que em seguida, rapidamente removido por dissolução (Campaner; Luiz-Silva, 2009).

A erosão do solo recomposto após a mineração do carvão a céu aberto tem sido também um dos problemas, que resulta da dificuldade de estabelecimento da revegetação devido a compactação do novo solo construído (Stumpf et al., 2016). Além disso, ocorre mudança na estrutura da paisagem e na ordem do horizonte do solo, os processos erosivos no solo construído promovem a perda dos nutrientes e, como consequência, a atividade microbiana e o ciclo de nutrientes são interrompidos (Sheoran et al., 2010; Feng et al., 2019).

O tráfego intenso de máquinas pesadas (carregadores, transportadores e tratores) para transportar grandes volumes de materiais durante os processos de extração do minério e recomposição topográfica resulta na desestruturação, mistura e compactação do solo, a qual aumenta a densidade do solo e diminui a porosidade e tendem a apresentar agregados formados por compressão, principalmente quando o tráfego ocorre em condições de umidade inadequada do solo (Ussiri et al., 2006; STUMPF et al., 2016). Observa-se também que há um desequilíbrio na proporção dos tamanhos das partículas do solo construído refletido pelo aumento da quantidade partículas de areia e diminuição da quantidade de silte e argila (Showalter et al., 2010).

2.3 Potencial de contaminação das poeiras durante as atividades de mineração

A mineração de carvão mineral é uma atividade que pode gerar poeira via úmida em diversas etapas do processo, incluindo a extração, transporte e processamento do minério. Essa poeira, quando depositada sobre superfícies expostas, pode ser transportada pela água da chuva para corpos d'água próximos, resultando em contaminação hídrica significativa (Chen et al., 2020).

A presença de partículas de carvão e outros contaminantes provenientes da

poeira pode ter efeitos adversos sobre a flora e fauna. Estudos mostram que a exposição a altas concentrações de partículas de carvão pode reduzir a diversidade e a abundância de organismos aquáticos, além de afetar negativamente seu desenvolvimento e reprodução (Chen et al., 2020).

Além disso, a sedimentação da poeira em suspensão em leitos de rios e lagos pode alterar a qualidade do sedimento, comprometendo a saúde dos ecossistemas aquáticos. O acúmulo de poeira pode prejudicar a oxigenação do solo e favorecer o crescimento de algas nocivas, resultando em desequilíbrios ecológicos (Brom et al., 2012).

Para mitigar esses impactos, são necessárias medidas de controle e monitoramento ambiental. O controle de erosão é fundamental para evitar que a poeira seja transportada para corpos d'água, sendo recomendada a implementação de barreiras vegetais e técnicas de controle de erosão. Além disso, o gerenciamento de águas pluviais, através de sistemas de drenagem que capturam e tratam as águas pluviais antes de serem liberadas no ambiente, é essencial para reduzir a carga de contaminantes nos corpos d'água (Li et al., 2019). O monitoramento contínuo da qualidade da água também é crucial para avaliar os impactos da contaminação por poeira e identificar áreas que necessitam de intervenção.

A poeira gerada durante as operações de mineração e processamento do carvão também pode representar uma fonte significativa de contaminação ambiental via seca. A emissão de poeira para a atmosfera pode contribuir para a poluição do ar e do solo, afetando a saúde humana e a qualidade do ar local (Wang et al., 2022). Partículas finas de carvão podem conter uma variedade de substâncias tóxicas, incluindo metais pesados e compostos orgânicos voláteis, que representam riscos para a saúde respiratória (Li et al., 2019).

Além disso, a deposição de poeira em superfícies expostas, como o solo e corpos d'água, pode levar à contaminação desses ambientes quando a poeira é carregada pela água da chuva. Estudos demonstraram que a deposição de poeira de carvão pode aumentar a concentração de metais pesados no solo e na água como Mn, Ni, Co, Cr, Cu, V, Ti, Zr, Zn, Ba, entre outros, prejudicando a qualidade dos recursos naturais e afetando os ecossistemas locais (Zhang et al., 2020).

A exposição prolongada à poeira de carvão pode representar sérios riscos à saúde humana, incluindo problemas respiratórios, como bronquite e enfisema, além de aumentar o risco de doenças cardiovasculares e câncer de pulmão (Kumar et al., 2021). Populações que vivem próximas a áreas de mineração de carvão estão particularmente em risco, devido à exposição crônica à poeira e à falta de acesso a serviços de saúde adequados (Zhang; Wu, 2022).

Para reduzir os impactos da contaminação por poeira via seca, são necessárias medidas de controle de emissões e monitoramento da qualidade do ar. A utilização de sistemas de supressão de poeira, como aspersão de água e cobertura de pilhas de carvão, pode ajudar a reduzir a emissão de poeira para a atmosfera (Zhao et al., 2019). Além disso, a adoção de tecnologias de controle de emissões, como filtros de mangas e lavadores de gases, pode ajudar a capturar partículas finas de carvão durante o processamento (Chen et al., 2020).

A implementação de redes de monitoramento da qualidade do ar é essencial para avaliar os níveis de poluentes atmosféricos e tomar medidas corretivas quando necessário. Programas de monitoramento bem estabelecidos podem fornecer dados importantes sobre a concentração de poluentes e ajudar na identificação de áreas que requerem intervenção (Li; Liu, 2021).

2.4 Recuperação das áreas degradadas pela mineração de carvão

A recuperação das áreas degradadas pela mineração de carvão deve ser considerada como parte do processo de mineração, até porque a legislação de quase todos os países, incluindo Moçambique, obriga as empresas mineradoras a recuperar a área degradada, por meio de um plano preestabelecido.

Em Moçambique, a Lei 14/2002, denominada Lei de Minas, de 26 de junho de 2002, regulou até 2014 os termos do exercício dos direitos e deveres relativos ao uso e aproveitamento dos recursos minerais com respeito pelo meio ambiente, com vista à sua utilização racional e em benefício da economia nacional. Em 2014 algumas alterações foram feitas na presente legislação, a qual foi revogada pela Lei n.º 20/2014, de 18 de Agosto. Portanto, a lei levou a Moçambique a fazer grandes progressos na recuperação das áreas degradadas pela mineração.

As leis ambientais moçambicana trazem cobranças rígidas para o setor mineral, desde o planejamento até o fechamento da mina. Estas geraram ao Estado, meios de acompanhar de forma mais presente, pontual e contínua, a exploração dos recursos minerais com o retorno social e ambiental as instâncias vinculadas a esta área da economia. Isto é, a exploração do carvão deve iniciar ao se planejar a mina e finalizar quando as relações fauna, flora e solo estiverem em equilíbrio e em condições de sustentabilidade.

A lei n.º 20/2014, de 18 de Agosto trouxe como inovação o Artigo 71 – Encerramento e reabilitação da mina, onde dá espaço a uma garantia por parte do Estado de posterior reabilitação da mina após o término da atividade de exploração do minério e caso a empresa mineradora não cumprir com o plano de reabilitação da mina, o que antes não estava claro na Lei revogada (Lei de Minas, de 26 de junho de 2002), afirmando que: “Terminada a atividade mineira e a auditoria ambiental prévia concluir que o titular não cumpriu as suas obrigações de reabilitação e encerramento da mina, o valor da caução financeira é usado pelo Estado para efeitos de reabilitação e encerramento da mina (Moçambique, Lei n.º20/2014, n.º4 do Artigo 71)”.

Na Bacia Carbonífera de Moatize a exploração do carvão ocorre de acordo com os planos de recuperação das áreas, a qual ocorre em paralelo a extração e beneficiamento do carvão. Cross & Lambers (2017) observam que, embora os órgãos reguladores exijam a abordagem imediata dos impactos nos planos de fechamento das minas, os prazos curtos frequentemente prescritos entram em conflito com a natureza gradual dos processos pedogenéticos, que visam melhorar as limitações dos atributos do solo. Entretanto, na mina de Moatize, até o momento, não foi conduzido um estudo abrangente sobre a gestão ecologicamente adequada desses resíduos, a fim de obter uma compreensão detalhada das trajetórias pedogenéticas.

A atividade da recuperação de uma determinada área degradada por um empreendimento, neste caso a mineração, envolve um conjunto de ações necessárias para que a área volte a estar apta para algum uso produtivo em condições de equilíbrio ambiental, resultando numa paisagem estável, em que, a poluição do solo, ar e da água é minimizada, a terra volta a ser autossuficiente e produtiva, o habitat da fauna

é restabelecido, e uma paisagem esteticamente agradável é estabelecida (Qin et al., 2016; Zhang et al., 2018; Reed; Kite, 2020).

O processo de recuperação visa, portanto, ampliar possibilidades para que os processos ecológicos e a sucessão natural possa se expressar, reconstruindo gradualmente o ecossistema, buscando recriar condições para o restabelecimento de sua integridade ecológica e sua biodiversidade, para que desta forma os processos ecológicos possam ser mantenedores da estabilidade e resiliência deste ecossistema (Martins et al., 2020).

A não recuperação da área degradada implica na maioria dos casos o abandono da região e, isso pode levar uma escassez de recursos terrestres (Xu et al., 2020). Na China, por exemplo, onde a atual taxa de recuperação de áreas mineiras é inferior a 15% e as áreas de terra destruídas pela exploração mineira continua a crescer rapidamente todos os anos, têm provocado limitações de uso de terra para práticas agrícolas já que maior parte das zonas de mineração de carvão em encontram-se em áreas agricultáveis (Hou et al., 2020; Wang et al., 2022).

Vários pesquisadores afirmam que fatores naturais, por si só, dificilmente são suficientes para permitir o rápido desenvolvimento do ecossistema severamente danificado no processo de exploração de carvão e devem ser potencializados pelo aporte humano, podendo ser realizado através de métodos edáficos (medidas de sistematização de terreno) e vegetativos (restabelecimento da cobertura vegetal) (Chen et al., 2012; Mukhopadhyay et al., 2016; Ahirwal et al., 2017).

A escolha da técnica adequada para recuperação de áreas mineradas depende de vários fatores, entre eles, condição topográfica do local, posição dos recursos hídricos nas proximidades, qualidade do solo da área de mineração, tipo de resíduo gerado, qualidade e quantidade de resíduos do local a ser recuperado (Kuter, 2013). Além desses fatores, há necessidade de observar-se o tipo de técnica de recuperação para ser adotado, sua aplicabilidade, eficácia, custo e seu impacto no ambiente (Bhagabati; Borkotoki, 2014). Entretanto, a recuperação de áreas degradadas pela mineração do carvão deve ser realizada mediante um conjunto de ações planejadas e realizadas por conhecedores das mais diferentes áreas, os quais tendem a proporcionar o restabelecimento de condições de equilíbrio e sustentabilidade

existentes anteriormente em um sistema natural (Kuter, 2013; Bhagabati; Borkotoki, 2014). Para isso, o entendimento do pedogênico é crucial no planejamento de programas de recuperação das áreas degradadas.

A topografia construída necessita proporcionar uma estabilidade adequada para o crescimento das plantas (Kompala-Baba et al., 2020). Além disso, o processo de recuperação também deve permitir que as áreas perturbadas se misturem com áreas circundante não perturbada. Isto é especialmente importante no que diz respeito à hidrologia do local porque os padrões de drenagem da mina recuperada devem estar ligados à bacia de drenagem natural (Feng et al., 2019).

Após a construção de um minesoil, na maioria dos casos, a área é revegetada através da aplicação de uma mistura de sementes e/ou plantio das mudas. Para controle da erosão, medidas como a cobertura morta podem ser utilizadas para proteger estas sementes e ajudar a seu estabelecimento (Liu, 2016). Esse procedimento é comum observar na mina de Moatize.

A revegetação dos minesoils facilita o desenvolvimento de bactérias fixadoras de nitrogênio e as associações micorrízicas, pois as plantas ao crescerem acumulam matéria seca, a qual é depositada sobre o solo, sendo decomposta em seguida por organismos do solo. Esta é uma ação fundamental para a manutenção da qualidade do solo mediante os processos de mineralização da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes que são absorvidos pelo sistema radicular, como é o caso do nitrogênio, fósforo, potássio, magnésio, cálcio, enxofre, boro, molibdênio, cobre, ferro, zinco, manganês, cloro, carbono e oxigênio através de organismos do solo (Liu, 2016; Kompala-Baba et al., 2020).

A introdução de nitrogênio em um solo recém construído é geralmente realizada pela sementeira de leguminosas fixadoras de nitrogênio e espécies de gramíneas, bem como a fertilização. Os fertilizantes comerciais são frequentemente adicionados durante vários anos para satisfazer os requisitos iniciais em matéria de nutrientes para aumentar a vegetação estabelecimento e crescimento (Sloan et al., 2016). Na Alemanha, Hartmann et al. (1999), descobriram que os fertilizantes em pó de rocha, por exemplo, têm mostrado melhores resultados do que os solúveis em água porque há menos lixiviação, e também sublinharam a importância da fertilização para o

estabelecimento de vegetação em locais de minas pobres em nutrientes. Quando recirculado através das plantas, os nutrientes (especialmente P e K) chegam na forma mais disponível para os micróbios os utilizarem.

Uma vez executadas as etapas iniciais, a recuperação prossegue por processos como o desenvolvimento da vegetação e a pedogênese. A taxa de formação do solo depende dos efeitos combinados de cinco fatores: substrato (material base), relevo, clima, organismos e tempo. Estes fatores de formação do solo aplicam-se independentemente de o material de origem do solo, podendo ser derivado de substratos naturais ou antropogênicos como os rejeitos de minas (Brady; Weil, 2013; Santini; Banning, 2016). Após o minesoil construído, este sofre os mesmos processos de desenvolvimento do solo que ocorrem num ambiente não perturbado, embora seus atributos físicos e químicos divergem drasticamente em comparação aos existentes no solo na condição pré-mina (Santini; Banning, 2016).

A maioria dos minesoils podem ser considerados solos jovens, em termos geológicos, mas em muitos casos parecem desenvolver-se rapidamente o que significa que as tendências pedogênicas são precocemente observáveis e algumas podem ser feitas projeções sobre a evolução futura. De acordo com Wick et al. (2010), o desenvolvimento de um minesoil fornece a oportunidade única para expandir o conhecimento existente sobre a formação e a estabilização de agregados, acumulação e distribuição da matéria orgânica e da biomassa microbiana, pois devido à magnitude da perturbação do ecossistema, cria-se um cenário de “tempo zero”.

Quando os materiais utilizados na construção do solo começam a ser intemperizados e apresentam a capacidade de propiciar o crescimento das plantas, os solos construídos apenas recebem a denominação “solos de mina recuperada”. Ao longo do tempo, o intemperismo dos fragmentos de rocha promove transformações físicas e químicas, desenvolvendo horizontes detectáveis, e há a acumulação de matéria orgânica e, com isso os materiais rochosos e geológicos começam a se comportar como solos naturais (Leguédois et al., 2016). A maior parte da investigação realizada até ao momento sobre as áreas mineradas recuperadas não se aborda particularmente sobre pedogênese, através da formação de horizontes de solo. Outro sim, descreve as mudanças e tendências do características físicas, químicas e

biológicas dos solos na camada inicial. Isso porque, conforme Sheoran et al. (2010), as estratégias de recuperação devem abordar a estrutura do solo e sua fertilidade, a fim de devolver o novo solo como o mais próximo possível do seu estado primitivo e para que continue como um ecossistema auto-sustentável. Além disso, de acordo com Ussiri et al. (2014), um dos principais objetivos do processo de recuperação é estabelecer uma paisagem estável que seja menos propensa à erosão e que possa suportar uma cobertura vegetal adequada.

Diversas pesquisas confirmam que um minesoil não pode ser avaliado por parâmetros individuais do solo. Isto é, uma análise integrada de seus atributos físicos, químicos e biológicos do solo, antes e depois da restauração vegetal, é necessário para uma avaliação mais aplausível destas áreas fortemente antropizadas (Muñoz-Rojas et al., 2016; Mukhopadhyay et al., 2014; Zhao et al., 2013). Contudo, a análise da recuperação dos minesoils após a perturbação é um desafio porque requer não só as características do ecossistema acima e abaixo do solo, mas requer também observações ao longo do tempo períodos. Nesse sentido, a cronossequência do solo é uma abordagem estabelecida e têm sido utilizada em muitos estudos para avaliar a qualidade dos minesoils (Bohrer et al., 2017; Li et al., 2018).

Arias et al. (2005); Dose et al. (2015), definiram a qualidade do solo como a capacidade do solo funcionar dentro dos limites do ecossistema para sustentar a produtividade biológica, manter qualidade ambiental, e promover a saúde vegetal e animal. De acordo com Bashan; de-Bashan (2010); Wick et al. (2010), é imperativo definir a qualidade do solo em relação à aptidão para um determinado potencial utilização do solo.

2.5 Espécies vegetais na recuperação de áreas degradadas

A recuperação de um ambiente minerado torna-se um desafio, sobretudo, em relação ao resgate da estrutura da vegetação, no que tange à sua composição e funções ecológicas. Além disso, estudos apontam que os trabalhos de recuperação de áreas mineradas são muitas vezes realizados de forma isolada, sem considerar as diversas interações, que influenciam a dinâmica da sucessão ecológica em ambientes atingidos por esse tipo de degradação (Carvalho, 2017).

A revegetação é o ponto de partida e pré-requisito quase obrigatório para a recuperação de ecossistemas. No entanto, a recuperação de áreas degradadas pela mineração é uma atividade complexa e não se restringe ao mero plantio para conter processos erosivos. Isto implica a necessidade de selecionar as espécies vegetais características de cada região que possam suportar as condições da área, não esquecendo também das limitações ocasionados pelos efeitos da mineração incluindo contaminantes quando presentes nos solos construídos. Essas espécies devem ainda apresentar o potencial para iniciar o processo de sucessão vegetal, bem como acelerar a regeneração natural, objetivando reconstituir e intensificar os processos de sucessão que ocorreriam naturalmente (Dutra et al., 2015; Sheoran et al., 2010). Na mina de Moatize verifica-se o uso de espécies nativas e invasoras em plantios para a recuperação de áreas degradadas, e isso permite a conservação da biodiversidade da região além de diminuir os custos no transporte.

A escolha do modelo de plantio mais adequado para cada área degradada depende de uma série de informações sobre aspectos ecológicos, estado de degradação, disponibilidade de mudas, dentre outras (Martins et al., 2020). Entretanto, deve ser utilizado mais de uma espécie pois, Almeida; Sánchez (2015), relatam que é relevante a diversidade de espécies em plantios de recuperação de áreas degradadas, já que isso traz diversos benefícios como o aporte de matéria orgânica ao solo e redistribuição dos nutrientes. De acordo com os estudos de avaliação e monitoramento em áreas degradadas, as pesquisas sobre a comunidade vegetal em solos construídos podem contribuir para o desenvolvimento de novas tecnologias e formas de manejo das áreas degradadas (Alday et al., 2014). E, segundo Bellotto et al. (2009), no monitoramento das áreas em recuperação, a regeneração natural é um indicador fundamental.

Nas áreas degradadas pela mineração são muitas das vezes selecionadas espécies vegetais de sucessão primária removedoras de ferro. Trata-se de espécies tolerantes a altas concentrações de metais pesados no substrato e por isso devem ser utilizadas nessas condições, já que nos minesoils as plantas são continuamente expostas a contaminantes no solo através dos seus sistemas radiculares (Waner et al., 2001). Para Huot et al. (2013), a revegetação de áreas degradadas utilizando

espécies arbóreas é mais vantajosa em relação às espécies herbáceas, porque a primeira apresenta uma grande capacidade de imobilizar maiores quantidades de metais e devido estas estarem mais aptas a situações de estresse.

Em termos de medidas de gestão da vegetação, para evitar a perda de sementes após a semeadura, deve-se usar uma camada de *mulching* para proteger as sementes da perda pelo vento e/ou consumo de pássaros, e isso também melhora a temperatura do solo favorecendo, desde modo, uma boa germinação das sementes (Wang et al., 2022). Por exemplo, pesquisa realizada em áreas degradadas pela mineração a céu aberto na mina de carvão de Shengli, na China, onde a inclinação foi coberta com palha, verificou um aumento significativo a germinação da semente (Xu et al., 2023).

Uma vez estabelecida com sucesso a vegetação, formação de matéria orgânica e decomposição dos resíduos através de uma atividade biológica suficiente, o ciclo de nutrientes pode ser restaurado. O crescimento das raízes entre os poros do solo força uma aproximação das partículas, que conjugado à exsudação de compostos orgânicos, promove a agregação (Lima et al., 2012). Outra vantagem da utilização de espécies arbóreas na recuperação de áreas degradadas deve-se ao fornecimento de abrigo, sombra e forragem para a fauna (Pereira et al. 2010).

Os estudos têm demonstrado que diferentes espécies de vegetação afetam positivamente os atributos do solo. Dentre várias plantas, verifica-se os efeitos positivos do amieiro (*Alnus glutinosa*), da bétula (*Betula pendula*) e do linden (*Tilia cordata*) (Remeš; Šíša, 2007; Frouz et al., 2015). O feixe de chifres (*Carpinus betulus*) e olmos (*Ulmus* sp.) também são mencionados no contexto da melhoria de solos degradados (Hendrychová, 2008). Na República Checa, Spasić et al. (2020), investigaram a influência de um grande número de diferentes espécies arbóreas sobre as propriedades físicas e químicas de um solo construído, onde certas espécies de folhas largas como o maples (*Acer platanoides* L.), o olmo (*Ulmus campestris* L.), o tília (*Tilia parvifolia* Ehrh) e a pêra (*Pyrus communis* L.) provocou alterações positivas nas propriedades do solo e, fora das espécies de folha larga investidas, o feixe de chifres (*Carpinus betulus* L.) foi considerado o menos favorável.

Nas pesquisas realizadas na China e Brasil, o uso de gramíneas resultou nas alterações significativas na vegetação acima do solo, no teor de nutrientes do solo, na

diversidade funcional dos microrganismos e na estrutura física sob diferentes períodos de recuperação (Li et al., 2017; Miguel et al., 2023). Ainda no Brasil, as espécies caliandra (*Calliandra tweedii*) e sansão do campo (*Mimosa caesalpineaeifolia*) usadas como revegetação em solos construídos em Santa Catarina, promoveram a diminuição da acidez do solo, melhorando o equilíbrio e a disponibilidade dos nutrientes incorporados às plantas.

Chodak et al. (2010), utilizando o eucalipto (*Eucalyptus saligna*) e árvores pau-pólvora (*Trema micrantha*) observaram a correção da acidez e fertilidade do solo alterado pela mineração na Polónia. De acordo com os autores, as espécies são grande importância na utilização para a recuperação de áreas em reabilitação pois apresentam crescimento inicial rápido, contribuindo significativamente para a estabilização da matéria orgânica do solo.

É recorrente, também, o uso da leguminosa, pois as sementes são relativamente fáceis de obter. Todavia, uma das principais referências a estas espécies de vegetação, é a sua característica de se associar a outras plantas, e a outros microrganismos do solo, como por exemplo a bactérias fixadoras de nitrogênio, que transforma o nitrogênio do ar em compostos nitrogenados assimiláveis pelos vegetais, tornando assim a planta parcial ou totalmente independente do aporte externo desse nutriente (Bandyopadhyay et al., 2018). Adicionado a isso, é possível identificar também o aporte orgânico que está planta promove onde inserida, tendo em vista que, as leguminosas também são importantes para estabilizar a matéria orgânica do solo, porque para cada 10 unidades de carbono armazenadas, uma unidade de nitrogênio precisa ser fixada em média (SISTI et al., 2004). Diante destas informações percebe-se a importância da revegetação na melhoria dos atributos do *minesoil*, atrelada aos anos de restauração.

2.6 Indicadores de qualidade do solo de áreas degradadas

De acordo com Parron et al. (2015), os indicadores de solo são ferramentas que possibilitam a avaliação da qualidade e condição do solo a médio e longo prazo. Esses indicadores devem ser de fácil replicação e mensuração em condições de campo, além de serem sensíveis às variações decorrentes do manejo. Além disso, outro

aspecto importante é que esses indicadores apresentam confiabilidade metodológica e serem mensuráveis a baixo custo.

Assim, a avaliação quantitativa da qualidade do solo é crucial para avaliar a sustentabilidade do ecossistema. Entretanto, a definição e quantificação da qualidade do solo não é uma tarefa fácil devido à grande variedade de características químicas, físicas e biológicas que influenciam os diferentes processos biogeoquímicos, bem como suas variações ao longo do tempo e do espaço (Parron et al., 2015; Viaud et al., 2018). Por essa razão, é necessário utilizar um conjunto de indicadores que englobem atributos físicos, químicos e biológicos nas análises de qualidade do solo. Isso se deve ao fato de que nenhum indicador isolado é capaz de descrever e quantificar todos os aspectos da qualidade do solo de forma completa (Parron et al., 2015).

O estabelecimento de indicadores para avaliar a degradação ambiental e a sustentabilidade do solo tornou-se crucial pois simplificam a realidade do ecossistema e fornecem informações importantes para a avaliação e monitoramento da qualidade do solo, auxiliando no planejamento e na tomada de decisão (Viaud et al., 2018). Os indicadores físicos, por exemplo, estão relacionados ao arranjo das partículas e ao espaço poroso do solo. Eles incluem densidade, porosidade, capacidade de armazenamento de água disponível, estabilidade e morfometria dos agregados. Esses indicadores refletem, principalmente, as limitações ao crescimento radicular, à emergência das plântulas, à infiltração e/ou movimento da água no perfil do solo e à disponibilidade de água para as plantas.

A compactação do solo resultante do processo de extração e construção em áreas mineradas afeta diretamente as propriedades físicas do minesoil, reduzindo o volume do seu espaço poroso, aumentando a sua densidade. Isso, por sua vez, afeta a infiltração e movimentação da água no minesoil, bem como prejudica o desenvolvimento das plantas pois impede a expansão de suas raízes (Stumpf et al., 2018).

O estudo realizado por da Silva Barboza et al. (2021) analisou o efeito dos eventos de tráfego de máquinas na construção de um minesoil (espalhamento e reconformação do topsoil). Os pesquisadores observaram que os parâmetros físicos reagiram de maneira diferente à presença das máquinas. Após a primeira passada do

trator, verificou-se um aumento de 23,53% na densidade do minesoil, resultando em uma diminuição de 20% na porosidade total. No entanto, após 12 passadas do trator, a compressão do solo levou a um aumento na proporção de macroagregados de 22,56% para 36,58%. Agregados formados por compressão é um indicativo do elevado grau de compactação destas áreas (Stumpf et al., 2016).

Entretanto, em solos com textura arenosa e baixo teor de matéria orgânica, como as de Moatize, uma densidade do solo ideal geralmente varia entre 1,2 a 1,4 g/cm³ (Lal, 1997; Mcqueen et al., 2017). Este intervalo de densidade permite uma boa porosidade do solo, promovendo a aeração adequada, o armazenamento de água e o desenvolvimento de raízes das plantas.

Um estudo conduzido por Ketterings et al. (2000), investigou a recuperação de solos após mineração de carvão e sugeriu que a densidade do solo em áreas recuperadas deve ser semelhante à de áreas não perturbadas nas proximidades.

Os indicadores de qualidade química são igualmente relevantes na avaliação da qualidade do solo. De acordo com Ciarkowska et al. (2016), é inevitável que as atividades de mineração causem alterações nos atributos químicos do solo. Por essa razão, a análise da qualidade química do solo é fundamental para monitorar a situação dos processos pedogenéticos que ocorrem após a extração mineral. Para Ramos et al. (2014); Viaud et al., (2018), os indicadores químicos podem ser considerados aqueles que demonstram as necessidades nutricionais das plantas, como N, P, K, Ca e Mg, além dos que indicam processos do comportamento do solo, como o carbono orgânico, a matéria orgânica, soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases (V%), saturação por alumínio (m%) e o grau de acidez. Os teores de Ca⁺, Mg e o pH em CaCl₂ são importantes indicadores da qualidade química do solo e são fundamentais para a recuperação de solos degradados pela mineração.

Lunardi Neto (2006), avaliou alguns atributos químicos, como os teores de saturação por alumínio, pH, cálcio, magnésio, potássio, a soma de bases, a saturação de bases e a CTC e pH em áreas após a mineração. O autor concluiu que as características químicas do solo podem ser melhoradas por meio de implantação de

plantas de cobertura e espécies florestais, além do acompanhamento técnico rigoroso do processo de reconstrução topográfica das áreas.

A avaliação de áreas reconstruídas topograficamente pós-mineração de carvão no município de Lauro Müller-SC realizado por Spiazzi (2011), indica que as propriedades Ca+Mg, pH em CaCl₂, potencial de acidificação, teores de argila e silte e matéria orgânica poderiam ser utilizados como indicadores de qualidade para a mitigação e o monitoramento de danos ambientais.

Os atributos biológicos também servem de indicadores da qualidade do solo, uma vez que exercem uma influência significativa no uso da terra. Qualquer forma de estresse no sistema pode afetar negativamente a diversidade e as atividades das populações dos organismos do solo e, estudos mostram que a quantificação dos organismos e/ou a atividade desses em solos ou substratos permite estimar níveis de degradação e de recuperação ambiental (Barros et al., 2010; Viaud et al., 2018; Urbanowski et al., 2021).

Avaliações da qualidade biológica do solo devem ser realizadas juntamente com as avaliações físicas e químicas dos solos, pois muitas melhorias na qualidade do solo ocorrem em detrimento da maior ou menor presença destes organismos no solo. Dentre estes, destacam-se àqueles ligados à fauna do solo que são classificados em grupos, com base no tamanho corporal, em micro (<0,2 mm), meso (0,2 mm a 2 mm) e macrofauna (>2 mm). A macrofauna edáfica inclui, entre outros organismos, formigas (Hymenoptera), cupins (Isoptera), besouros (Coleoptera), minhocas (Oligochetas), etc., enquanto que a mesofauna consiste em ácaros (Acarina), colêmbolos (Collembola), proturass, diplura, etc. (Brady; Weill, 2016).

A mesofauna, devido à sua abundância e distribuição no solo, desloca-se pelos poros, fissuras e na camada entre a serapilheira e o solo, desempenhando um papel crucial como catalisadores da atividade microbiana na decomposição da matéria orgânica, na dispersão de esporos, na inibição de fungos e bactérias patogênicas, além de servirem como indicadores biológicos do ambiente e da fertilidade do solo. Além disso, desempenham uma função significativa no processo de humificação da matéria orgânica (DIONÍSIO et al., 2016). Os ácaros e colêmbolos representam uma parcela significativa da população de organismos da mesofauna e, desempenham um

papel importante na decomposição da matéria orgânica, tanto por meio do consumo direto da serapilheira quanto por estimular indiretamente a atividade microbiana (Urbanowski et al., 2021).

A macrofauna se distingue dos demais grupos por ser facilmente visível, sem a necessidade de recursos ópticos, o que a torna um bioindicador promissor (Aquino, 2006). Os organismos da macrofauna desempenham um papel fundamental no funcionamento do ecossistema, ocupando diversos níveis tróficos na cadeia alimentar e exercendo um impacto considerável na produção primária. Em última análise, as populações e atividades dos microrganismos são responsáveis pelos processos de mineralização e humificação, o que influencia o ciclo da matéria orgânica e a disponibilidade de nutrientes assimiláveis pelas plantas (Dionísio et al., 2016; Urbanowski et al., 2021). Portanto, a macrofauna desempenha um papel importante na formação de agregados estáveis por meio de suas atividades mecânicas no solo (formação de coprólitos). Esses agregados têm a capacidade de preservar uma parte da matéria orgânica, evitando sua rápida mineralização. Além disso, esses agregados atuam como uma reserva de nutrientes que podem ser aproveitados pelas plantas (Santos et al., 2018).

Avaliar as mudanças na macrofauna e mesofauna do solo envolve a análise de diferentes aspectos. As avaliações podem ser quanto aos aspectos quantitativo (abundância, densidade e riqueza) e qualitativo (diversidade) de organismos edáficos e, têm sido utilizadas como indicadores potenciais da qualidade do solo. Essas métricas fornecem uma visão do estado atual do solo e das alterações ao longo do tempo, resultantes de fatores bióticos e abióticos (Menta et al., 2018).

Estes fatos colocam a fauna do solo como indicadores da qualidade do solo, podendo assim, serem utilizados para monitorar a recuperação das áreas degradadas após a mineração (Machado et al., 2017; Santos et al., 2018; Stumpf et al., 2018; Feng et al., 2019; Martins et al., 2020; Zhang et al., 2020).

2.7 Relação dos indicadores de qualidade do solo

Os atributos físicos, químicos e biológicos são indicadores essenciais da qualidade do solo, refletindo diretamente o manejo realizado nos agroecossistemas.

Suas interações são determinantes na recuperação de áreas degradadas. Nesse contexto, a integração de indicadores de qualidade do solo desempenha um papel fundamental para avaliar o sucesso da recuperação e monitorar a saúde do ecossistema em desenvolvimento.

Dentre os atributos químicos, os metais pesados são contaminantes comuns associados à mineração de carvão e sua presença pode afetar significativamente a biologia do solo. Embora alguns metais pesados sejam essenciais para o funcionamento fisiológico dos organismos vivos, todos eles se tornam tóxicos em altas concentrações, variando de acordo com o tipo de metal, sua concentração total e disponibilidade para os organismos (Kabata-Pendias; Pendias, 2001).

Altas concentrações de metais pesados, como chumbo (Pb), cádmio (Cd) e mercúrio (Hg), têm sido associadas a efeitos tóxicos sobre a microbiota do solo, incluindo a redução da atividade microbiana e alterações na composição da comunidade microbiana (Alloway, 2013). Por sua vez, a presença de cobre (Cu) e zinco (Zn) em concentrações elevadas pode inibir a atividade de enzimas do solo envolvidas na degradação da matéria orgânica (Brady; Weil, 2008). Os metais pesados reduzem a diversidade e a abundância dos organismos do solo incluindo minhocas e microartrópodes, impactando negativamente a população e a atividade geral dos mesmos (Butovsky, 2011).

A biologia do solo está intimamente ligada às propriedades físico-químicas do solo, influenciando a disponibilidade, acumulação e mineralização de nutrientes. Essa interação desempenha um papel crucial na compreensão dos processos de restauração de ecossistemas (Yang et al., 2020).

De acordo com Braida et al. (2011), a matéria orgânica é fundamental para o comportamento físico do solo, influenciando características como agregação e consistência, além de desempenhar um papel essencial na fertilidade do solo e na promoção da estrutura do solo. A densidade do solo é um atributo físico importante durante o processo de recuperação pós-mineração de carvão, pois afeta a porosidade do solo, a disponibilidade de oxigênio para os organismos do solo e a capacidade de acumulação de matéria orgânica.

A interação entre metais pesados, densidade do solo e biologia do solo é complexa e pode influenciar significativamente a recuperação dos minesoils, afetando também a disponibilidade de nutrientes para as plantas e, conseqüentemente, a recuperação da vegetação (Yang et al., 2020).

O pH do solo é um dos principais fatores que influenciam a dessorção e biodisponibilidade de metais pesados, afetando sua solubilidade e especiação. Isso, por sua vez, influencia diretamente a absorção de nutrientes pelas plantas (Kabata-Pendias; Pendias, 1999).

Os metais pesados não desaparecem do solo e podem interagir com diversos organismos vivos, mantendo seu impacto negativo sobre o meio ambiente. Transformações químicas desses compostos aumentam o risco de surgimento de formas mais tóxicas, afetando a saúde dos organismos vivos. A mobilidade dos sais metálicos no solo depende da acidez do solo, que é influenciada por processos como oxidação física, química e bioquímica de sulfetos nos resíduos rochosos (Yang et al., 2020).

A mobilidade de Cu e Pb são fortemente dependentes da solubilidade da matéria orgânica. O Pb está fortemente ligado à matéria orgânica da camada superior do solo e apenas ligeiramente migra para a profundidade do perfil, o Cu é um pouco mais móvel e o Zn move-se com relativa facilidade para as profundezas do solo. O conteúdo total de metal é determinado, além da taxa de deposição, também pelas condições de humificação do material vegetal e o equilíbrio dos processos de acumulação e lixiviação de metais (Cortet et al., 1999, Kabata-Pendias; Pendias, 1999).

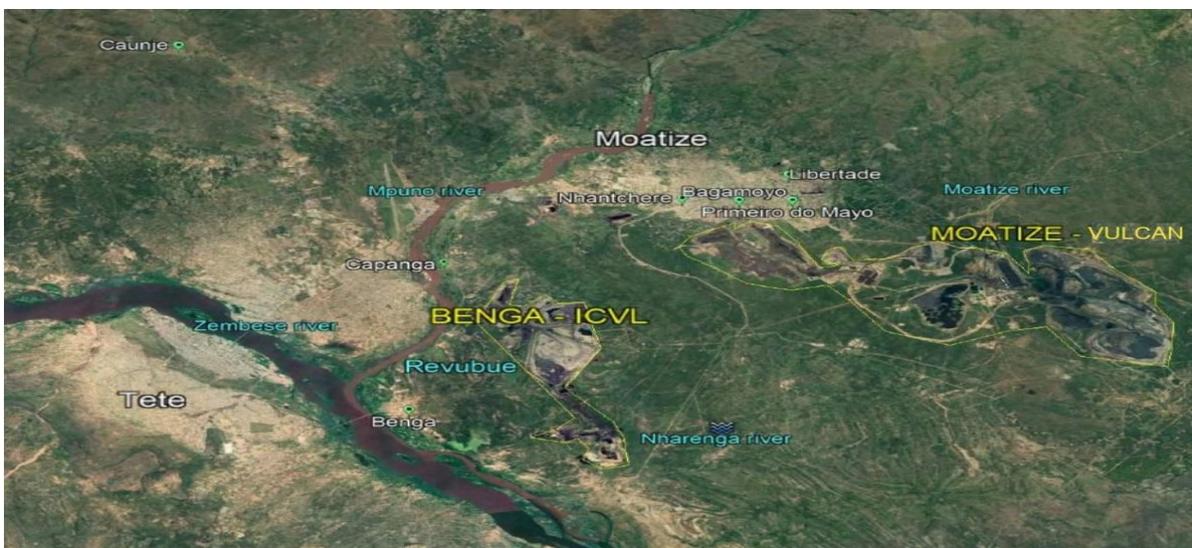
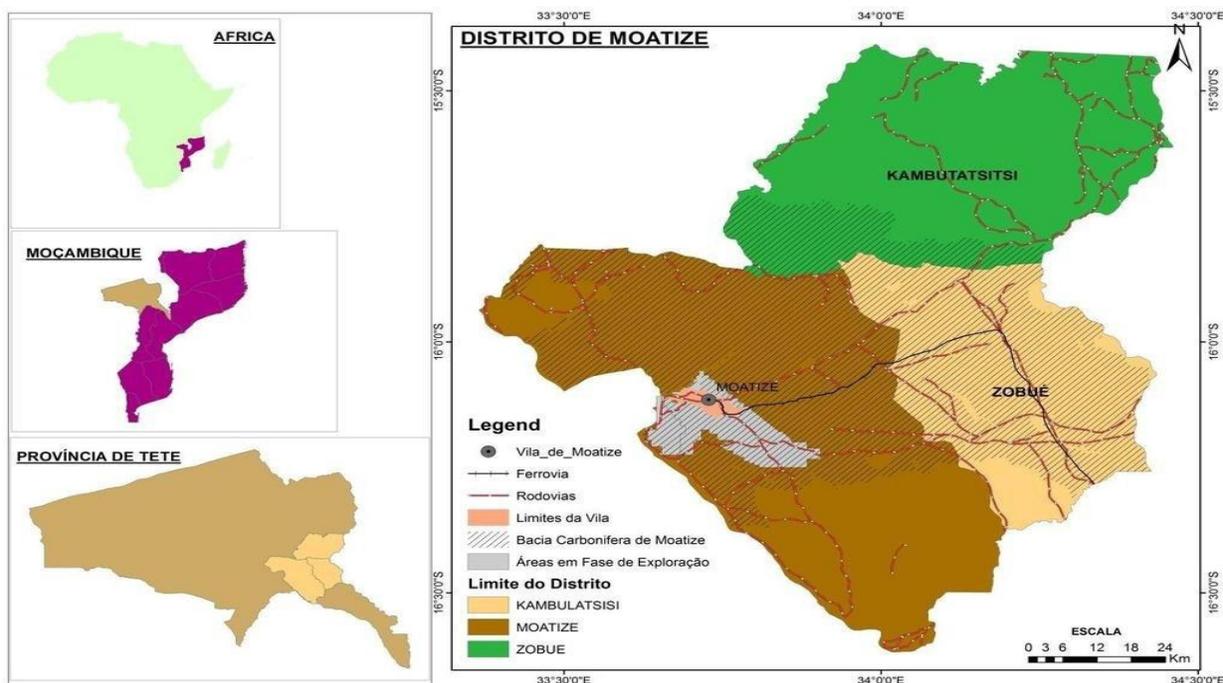
Ni e Pb pertencem a elementos tóxicos, afetando muito fortemente o meio ambiente, levando à mudança de aspectos biológicos propriedades do solo (Kabata-Pendias; Pendias, 1999). De acordo com Cieśła et al. (1994), um maior acúmulo de Pb nos solos pode ser causado não apenas pelo pH ácido, mas também por um maior teor de carbono orgânico. O enriquecimento das camadas superiores de solos com Mn, Pb, Zn, Ba e Cu podem comprovar sua origem antropogênica.

3 Metodologia

3.1 Localização e caracterização da área de estudo

O presente estudo foi realizado em Moçambique, província de Tete, na mina de carvão mineral em Moatize (Figura 2).

Figura 2 - Minesoil localizado na Mina de Moatize, na Província de Tete em Moçambique.



Fonte: Próprio Autor, 2023

Moçambique encontra-se localizado na costa oriental da África Austral, limitado a norte pela República da Tanzânia, a noroeste pelo Malawi e Zâmbia, a oeste pelo Zimbabwe, a leste pelo Canal de Moçambique e Oceano Índico, e a sul e sudoeste pela África do Sul e Suazilândia. O Canal de Moçambique, tem fronteiras marítimas com as Comores e Madagáscar (Ministério De Administração Estatal - MAE, 2014). O país tem uma superfície de 799.380 km², que se estende de Norte a Sul voltando ao longo de 2.515 km de linha da costa e conta com um pouco mais de 30 milhões de habitantes (Valerio-Filho; Santos-Cuambe, 2017; Instituto Nacional De Estatística – INE, 2018).

O distrito de Moatize apresenta uma área de 8.426 km², correspondendo a cerca de 8,6 % da superfície total da província de Tete, que é de aproximadamente 98,417 km². O distrito é atravessado por três estradas nacionais (EN 103 – Moatize/Zóbuè; EN 222 – Matena/Cassacatiza e EN 223 – Mussacama/Calómuè), duas estradas regionais (ER 450 - Madamba/Mutarara e ER 456 Matema/Furancungo) e por uma linha férrea que liga ao porto da Beira, província de Sofala (MAE, 2014).

De acordo com INE (2018), o distrito de Moatize possui uma população de 398.283 habitantes, com ocupação dispersa ao longo das principais vias de acesso, sendo que aproximadamente 90% da população reside em áreas rurais onde a principal fonte de renda se constitui da agricultura e da pecuária.

A vegetação da região de Moatize é o produto de uma influência humana histórica e duradoura sobre o meio ambiente. As florestas primárias nativas conseguiram sobreviver apesar dos contínuos cortes e incêndios ocorridos em certas áreas íngremes e de difícil acesso nas extensas regiões montanhosas. Como resultado, a vegetação secundária, principalmente composta por bosques e florestas decíduas, agora ocupa grande parte da área (Plano Estratégico de Desenvolvimento Distrital Dois - PEDDII 2015-2024; Bata et al., 2016).

A região onde a Mina de Moatize está localizada é caracterizada pelo clima conhecido como estepe local, com inverno seco (BSW na classificação climática de Köppen), tropical e chuvoso de savana. Nessa região, a pluviosidade é baixa, com uma média anual de 658 mm. A diferença entre a precipitação do mês mais seco e do mês mais chuvoso é de 168 mm (Tabela 1). A temperatura média anual é de 26,5°C, com uma variação de 8,3°C ao longo do ano. Durante o período de abril a outubro, registra-

se o menor índice de precipitação, sendo agosto o mês mais seco, com uma média de 2 mm (Bata et al., 2016).

Tabela 1 - Dados climáticos de uma série de 23 anos da região da Mina de Moatize

Dados Climáticos	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ag	Set	Out	Nov	Dez
Mín (°C)	23,1	23,1	22,3	22	17,8	15,1	15,1	16,9	19,9	22,8	23,6	23,3
Máx (°C)	33,3	33,9	33,1	32,8	31,1	28,6	28,3	30	33,5	36,7	36,4	34,5
Média (°C)	28,2	28,5	27,7	26,9	24,2	21,8	21,7	23,9	26,7	29,7	30	28,9
Chuva (mm)	170	165	88	18	4	5	3	2	5	10	54	137

Fonte: INAM (2023)

Quanto a hidrologia, Moatize é caracterizada por um rio principal, o rio Zambeze, e vários afluentes menores que atravessam o distrito. O rio Zambeze é um dos maiores rios da África e o quarto maior do continente. Ele é formado pela confluência dos rios Chambeshi e Luapula na Zâmbia e flui através de Moçambique antes de desaguar no Oceano Índico. O rio Zambeze é importante para a economia e o transporte em Moatize e em toda a região (Vasconcelos, 2005; Gtk Consortium, 2006).

Em termos de geologia, o distrito de Moatize está localizado na Bacia do Zambeze, que é uma das bacias sedimentares mais importantes da África Austral. A bacia carbonífera de Moatize, alvo de exploração mineira, está localizada dentro da bacia hidrográfica do rio Zambeze. Essa bacia ocupa aproximadamente 137.000 km² no território moçambicano (Vasconcelos, 1995). A formação geológica predominante no distrito de Moatize é composta principalmente por camadas de arenito, siltito e argilito. Essas rochas sedimentares foram depositadas durante o Período Carbonífero, há cerca de 299 a 359 milhões de anos atrás, quando a região era coberta por um mar raso (Selemane, 2010; José; Sampaio, 2012; Bata et al., 2016).

Devido às características geológicas favoráveis do distrito de Moatize, a região é rica em recursos minerais. O carvão mineral, no entanto, é o recurso mais explorado e mais importante economicamente na região (Gtk Consortium, 2006; José; Sampaio, 2012; Pondja Jr, 2017).

O solo da região de Moatize é formado por sedimentos aluviais e fluviais, depositados ao longo do tempo pelo Rio Zambeze e seus afluentes. Os Neossolos são

os solos mais comuns nessa região e cobrem a área de estudo (MUCHANGOS, 1999). Trata-se de solos sob topografia ondulada, acidentada ou montanhosa, com rochas expostas e, são pouco evoluídos, com a rocha-mãe logo abaixo da superfície do solo (em torno de 10 a 15 cm). Geralmente possuem um Horizonte A pouco desenvolvido, embora possam ter um Horizonte A húmífero (Muchangos, 1999; Source International, 2019).

A região Moatize é conhecida por suas vastas reservas de carvão mineral de alta qualidade, que atraíram várias empresas de mineração para a área, incluindo a Rio Tinto, a Beacon Hill Resources e a Vale (que desde 2021 foi adquirida pela Vulcan Mozambique, SA). A Vulcan Mozambique, SA é uma subsidiária da Vulcan Energy Resources, uma empresa australiana que se concentra na exploração de carvão e gás natural em vários países ao redor do mundo e, atualmente é a maior concessionária para a exploração de carvão mineral em Moatize e abrange uma área de aproximadamente 23.000 hectares (Source International, 2019).

Terminada a etapa de exploração a céu aberto do carvão, segue o processo de recuperação que abrange a recomposição topográfica da área minerada. Isto é, sobre os rejeitos e/ou estéreis de mineração que retornam à cava aberta, espalha-se uma camada de solo do horizonte A (previamente removida durante a extração do carvão), resultando no minesoil (Figura 3). Essa atividade é realizada por meio do uso de maquinários especializados, como bulldozers, escavadoras e raspadores de solo e, a espessura de solo espalhado é, em média, de 0,20 m.

Após a formação do minesoil, o processo se inicia com a escarificação em algumas áreas mais compactadas. Essa etapa é necessária devido à intensa compactação da área causada pela circulação constante de máquinas durante a construção do solo. Em seguida, começa o processo de revegetação, onde são selecionadas espécies florestais nativas e invasoras visando garantir que as plantas se adaptem bem ao ambiente local.

Figura 3 - Minesoil formado após recomposição topográfica na Mina de Moatize.



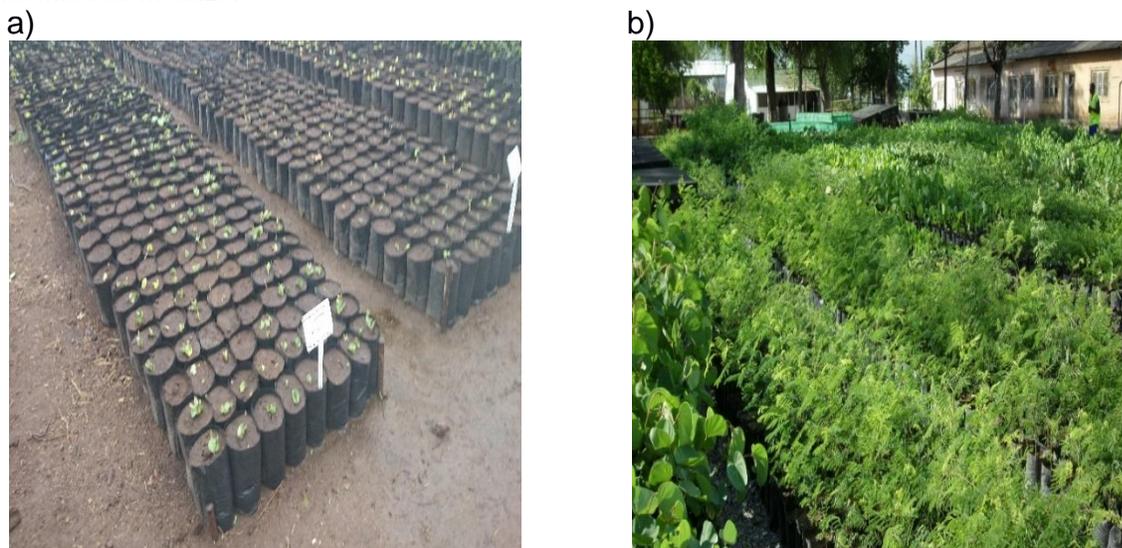
Fonte: Próprio Autor, 2023

As espécies selecionadas são capazes de sobreviver nas condições climáticas e de solo da área, bem como fornecem benefícios ecológicos, como a prevenção da erosão do solo. A seleção das plantas não segue uma proporção predefinida em relação à quantidade e ao tipo de espécie, mas sim depende da disponibilidade no viveiro local. Portanto, nas várias áreas em recuperação, é possível notar a presença de diferentes comunidades de espécies. As mudas utilizadas são produzidas a partir de sementes coletadas nas proximidades da área minerada e são pré-cultivadas no viveiro (Figura 4 a), e ao atingirem o estágio de desenvolvimento adequado (Figura 4 b), são levadas ao local de recuperação.

A equipe responsável pela revegetação realiza o plantio das mudas de acordo com um plano previamente elaborado, considerando a distribuição espacial das espécies e suas interações ecossistêmicas. Dessa forma, busca-se restabelecer a cobertura vegetal e a diversidade biológica, promovendo a recomposição do habitat e a restauração dos serviços ecossistêmicos. O plantio é realizado com aproximadamente 30 mudas por 10 m² de diferentes espécies florestais (geralmente 10 espécies) (Figura 5). Logo após o plantio das espécies é realizada a calagem com calcário dolomítico. Além disso, é aplicado o NPK, utilizando a fórmula 12-24-12. Essa adubação é essencial

para suprir os nutrientes que são escassos no minesoil de Moatize, visto que essas áreas se encontram consideravelmente degradadas. Durante o primeiro e o segundo ano, é efetuado o manejo dessas áreas por meio da cobertura morta com capim seco e da manutenção das bacias, e ao término do segundo ano, é realizada uma adubação de cobertura (Source International, 2019).

Figura 4 – Viveiro de produção de mudas de espécies florestais utilizadas na revegetação de minesoils na Mina de Moatize.



Fonte: Próprio Autor, 2023

Figura 5 – Plantio de mudas de espécies florestais no minesoil na Mina de Moatize.



Fonte: Próprio Autor, 2023

Na cronosequencia de estudo, as áreas mineradas sob restauração há 0,5 (Figura 6 a) 1,4 (Figura 6 b); 5,3 (Figura 6 c) e 10,6 anos (Figura 6 d) foram revegetadas com as seguintes espécies florestais nativas e invasoras: Pau-ferro (*Libidibia ferrea*), Chanfuta (*Azelia quanzensis*), Umbila (*Pterocarpus angolensis*), Acácia amarela (*Vachellia farnesiana*), Pau-preto (*Dalbergia melanoxylon*), Mondzo (*Combretum imberbe*), Albizia (*Albizia quimmifera*), maçanica (*Zizyphus mauritania*), Mopane (*Colophospermum mopane*), abricó-da-praia (*Mimusops coriacea*), Omanda (*Brachystegia spiciformis*) e Embondeiro (*Adansonia digitata*). Como área referência (solo natural) utilizou-se um solo sem histórico de mineração (Neossolo), sob revegetação com Mata Nativa (Figura 6 e), composta por uma mistura de associações vegetais que incluem algumas espécies de florestas de “miombo” e, predominam as seguintes espécies: Umbila (*Pterocarpus angolensis*), Mbawa (*Khaya anthotheca*), Chanfuta (*Azelia quanzensis*), Acácia australiana (*Acacia mangium*), Eucalipto (*Eucalyptus globulus*), Moringa (*Moringa oleifera*), entre outras plantas.

3.2 Amostragem do solo e análises

Entre maio a novembro de 2023, ocorreu a coleta de amostras de solo na camada de 0,00 - 0,10 metros, distribuídos em três transectos de 100 m, com intervalos de 25 m entre cada ponto de coleta, em cada uma das áreas em uma cronosequência de 10,6 anos de restauração. Em cada uma das áreas a amostragem abrangeu uma área de mais de 3 hectares, e foram coletadas 12 amostras por área, destinadas à análise química, física e biológica do minesoil.

A classe textural observada em todos os minesoils foi a Franco Argilo Arenosa nos primeiros 0,10 m do topsoil utilizado na reconstrução topográfica das áreas. Esta classe textural também é observada no solo natural, utilizado como Solo Referência. Durante o período de coleta das amostras, o solo apresentava uma umidade gravimétrica variando de 11,2 a 14,6%, conforme indicado na Tabela 2.

Figura 6 – Cronosequência de minesoils sob restauração com espécies arbóreas há 0,5 (a), 1,4 (b), 5,3 (c) e 10,6 anos (d) na Mina de Moatize, e um solo natural sob mata nativa (e).

a)



b)



c)



d)



e)



Fonte: Próprio Autor, 2023

Tabela 2 – Teores de argila, silte e areia, classe textural e umidade gravimétrica na camada de 0,00-0,10 m de minesoils sob revegetação de espécies florestais com diferentes tempos de restauração e no solo natural não na região carbonífera de Moatize.

Tempo de Restauração	Argila	Silte g kg ⁻¹	Areia	Classe textural	Umidade grav. %
0,5 anos	276,33	268,83	454,83	Fra. Argil. Arenosa	11,2
1,4 anos	277,50	269,00	453,50	Fra. Argil. Arenosa	14,6
5,3 anos	279,67	268,67	451,67	Fra. Argil. Arenosa	14,1
10,6 anos	272,00	267,17	460,83	Fra. Argil. Arenosa	13,6
Solo Natural	274,33	270,42	455,25	Fra. Argil. Arenosa	14,0

3.2.1 Determinação dos atributos químicos dos minesoils e do solo natural

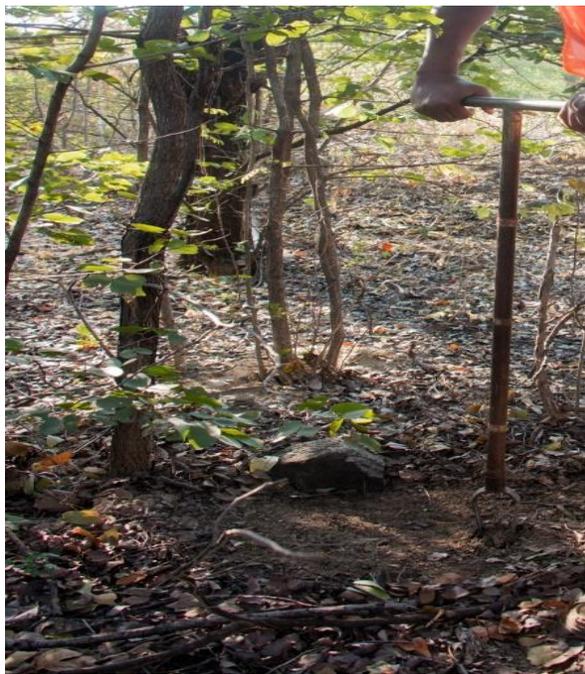
Amostras de solo foram coletadas com trado holandês (Figura 7). Após coletadas e homogeneizadas, foram acondicionadas em sacolas plásticas de 1 kg cada, etiquetadas e encaminhadas ao laboratório de Solos, Plantas e Águas do Instituto Superior Politécnico de Manica, e posteriormente foram trituradas em almofariz e passadas em peneira de malha de 2,0 mm.

3.2.1.1 Determinação do pH do solo, soma de bases, capacidade de troca de cátions, saturação por bases e por alumínio

O pH do solo foi determinado em H₂O, onde foram adicionados 10 g solo de solução, seguidos de 25,0 mL de água destilada. A amostra foi agitada com um agitador horizontal por 5,0 minutos a 200 r.p.m. Após esse período, a solução foi deixada em repouso por 1 hora. Em seguida, a amostra foi agitada manualmente e o pH foi medido utilizando um peagâmetro calibrado com soluções tampão de pH 4,0 e 7,0.

A determinação de Cálcio (Ca⁺²), Magnésio (Mg⁺²) foi feita no extrato de acetato de amônia 1N (pH 7,0). Uma quantidade de 5 g de solo foi adicionada 50 ml da solução de acetato de amônio a 1 N e pH 7,0 e agitou-se mecanicamente por 10 minutos. Com um espectrofotômetro de absorção atômica, efetuou-se as leituras para determinação de Ca⁺² e Mg⁺². A quantificação dos níveis de fosforo (P), nitrogênio (N), potássio (K⁺) e sódio (Na⁺) disponíveis foi realizada utilizando o método Mehlich e foram posteriormente analisados por meio da técnica de fotometria de chama. Já Al³⁺, extraiu-se por titulação com solução de acetado de amônio (Donagemma et al., 2011).

Figura 7– Coleta de amostras deformadas de solo com trado Holandês.



Fonte: Próprio Autor, 2023

O enxofre (S) foi determinado de acordo com os procedimentos estabelecidos pelos protocolos SoilDoc do Centro de Agricultura e Segurança Alimentar, versão de dezembro de 2015. Após a secagem na estufa a 105°C por um período de 24h, as amostras do solo foram passadas por uma peneira com malha de 2 mm. A extração S foi realizada utilizando uma solução de cloreto de cálcio (CaCl_2) com concentração de 0,01 M.

A acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$) foi medida utilizando uma solução de acetato de cálcio ajustada para um pH de 7,0 e determinada através de uma titulação com uma solução de NaOH 0,02 mol/L, sendo quantificada por meio de fotometria de chama. O fósforo (P) foi extraído utilizando uma solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹ (Mehlich-1).

Com base nas determinações acima descritas foram realizados cálculos para obter a soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases (V%) e saturação por alumínio (m%).

3.2.1.2 Determinação do teor de metais pesados

Para a determinação dos metais do solo foi utilizada abordagem sequencial adaptada e aprimorada com base no método originalmente proposto por Ashraf et al. (2012). Para tal, foi utilizado o ácido acético para determinar os teores biodisponíveis Cr, Mn, Pb, Cu, Ba e Zn. Um total de 40 ml da solução ($0,11 \text{ mol L}^{-1}$) de ácido acético foi adicionado a 1 grama de solo em um tubo de centrífuga do tipo Falcon. Em seguida, o tubo foi agitado em um agitador de mesa horizontal por 20 horas. Após a agitação, as amostras foram centrifugadas por 15 minutos a 3000 rpm. O líquido resultante (sobrenadante) foi removido e transferido para um recipiente de 50 ml. A fase sólida retida no tubo foi lavada com água destilada e adicionada ao recipiente contendo o líquido até completar o volume.

Para a quantificação dos teores biodisponíveis de metais, Cr, Mn, Pb, Cu e Zn, foi utilizada técnicas de espectrometria de absorção atômica, sendo que para Ba utilizou-se fotometria de chama.

3.2.1.3 Determinação do teor de carbono orgânico total e frações da matéria orgânica do solo

O carbono orgânico total (COT) foi determinado seguindo o método de perda de massa por ignição conforme adaptado de Miyazawa et al. (2000). Para tal, foram pesadas 10 g de solo nos cadinhos de cada amostra após passarem por uma peneira de 2 mm e serem secas a 105°C . As amostras foram então submetidas à calcinação a uma temperatura de 500°C por um período de 5 horas na mufla. Após a calcinação, as amostras foram pesadas e a diferença entre a massa inicial e a massa final correspondeu ao teor de COT. Para a obtenção da matéria orgânica do solo, o valor de COT foi convertido pelo fator de conversão 1,724 seguindo-se método estabelecido por Goldin (1987).

Com base na densidade e no teor de COT, o estoque de carbono do solo foi calculado utilizando o método da camada (Ellert; Bettany, 1995), conforme a expressão $\text{Est COT} = (\text{COT} \times \text{Ds} \times \text{E}) / 10$, onde: Est COT representa o estoque de carbono em Mg ha^{-1} ; COT é o teor de carbono orgânico total em g kg^{-1} ; Ds é a densidade do solo em g cm^{-3} e, E é a espessura da camada em cm. Importante

ressaltar que foi efetuada uma correção para reduzir os equívocos nos cálculos dos estoques, que surgem devido à compactação do solo em áreas alteradas pela intervenção humana, assegurando que as amostras das camadas compactadas possam ser comparadas com as da vegetação nativa na mesma profundidade pela expressão:

$$\text{Est COTc} = \frac{A * Ds \text{ tratamento} * \left(\frac{Ds \text{ Mata Nativa}}{Ds \text{ tratamento}} \right) * e}{10}$$

Onde:

Est COTc = estoque de carbono corrigido em determinada profundidade (Mg ha⁻¹);

A = teor de carbono na profundidade amostrada (g kg⁻¹);

Ds tratamento = densidade do solo na profundidade amostrada na área dos tratamentos (kg m⁻³);

Ds Mata Nativa = densidade do solo para profundidade amostrada na área de referência (kg m⁻³);

e = espessura da camada considerada (cm).

O procedimento de separação das frações húmicas da matéria orgânica foi conduzido utilizando a abordagem da solubilidade diferencial, na presença de meios ácidos ou alcalinos para as frações correspondentes. A fração húmica (C-Humina), ácido húmico (C-Hum) e ácido fúlvico (C-Fulv) foram obtidas pelo fracionamento químico da MOS seguindo o protocolo recomendado pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (Swift, 1996) com adaptações propostas por Benites et al. (2003).

O procedimento consistiu em obter as frações de C-Fulv e C-Hum, e o teor de COT de cada fração, pesando-se 2,0 g de solo em tubos de 50 ml. Em seguida, foi adicionado 20 ml de NaOH 0,1 mol L⁻¹ aos tubos, seguido de agitação manual rápida. Os tubos foram deixados em repouso por 24 horas e, posteriormente, centrifugados a 3000 r.p.m por 30 minutos. O sobrenadante resultante foi coletado e reservado, enquanto o precipitado foi tratado com mais 20 ml de NaOH 0,1 mol L⁻¹. Esse novo tratamento foi deixado em repouso por 1 hora e, em seguida, centrifugado novamente por 30 minutos. O sobrenadante obtido foi combinado com o sobrenadante anterior, e o pH do extrato alcalino foi ajustado para pH 1,0 adicionando-se H₂SO₄ a 20%. O

material acidificado foi deixado em repouso por 18 horas e, em seguida, centrifugado novamente. O sobrenadante resultante após a acidificação corresponde à fração de ácido fúlvico, enquanto o precipitado obtido corresponde à fração de ácidos húmicos. O material remanescente nos tubos da centrífuga foi considerado como a fração humina.

3.2.2 Determinação dos atributos físicos

Para a determinação dos atributos físicos (densidade, porosidade total, macroporosidade e microporosidade), as amostras foram coletadas em cilindros de aço de 0,050m de altura e 0,047m de diâmetro. Os anéis foram fixados no solo por meio de batidas sucessivas de martelo até que o espaço interno do anel fosse completamente preenchido com solo (Figura 8). Para retirar os anéis do solo, utilizou-se uma espátula, inserida lateralmente e posteriormente estas foram encaminhadas ao laboratório de Solos, Plantas e Águas do Instituto Superior Politécnico de Manica.

Figura 8 – Coletas amostras indeformadas utilizando anéis volumétricos.



Fonte: Próprio Autor, 2023

No laboratório, as amostras foram colocadas em estufa a 105°C durante período de 24 horas, para obtenção de sua massa seca, utilizada no cálculo da densidade do solo. Para a determinação da macroporosidade, após a secagem, as amostras de solo foram saturadas em água por capilaridade durante 24h, e em seguida, colocadas em uma mesa de tensão, onde foram equilibradas a uma tensão de 6 kPa. Após equilíbrio,

as amostras foram secas em estufa a 105°C até peso constante para determinação da microporosidade. A porosidade total foi calculada pela soma da macroporosidade e microporosidade.

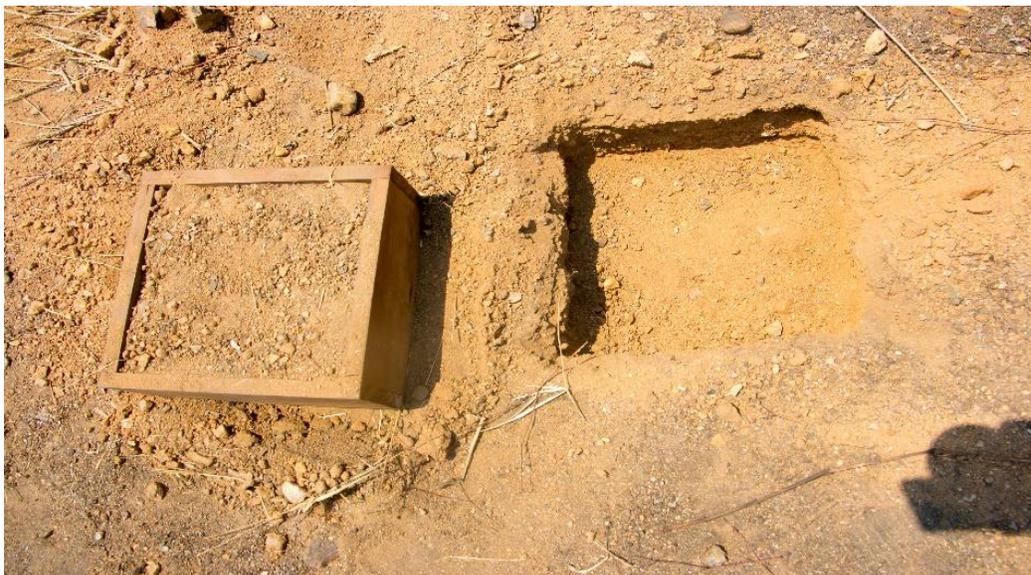
3.2.3 Determinação da fauna edáfica dos minesoils e do solo natural

As coletas da fauna do solo (macrofauna e mesofauna) foram realizadas nos mesmos pontos onde foram coletadas as amostras para análise física e química do solo. Isso significa que foram coletadas 12 amostras em cada uma das áreas, exceto na área sob 0,5 anos de restauração. Esta decisão foi tomada considerando que o minesoil ainda não apresentava condições ideais para a presença dos organismos, dada a sua fase inicial de revegetação. A coleta das amostras de solo para a determinação dos atributos químicos e físicos nesta área ocorreu em Novembro de 2023, diferente das demais áreas que ocorreram em Maio de 2023.

3.2.3.1 Determinação da macrofauna

Para determinar a abundância da macrofauna do solo, utilizou-se o método TSBF (Biologia e Fertilidade de Solos Tropicais) (Figura 9), conforme descrito por Anderson e Ingram (1994), para realizar a amostragem dos invertebrados presentes no interior do solo. Esse método consiste na escavação de um monólito de 20 x 20 x 10 cm. Utilizando uma pá, o solo foi removido e transferido para sacos plásticos pretos, os quais foram transportados para o laboratório de Entomologia do Instituto Agrário de Chimoio – Moçambique, onde passaram por um processo de triagem manual que durou 20 dias. Durante a coleta em campo das amostras, foi feita uma triagem preliminar, na qual os organismos observados a olho nu foram colocados em frascos contendo álcool 70% e armazenados para posterior identificação. Os organismos foram contados e identificados na ordem dos grandes grupos taxonômicos conforme Gallo et al. (2002).

Figura 9 – Amostragem da macrofauna nos minesoils pelo método TSBF



Fonte: Próprio Autor, 2023

3.2.3.2 Determinação da mesofauna

Foram utilizados anéis metálicos com diâmetro de 0,050 m de altura e 0,047m de diâmetro para a amostragem da mesofauna do solo. Posteriormente, as amostras foram transportadas até ao Laboratório de Entomologia da Instituto Agrário de Chimoio – Moçambique, onde os organismos foram submetidos à extração pelo funil de Berlese. Conforme Lasebikan (1974), o funil de Berlese é o modelo de extrator mais amplamente utilizado para esse fim. Esse método é considerado o mais popular e eficaz para extrair apenas indivíduos vivos e é apropriado para investigações ecológicas (Aquino; Correia, 2005).

Para extrair os organismos constituintes da mesofauna do solo, as amostras foram instaladas na bateria de extratores Berlese-Tullgren modificada. Esse equipamento é composto por duas estruturas, cada uma contendo 30 lâmpadas de 25 W. No compartimento superior, foram colocados os anéis com as amostras de solo e as lâmpadas, enquanto no compartimento inferior foram instalados os funis e os frascos de vidro contendo solução de álcool etílico para recolhimento dos organismos.

As amostras foram mantidas no extrator por 96 horas, expostas à luz e calor, com a temperatura atingindo 42 °C na parte superior do anel. O método consiste na migração descendente dos organismos da amostra do solo, devido à elevação da temperatura

provocada pelas lâmpadas. Na superfície do solo, esses organismos caem em um funil e são coletados em um recipiente de vidro contendo 30 mL de solução de álcool etílico a 70%.

Para evitar que outros insetos noturnos fossem atraídos pelas luzes dos extratores e confundissem as informações, as telas de náilon foram utilizadas para vedar a bateria de extratores. Posteriormente, os organismos foram removidos da bateria de Berlese-Tullgren, onde o conteúdo de cada frasco foi transferido para placas de Petri e a mesofauna do solo, que tinha comprimento entre 0,2 - 2 mm, foi contada e identificada até o nível de ordem dos organismos presentes em cada amostra, com o auxílio de uma lupa binocular.

3.3 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise estatística por meio do software R. A análise das alterações nos atributos do solo ao longo da cronossequência foi abordada por meio da aplicação de regressão linear e a quadrática a um nível de significância de $p < 0,05$. Essas abordagens foram selecionadas devido à sua capacidade de capturar diferentes padrões de comportamento nos dados, proporcionando uma compreensão mais abrangente das tendências observadas. A seleção adequada entre os modelos de regressão foi realizada por meio dos Critérios de Informação de Akaike (AIC) e de Informação Bayesiana (BIC). Esses critérios desempenham um papel crucial na escolha do modelo mais apropriado, considerando tanto a precisão de ajuste quanto a complexidade do modelo. Pontuações mais baixas de AIC e BIC indicam um ajuste mais adequado do modelo aos dados observados (Sakamoto et al., 1986; Dias, 2014). Na situação em que as pontuações AIC e BIC de dois modelos, seja linear ou quadrático, eram iguais, usou-se o modelo que exibia o mais elevado coeficiente de determinação (R^2). A utilização desses critérios reforça a robustez da análise estatística realizada, contribuindo para a confiabilidade e interpretabilidade dos resultados obtidos na descrição das mudanças nas propriedades do solo ao longo da cronossequência.

Para inferir sobre as diferenças significativas nos minesoils e solo natural, foi feita uma análise de variância pelo método de Kruskal-Wallis (teste não paramétrico), seguida pela comparação de médias pelo teste de Bonferroni (Dunn) a 5%

probabilidade. O método de Kruskal-Wallis foi escolhido devido à constatação de que alguns atributos do solo não atenderam o pressuposto de normalidade e homogeneidade das variâncias.

A relação entre os valores de pH do solo, teores de nutrientes, saturação por bases e alumínio, metais pesados, COT e as frações químicas, e atributos físicos em minesoils restaurados em uma cronosequência de 10,6 anos, foi avaliada pela correlação de Pearson, considerando um nível de significância de $p < 0,05$.

4 Resultados e Discussão

4.1 Resultados

4.1.1 Atributos químicos de minesoils em uma cronosequencia de 10,6 anos

Com base nos critérios de seleção de modelos, é possível observar que os atributos químicos relacionados ao pH do solo em água, N, Ca, Mg, K, CTC efetiva, CTC pH 7,0 e V% foram melhores ajustados por meio de modelos lineares simples com a idade pós-reconstrução. Por outro lado, o Na, S, P e m% foram melhores descritos utilizando a regressão quadrática (Tabela 3).

Tabela 3 - Critérios de informação de akaike (AIC), critério de informação bayesiano (BIC) e coeficiente de determinação (R^2) de modelos de regressão (Linear e Quadrático) utilizados para descrever o pH e os teores de nutrientes dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.

Atributos químicos	Modelo	AIC	BIC	R^2
pH em água	$y = 0,1677*x + 4,3347*$	-2,16	-4,00	0,98
	$y = 0,0024*x^2 + 0,1408*x + 4,3684*$	12,06	10,21	0,98
Sódio (cmolc dm ⁻³)	$y = 0,0214*x + 1,0674*$	27,24	25,41	0,25
	$y = -0,0082*x^2 + 0,1127*x + 0,9529*$	1,99	1,15	0,51
Potássio (cmolc dm ⁻³)	$y = 0,0043*x + 0,0534*$	-17,2	-19,68	0,62
	$y = -3E-05*x^2 + 0,0047*x + 0,0529*$	24,49	22,65	0,62
Nitrogênio (mg kg ⁻¹)	$y = 0,4211*x + 6,1863*$	21,77	19,93	0,48
	$y = -0,0494*x^2 + 0,9717*x + 5,4961*$	25,78	23,93	0,53
Enxofre (mg kg ⁻¹)	$y = 0,0217*x + 3,991*$	25,78	26,25	0,07
	$y = -0,0245*x^2 + 0,2948*x + 3,6486*$	7,80	5,96	0,73
Cálcio (cmolc dm ⁻³)	$y = 0,3277*x + 1,3366*$	17,03	15,19	0,65
	$y = -0,0313*x^2 + 0,6768*x + 0,8991*$	24,22	22,38	0,69
Fósforo (mg kg ⁻¹)	$y = 3,151*x + 24,528*$	39,34	37,49	0,37
	$y = -0,7727*x^2 + 11,773*x + 13,722*$	26,41	24,57	0,55
Magnésio (cmolc dm ⁻³)	$y = 0,2384*x + 0,2141*$	4,97	3,12	0,95
	$y = -0,0186*x^2 + 0,446*x - 0,0461*$	16,24	14,4	0,99
Saturação por bases (V%)	$y = 4,6778*x + 43,741*$	23,15	21,03	0,73
	$y = -0,4145*x^2 + 9,3022*x + 37,945*$	36,74	34,89	0,77
Saturação por alumínio (%)	$y = -0,1776*x + 2,9977*$	21,68	19,84	0,81
	$y = -0,0323*x^2 + 0,1829*x + 2,5459*$	8,68	6,84	0,99
CTC efetiva (cmolc kg ⁻¹)	$y = 0,5821*x + 2,8073*$	19,31	17,47	0,77
	$y = -0,0584*x^2 + 1,2337*x + 1,9905*$	22,58	20,74	0,82
CTC pH 7,0 (cmolc kg ⁻¹)	$y = 0,4139*x + 5,6756*$	20,25	18,41	0,57
	$y = 0,769*x^2 + 0,867*x + 1,985*$	25,05	23,07	0,75

Em relação aos metais pesados, todos foram mais adequadamente ajustados pela regressão quadrática, exceto o Zn, que demonstrou um comportamento linear (Tabela 4).

Tabela 4 – Critério de informação de akaike (AIC), critério de informação bayesiano (BIC) e coeficiente de determinação (R^2) de modelos de regressão (Linear e Quadrático) utilizados para descrever os metais pesados dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.

Metais pesados	Modelo	AIC	BIC	R^2
Cromo (mg kg ⁻¹)	$y = -0,9561^{ns}x + 71,867^{ns}$	38,95	37,11	0,06
	$y = -0,2398^{ns}x^2 + 1,719^{ns}x + 68,51^{ns}$	28,15	26,31	0,08
Manganês (mg kg ⁻¹)	$y = 12,692^*x + 442,15^*$	51,77	49,93	0,32
	$y = -2,611^*x^2 + 41,824^*x + 405,64^*$	26,87	25,03	0,41
Chumbo (mg kg ⁻¹)	$y = -0,5274^*x + 32,692^*$	24,00	25,84	0,49
	$y = 0,0469^*x^2 - 1,0506^*x + 33,348^*$	23,72	21,88	0,97
Bário (mg kg ⁻¹)	$y = -5,7012^*x + 846,34^*$	42,93	41,09	0,46
	$y = 1,4482^*x^2 - 21,859^*x + 866,59^*$	25,92	24,08	0,67
Zinco (mg kg ⁻¹)	$y = 3,4934^*x + 7,8743^*$	15,38	11,37	0,43
	$y = 0,1036^*x^2 + 2,3373^*x + 9,3234^*$	21,07	23,70	0,47
Cobre (mg kg ⁻¹)	$y = -1,1017^*x + 90,983^*$	19,78	17,94	0,91
	$y = 0,1122^*x^2 - 2,3536^*x + 92,552^*$	18,64	16,8	0,98

O pH em água (Figura 10 a) e os teores de N (Figura 10 b), Ca (Figura 10 c), Mg (Figura 10 d), K (Figura 10 e), CTC efetiva (Figura f), a CTC pH 7,0 (Figura 10 g) e a V% (Figura 10 h) mostraram relações positivas significativas ao longo da cronosequência de minesoils.

Por outro lado, para S, Na, P e m%, foi observada uma relação quadrática negativa ao longo da cronosequência de 10,6 anos dos minesoils, e tais valores encontram-se significativamente distantes da média do solo não antropizado, exceto o P que apresentou teores superiores no minesoil com maior idade, como indicado na Figura 11.

Figura 10 – Regressão linear entre atributos químicos e o tempo de restauração dos minesoils ao longo de uma cronossequência de 10,6 anos.

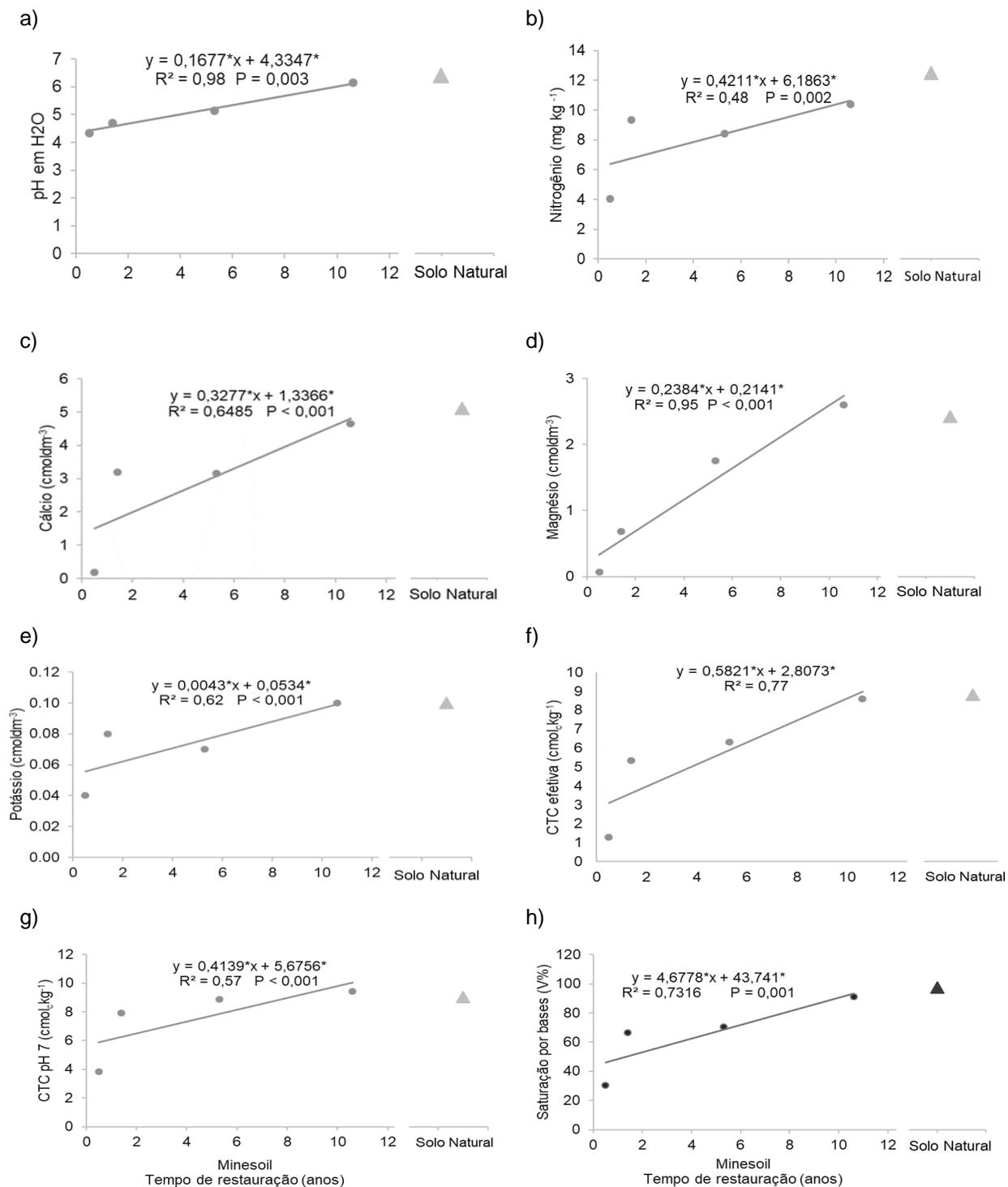
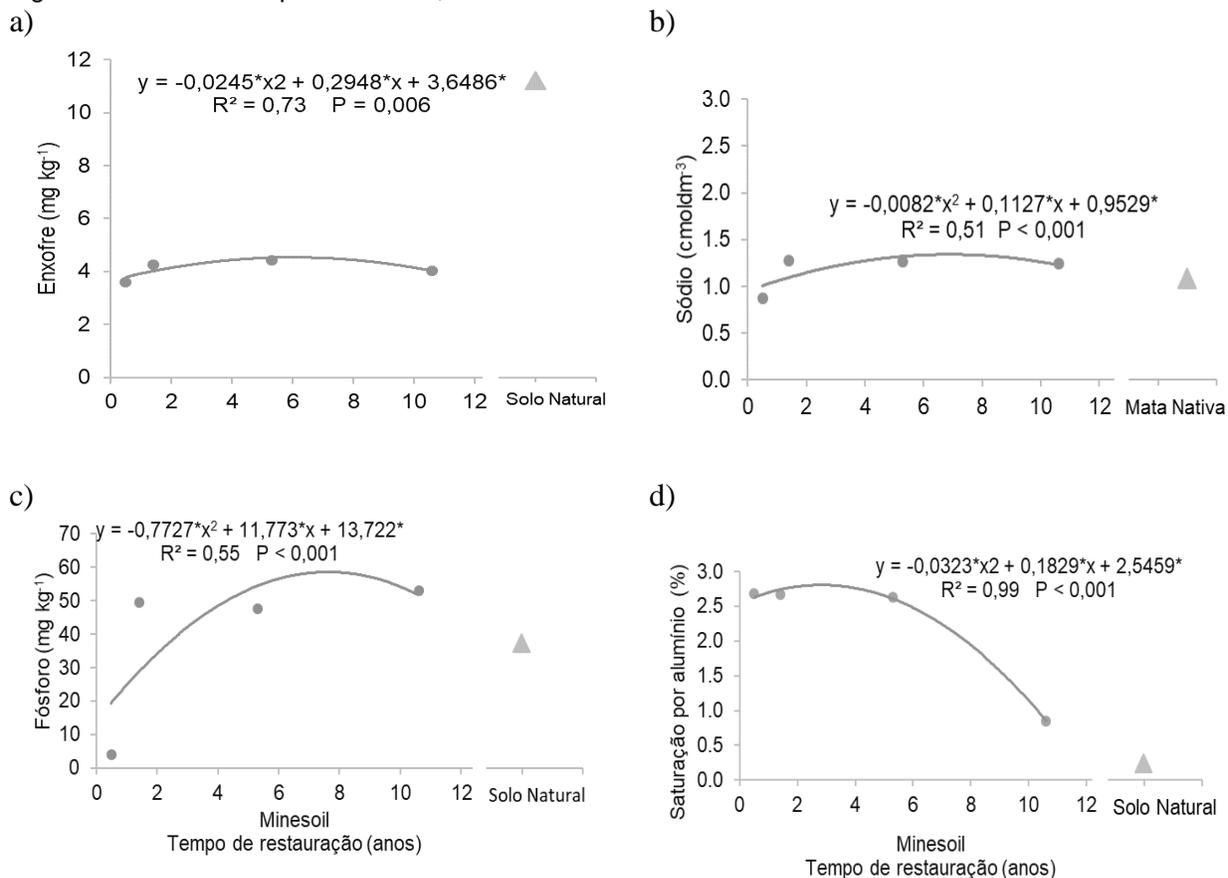


Figura 11– Regressão quadrática entre atributos químicos e o tempo de restauração dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.



Todos os minesoils ao longo da cronosequência apresentaram atributos químicos significativamente diferentes entre si e em relação ao solo natural sob Mata Nativa (Tabela 5), evidenciando o potencial de restauração das diferentes espécies florestais na Mina de Moatize.

O pH em água dos minesoils analisados oscilou entre 4,36 e 6,14 (Tabela 5), evidenciando diferenças significativas ao longo da cronosequência. O valor de $R^2 = 0,98$ sugere que 98% da variação no pH pode ser explicada pelo tempo de restauração, e o valor de $p = 0,03$ indica que essa relação é estatisticamente significativa (Figura 10 a). A acidez pode ser identificada como forte nos minesoils com 0,5 e 1,4 anos de restauração (valores inferiores a 5,0), enquanto que no minesoil com 5,3 anos foi considerada média (pH de 5,14) e moderada no minesoil com 10,6 anos de restauração

(pH de 6,14), de acordo com International Plant Nutrition Institute - IPNI) (1995). Além disso, os resultados indicam que esses minesoils apresentam valores de pH de 4,1 a 31,9% mais baixos em comparação com o solo natural (pH de 6,40). É importante ressaltar que, embora significativamente inferior, o minesoil com 10,6 anos de restauração apresentou um valor de pH próximo ao do solo natural (Tabela 5). Estima-se que para alcançar níveis semelhantes aos do solo natural, sejam necessários aproximadamente 13 anos de restauração, conforme indicado pela equação de regressão (Figura 10 a).

Tabela 5 – Valores de pH em água, teores de nutrientes, saturação por bases e alumínio de minesoils sob diferentes tempos de restauração, e do solo natural (n = 12).

Atributos químicos	----- Minesoil -----				
	0,5 anos	1,4 anos	5,3 anos	10,6 anos	Solo Natural
pH em Água	4,36±0,34 e	4,70±0,30 d	5,14±0,29 c	6,14±0,19 b	6,40±0,16 a
Nitrogênio (mg kg ⁻¹)	4,06±0,86 d	9,34±0,21 c	8,42±0,13 c	10,42±0,26 b	12,5±0,44 a
Cálcio (cmolc kg ⁻¹)	0,19±0,04 d	3,19±0,12 c	3,15±0,09 c	4,65±0,11 b	5,10±0,28 a
Magnésio (cmolc kg ⁻¹)	0,07±0,01 e	0,68±0,02 d	1,75 ±0,07 c	2,60±0,11 a	2,42±0,06 b
Enxofre (mg kg ⁻¹)	3,60±0,50 d	4,42±2,62 b	4,44±0,17 b	4,04±0,17 c	11,21±0,26 a
Fósforo (mg kg ⁻¹)	4,02±1,10 d	49,49±2,62 b	47,64±2,13 b	53,05±2,58 a	37,00±5,32 c
Potássio (mg kg ⁻¹)	15,51±3,30 e	33,15±2,22 c	29,24±2,33 d	40,27±2,35 b	68,12±1,79 a
CTC efetiva (cmolc kg ⁻¹)	1,30±0,10 e	5,35±0,12 d	6,32±0,14 c	8,62±0,14 b	8,80±0,29 a
CTC pH7 (cmolc kg ⁻¹)	3,85±0,26 d	7,91±0,31 c	8,87±0,20 b	9,44±0,16 a	9,04±0,29 a
Saturação de bases (%)	30,50±2,91 e	66,36±2,50 d	70,33±0,63 c	91,04±1,24 b	97,32±0,70 a
Saturação por alumínio (%)	10,03±6,70 a	2,06±1,38 b	1,34±1,48 b	0,37±0,43 c	0,38±0,37 c

± desvio padrão; médias seguidas por letras minúsculas iguais na linha não diferem significativamente pelo teste de Bonferroni ($\alpha=0,05$)

Em relação aos teores de N e Ca²⁺, observou-se um aumento linear significativo ($R^2=0,48$ e $p = 0,002$ para N; $R^2 = 0,55$ e $p<0,001$ para Ca²⁺) ao longo da cronossequência dos minesoils (Figura 10 b-c respectivamente). Apesar dos incrementos significativos destes nutrientes ocorrerem ao longo da cronossequência, destaca-se o aumento substancial de N e Ca²⁺ entre 0,5 e 1,4 anos, os quais passaram de 4,06 para 9,34 mg kg⁻¹ e de 0,19 a 3,19 cmolc kg⁻¹, respectivamente. Após este período houveram acréscimos mais consistentes após 5,3 anos. No entanto, aos 10,6 anos de restauração, os valores de N ainda foram 16,6% inferiores, enquanto que os

teores de Ca^{2+} apresentavam uma diferença inferior a 10% em relação ao solo natural (Tabela 5).

Quanto aos teores de Mg^{2+} , a análise revelou uma amplitude de variação significativa de 0,07 a 2,60 cmolc kg^{-1} nos minesoils analisados (Tabela 5). Foi identificado um incremento linear significativo (Figura 10 d), destacando-se especialmente o maior teor de Mg apresentado aos 10,6 anos de restauração, tanto em relação aos minesoils mais jovens quanto em relação ao solo natural sob mata nativa (Tabela 5). Essa tendência foi robustamente confirmada pelos valores estatísticos de $R^2 = 0,95$ e $p < 0,001$, como ilustrado na Figura 10 d.

Em relação aos teores de K^+ observaram-se incrementos significativos ao longo da cronossequência ($R^2 = 0,62$ e $p < 0,001$), principalmente após 0,5 anos quando o teor passou de 15,51 para 33,15 mg kg^{-1} aos 1,4 anos, mantendo-se estável aos 5,3 anos de restauração (29,24 mg kg^{-1}) e com um novo incremento aos 10,6 anos (40,27 mg kg^{-1}). Contudo, observa-se que o teor de K^+ ainda é significativamente inferior a área sem histórico de mineração, a qual apresentou um teor de 68 mg kg^{-1} (Tabela 5, Figura 10 e), considerado ideal para o desenvolvimento de espécies arbóreas, de acordo com Shrestha & Lal (2011).

Para a CTC efetiva, estes variaram de 1,30 a 8,80 cmolc kg^{-1} , com o solo natural apresentando o valor significativamente mais elevado em relação à cronossequência de minesoils. É relevante notar que no minesoil restaurado por 10,6 anos, a CTC efetiva foi apenas 2,1% menor em comparação com o solo natural (Tabela 5). Além disso, observou-se um aumento substancial desse atributo entre 0,5 e 1,4 anos de restauração, quando os valores passaram de 1,30 para 5,35 cmolc kg^{-1} (Figura 10 f). Para atingir níveis equivalentes aos do solo natural, estima-se que 11 anos de restauração sejam o suficiente, conforme aponta a equação de regressão da Figura 10f.

A CTC pH 7,0 apresentou um aumento linear com a idade de revegetação minesoil ($R^2 = 0,57$, $p < 0,001$) (Figura 10 g), e os valores variaram de 3,85 a 9,44 cmolc kg^{-1} entre os minesoils, com destaque para o minesoil com 10,6 anos de restauração que não apresentou diferenças significativas em relação ao solo natural (Tabela 5).

Outra característica intimamente relacionada com as concentrações das bases trocáveis é V% e a Figura 10 h revela um aumento significativo linear dessas

concentrações ao longo do tempo ($R^2 = 0,77$, $p < 0,001$), conforme ilustrado na Figura 10 h. Destaca-se a área com 10,6 anos de restauração que apresentou um V% superior a 90%, enquanto os minesoils com 5,3; 1,4 e 0,5 anos apresentaram uma saturação de 70,33; 66,36 e 30,50% respectivamente (Tabela 5). De qualquer forma, o solo natural mostra-se muito superior (V% de 97,32%) em relação a cronosequência dos minesoil. Estima-se que para o minesoil atinja o mesmo valor de V% do solo natural sejam necessários cerca de 12 anos conforme aponta a equação da regressão 10 h.

No que diz respeito ao S, observou-se níveis muito baixos nos minesoils em comparação com a área não afetada pela mineração. Isto é, os teores variaram de 3,60 a 4,44 mg kg⁻¹ nos minesoils, enquanto no solo de referência, o teor de S foi de 11,21 mg kg⁻¹ (Tabela 5).

Os resultados do teor de P revelam que, independentemente da idade, os minesoils atingiram níveis até 42,9% superiores aos do solo natural, exceto no minesoil com 0,5 anos de idade, que apresentou apenas 4,02 mg kg⁻¹ (Tabela 5). O P apresentou uma regressão quadrática negativa à medida que os minesoils envelhecem ($R^2 = 0,55$ e $p < 0,001$) (Figura 11 c). Este comportamento ocorreu principalmente entre os 1,4 e 5,3 anos, voltando a aumentar aos 10,6 anos de restauração (Tabela 5).

Relativamente aos valores da m%, foram encontrados valores próximos ou inferiores a 10% na cronosequência de minesoils (10,03%, 2,03%, 1,34% e 0,37%, respectivamente). No solo natural o m% foi de 0,38%, não diferindo estatisticamente do minesoil com 10,6 anos de restauração (Tabela 5). Este fato indica uma boa neutralidade deste elemento na solução coloidal do solo, resultando em uma ótima disponibilidade dos macronutrientes. Como retratado na Figura 11 d, a diminuição da saturação de alumínio foi mais precisamente modelada por uma regressão quadrática, evidenciando um R^2 de 0,99 e um valor de significância estatística (p) inferior a 0,001.

No caso dos metais, tanto os atributos com relações quadráticas (Cr, Pb, Ba, Mn e Cu) quanto o atributo com relação linear Zn apresentaram valores consideravelmente superiores aos do solo natural (Tabela 6). Entre esses metais, Cr, Mn e Zn mostram uma tendência de redução com o passar do tempo, enquanto Pb e Cu apresentam uma tendência de aumento. Por outro lado, o Ba demonstra estabilidade como ilustrado na Figura 12.

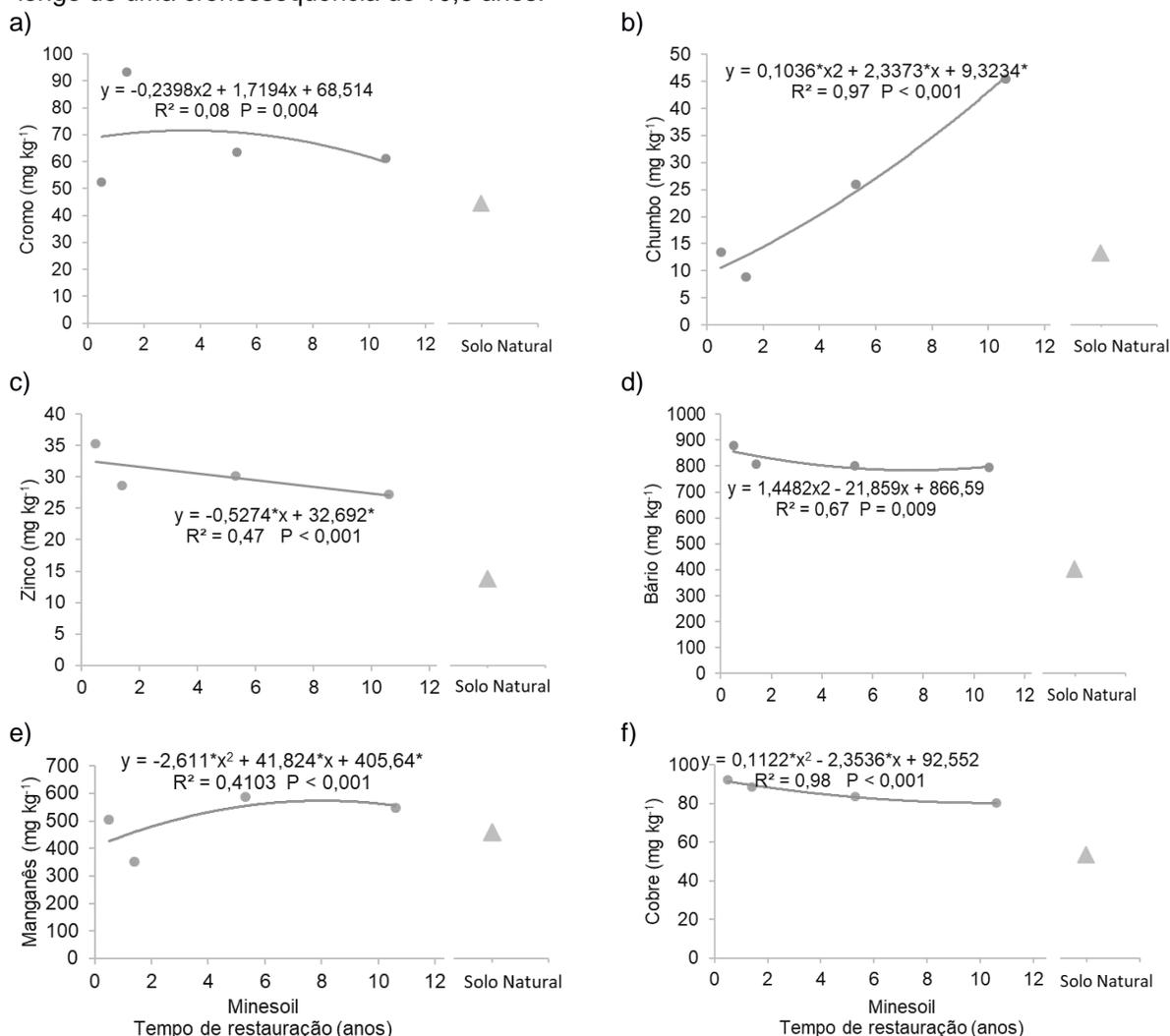
Com relação ao Cr, a concentração aumentou significativamente entre 0,5 e 1,4 anos, quando o valor passou de 52,44 para 93,25 mg kg⁻¹. Após este período, a concentração de Cr decresceu significativamente aos 5,3 anos (63,47 mg kg⁻¹) permanecendo sem alterações significativas até os 10,6 anos (61,29 mg kg⁻¹). Contudo, a concentração de Cr no minesoil mais velho ainda permanecia superior ao observado nos 0,5 anos de restauração. A análise da relação entre a concentração de Cr e a idade dos minesoils mostrou associações negativas e não significativas, com um R² de 0,08 e um valor de p=0,004, indicando uma influência limitada da idade no comportamento do Cr nesse contexto (Figura 12 a), evidenciando que outros fatores podem estar influenciando as concentrações de Cr nos minesoils, além do tempo de restauração. No solo natural sob mata nativa, a concentração de Cr foi de 44 mg kg⁻¹, valor significativamente inferior à todos os minesoils (Tabela 6).

Relativamente aos teores de Pb, foram observados incrementos significativos ao longo da cronosequência (R²=0,97 e p<0,001, Figura 12 b), principalmente após os 5,3 anos, quando os valores passaram de 8,81 para 25,92 mg kg⁻¹ e para 45,48 mg kg⁻¹ aos 10,6 anos de restauração. Em relação ao solo natural, a concentração de Pb foi 96,1% e 244% superiores nos minesoils com 5,3 e 10,6 anos de idade respectivamente (Tabela 6).

Os teores de Zn variaram de 35,32; 28,61; 30,19 e 27,26 mg kg⁻¹ para os minesoils com 0,5; 1,4; 5,3 e 10,6 anos de restauração respectivamente, apresentando uma diminuição significativa de seus teores ao longo do tempo (R²=0,47 e p<0,001, Figura 12 c). Importante ressaltar que mesmo no minesoil com 10,6 anos, que apresentou o menor teor de Zn, este ainda foi aproximadamente 100% superior ao observado no solo não antropizado sob mata nativa (14 mg kg⁻¹, Tabela 6).

No que se refere ao Ba os teores foram de 878, 809, 801 e 796 mg kg⁻¹ ao longo da cronosequência dos minesoils. Importante frisar que o teor de Ba mais elevado foi observado aos 0,5 anos de restauração e que a partir dos 1,4 anos este teor diminuiu e se manteve estável até os 10,6 anos. Contudo, mesmo no minesoil mais velho o teor de Ba foi significativamente mais elevado (796 mg kg⁻¹) do que o apresentado pelo solo natural (402 mg kg⁻¹, Tabela 6).

Figura 12 – Relação entre os teores de metais pesados e o tempo de restauração dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.



Para o Mn, o teor no solo natural foi de 459 mg kg⁻¹, significativamente inferior aos teores apresentados na cronosequência de minesoils, os quais variaram entre 505, 352, 589 e 549 mg kg⁻¹. Entre os minesoils, o maior teor de Mn foi observado aos 5,3 anos de restauração (Tabela 6). Por fim, a concentração de Cu no solo natural foi de 53 mg kg⁻¹, significativamente inferior aos minesoils, que oscilaram seus valores de 92,20 a 80,14 mg kg⁻¹. O maior teor de Cu foi apresentado aos 0,5 anos de restauração, diminuindo significativamente ao longo da cronosequência (Tabela 6).

Tabela 6 – Valores de metais pesados de minesoils sob diferentes tempos de restauração, e do solo natural (n = 12).

Metais pesados	----- Minessoil -----				Solo Natural
	0,5 anos	1,4 anos	5,3 anos	10,6 anos	
Cromo (mg kg ⁻¹)	52,44±2,79 c	93,25±9,07 a	63,47±3,45 b	61,29±1,52 b	44±8,29 d
Chumbo (mg kg ⁻¹)	15,05±2,50 c	8,81±0,86 d	25,92±(1,76 b	45,48±2,45 a	13±0,78 e
Zinco (mg kg ⁻¹)	35,32±3,02 a	28,61±1,17 bc	30,19±1,80 b	27,26±2,04 c	14±0,85 d
Bário (mg kg ⁻¹)	878± 54,97 a	809± 16,60 b	801± 14,38 b	796±8,56 b	402±8,22 c
Manganês (mg kg ⁻¹)	505±16,85 c	352±18,48 d	589±13,65 a	549±22,15 b	459±35,10 e
Cobre (mg kg ⁻¹)	92,20±5,70 a	88,40±3,60 b	83,58±1,63 c	80,14±2,13 c	53±3,62 d

± desvio padrão; médias seguidas por letras minúsculas iguais na linha não diferem significativamente pelo teste de Bonferroni ($\alpha=0,05$)

Para COT e fracionamento matéria orgânica, de acordo com os critérios de seleção de modelos, os modelos lineares simples demonstraram melhor ajuste para descrever o COT e suas frações químicas (ácido fúlvico; ácido húmico e humina) em relação à idade pós-reconstrução (Tabela 7).

Ao longo do período analisado, o COT e C-Fulv, C-Hum e C-Humina dos minesoils apresentaram associações consistentemente positivas lineares e estatisticamente significativas. Isso significa que conforme o avanço do tempo de restauração houve um importante aumento do COT e de suas frações, revelando um R² de mais de 80% (Figura 13), sugerindo que o tempo desempenha um papel significativo na dinâmica e na evolução da matéria orgânica nos minesoils.

O teor de COT evoluiu substancialmente dos 0,5 para os 1,4 anos de restauração (incremento de 251%), enquanto que dos 1,4 aos 5,3 anos o incremento foi de 110%. Por fim, dos 5,3 anos até os 10,6 anos de restauração o teor de COT aumentou 55% (Tabela 8). Quanto ao estoque de carbono (Est C), observou-se um crescimento gradual significativo, alcançando 1,35; 4,96; 8,88 e 11,50 Mg ha⁻¹ para minesoils com 0,5; 1,4; 5,3 e 10,6 anos respectivamente. Embora tenha ocorrido um aumento no estoque de C ao longo da cronosequência dos minesoils, aos 10,6 anos de restauração este ainda foi 23,08 % inferior quando comparado com o solo natural (Tabela 8). Estima-se que sejam necessários cerca de 14 anos para que o minesoil apresente um estoque de C semelhante ao de solo natural (Figura 13 e).

Tabela 7 – Critério de informação de akaike (AIC), critério de informação bayesiano (BIC) e coeficiente de determinação (R^2) de modelos de regressão (Linear e Quadrático) utilizados para descrever o COT e suas frações dos minesoils ao longo de uma cronossequência de 10,6 anos.

Atributos Biológicos	Modelo	AIC	BIC	R^2
COT (g kg ⁻¹)	$y = 0,5154*x + 0,7914*$	9,66	7,82	0,97
	$y = -0,0295*x^2 + 0,8444*x + 0,3791*$	14,86	12,99	0,99
C-Fúlvico (g kg ⁻¹)	$y = 0,1206*x + 0,1785*$	5,94	4,09	0,80
	$y = -0,0223*x^2 + 0,3691*x - 0,133*$	21,96	20,12	0,98
C-Húmico (g kg ⁻¹)	$y = 0,0856*x - 0,0982*$	1,78	0,50	0,85
	$y = 0,0133*x^2 - 0,0633*x + 0,0884*$	20,80	18,86	0,99
C-Humina (g kg ⁻¹)	$y = 0,2292*x + 0,0499*$	1,21	0,70	0,98
	$y = -0,0117*x^2 + 0,3601*x - 0,1141*$	12,82	10,98	0,99

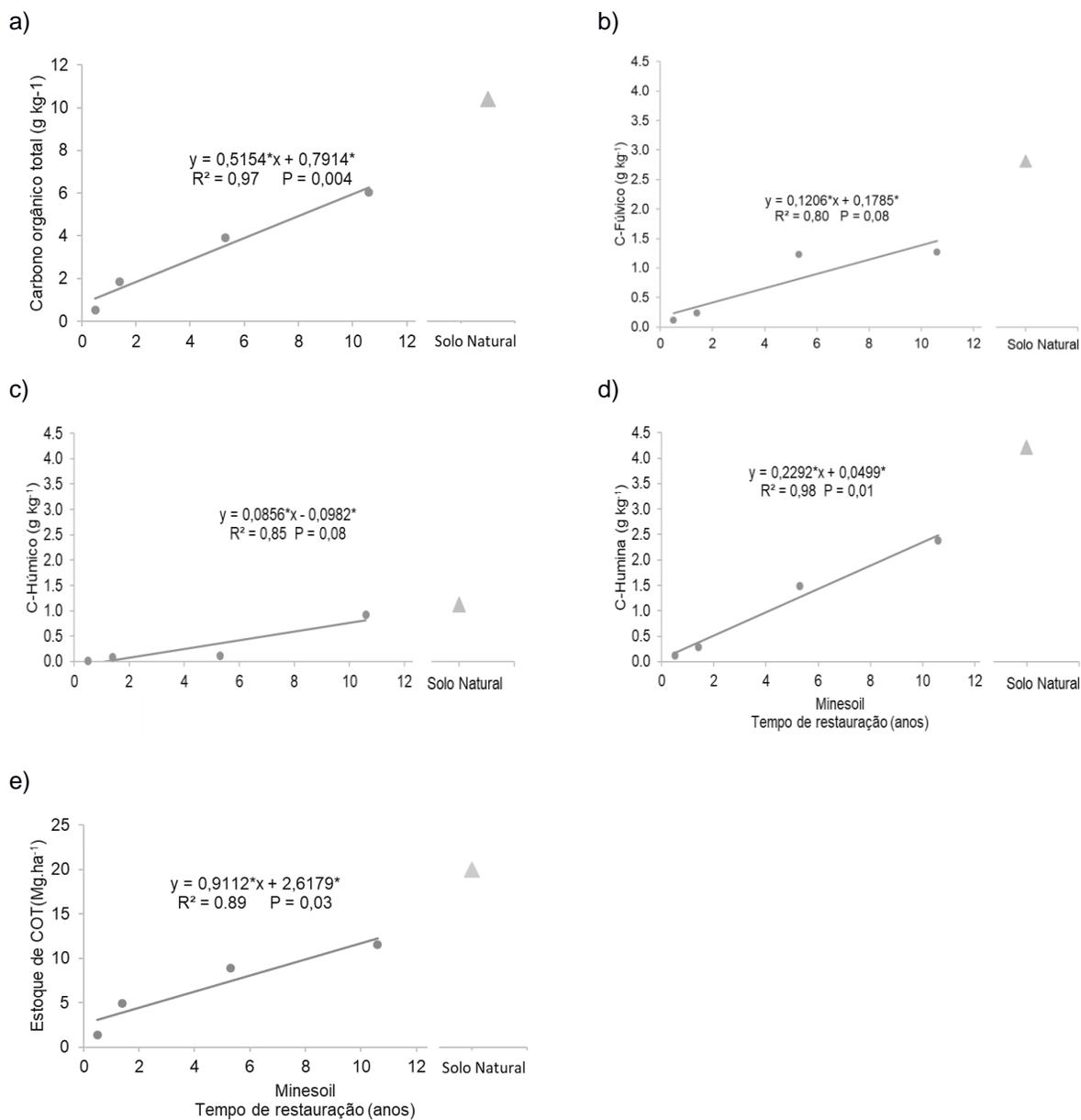
Além das melhorias no estoque de COT nos minesoils ao longo do tempo, também se nota avanços significativos em suas diversas frações químicas (Figura 13 b-d). Importante observar que a soma das frações C-Fulv e C-Hum mostrou-se mais elevada do que para o C-Humina até os 1,4 anos. Isso indica que o C-Fulv e C-Hum constituem os principais elementos do carbono orgânico do solo formado até esta fase de recuperação, e que uma parcela significativa da matéria orgânica do solo ainda está em fase de decomposição. Após 5,3 anos, contudo, o C-Humina passou a ser a fração predominante, mantendo-se assim até os 10,6 anos de restauração. Ainda assim, o teor de C-Humina foi cerca de 43% inferior ao observado no solo referência (Tabela 8).

Tabela 8 - Teores e estoque de Carbono orgânico total, Ácido Fúlvico, Ácido Húmico e Humina de de minesoils sob diferentes tempos de restauração, e do solo natural (n = 12).

Atributos Químicos	----- Minesoil-----				
	0,5 anos	1,4 anos	5,3 anos	10,6 anos	Solo Natural
COT (g kg ⁻¹)	0,53±0,34 e	1,86±0,42 d	3,91±0,56 c	6,04±0,85 b	10,41±0,60 a
Est C (Mg.ha ⁻¹)	1,35±0,31 d	4,96±0,72 c	8,88±1,03 b	11,50±1,64 a	14,95±1,87
C-Fúlvico (g kg ⁻¹)	0,12±0,10 d	0,24±0,02 c	1,23±0,02 b	1,27±0,02 b	2,81±0,32 a
C-Húmico (g kg ⁻¹)	0,02±0,02 e	0,08±0,01 d	0,11±0,02 c	0,92±0,06 b	1,12±0,06 a
C-AF+C-AH (g kg ⁻¹)	0,14±0,09 e	0,32±0,11 d	1,34±0,14 c	2,19±0,12 b	3,93±0,21 a
C-Humina (g kg ⁻¹)	0,12±0,08 e	0,29±0,03 d	1,49±0,57 c	2,38±0,22 b	4,21±0,21 a

± desvio padrão; médias seguidas por letras minúsculas iguais na linha não diferem significativamente pelo teste de Bonferroni ($\alpha=0,05$)

Figura 13 – Relação dos teores de carbono orgânico total (a), ácido fúlvico (b), estoque de carbono (c) ácido húmico (d) e humina (e) e o tempo de restauração dos minesoils ao longo de uma cronossequência de 10,6 anos.



▲: Teor do atributo no solo natural; * Significativo a 5% de probabilidade de erro.

4.1.2 Atributos físicos de minesoils em uma cronosequencia de 10,6 anos

De acordo com os critérios de seleção de modelos, observa-se que os modelos lineares simples foram mais ajustados para descrever a densidade, macroporosidade e porosidade total do solo em relação à idade de revegetação (Tabela 9).

Tabela 9 – Critério de informação de akaike (AIC), critério de informação bayesiano (BIC) e coeficiente de determinação (R^2) de modelos de regressão (Linear e Quadrático) utilizados para descrever os atributos físicos dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.

Atributos Físicos	Modelo	AIC	BIC	R^2
Densidade do solo (g cm^{-3})	$y = -0,0437*x + 1,882*$	-8,5	-10,34	0,95
	$y = -0,0006*x^2 - 0,0372*x + 1,8739*$	16,34	14,5	0,95
Porosidade total ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	$y = 0,0199*x + 0,289*$	-9,26	-11,1	0,83
	$y = -0,0027*x^2 + 0,0504*x + 0,2507*$	19,48	21,32	0,94
Macroporosidade ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	$y = 0,0072*x + 0,0827*$	-16,89	-18,74	0,81
	$y = -0,0012*x^2 + 0,0212*x + 0,0653*$	21,69	19,85	0,97

Uma elevada densidade do solo, em relação ao solo natural, foi observado na cronosequência de minesoils, evidenciando que o processo de recomposição topográfica promoveu a compactação inicial do topsoil, indicada pelo valor de $1,90 \text{ g cm}^{-3}$ no minesoil com 0,5 anos de restauração (Tabela 10). Por outro lado, no decorrer da restauração houve uma diminuição significativa da D_s (R^2 de 0,95 e $p < 0,001$, Figura 14 a), principalmente aos 10,6 anos de restauração, onde verificou-se valor próximo ao solo natural ($1,35 \text{ g cm}^{-3}$). Estima-se que somente 6 meses de restauração sejam suficientes para alcançar os níveis de D_s do solo original, conforme aponta a Figura 14 a. Importante destacar que até os 5,3 anos de restauração, os valores de D_s foram superiores ou muito próximos de $1,70 \text{ g cm}^{-3}$, mas após uma década, estes valores decresceram a valores menores que $1,50 \text{ g cm}^{-3}$ (Tabela 10).

Os anos de restauração também tiveram um impacto significativamente na macroporosidade, evidenciada pelo aumento dos valores entre 0,5 e 10,6 anos (R^2 de 0,81, com um valor de $p < 0,001$, Figura 14 b). Na Tabela 10 observa-se que aos 0,5 anos de restauração o volume de macroporos era 61% inferior ao solo natural. Contudo, essa diferença foi diminuindo ao longo do tempo, passando a ser 45% inferior aos 1,4 anos, 22% inferior aos 5,3 anos e 17% inferior aos 10,6 anos de restauração.

Tabela 10 – Densidade, macroporosidade e porosidade total de minesoils sob diferentes tempos de restauração, e do solo natural (n = 12).

Tempo de restauração	Densidade do solo	Macroporosidade	Porosidade total
	--- g cm ⁻³ ---	----- cm ³ cm ⁻³ -----	
0,5 anos	1,90±0,05 a	0,07±0,01 e	0,25±0,02 e
1,4 anos	1,76±0,06 b	0,10±0,01 d	0,35±0,02 d
5,3 anos	1,68±0,02 c	0,14±0,02 c	0,43±0,01 c
10,6 anos	1,41±0,04 d	0,15±0,02 b	0,48±0,02 b
Solo Natural	1,35± 0,02 e	0,18±0,02 a	0,53± 0,02 a

± desvio padrão; médias seguidas por letras minúsculas iguais na coluna não diferem significativamente pelo teste de Bonferroni ($\alpha=0,05$)

A respeito da porosidade total, observou-se um aumento significativo nos valores ao longo do tempo de restauração (R^2 de 0,83 e $p < 0,001$, Figura 14 c). Os minesoils apresentaram um incremento da porosidade total de 0,25 a 0,48 cm³ cm⁻³ ao longo da cronosequência, destacando a proximidade do valor apresentado pelo minesoil mais velho com o solo natural (Tabela 10).

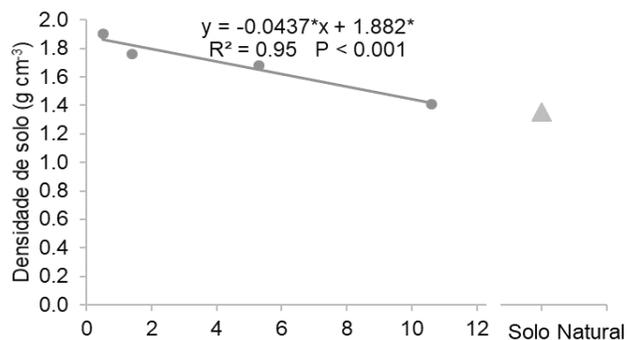
4.1.3 Atributos biológicos de minesoils em uma cronosequencia de 10,6 anos

Em relação aos indivíduos da fauna edáfica foram identificados um total de 9.320 organismos do solo, distribuídos em 12 grupos taxonômicos. No minesoil com 1,4; 5,3 e 10,6 anos foram registrados 32, 332 e 1.201 organismos respectivamente, enquanto que no solo natural foram contabilizados 7.755 organismos (Tabela 11). Este é o atributo do minesoil que mostra-se mais complexo e difícil de ser recuperado, já que, de acordo com a equação de regressão (Figura 15), estima-se aproximadamente 67 anos de restauração para que o minesoil atinja a abundância total de indivíduos similar ao solo natural. Dentre os grupos mais frequentes destaca-se o predomínio do grupo dos himenópteros (56,2%) no minesoil com 1,4 anos. Já no minesoil com 5,3 anos de restauração os grupos predominantes foram ácaros (34,3%), coleópteros (27,5%) e colêmbolos (25,9%). A partir dos 10,6 anos de restauração o predomínio da fauna

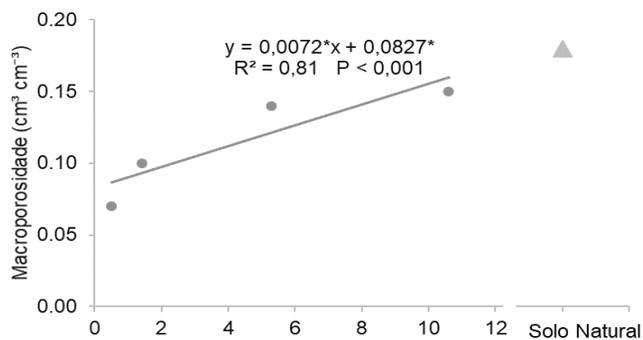
edáfica foi dos ácaros (52,6%) e colêmbolos (18,9%), similar ao observado no solo não antropizado (Tabela 11).

Figura 14 – Relação entre a densidade, macroporosidade e porosidade total e o tempo de restauração dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.

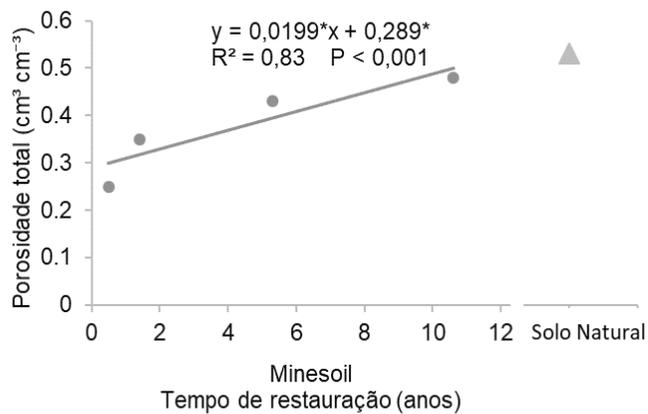
a)



b)



c)



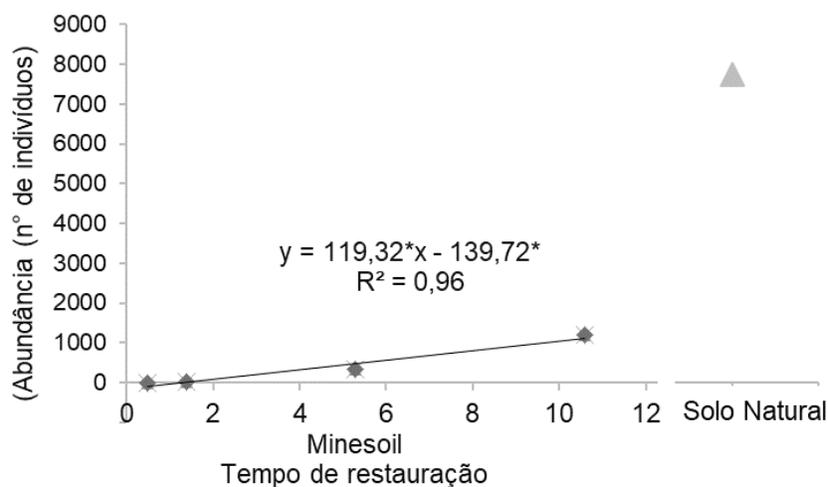
▲: Teor do atributo no solo natural; * Significativo a 5% de probabilidade de erro.

Tabela 11– Abundância (n° de indivíduos) e frequência relativa (%) da fauna que habita o interior de de minesoils sob diferentes tempos de restauração, e do solo natural.

Fauna edáfica	----- Minessoil -----				
	0,5 anos	1,4 anos	5,3 anos	10,6 anos	Solo Natural
Arachnida	0	0	9 (2,7%)	13 (1,8%)	153 (2,0%)
Ácaros	0	0	124 (34,3%)	642 (52,6%)	3943 (50,8)
Coleoptera	0	3 (9,4%)	14 (27,5%)	52 (4,3%)	92 (1,2%)
Colêmbolos	0	0	86 (25,9%)	227 (18,9%)	2434 (31,4%)
Diplopoda	0	0	0	16 (1,3%)	86 (1,1%)
Diplura	0	0	10 (3,0%)	0	335 (4,3%)
Diptera	0	0	8 (2,4%)	37 (1,6%)	70 (0,9%)
Enchytraeidae	0	5 (15,6%)	13 (3,9%)	24 (2,0%)	31 (0,4%)
Hemiptera	0	3 (9,4%)	11 (3,3%)	13 (2,3%)	62 (0,8%)
Hymenoptera	0	18 (56,2%)	42 (12,6%)	143 (11,9%)	446 (5,7%)
Isopoda	0	0	0	0	31 (0,4%)
Blattodea	0	0	0	0	19 (0,2%)
Outros		3 (9,4%)	15 (4,5%)	34 (2,8%)	53 (0,7%)
Total	0	32	332	1201	7755

(%) Frequência relativa de cada grupo de organismos do minessoil com espécies florestais e do solo natural.

Figura 15 – Relação entre a abundância e o tempo de restauração dos minesoils ao longo de uma cronosequência de 10,6 anos.



▲: Teor do atributo no solo natural; * Significativo a 5% de probabilidade de erro.

4.1.4 Correlação de Pearson dos atributos químicos, físicos e biológicos de minesoils em uma cronosequência de 10,6 anos

A análise de correlação de Pearson entre os atributos químicos (pH do solo, teores de nutrientes, V% e m%, COT e suas frações químicas, metais pesados), atributos biológicos (abundância de organismos, população de ácaros e colêmbolos) e atributos físicos (Ds e Ma) em minesoils restaurados em uma cronosequência de 0,5; 1,4; 5,3 e 10,6 anos revela que, do ponto de vista químico, à medida o pH aumentou ocorreu o aumento da disponibilidade de P e N, bem como houve o aumento da V% e o declínio da m%. Também se observou que um pH mais elevado resultou na redução da disponibilidade de metais pesados como Pb, Cu e Ba, ao mesmo tempo em que elevou os teores de Mn e Zn (Tabela 12).

O aumento do teor de COT impactou positivamente na disponibilidade dos nutrientes e nos teores de Mn e Zn, ao mesmo tempo em que impactou negativamente nos teores de Pb, Cu e Ba. Além disso, o aumento do COT nos minesoils esteve associado ao aumento de todas as suas frações (C-Fulv, C-Hum e C-Humina), as quais também impactaram positivamente no incremento da Ma e declínio da Ds (Tabela 12).

Ao longo da cronosequência de 10,6 anos, a presença de metais pesados como o Pb, Cu e Ba exerceu um impacto negativo sobre a abundância total de indivíduos, especialmente sobre a população de ácaros e colêmbolos. Por outro lado, constatou-se uma correlação positiva entre o COT e suas todas as frações químicas (C-Fulv, C-Hum e C-Humina) e a fauna do solo (Tabela 12).

Tabela 12 - Correlação de Pearson entre os atributos químicos (pH do solo, teores de nutrientes, saturação por bases e alumínio, COT e suas frações químicas, metais pesados), atributos biológicos (abundância de organismos, população de ácaros e colêmbolos) e atributos físicos (Ds e Ma) em minesoils restaurados em uma cronosequência de 0,5; 1,4; 5,3 e 10,6 anos.

	N	S	P	V%	m%	COT	C-Fulv	C-Hum	C-Humina	Cr	Mn	Pb	Cu	Ba	Zn	Abundancia	Acaros	colêmbolos	Ds	Ma	
pH	0,69	0,18	0,63	0,83	-0,53	0,90	0,79	0,87	0,87	-0,13	0,43	-0,66	-0,80	-0,56	0,85	0,89	0,82	0,52	-0,89	0,75	
N		0,55	0,96	0,95	-0,72	0,75	0,62	0,61	0,63	0,48	-0,07	-0,79	-0,61	-0,70	0,49	0,61	0,55	0,36	-0,78	0,74	
S			0,63	0,48	-0,36	0,35	0,44	0,01	0,28	0,44	0,00	-0,41	-0,35	-0,52	0,07	0,05	0,00	0,02	-0,20	0,44	
P				0,93	-0,75	0,72	0,65	0,49	0,60	0,52	-0,04	-0,80	-0,63	-0,74	0,42	0,51	0,44	0,31	-0,72	0,76	
V%					-0,72	0,89	0,79	0,75	0,80	0,27	0,18	-0,80	-0,73	-0,70	0,70	0,78	0,70	0,48	-0,90	0,85	
m%						-0,59	-0,52	-0,40	-0,49	-0,33	-0,05	0,70	0,59	0,53	-0,37	-0,44	-0,38	-0,25	0,60	-0,56	
COT							0,90	0,84	0,91	-0,09	0,49	-0,63	-0,78	-0,57	0,88	0,88	0,81	0,57	-0,90	0,84	
C-Fulv								0,65	0,90	-0,25	0,71	-0,49	-0,76	-0,56	0,84	0,77	0,67	0,46	-0,79	0,86	
C-Hum									0,82	-0,19	0,34	-0,54	-0,64	-0,39	0,90	0,94	0,89	0,55	-0,90	0,67	
C-Humina										-0,25	0,60	-0,54	-0,74	-0,51	0,91	0,87	0,79	0,52	-0,87	0,84	
Cr											-0,77	-0,45	0,05	-0,36	-0,43	-0,25	-0,24	-0,15	0,04	0,01	
Mn													0,06	-0,40	-0,05	0,66	0,47	0,41	0,30	-0,35	0,44
Pb																			0,67	-0,60	
Cu																			0,71	-0,69	
Ba																			0,59	-0,65	
Zn																				0,75	
Abundancia																				0,75	
Ácaros																				0,67	
Colêmbolos																				0,41	
Ds																				-0,84	

Em negrito: $p < 0.05$

4.2 Discussão

Os resultados revelaram que quase todos os atributos do minesoil foram afetados desde o início da restauração, com importantes melhorias de sua qualidade ocorrendo aos 10,6 anos de restauração. Nesse sentido, o aumento linear do pH do minesoil, a medida que avançou o tempo de restauração, alcançando o valor de 6,14 aos 10,6 anos de idade (Tabela 5) evidencia por um lado, o efeito positivo do uso da calagem após implantação das espécies arbóreas, manejo adotado pela empresa mineradora. Por outro lado, esta melhoria também pode ser atribuída a deposição contínua dos resíduos das espécies arbóreas na superfície dos minesoils que, atrelada ao retorno dos organismos edáficos (Tabela 11), promoveram o incremento do COT (Tabela 10), e conseqüentemente, aumentaram a disponibilidade de nutrientes na solução do solo e a redução drástica do Al (Tabela 5). Na pesquisa realizado por Chaudhuri et al. (2012), os autores observaram igualmente o aumento do pH do solo com o tempo, isto é, ao longo de 8 anos. Em uma pesquisa realizada na Indonésia por Rusdiana (2013), foram observadas melhorias nos valores de pH em minesoils revegetados com espécies florestais após 3 e 4 anos e os resultados mostraram um aumento do pH de 3,6 para 4,4 neste período, indicando uma notável melhoria na fase inicial de desenvolvimento das áreas. Por sua vez, Yuningsih et al. (2021), encontraram resultados semelhantes em áreas de recuperação após a mineração de carvão, onde espécies arbóreas foram utilizadas para a revegetação e também promoveram o aumento do pH e o restabelecimento do equilíbrio ambiental após 5 e 10 anos de restauração.

A relação direta entre o tempo de restauração e a melhoria das condições de pH (Figura 10 a) sugere que os processos naturais e as intervenções humanas empregadas na recuperação do minesoil, como a calagem, estão surtindo efeito ao longo do tempo, embora sejam mais lentos, especialmente devido às condições áridas da região. Por exemplo, estima-se que o pH do minesoil será semelhante ao do solo natural após 13 anos de restauração. Isto é, a melhoria deste atributo químico está próxima de acontecer, e isso implicará na melhoria da disponibilidade de nutrientes para as plantas, bem como na atividade biológica do minesoil, beneficiando a vegetação que se estabelece no local e a resiliência do ecossistema como um todo.

De acordo com Zipper et al. (2012), uma faixa de pH favorável para espécies arbóreas é relatada entre 5,0 a 6,5. Portanto, as espécies florestais usadas na revegetação passaram a ter uma condição mais adequada ao seu desenvolvimento após 5,3 anos de revegetação, quando o valor de pH ultrapassou o valor de 5 (Tabela 5). Os baixos valores de pH dos minesoils com 0,5 e 1,4 anos de restauração podem ser atribuídos à remoção do topsoil durante o processo de mineração. Essa camada superficial do solo, rica em matéria orgânica e nutrientes, é tradicionalmente extraída para acessar as camadas de carvão subjacentes, resultando na perda desses elementos e, conseqüentemente, na redução do pH do solo. Além disso, após a reconstrução do solo e sua restauração com espécies arbóreas, é necessário um período de tempo para que a matéria orgânica se acumule novamente, bem como se efetive a ação da calagem através da entrada de água no novo perfil do solo. Este efeito da calagem pode ser lento, considerando que a Mina de Moatize está localizada em uma região árida. As pesquisas realizadas por Spiazzi (2011) revelaram maiores valores de pH em minesoils após a 6 anos de restauração no Brasil, devido a características do topsoil e de adição do calcário.

O entendimento do pH é de extrema importância, pois solos ácidos têm a tendência de solubilizar uma maior quantidade de minerais, liberando metais e outros elementos nas áreas de crescimento das raízes. Esses elementos, quando presentes em concentrações elevadas, prejudicam o crescimento de vegetais e reduzem a atividade das bactérias fixadoras de N, limitando a disponibilidade de deste nutriente para a vegetação (Ker et al., 2012). Na presente pesquisa, os baixos valores de pH possivelmente resultaram no aumento da disponibilidade de metais pesados como Cu e Ba, principalmente na fase inicial da restauração (Tabela 6). Isso ocorre porque o pH ácido facilita a dissolução desses minerais, liberando os metais pesados na solução do solo.

O menor valor de N foi observado no minesoil com 0,5 anos de idade. Contudo, ao longo da cronosequência houve um aumento linear e significativo no teor de N presente no minesoil (Figura 10 b e Tabela 5). Esse fenômeno pode ser atribuído aos processos de decomposição dos resíduos vegetais depositados sobre a superfície o minesoil e a conseqüente ciclagem de nutrientes que ocorreram durante o avanço do processo de restauração, bem como o possível retorno de bactérias fixadoras de N.

O Ca^{2+} e o Mg^{2+} foram os cátions abundantemente presentes no complexo de troca dos minesoils a partir de 1,4 anos (Tabela 5). Isso pode ser atribuído principalmente à aplicação de calcário dolomítico no início da restauração, bem como devido ao aumento da ciclagem de nutrientes e o incremento da matéria orgânica do minesoil durante o crescimento e desenvolvimento das espécies arbóreas nos minesoils. Os maiores teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} no minesoil mais antigo (Figura 10 c-d) pode estar atrelado ao maior desenvolvimento da vegetação na área, o qual tem um efeito benéfico ao reduzir a perda desses nutrientes. A maioria das espécies usadas na revegetação na mina de Moatize, como a Umbila, Acácia amarela, Pau-preto, Mondzo, Maçanica e Omanda, apresentam folhas compostas bipinadas e pinadas. Sua queda, junto com outras partes das árvores ao longo do tempo, contribui para a formação de MOS. Durante o processo de decomposição, os minerais contidos nessas partes vegetais, incluindo Ca^{2+} e Mg^{2+} são liberados no solo, aumentando sua disponibilidade. Bohrer et al. (2017), propõem que essa ocorrência pode estar relacionada ao incremento da proporção de macronutrientes presentes nos resíduos lenhosos e nas gramíneas que crescem de forma espontânea nessas áreas. Essa observação está em linha com a premissa de que o potencial de perda líquida de nutrientes, que são limitantes ou essenciais para o crescimento das plantas, é reduzido quando os ecossistemas estão em desenvolvimento (Vitousek; Reiners, 1975). Adicionalmente, a presença de vegetação facilita o restabelecimento do ciclo de nutrientes, devido ao aporte de serrapilheira e aos exsudados liberados pelas raízes (Tropek et al., 2012).

O minesoil com 0,5 anos apresentou os menores teores de íons Ca^{2+} ($0,19 \text{ cmolc kg}^{-1}$) e Mg^{2+} ($0,07 \text{ cmolc kg}^{-1}$) (Tabela 5), pois ainda não passou por um processo de sucessão ecológica, no qual organismos vivos começam a colonizá-lo e ocorrem processos naturais de decomposição dos resíduos vegetais. Conforme descrito por Wang et al. (2022), as moléculas orgânicas são capazes de se ligarem aos íons metálicos, o que reduz sua lixiviação e aumenta sua disponibilidade para as plantas. Importante frisar que aos 0,5 anos de restauração o topsoil também não havia recebido a aplicação de calcário.

Em relação ao S, os minesoils apresentaram cerca da metade dos teores em comparação com o solo natural (Tabela 5). Essa disparidade pode ser atribuída às práticas de mineração e ao subsequente processo de reabilitação do solo. A mineração

tende a perturbar o equilíbrio natural dos elementos químicos no solo. De acordo como Zipper et al. (2012), a diminuição de S no solo após a mineração de carvão está associada principalmente a um processo chamado lixiviação. Isto porque, quando a mineração do carvão ocorre, são expostos depósitos de carvão que geralmente contêm pirita, um mineral rico em S. Este fenômeno também foi constatado por Kämpf et al. (1997) e Campos et al. (2003) em minesoils do Brasil. A lixiviação ácida é comum na mina de Moatize na época chuvosa (Dezembro a Março), devido ao baixo teor de argila tanto nos minesoils quanto no solo natural (Tabela 2). No entanto, no solo natural, esse processo é mitigado pelo estabelecimento da vegetação e pela melhoria das condições de proteção do solo.

Para o bom desenvolvimento de espécies florestais, Shrestha; Lal (2008) e Shrestha; Lal (2011) mencionam que os níveis adequados de P no solo deve variar de 5 a 45 mg kg⁻¹ e o K deve ser de 68 mg kg⁻¹, independentemente da textura do solo. Nesse sentido, observa-se que, apesar do incremento significativo ao longo da restauração (Figura 10 e), os teores médios de K nos minesoils ainda são inferiores aos considerados adequados, enquanto que o solo natural apresenta valores ótimos de K para o desenvolvimento das espécies arbóreas (Tabela 5).

Os dados relativos ao teor de P revelam que independentemente da idade, exceto aos 0,5 anos de restauração, os minesoils alcançaram níveis consideravelmente mais elevados do que os encontrados no solo natural (Tabela 5). É importante notar que houve uma diminuição quadrática significativa de P à medida que os minesoils envelhecem (Figura 11 c), sugerindo que após 10,6 anos os teores de P tenderão a diminuir. É importante considerar que o teor de elevado de P nos minesoils entre 1,4 e 10,6 anos pode ser atribuído à adubação nessas áreas, enquanto que no minesoil com 0,5 anos os teores de P são baixos (apenas 4,02 mg kg⁻¹) (Tabela 5) pois a área ainda não havia recebido a adubação.

A serapilheira depositada na superfície dos minesoils em processo de restauração especialmente após uma década de reflorestamento, podem também ter contribuído para o fornecimento de P e K às plantas. Isso resulta em um ciclo positivo em que o desenvolvimento da vegetação colabora com a recuperação, principalmente dos níveis de P no solo, especialmente das formas mais acessíveis às plantas, como observado por Gazola et al. (2015).

Os resultados deste estudo destacam a importância da CTC como um indicador de qualidade do minesoil (Figura 10 f-g). A ampla variação observada na CTC efetiva e a pH 7,0 entre os diferentes minesoils reflete a complexidade dos processos de formação e evolução dos atributos do minesoil, principalmente ligados ao aumento do COT e suas frações aquímicas (Tabela 10), o que poderia justificar o incremento da CTC dos minesoils a valores similares ao solo natural sob mata nativa (Tabela 5). Nesse sentido, no minesoil mais velho (10,6 anos) a CTC efetiva está muito próxima (8,6 cmolc kg⁻¹) ao do solo natural (8,8 cmolc kg⁻¹) (Tabela 5). Aliás, para que o minesoil alcance resultados semelhantes aos do solo natural, estima-se que faltem apenas 6 meses, conforme a equação de regressão da Figura 10 f. Não obstante, é importante reconhecer que as condições do topsoil (pH e teores de nutrientes principalmente Mg²⁺ e Ca²⁺) também desempenharam um papel significativo e positivo nesse resultado.

De acordo com Furtini Neto et al. (2001), a faixa de CTC efetiva entre 6,1 a 9 cmolc dm⁻³ pode ser classificada como 'muito bom' quando espécies florestais são cultivadas sob solo de textura franca. Importante frisar que a textura dos minesoils são classificados como franco argilo arenosa (Tabela 2).

Outra característica intimamente relacionada com as concentrações das bases trocáveis é a V%. Observou-se que quanto maior foi o tempo de restauração, maior foi a V%, indicando a melhoria da fertilidade dos minesoils ao longo do tempo (Figura 10 h), estimando que aos 12 anos de restauração, o minesoil atingirá o valor aproximado de 97%, apresentado atualmente pelo solo natural. Destaca-se que o V% do minesoil com 0,5 anos (Tabela 5) deve-se principalmente à falta de calagem e adubação, e a ausência de qualquer ação das espécies arbóreas. No estudo conduzido por Peplinski & Czubak (2021), foram investigados os impactos de diferentes abordagens de reabilitação de atributos químicos e físicos em uma área degradada pela mineração de carvão, e os resultados revelaram que a aplicação de calcário aumentou significativamente os teores de Ca²⁺ e Mg²⁺, resultando em uma maior porcentagem de V% nas áreas que receberam a correção em relação as que não receberam.

A influência da composição química do topsoil na recuperação dos solos após a mineração de carvão é um aspecto crucial a ser considerado para garantir o sucesso da restauração. De acordo com Kizito et al. (2015), a composição química do topsoil

utilizado na restauração pode ter um impacto direto na recuperação dos nutrientes e da soma de bases do solo, promovendo a recolonização por organismos do solo e a ciclagem de nutrientes. Lal (2018) também destaca que quando o topsoil utilizado na restauração possui uma composição química semelhante ao solo natural pré-mineração, incluindo teores adequados de nutrientes e soma de bases, isso pode facilitar significativamente o processo de recuperação. Na presente pesquisa, antes da mineração, o solo superficial possivelmente apresentava uma saturação de bases elevada, semelhante ao observado ao solo natural sob mata nativa (cerca de 97%; Tabela 5). No entanto, durante o processo de mineração, o solo superficial é removido e armazenado para posterior realocação sobre os rejeitos. Durante esse período de armazenamento, o topsoil é sujeito a condições que levam à degradação da matéria orgânica e à perda de nutrientes, resultando em uma diminuição da saturação por bases, corroborada pelos resultados observados no minesoil com 0,5 anos de restauração que apresentou um V% de 30,5% (Tabela 5).

Campos et al. (2003) e Bitencourt et al. (2015) mencionam que minesoils mais jovens podem ser também mais afetados pelo processo de lixiviação, resultando na perda de cátions básicos e no acúmulo de cátions ácidos (como Al e H) ao longo de sua composição. Nesse sentido, o maior m% observado no minesoil com 0,5 anos de idade está relacionado ao ambiente de acidificação do solo (Tabela 5).

Para o COT verificou-se que nos minesoils os teores foram consistentemente inferiores ao do solo natural (Tabela 8), estimando-se um período de 19 anos de restauração para atingir os teores atuais de COT do solo natural. Anderson et al. (2008) também verificaram que um minesoil revegetado com gramíneas e arbustos por um período de 11 anos apresentava um estoque de carbono 59% inferior a um solo natural.

Segundo Xie et al. (2022), a deposição de biomassa seca das plantas exerce um impacto positivo no aumento da matéria orgânica do solo. Apesar dos minesoils ainda apresentarem teores de COT e estoque de C distantes da condição natural, espera-se a contínua melhoria destes atributos ao longo do tempo, considerando a contínua deposição da biomassa aérea e expansão da biomassa radicular das espécies arbóreas utilizadas na restauração. Reassalta-se que já se observa a evolução do COT e suas frações no minesoil com 10,6 anos de restauração, os quais impactam

significativamente em muitos atributos físicos (Ds e Ma) e químicos (teores de nutrientes e metais pesados) do minesoil (Tabela 12).

A restauração de áreas degradadas com espécies arbóreas aumentam significativamente o teor de COT ao longo do tempo e, estudos sugerem que os minesoils completamente restaurados apresentam um significativo potencial de sequestro de carbono quando comparados a outros solos, especialmente nos primeiros vinte anos após o processo de restauração (Akala; Lal, 2001; Ussiri; Lal; Ussiri et al., 2006).

Importante destacar que o aumento do COT nos minesoils foi atrelado ao aumentos de suas frações químicas (Tabela 12). Nota-se que, progressivamente, a soma das C-Fulv e C-Hum se mostra superior à fração C-Humina até aproximadamente 1,4 anos. Esse comportamento sugere que o C-Fulv e C-Hum predominam como os principais componentes do carbono orgânico no solo durante essa fase inicial de recuperação. No entanto, a partir dos 5,3 anos de idade do solo, ocorre uma inversão nessa tendência, com predomínio da C-Humina. Este comportamento pode estar associado ao retorno da fauna edáfica (Tabela 11), que além de contribuir na fragmentação dos resíduos vegetais também são estimuladores da atividade microbiana no solo, os quais são os responsáveis pela transformação final dos resíduos vegetais em matéria orgânica humificada (Frouz, 2018).

Em relação aos metais pesados, não existem padrões claros estabelecidos atualmente para orientar a análise e interpretação dos dados em Moatize e, para suprir essa lacuna, buscou-se referências e dados de outras pesquisas ao redor do mundo. Embora essa abordagem forneça uma base para a análise dos resultados, é importante destacar que as condições do solo em Moatize podem diferir das encontradas nessas áreas. Portanto, é fundamental exercer cautela ao aplicar esses resultados e considerar as particularidades locais.

Com relação ao Cr, o modelo de regressão quadrática sugere uma influência limitada da idade do minesoil na dinâmica deste elemento (Figura 12 a). Contudo, os valores de Cr nos minesoils, independente da idade de restauração, foram superiores ao do solo natural (Tabela 6). Um dos motivos para ambos os resultados pode ser a adição do Cr por atividades antropogênicas durante o processo de mineração (Maiti, 2013). Tan et al. (2020) ressaltam que a mineração de carvão pode adicionar o Cr no

solo por meio do arraste de resíduos contaminados durante as etapas de extração e processamento do carvão, o que resulta no aumento da concentração. Por sua vez, Zhang et al. (2020) destaca que o aumento das concentrações de Cr pode estar associado à contaminação por poeira resultante do processo de mineração. Por fim, Vasconcelos et al. (2009) confirma a elevada concentração do Cr nas cinzas de carvão extraídas na bacia sedimentar de Moatize, os quais podem chegar até a 56 mg kg^{-1} . No entanto, o método de extração utilizando ácido acético demonstra baixa eficiência na extração de Cr. A utilização do espectrofotômetro de fluorescência de raios X portátil — pXRF é uma metodologia que, de acordo com Weindorf et al. (2014), demonstra uma eficiência superior na extração de metais, sendo a sua utilização aprovada pela United States Environmental Protection Agency (USEPA). Isso sugere que os solos de Moatize provavelmente contêm teores mais elevados de cromo em comparação com os obtidos no presente estudo.

Os teores de Pb dos minesoils mais elevados em relação ao solo natural (Tabela 6) também indicam que a atividade de mineração pode contribuir nos elevados valores observados. Isto converge com o estudo de Vasconcelos et al. (2009), que observaram concentrações de até 74 mg kg^{-1} nas amostras de cinzas de carvões minerados e tratados na bacia sedimentar de Moatize. O incremento nos teores do Pb nos minesoils ao longo do tempo (Figura 12 b) pode ser causado pela quebra das ligações químicas dos minerais sulfetados, o que resulta no aumento do metal pesado conforme aponta o estudo de Knysh; Karabyn (2014). No entanto, devido as baixas concentrações, surgem menos preocupações com esse elemento. Apesar da abundância média de Pb na crosta terrestre ser estimada em cerca de 15 mg kg^{-1} (Kabata-Pendias; Pendias, 2000), o limite superior para o teor normal de Pb em um solo pode ser estabelecido como 70 mg kg^{-1} de acordo com Davies (1977), valor este que é superior aos teores de Pb encontrados em todos os minesoils. Entretanto, é importante destacar que, conforme Asadollahfardi et al. (2021), utilizando o ácido acético como extrator de metais, só é possível extrair 69,2% do Pb do solo. De acordo com Weindorf et al. (2014), a extração com espectrofotômetro de fluorescência de raios X portátil demonstra uma eficiência superior na extração de metais, sendo a sua utilização aprovada pela United States Environmental Protection Agency (USEPA).

A concentração de Zn variou com a idade dos minesoils e cerca de metade da variação pode ser explicada pelo modelo de regressão linear (Figura 12 c). As concentrações de Zn mais elevadas nos minesoils em relação ao solo natural (Tabela 6), podem também ser derivadas da queima do carvão, já que também estão dentro do intervalo relatado na pesquisa de Vasconcelos et al. (2009), onde as cinzas da queima de carvão variaram de 17,6 a 94 mg kg⁻¹. Wang et al. (2022), ao avaliar os níveis de Zn nos solos minerados na China encontraram um teor de 200 mg kg⁻¹, superior aos valores obtidos na presente pesquisa e atribuíram isso ao impacto de poluição da atividade mineira. Ding et al. (2014) observaram teores de Zn de 206 mg kg⁻¹ em minesoils na China, utilizando ácido acético como extrator. No entanto, é crucial ressaltar que, segundo Asadollahfardi et al. (2021), ao utilizar ácido acético apenas 26,0% deste metal pode ser extraído. Assim, a extração de pouco menos de 30,0% de Zn, utilizando ácido acético como extrator, indica uma possível disponibilidade maior desse metal nos minesoils de Moatize. No entanto, foi possível observar que as atividades de mineração, especialmente a geração de poeira, têm contribuído para o aumento dos níveis de Zn no solo.

Os menores teores de Zn no minesoil com 10,6 anos de restauração (Tabela 6) pode estar vinculada à mobilidade deste metal, uma vez que o Zn se desloca com relativa facilidade para as camadas mais profundas do solo (Cortet et al., 1999). Esse movimento descendente do Zn pode ser influenciado por diversos fatores, como a porosidade do solo, as características hidrogeológicas da região e a presença de agentes químicos que favorecem sua lixiviação (Kabata-Pendias; Pendias, 2000).

No que se refere ao Ba, os teores nos minesoils foram significativamente mais elevados do que o valor de concentração apresentada pelo solo natural (Tabela 6), indicando o efeito da mineração de carvão na presença desse metal pesado no topsoil utilizado na recomposição topográfica. Vasconcelos et al. (2009) também mencionaram que a atividade de mineração pode levar à liberação de elementos químicos presentes nas rochas, incluindo o Ba, que acabam se acumulando no solo. A estabilidade do Ba ao longo de um período de 10,6 anos (Figura 12 d) pode ser atribuída, conforme observado por Wang et al. (2022), principalmente à adsorção e precipitação do metal em formas menos solúveis, como sulfatos e carbonatos de Ba. Esses processos

resultam na redução da disponibilidade do Ba para lixiviação, contribuindo assim para sua retenção no solo e conseqüente estabilidade ao longo do tempo.

Os teores de Mn dos minesoils, apesar de serem mais elevados que o observado no solo natural, ainda foram menores que a concentração nas cinzas de carvões aflorantes minerados e processados na bacia sedimentar de Moatize (819 mg kg^{-1}), conforme relatado por Vasconcelos et al. (2009). Para Kabata-Pendias (2001), os níveis de Mn no solo podem atingir até 4000 mg kg^{-1} , variando de acordo com os tipos de minerais presentes. Adicionalmente, de acordo com Yuningsih et al. (2021), a solubilidade do Mn está intimamente relacionada aos níveis de pH que possivelmente ocorrem devido à reação de oxidação-redução sofrida pelo elemento, onde altos valores de pH (Figura 10 a) elevam os teores de Mn (Figura 12 e). Singh et al. (2017) identificaram teores de 180 mg kg^{-1} de minesoils em processo de recuperação após 7 anos na Índia.

Em relação ao Cu, as concentrações nos minesoils (Tabela 6) estão acima do daqueles observados por Vasconcelos et al. (2009) na bacia sedimentar de Moatize, os quais variaram de 14 a 68 mg kg^{-1} . Vega et al. (2004) identificaram valores de 37 mg kg^{-1} minesoils na Espanha, os quais são inferiores aos observados na presente pesquisa. Essa constatação sugere uma possível contribuição da atividade de mineração de carvão nos teores de Cu nos minesoils. No entanto, como evidenciado na Figura 12 f, embora os valores ao longo da cronosequência sejam significativos, observa-se quase uma estabilidade, o que é atribuído à baixa mobilidade do Cu, conforme mencionado por Laskowski et al. (1995) e Cortet et al. (1999).

Diversos estudos têm empregado o ácido acético como agente extrator de Cu. Por exemplo, Ding et al. (2014), utilizando ácido acético como extrator, identificaram teores de $0,52 \text{ mg kg}^{-1}$ em minesoils na China. Já no estudo conduzido por March et al. (2009) para avaliar os teores de Cu em um solo tratado com lodo de esgoto no Brasil, a extração com ácido acético registrou um teor de Cu de $0,24 \text{ mg kg}^{-1}$. No entanto, é importante ressaltar que este método de extração apresenta baixa eficiência na extração de Cu. Isso implica que há uma probabilidade maior de encontrar maiores concentrações de Cu em relação aos obtidos nos minesoils de Moatize.

Diante do exposto, a atividade de mineração de carvão parece contribuir com a contaminação dos minesoils por metais pesados, pois mesmo após 1 década de

restauração, altos teores em relação ao solo natural se mostraram persistentes. Dentre vários fatores, a contaminação pode ser atribuída às poeiras contendo partículas de carvão e metais pesados. Conforme discutido por Kumar et al. (2018), essa poeira pode ser transportada pelo vento e depositada em áreas próximas, contaminando o solo. É comum observar a presença dessas poeiras na mina de Moatize, e apenas dois caminhões são utilizados para espalhar água, na tentativa de minimizar esse problema. Além disso, o processo de mineração de carvão mineral envolve a escavação e remoção de grandes quantidades de solo e rocha e, durante esse processo, os metais pesados naturalmente presentes nas camadas geológicas podem ser expostos e liberados no ambiente, contribuindo de alguma forma para a contaminação dos minesoils.

Ademais, durante a queima de carvão mineral em usinas termelétricas, como as utilizadas na mina de Moatize, ocorre a liberação de gases e partículas contendo metais pesados. Conforme destacado por Speight (2013) e Li et al. (2020), esses metais podem ser transportados pelo ar e depositados no solo próximo à fonte de emissão. Adicionalmente, conforme avançado por Zhang et al. (2018), durante a queima de carvão mineral, são produzidas cinzas que podem conter altas concentrações de metais pesados. Se esses resíduos não forem adequadamente capturados por dispositivos de controle de poluição e acabarem sendo liberados na atmosfera, podem se depositar diretamente no solo próximo à fonte de emissão.

Em relação aos atributos físicos, neste estudo observou-se que a Ds foi mais elevada nos minesoils mais jovens (Tabela 10), consequência da recomposição topográfica promovida pelo tráfego de máquinas. Contudo, à medida que o tempo de restauração avançou, uma redução significativa da Ds ocorreu, principalmente aos 10,6 anos (Figura 14 a), indicando que a revegetação atenua a compactação ao longo do tempo. Resultantes semelhantes foram encontrados por Li et al. (2018), Stumpf et al. (2016) e Miguel et al., (2023), os quais destacaram que minesoils recém-restaurados e com menos de uma década de restauração apresentaram alta Ds devido ao equipamento pesado de terraplenagem usado durante a recomposição topográfica das áreas mineradas. No estudo de Yang & Wang (2013), a Ds de minesoils sob revegetação de espécies arbóreas na China, atingiu níveis mais baixos entre 1 e 3 décadas de restauração, o que corrobora com os resultados da presente pesquisa.

Maharana & Patel (2013) também observaram que a Ds na camada 0,00-0,15 m de um minesoil na Índia apresentou uma tendência de redução de valores com a passagem do tempo, variando de 1,60 Mg m⁻³ aos 2 anos para 1,27 Mg m⁻³ aos 10 anos de restauração sob revegetação com espécies florestais.

O efeito positivo da revegetação se evidencia com o aumento significativo da Ma e Pt dos minesoils ao longo do tempo (Tabela 10), os quais, embora de forma lenta, são resultados do desenvolvimento das raízes, robustas e de diâmetro grosso, das espécies arbóreas (pau-ferro, chanfuta, umbila, acácia amarela, pau-preto, mondzo, albizia, maçanica, mopane, abricó-da-praia, omanda e embondeiro). O aumento da porosidade do minesoil durante os processos de recuperação também foi confirmado por estudos de Qin et al. (2016) e Wang et al. (2022) na China. De acordo com Tan et al. (2019) e Miguel et al. (2023) a vegetação desempenha um papel fundamental na melhoria da estrutura e qualidade do solo devido ao crescimento das raízes, a incorporação de matéria orgânica e a liberação de exsudatos radiculares, principalmente na zona superficial do minesoil.

Por fim, Akala; Lal (2000) e Stumpf et al. (2018) destacam a lentidão da restauração dos atributos físicos das áreas mineradas, consequência da compactação do solo durante o seu processo de recomposição topográfica. Em alguns estudos, mesmo após 28 anos, ainda é possível observar essas limitações (Shrestha; Lal, 2008). Contudo, na presente pesquisa foi constatado que o período de restauração de 10,6 anos é consideravelmente suficiente para uma evolução dos atributos físicos dos minesoils até a camada de 0,00-0,10 m, fato atribuído aos valores de Ds, Ma e Pt próximos ao do solo natural (Tabela 10).

Quanto aos atributos biológicos, observou-se uma evolução mais lenta quando comparada aos atributos químicos e físicos dos minesoils. Ao avaliar a abundância e a frequência dos grupos da fauna observou-se uma evolução clara destes organismos durante os anos de restauração dos minesoils, os quais. Entre 1,4 e 10,6 anos de restauração, a abundância total de indivíduos passou de 32 para 1201. Além disso, o número de grupos taxonômicos observados também aumentou de 4 para 11 ao longo da cronosequência (Tabela 11). Apesar do minesoil mais antigo apresentar a maior abundância de organismos, esta ainda é menos de ¼ (1201 indivíduos) quando comparada ao solo natural (7755 indivíduos).

Esses resultados evidenciam o real impacto da mineração na biodiversidade do minesoil, pois de todos os atributos avaliados, este é o que apresenta a maior diferença com o solo natural (Tabela 11). De acordo com Jones et al. (2019) a restauração completa da biodiversidade do solo em áreas mineradas pode levar várias décadas. Esse fato pode estar correlacionado com a presença de elementos potencialmente tóxicos nos minesoils, como os metais pesados (Pb, Ba e Cu), conforme verificado na análise de correlação de Pearson (Tabela 12).

O Pb é altamente tóxico para muitas formas de vida do solo, inibindo o crescimento e a reprodução de organismos do solo. Estudos, como o de Oorts et al. (2016), mostraram que altas concentrações de Pb, acima de 50 mg kg^{-1} , podem reduzir a diversidade da fauna edáfica, especialmente de organismos sensíveis, como colêmbolos resultando em uma diminuição geral da abundância. Kabata-Pendias & Pendias (2001) salienta que as concentrações de Pb acima de 300 mg kg^{-1} de solo podem causar toxicidade aguda para muitos organismos do solo, reduzindo sua abundância e diversidade. Santorufo et al. (2012) evidenciaram a sensibilidade dos organismos edáficos, especialmente ácaros e Colembolos, a solos contaminados por metais pesados como Pb, Cu e Zn. Para o Cu, concentrações acima de 100 mg kg^{-1} de solo podem ser prejudiciais para os organismos do solo. Em relação ao Ba, estudos sugerem que concentrações acima de 500 mg kg^{-1} de solo podem causar danos aos organismos do solo (Alloway, 2012).

No entanto, uma densa cobertura vegetal composta por gramíneas espontâneas e espécies arbóreas, podem contribuir para o aumento da frequência de colêmbolos e ácaros, mesmo na presença de elevados teores de metais pesados, pois cria um habitat ideal para o desenvolvimento desses organismos. A cobertura vegetal proporciona locais com maior umidade e disponibilidade de alimento, uma vez que esses organismos se alimentam de fungos associados à matéria orgânica, bactérias e detritos vegetais (Castaño-Meneses et al., 2004). Essa interpretação pode ser aplicada igualmente à minesoils com 10,6 anos de idade, onde a cobertura vegetal, oferece condições propícias para o desenvolvimento desses grupos (Tabela 11).

A predominância de certos grupos taxonômicos em diferentes idades dos minesoils revela importantes mudanças na estrutura e dinâmica das comunidades ao longo do tempo. Nos estágios iniciais de formação dos minesoils (1,4 anos) é comum

observar uma fauna edáfica menos diversificada. Nesses estágios iniciais, os organismos que predominam geralmente são os generalistas e pioneiros (Coleoptera, Hemiptera e Hymenoptera), capazes de colonizar e estabelecer-se rapidamente em ambientes ainda em processo de restauração. Como mencionado por Morcelli (2009), esses organismos desempenham um papel crucial na modificação e preparação do solo para comunidades futuras, sendo frequentemente adaptados a condições extremas e desafiadoras. Queiroz (2013) explica que em áreas de mineração, as formigas de solo, generalistas e onívoras, são as primeiras a colonizarem a área, formando uma comunidade menos rica e com composição diferente, enquanto Morcelli (2009) destaca seu papel no enriquecimento do solo, especialmente em nitrogênio.

Ao longo do tempo, conforme o minesoil amadurece, ocorrem mudanças na composição da comunidade edáfica. Novos nichos ecológicos são criados, possibilitando a colonização por uma maior diversidade de espécies. Este processo é descrito por Li et al. (2018) e Chen et al. (2020), que destacam a sucessão ecológica como um fenômeno chave na evolução das comunidades edáficas em minesoils. Nota-se que após 5,3 anos de restauração os ácaros e os colêmbolos foram os grupos taxonômicos predominantes (Tabela 11). Ao analisar o efeito da revegetação com diversas gramíneas perenes, sujeitas a diferentes métodos de roçagem em minesoils no Brasil, Fernandez et al. (2023) também constataram que os ácaros e os colêmbolos foram os grupos mais representativos após 18 anos de revegetação. Barros et al. (2010) também observaram que os ácaros e colêmbolos foram os grupos mais comuns após 13 anos de revegetação em uma área de mineração de chumbo no Brasil.

De acordo com Teixeira e Schubart (1988), os ácaros estão presentes em praticamente todos os ambientes terrestres, sendo os organismos mais abundantes da mesofauna do solo. Morcelli (2009) observou que os ácaros geralmente são mais abundantes onde há maior concentração de MO. Por outro lado, altas frequências de colêmbolos, conforme Rovedder et al. (2004), indicam boa qualidade do solo e servem como base alimentar para uma variedade de organismos do solo. Mussury et al. (2008), ao estudarem a flutuação populacional da mesofauna em fragmentos de mata no Brasil, notaram que o aumento do teor de matéria orgânica no solo está correlacionado com o aumento das populações de colêmbolos, sugerindo uma resposta significativa a esse fator ambiental. A tabela 12 do presente estudo confirma que o aumento do teor de COT

nos minesoils impactou positivamente na abundância total de indivíduos, principalmente na população de ácaros e colêmbolos. Por outro lado, também foi observada uma correlação negativa entre a fauna do minesoil com a Ds, confirmando que os minesoils mais jovens, devido a sua elevada compactação, foram um habitat menos adequado a presença de organismos. Moço et al. (2005) e Baretta et al. (2011) destacam o impacto negativo da compactação nos grupos edáficos, especialmente na mesofauna, devido à sua mobilidade limitada e à capacidade reduzida de mover partículas do solo.

A recuperação biológica do minesoil ao longo de uma cronossequência de 10,6 anos ainda está muito longe para ser efetivado. Estima-se que alcançar uma abundância equivalente à do solo natural, seriam necessários aproximadamente 67 anos, conforme aponta a equação de regressão da Figura 15. Isso se deve à complexidade da reconstrução dos ecossistemas e a reintrodução de uma grande diversidade de organismos do solo, que podem levar décadas para se estabelecer e interagir de maneira eficaz. Além disso, os fatores ambientais, como o clima, também desempenham um papel importante na recuperação biológica do minesoil. Na região da mina de Moatize há registros de altas temperaturas (Tabela 1), e pode levar à rápida evaporação da umidade do solo, resultando em condições de seca. A falta de umidade dificulta a sobrevivência e o estabelecimento de organismos do solo, como bactérias, fungos e insetos, que desempenham papéis essenciais na recuperação do solo.

5 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

5.1 Conclusão

Os parâmetros propostos neste estudo constituem uma base robusta para a avaliação contínua da qualidade dos minesoils da região de Moatize. Ao longo dos anos de restauração, apenas o minesoil com 10,6 anos demonstrou condições próximas as do solo natural com a exceção dos atributos biológicos, os quais permaneceram distintantes em comparação com o solo natural, em todos os minesoils.

Do ponto de vista químico, os atributos pH em água, V%, COT e estoque de COT indicam boa condição para as plantas aos 10,6 anos de restauração. Observou-se correlações positivas entre o pH e a disponibilidade de P e N. Além disso, o aumento do teor de COT e do estoque de COT teve um impacto positivo na disponibilidade de nutrientes. Também foi observado que o aumento do COT nos minesoils ao longo da cronossequência esteve associado ao aumento de todas as suas frações químicas (C-Fulv, C-Hum e C-Humina).

Do ponto de vista da contaminação dos minesoils com metais pesados, os elementos Cr, Cu, Zn, Mn e Pb indicam que há influência de atividades antrópicas como queima do carvão e poeira gerados durante as atividades de mineração. E isto mostra-se preocupantemente considerando as correlações negativas de muitos metais em relação à abundância total de organismos, com impactos negativos na população de ácaros e colêmbolos.

Do ponto de vista físico, a Ds e Ma apontam para uma condição favorável ao crescimento das plantas aos 10,6 anos após a restauração. Observou-se que o aumento da Ma e a redução da Ds ao longo cronossequência esteve associada ao aumento do teor de COT e de todas as suas frações. Além disso, foi identificada uma correlação significativa entre a abundância da fauna do minesoils quando ocorreu o declínio da Ds.

A evolução positiva da qualidade química e física do minesoil com 10,6 anos de restauração ainda não foi suficiente para tornar o solo construído após a mineração de carvão em um bom habitat para os organismos da fauna do solo. A abundância de organismos da fauna do solo e seus mais diferentes grupos taxonômicos no minesoil

com 10,6 anos de restauração mostra-se ainda muito aquém do que foi observado no solo natural, indicando um período longo para o estabelecimento do equilíbrio biológico nestas áreas fortemente antropizadas, mesmo após melhorias de atributos químicos e físicos da área.

5.2. Recomendações

Com base nos resultados obtidos, é recomendável o contínuo monitoramento dos atributos químicos, físicos e biológicos em áreas sob restauração após a mineração de carvão em Moatize, visando obter resultados mais concisos.

Adotar medidas que preservem o topsoil após a sua remoção até o momento da sua realocação sobre a área minerada, pode garantir melhor qualidade química no processo de restauração pós-mineração. Isso pode incluir a implementação de práticas de manejo durante o armazenamento do topsoil como a cobertura para proteção contra erosão e oxidação da MO exposta. Durante a recomposição topográfica da área minerada a realocação do topsoil em condições de alta umidade do toposil e o tráfego excessivo devem ser evitados para que não haja a compactação do material superficial.

A determinação dos metais pesados em minesoils representa um ponto de partida essencial para estabelecer valores orientadores para os solos (degradados ou não) de Moçambique. A ausência de valores de referência para a qualidade do solo em Moçambique, particularmente no Distrito de Moatize, apresenta um desafio substancial na avaliação efetiva da reabilitação dos solos de mineração. Diante disso, urge estabelecer parâmetros orientadores para os solos, focando especificamente no Distrito de Moatize e de forma mais ampla em todo o território moçambicano. A implementação de programas de monitoramento bem estabelecidos que visa fornecer dados importantes sobre a concentração de poluentes e ajudar na identificação de áreas que requerem intervenção.

Referências

- AHIRWAL, J., MAITI, S.K., REDDY, M.S. Development of carbon, nitrogen and phosphate stocks of reclaimed coalmine soil within 8 years after forestation with *Prosopis juliflora* (Sw.) Dc. **Catena**, v.165, p.42–50, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.03.019>
- AHIRWAL, J., MAITI, S.K. Development of Technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coalmine-degraded lands, India. **Catena**, v.166, p.114–123, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.026>
- AKALA, V.A., LAL, R. Potential of mineland reclamation for soil carbon sequestration in Ohio. **Land Degradation & Development**, v. 11, p. 289-297, 2000. [https://doi.org/10.1002/1099-145X\(200005/06\)](https://doi.org/10.1002/1099-145X(200005/06))
- AKALA, V.A., LAL, R. Soil organic carbon pools and sequestration rates in reclaimed minesoils in Ohio. **Journal of Environmental Quality**, v.30, n.6, p. 2098-2104, 2001. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.2098>
- ALDAY, J. G., MARRS, R. H., MARTÍNEZ-RUIZ, C. Soil and vegetation development during early succession on restored coal wastes: a six-year permanent plot study. **Plant and soil**, v.353, n.2, p. 305-320, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1033-2>
- ALDAY, J.G., SANTANA, V.M., MARRS, R.H., MARTÍNEZ-RUIZ, C. Shrub-induced understory vegetation changes in reclaimed mine sites. **Ecological Engineering**, v.73, p. 691–698, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.079>
- ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability**. Springe, 2012.
- ALMEIDA, R.O.P.O.; SÁNCHEZ, L.E. Indicadores da qualidade do substrato para monitoramento de áreas de mineração revegetadas. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 153-163, 2015. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.072714>
- ANDERSON, J. M., INGRAM, J. S. I. Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods. **Soil Science**, n.157, v.4, 1994. 265p.
- ANDERSON, J.D., INGRAM, L.J., STAHL, P.D. Influence of reclamation management practices on microbial biomass carbon and soil organic carbon accumulation in semiarid mined lands of Wyoming. **Applied Soil Ecology**. v.40, n.2, p. 387–397, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.06.008>
- ANGEL, P. *et al.* The Appalachian regional reforestation initiative. In The Forestry Reclamation Approach: Guide to Successful Reforestation of Mined Lands. **General**

Technical Reports, NRS-169; Adams. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station: Newtown Square, PA, USA, p. 1- 8, 2017.

AQUINO, A. M.; CORREIA, M. E. F.; BADEJO, M. A. Amostragem de mesofauna edáfica utilizando Funis de Berlese-Tüllgren modificado. **Seropédica: Embrapa Agrobiologia**, 2006.

AQUINO, A.M.; CORREIA, M. E. F. Invertebrados Edáficos e o seu Papel nos Processos do Solo. **Embrapa Documentos 201** - Seropédica/RJ, 2005.

ARIAS, M.E. *et al.* Soil health—a new challenge for microbiologists and chemists. **International Microbiology**, v.8, p. 13-21, 2005.

ASADOLLAHFARDI, G. *et al.* Comparison of different extracting agents for the recovery of Pb and Zn through electrokinetic remediation of mine tailings. **Journal of Environmental Management**, v.279, p. 111-728, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111728>

ASHRAF, M. A., MAAH, M. J., YUSOFF, I. Chemical Speciation and Potential Mobility of Heavy Metals in The Soils of Former Tin Mining Catchment. **The Scientific World Journal**, p. 1-11, 2012. <https://doi.org/10.11648/j.ajac.20200803.12>

ASKAER, L. *et al.* Environmental Impact on an Arctic Soil–Plant System Resulting from Metals Released from Coal Mine Waste in Svalbard. **Water, Air, & Soil Pollution**, p. 99-114, 2008. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9730-z>

AUMOND J.J., LOCH C., COMIN, J.J. Abordagem sistêmica e o uso de modelos para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, v.36, n.6, p. 1099-1118, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000600011>

AVERA, B.N. *et al.* Development of ecosystem structure and function on reforested surface-mined lands in the Central Appalachian Coal Basin of the United States. **New Forests**, v.46. p. 683-702, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9502-8>

BANDYOPADHYAY S., RANA V., MAITI S.K. Chronological variation of metals in reclaimed coal mine soil and tissues of Eucalyptus hybrid tree after 25 years of reclamation, Jharia coal field (India). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.101, p. 604–610, 2018. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2466-6>

BARETTA, D., SANTOS, J. C. P., SEGAT, J. C., GEREMIA, E. V., OLIVEIRA FILHO, I. C. I. DE ALVES, M. V. Fauna edáfica e qualidade do solo. **Tópicos especiais em ciência do solo**, v.7, p. 119-170, 2011.

BARROS, Y.J. *et al.* Indicadores de qualidade de solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. II - Mesofauna e plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1413-1426, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000400037>

BASHAN, Y., DE-BASHAN, L. E. How the plant growth-promoting bacterium *Azospirillum* promotes plant growth—a critical assessment. In **D. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy***, v.108, p. 77-136, 2010.

BATA, E. J., BARREIRA, C. M. C. A., ALMEIDA, M. G. de. Impactos sócio-espaciais e político-econômicos dos megaprojetos de mineração em Moçambique: o caso da exploração do carvão mineral de Moatize. **Campo-Território: revista de geografia agrária**, v.11, n.22, p. 93-122, 2016.

BAYER, C. *et al.* Organic matter storage in a sandy loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v.54, p.101-109, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00090-8](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00090-8)

BELLOTTO, A. *et al.* Inserção de outras formas de vida no processo de restauração. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, p. 59-89, 2009.

BENITES, V.M.; MADARI, B.; MACHADO, P.L.O.A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: Um procedimento simplificado de baixo custo. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2003. (**Comunicado Técnico, 16**), 7p.

BHAGABATI, R., BORKOTOKI, A. Status of Patkai Lake near Tikak open cast mine, Assam: A hydro-biological approach. **Biolife**, v. 2, p. 615-626, 2014.

BITENCOURT, D.G.B. *et al.* Geração de Drenagem Ácida e de Contaminação por Metais Pesados em Perfis de Solos Construídos em Área de Mineração de Carvão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, p.1821-1834, 2015.

BOHRER, S. L. *et al.* Belowground Attributes on Reclaimed Surface Mine Lands over a 40-year Chronosequence. **Land Degradation & Development**, v.28, n.7, p. 2290-2297, 2017. <https://doi.org/10.1002/ldr.2758>

BP Global. **Statistical Review of World Energy**, June 2017. <https://www.energyinst.org/statistical-review>.

BRADY, N. C., WEIL, R. Nature and properties of soils: Pearson new international edition. **Pearson Higher Ed.**, 2013.

BRAIDA, J. A. *et al.* Matéria orgânica e seu papel no comportamento físico do solo. **Revista de Ciência do Solo**, v. 35, p. 875-885, 2011.

BROM, J. *et al.* Changes in vegetation cover, moisture properties and surface temperature of a brown coal dump from 1984 to 2009 using satellite data analysis. **Ecological Engineering**, v.43, p. 45–52, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.03.001>

BURGER, J.A., MITCHEM, D., DANIELS, W.L. Red oak seedling response to different topsoil substitutes after five years. In R.I. Barnhisel (ed) *Proc. Am. Soc. of Mining and Reclamation*, Gillette, WY. 2–7 June. **American Society of Mining and Reclamation**, Lexington, KY, p. 132–142, 2007.

BUTOVSKY, R. Heavy metals and their impact on the diversity and abundance of soil organisms. **Journal of Soil Science and Environmental Management**, v. 15, n. 2, p. 123-130, 2011.

CAMPANER, V.P, LUIZ-SILVA, W. Processos físico-químicos em drenagem ácida de mina em mineração de carvão no sul do Brasil. **Química Nova**, v.32, p.146–152, 2009.

CAMPOS, M. L.; ALMEIDA, J. A.; SOUZA, L. S. Avaliação de três áreas de solo construído após mineração de carvão a céu aberto em Lauro Müller, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 1123–1137, 2003.

CARTER, C.T., UNGAR, I.A. Aboveground vegetation, seed bank and soil analysis of a 31-year-old forest restoration on coal mine spoil in southeastern Ohio. **American Midland Naturalist**, v.147, n.1, p. 44-59, 2002.

CARVALHO, F.P. Mining industry and sustainable development: time for change. **Food and Energy Security**, v.6, n.2, p. 61-77, 2017.

CASTAÑO-MENESES, G.; PALACIOS-VARGAS, J. G.; CUTZ-POOL, L. Q. Feeding habits of Collembola and their ecological niche. **Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México**, Serie Zoología, v. 75, p. 135-142, 2004.

CHARTIER, M.P., ROSTAGNO, C.M., VIDELA, L.S. Selective erosion of clay, organic carbon and total nitrogen in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. **Journal of Arid Environments**, v.88, p. 43–49, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.08.011>

CHEN, C. *et al.* Soil-plant costimulation during forest vegetation restoration in a subtropical area of southern China. **For Ecosyst**, p.7 -32, 2020.

CHEN, R. *et al.* Decomposition of biogas residues in soil and their effects on microbial growth 594 kinetics and enzyme activities. **Biomass and Bioenergy**, v. 45, p. 221–229. 2012. <https://doi.org/10.1186/s40663-020-00242-3>

CHENG, G., ZHU, X.M., YANG, X.B. Experimental Study on the Physisorption Characteristics of O₂ in Coal Powder are Effected by Coal Nanopore Structure. **Scientific Reports**, v.10, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63988-4>

CHODAK M., NIKLIŃSKA M. The effect of different tree species on the chemical and microbial properties of reclaimed mine soils. **Biology and Fertility of Soils**, v.46, p.

555–566, 2010. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0462-z>

CHOU DHURY, A. *et al.* Strategies to address coal mine-created environmental issues and their feasibility study on northeastern coalfields of Assam, India: a review. **Environment, Development and Sustainability**, v.23, p. 9667–9709, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-01091-4>

CIARKOWSKA, K., GARGIULO, L., MELE, G. Natural restoration of soils on mine heaps with similar technogenic parent material: A case study of long-term soil evolution in Silesian-Krakow upland Poland. **Geoderma**, v.261, p. 141-150, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.018>

CIEŚLA, A.; SMITH, B.; JONES, C. Impacto do teor de carbono orgânico no acúmulo de Pb nos solos. **Journal of Environmental Science**, v. 12, n. 4, p. 234-245, 1994.

CISTAC, Gilles. Moçambique: Institucionalidade, organização e problemas do poder local. Lisboa, Abril, 2012.

CONSULTEC. Estudo de Impacto Ambiental do Projeto Mina de Revúbuè Limitada. Maputo, 2012.

CORREIA, M. E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, 10 p., 2005.

CORTET, J. *et al.* The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. **European Journal of Soil Biology**, v.35, p.115–134, 1999. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(00\)00116-3](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(00)00116-3)

COSMO, B. M. N. *et al.* Carvão mineral. **Revista Agronomia Brasileira**, Jaboticabal, v. 4, 2020.

CROSS, A.T., LAMBERS, H. Young calcareous soil chronosequences as a model for ecological restoration on alkaline mine tailings. **Science of The Total Environment**, v. 607, p. 168–175, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.005>

DA SILVA BARBOZA, F. *et al.* Impact of machine traffic events on the physical quality of a minesoil after topographic reconstruction. **Soil and Tillage Research**, v. 210, p. 104981, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104981>

DAVIES, B. E. Heavy metal pollution of British agricultural soils with special reference to the role of lead and copper mining. **Soil Environment and Fertility Management in Intensive Agriculture**, Tokyo, 1977, 394p.

DEMENT, W.T. *et al.* Plantation development and colonization of woody species in response to post-mining spoil preparation methods. **New Forests**, v.51, p. 965–984, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09769-y>

DNPM - Departamento Nacional de Produção Mineral. Anuário Mineral Brasileiro. Software de acesso interno. **Inédito**, 2014.

DING, Y. Z. *et al.* Interaction of organic acids and pH on multi-heavy metal extraction from alkaline and acid mine soils. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v.11, p.33–42, 2014. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0433-7>

DIONÍSIO, J.A. *et al.* Guia prático de biologia do solo. **Embrapa Semiárido-Livro técnico (INFOTECA-E)**, 2016.

DONAGEMMA, G. K. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa, 2011.

DOSE, H.L. *et al.* Biological indicators provide short term soil health assessment during sodic soil reclamation. **Ecological Indicators**, v.58, p. 244-253, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.059>

DOWN, C.G. Soil development on colliery waste tips in relation to age. I. Introduction and physical factors. **Journal of Applied Ecology**, p.613–622, 1975. <https://doi.org/10.2307/2402177>

DUTRA, T.R. *et al.* Crescimento inicial e qualidade de mudas de caviúna-do-cerrado e caroba-docampo em resposta à adubação nitrogenada. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v.11, n.03, p.52-61, 2015.

ELLERT, B. H., BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, v.75, p.529-538, 1995. <https://doi.org/10.4141/cjss95-075>

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: **Embrapa Produção de Informação**; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013.

EUSÉBIO, A. J. As Violências das Práticas Empresariais: mineração, deslocamentos compulsórios e resistências no vale do Zambeze, Moçambique. **Revista Anthropológicas**, v.1, 2020.

FENG, Y.; WANG, J.; BAI, Z.; READING, L. Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: A review. **Earth-Science Reviews**, v.191, p. 12–25, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.02.015>

FROUZ, J. Effects of soil macro- and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. **Geoderma**, v.332, p.161–172, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.039>

FROUZ, J. *et al.* Development of canopy cover and woody vegetation biomass on reclaimed and unreclaimed post-mining sites. **Ecological Engineering**, v.84, p. 233–239, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.027>

FURTINI NETO, A. E. *et al.* **Fertilidade do solo**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 252p.

GALLO, D. *et al.* **Entomologia agrícola**. Piracicaba: FEALQ, ed. Agronômica Ceres, 2002, 920p.

GAZOLA, R. N. *et al.* Doses of N, P and K in the cultivation of eucalyptus in soil originally under Cerrado vegetation. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 36, n. supl1, p. 1895-1912, 2015.

GELLER, W., KLAPPER, H., SALOMONS, W. Acidic mining lakes: acid mine drainage, limnology and reclamation. **Springer**, Berlin, 2012.

GOLDIN, A. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis.**, v.18, p. 1111-1116, 1987. <https://doi.org/10.1080/00103628709367886>

GTK CONSORTIUM. Notícia Explicativa Volume 2. Folhas Mecumbura (1631), Chioco (1632), Tete (1633), Tambara (1634), Guro (1732, 1733), Chemba (1734), Manica (1832), Catandica (1833), Gorongosa (1834), Rotenda (1934), Chimoio (1933) e Beira (1934). Escala 1:250.000. **Direção Nacional de Geologia**, Moçambique, Maputo, 2006, 411p.

GUERRA, A. T., GUERRA, A. J. T. **Novo Dicionário de Geologia Sedimentar e áreas afins**. Rio de Janeiro: Bertrand, Brasil, 1988. 222p.

GUO, L. *et al.* Prediction of soil organic carbon stock by laboratory spectral data and airborne hyperspectral images. **Geoderma**, v.337 p. 32–41, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.003>

HAERING, K.C., DANIELS, W.L., ROBERTS, J.A. Changes in mine soil properties resulting from overburden weathering. **Journal of Environmental Quality**, v.22, p. 194-200, 1993. <https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200010026x>

HARTMANN R. *et al.* Effects of N-enriched rock powder on soil chemistry, organic matter formation and plant nutrition in lignite-poor sandy mine spoil in the forest reclamation practice. **Plant and Soil**, v.213, p. 99–115, 1999. <https://doi.org/10.1023/A:1004638203867>

HENDRYCHOVÁ, M. Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: a review of pedological and biological studies. **Journal of Land and Rural Studies**, v.1, p. 63–78, 2008.

HUOT, H. *et al.* Characteristics and potential pedogenetic processes of a Technosol developing on iron industry deposits. **Journal of Soils and Sediments**, v.13, p. 555–568, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0513-1>

INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA. **Anuário Estatístico da Província de Tete**. Maputo, 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGAÇÃO AGRONÓMICA- INIA. **Mapa de Solos do Distrito de Angónia, 1:1.000.000**. INIA, Maputo, 1994.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INAM, **Dados da Estação Meteorológica de Tete**. Maputo, Moçambique, 2022.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. **Key world energy statistics**, Paris, 2022. Disponível em: <https://www.iea.org/>. Acesso em: 30 fev. 2023.

IPNI - INTERNATIONAL PLANT NUTRITION INSTITUTE. **Manual Internacional de Fertilidade de Solo**, 1995.

JESUS, E.N. *et al.* Regeneração natural de espécies vegetais em jazidas revegetadas. **Floresta e Ambiente**, v.23, n.2, p. 191-200, 2016.

JONES, K. *et al.* Recovery of soil biodiversity and ecosystem functions after the cessation of coal mining: Insights from a 10-year chronosequence. **Soil Biology and Biochemistry**, v.129, p.110-120, 2019.

JOSÉ, D. S., SAMPAIO, C. H. **Estado da Arte da Mineração em Moçambique: caso Carvão de Moatize, Tete**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul- RS, Brasil. 2012. 20p.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements in Soils and Plants**. CRC Press, 2010.

KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. **Trace Elements in Soils and Plants** (3rd ed.). Boca Raton: CRC, 2001.

KÄMPF, N., SCHNEIDER, P., GIASSON, E. Propriedades, pedogênese e classificação de solos construídos em áreas de mineração na bacia carbonífera do baixo Jacuí (RS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p. 79-88, 1997.

KER, J. C. *et al.* **Pedologia - Fundamentos**. 1. ed. Viçosa: SBCS, 2012. 343p.

KETTERINGS, Q.M. *et al.* Recuperação de solos após mineração de carvão: um estudo de caso. **Journal of Soil Science**, v. 15, p. 120-135, 2000.

- KIZITO, S. et al. Evaluation of slow pyrolyzed wood and rice husks biochar for adsorption of ammonium nitrogen from piggery manure anaerobic digestate slurry. **Science of the Total Environment**, v.505, p.102–112, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.096>
- KNYSH, I., KARABYN, V. Heavy metals distribution in the waste pile rocks of Chervonogradska mine of the Lviv-Volyn coal basin (Ukraine). **Pollution Research Journal Papers**, v.33, n.4, p. 663-670, 2014.
- KOMPAŁA-BĄBA, A. et al. Do the dominant plant species impact the substrate and vegetation composition of post-coal mining spoil heaps? **Ecological Engineering**, v. 143, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105685>
- KONER R., CHAKRAVARTY, D. Mine waste dump stability analysis using numerical modeling a case study. **MGM Trans**, v.106, p. 41–53, 2010.
- KUMAR, S. et al. Environmental impacts and utilization potential of coal fly ash: A review. **Journal of Cleaner Production**, v.172, p.2944-2960, 2018.
- KUTER N. Reclamation of Degraded Landscapes due to Opencast Mining. Advances in Landscape Architecture, **IntechOpen**, p. 823–858, 2013.
- LAL, R. **Soil Quality and Soil Erosion**. Nova York: CRC Press, 2018.
- LAMARQUES, R. Autarquias 2013: Moatize, entre o progresso e o passado. **Jornal a Verdade**. 2013.
- LASEBIKAN, B.A. A preliminary communication on microarthropods from a tropical rainforest in Nigeria. **Pedobiologia**, Jena, v.14, p.402-411, 1974.
- LEAL, O.A. et al. Organic matter fractions and quality of the surface layer of a constructed and vegetated soil after coal mining. II - Physical compartments and carbon management index. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, p. 895-902, 2015.
- LEGUÉDOIS, S. et al. Modelling pedogenesis of Technosols. **Geoderma**, v.262, p. 199–212, 2016.
- LI, S. Q., LIBER, K. Influence of different revegetation choices on plant community and soil development nine years after initial planting on a reclaimed coal gob pile in the Shanxi mining area, China. **Science of The Total Environment**, v.618, p. 1314–1323, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.252>
- LIMA, V.M.P. et al. Opencast coal mine spoils reclaimed for 1-13 years in the West-Northern Loess p.1364-1386. In: R.I. Barnhisel (ed.) **Proc. Of National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation**, Bridging Reclamation, Billings, MT. ASMR, Lexington, KY, 2010.

LINDSAY, W. L.; NORVELL, W. A. Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper. **Soil Science Society of America Journal**, v.42, n.3, p.421-428, 1978.

LIU, Q. **The Coupling Relationship of Vegetation Patterns and Soil Properties in Typical Reach of the Middle and Lower Reaches of The Yellow River**. Master's Thesis, Henan University, Kaifeng, China, 2016.

LIU, Q. *et al.* Hydrochemical analysis and identification of open-pit mine water sources: A case study from the Dagushan iron mine in Northeast China. **Scientific Reports**, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02609-0>

LIU, R.Q., LAL, R. A Laboratory study on amending mine soil quality. **Water Air And Soil Pollution**, v.224, n.9, 2013.

LUNARDI NETO, A. **Avaliação de atributos químicos do solo em áreas após a mineração**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

MACDONALD, S.E. *et al.* Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. **New Forests**, v.46, n.5, p. 703-732, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9506-4>

MACHADO, D. N.; COSTA, E. C.; PEDRON, L. Soil mesoarthropods in areas of coal mining under environmental recovery. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.52, n.12, p.1215-1222, 2017.

MAFRA, M. S. H. *et al.* Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.49, p.630-638, 2014.

MAGURRAN, A. E. Diversity in space (and time). Measuring biological diversity. **Blackwell Science**, Malden, Massachusetts, USA, p. 162-184, 2004.

MAHARANA, J.K.; PATEL, A.K. Characterization of physico-chemical properties and their impact on enzyme activities in a chronosequence coal mine overburden spoil as biomarker for reclamation process. **Bacteriology and Parasitology**, v.4, n.4, p.174-183, 2013.

MAITI, S.K. Ecorestoration of the Coalmine Degraded Lands. **Springer**, New York, 2013.

MARTINS, W. B. R. *et al.* Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. **Ecological Engineering**, v.145, p. 105-707, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105707>

MATOS, E. A. C., MEDEIROS, R. M. V. Exploração Mineira em Moatize, No Centro de Moçambique: Que futuro para as comunidades locais. **Anais XXI Encontro Nacional de Geografia Agrária**, Uberlândia, MG, 2012.

MCQUEEN, A.; SILVA, B. R.; SANTOS, C. D.; OLIVEIRA, D. E.; PEREIRA, E. F.; ALMEIDA, F. G. Restauração de solos após a mineração de carvão: diretrizes para a recuperação da qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, n. 3, p. 280-295, 2017.

MENTA, C. *et al.* A. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 773–780, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.030>

MIGUEL, P. *et al.* Physical restoration of a minesoil after 10.6 years of revegetation. **Soil and Tillage Research**, v.227, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105599>

MINISTÉRIO DE ADMINISTRAÇÃO ESTATAL- MAE. **Perfil do Distrito de Moatize, Província de Tete**. MAE, Maputo, 2014.

MIYAZAWA, M. *et al.* Gravimetric Determination of Soil Organic Matter. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.43, n.5, p. 475- 478, 2000.

MOÇAMBIQUE. **Lei nº 14/2002 de 26 de Junho**. Lei de Minas. Maputo: Boletím da República, 2002.

MOÇAMBIQUE. **Lei nº 20/2014, de 18 de Agosto**. Lei de Minas. Maputo: Boletím da República, 2014.

MORSELLI, T. B. G. A. **Biologia do Solo**. Pelotas: Ed. Universitária UFPEI/PREC, MUCHANGOS, A. Moçambique, Paisagens e Regiões Naturais. Maputo: **Tipografia Globo Lda**, 1999.

MUKHOPADHYAY, S., MAITI, S.K., MASTO, R.E. Development of mine soil quality index (MSQI) for evaluation of reclamation success: a chronosequence study. **Ecological Engineering**, v.71, p. 10– 20, 2014.

MUKHOPADHYAY, S., MASTO, R.E., YADAV, A., GEORGE, J., RAM, L.C., SHUKLA, S.P. Soil quality index for evaluation of reclaimed coal mine spoil. **Science of The Total Environment**, v.542, p. 540-550, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.001>

MUÑOZ-ROJAS, M. *et al.* Soil physicochemical and microbiological indicators of short, medium and long term post-fire recovery in semi-arid ecosystems. **Ecological Indicators**, v.63, p.14–22, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.038>

MUSSURY, R. M., S. P. Q. SCALON, A. A. GOMES, M. R. BATISTA., H. SCALON-FILHO, 2008. Flutuação populacional da mesofauna em fragmentos de mata na região de Dourados, MS. **Ciência e Agrotecnologia**, v.32, p. 645-650, 2008.

OORTS, K. *et al.* Derivation of ecological standards for risk assessment of molybdate in soil. **Environmental Chemistry**, v.13, p. 168-180, 2016. <https://doi.org/10.1071/EN15086>

PARK, I. *et al.* A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling. **Chemosphere**, v. 219, p. 588-606, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.053>

PARRON, L.M. *et al.* Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. **Colombo: Embrapa Florestas**; Brasília: Embrapa, 2015. 370p.

PEDDII (PLANO ESTRATÉGICO DE DESENVOLVIMENTO DO DISTRITO DE Moatize) – PEDD II 2015-2024. Governo do Distrito de Moatize. Tete, 2014.

PEPLINSKI, B.; CZUBAK, W. The influence of opencast lignite mining dehydration on plant production—a methodological study. **Energies**, v.14, 2021. <https://doi.org/10.3390/en14071917>

PINTO, L. F. S. *et al.* Reclamation of Soils Degraded by Surface Coal Mining. In: Mining Techniques-Past, Present and Future. **IntechOpen**, 2020.

PIRES, A., HOLTZ, A. Agenda ambiental. **Centro Brasileiro de Infraestrutura**, 2012.

PONDJA Jr, E. **Environmental aspects of coal mine drainage: a regional study of Moatize in Mozambique**. Doctoral Dissertation. Lund: Lund University, 2017.

QIN, Q. *et al.* Three-dimensional reconstruction and quantitative characterization of reconstruction soil pore at opencast coal mine dump based on CT scanning. **Journal of China Coal Society**, 41, p. 109–117, 2016.

QUEIROZ, J. M. **Formigas como indicadores de impacto ambiental em áreas de mineração**. 2013, 131 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

RAFFESTIN, C. Uma concepção de território, territorialidade e paisagem. In: PEREIRA, SILVIA R.; COSTA, BENHUR P. DA.; SOUZA, EDSON B. C. de (Orgs.). Teorias e práticas territoriais: análises espaço-temporais. **1ª Ed. São Paulo: Expressão Popular**, p. 13-23, 2010.

RAMANI, R. V. Surface Mining Technology: Progress and Prospects. **Procedia Eng.** v.46, p. 9 – 21, 2012.

RAMOS, M. R. *et al.* Soil, water and nutrient loss under conventional and organic vegetable production managed in small farms versus forest system. **Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics**, Kassel, v. 115, n. 1, p. 131–40, 2014.

REED, M., KITE, S. Peripheral gully and landslide erosion on an extreme anthropogenic landscape produced by mountaintop removal coal mining. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.45, p. 2078–2090, 2020. <https://doi.org/10.1002/esp.4867>

ROVEDDER, A. P. *et al.* Fauna edáfica em solo suscetível à arenização na região sudoeste do Rio Grande do Sul. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.3, p. 87-96, 2004.

RUSDIANA, O., MULYANA, D., WILLUJENG, C.U. Potential Carbon Storage Accounting of Acacia and Eucalyptus Stands in the Reclamation Area of PT. Bukit Asam (Persero) Tbk. **Jurnal Silvicultura Tropika**, v.4, p. 183–189, 2013.

SANTINI, T.C., BANNING, N.C. Alkaline tailings as novel soil forming substrates: Reframing perspectives on mining and refining wastes. **Hydrometallurgy**, v.164, p. 38–47, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2016.04.011>

SANTORUFO, L. *et al.* Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. **Environmental Pollution**, v. 161, p. 57-63, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.09.042>

SANTOS, M.A.B. *et al.* Morphological diversity of springtails in land use systems. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 42, 2018.

SELEMANE, T. **Alguns Desafios da Indústria Extrativa em Moçambique**. Maputo: CIP. 2009.

SELEMANE, T. **Questões à volta da Mineração em Moçambique Relatório de Monitoria das Actividades Mineiras em Moma, Moatize, Manica e Sussundenga**. Centro de Integridade Pública (CIP). Maputo, 2010. 51p.

SENCINDIVER, J.C., AMMONS, J.T. Minesoil Genesis and Classification. In: Reclamation of Drastically Disturbed Lands. Agronomy Series, Chapter 12 (Barnishel, R.I., Daniels, W.L. & Darmody, R.G., Eds.), **American Society for Agronomy. Madison**, p. 1-20, 2000.

SHEORAN, V., SHEORAN, A.S., POONIA, P. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: A Review. **International Journal of Soil, Sediment and Water**, v.3, 13p. 2010.

SHOWALTER, J., BURGER, J., ZIPPER, C. Hardwood seedling growth on different mine spoil types without and with topsoil amendment. **Journal of Environmental Quality**, v.39, p. 483–491, 2010. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0500>

SHRESTHA, R.K., LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, v.161, n.3, 168-176, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.015>

SHRESTHA, R.K., LAL, R. Land use impacts on physical properties of 28 years old reclaimed mine soils in Ohio. **Plant And Soil**, v.306, n.1, p.249-260, 2008. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9578-4>

SIECESC – Sindicato da Indústria de Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina. Informações sobre o carvão mineral em SC. Disponível em <http://www.siecesc.com.br/siecesc/informacoes-sobre-o-carvao-mineral-em-santacatarina>. Acesso em: 07 Dez. 2023.

SINGH, M., WANJARI, R.H., JATAV, R.C. Phosphorus and potassium management under long-term manuring and fertilisation. **Indian Journal of Fertilisers**, v.13, p.98–109, 2017.

SISTI, C.P.J., SANTOS, H.P.D., KOCHHANN, R.A., ALVES, B.J.R., URQUIAGA, S., BODDEY, R.M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v.76, p.39–58, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.08.007>

SLOAN, V. L. *et al.* Contrasting synchrony in root and leaf phenology across multiple sub-Arctic plant communities. **Journal of Ecology**, v.104, p. 239–248, 2016. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12506>

SOARES, E. R. *et al.* Cinza e carbonato de cálcio na mitigação de drenagem ácida em estéril de mineração de carvão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p. 171-181, 2006.

SONI, A. K., MISHRA, B., SINGH, S. Pit lakes as an end use of mining: a review. **International Journal of Mining**, v.99, 2014.

SOURCE INTERNATIONAL. Estudo de Linha de Base (ELB) da Qualidade Ambiental e dos Direitos Humanos em Seis Comunidades Piloto Ameaçadas pelas Actividades de Tete, 2019.

SPASIĆ M. *et al.* Physico chemical properties of lignite mine re- claimed soil formed under 19 different tree species in Sokolov, Czech Republic. **Mechanization in Agriculture & Conserving of the Resources**, v. 66, p. 134–135, 2020.

- SPEIGHT, J. G. The chemistry and technology of coal. Boca Raton, FL, USA, CRC Press, **Taylor and Francis Group**, 2013, 819p.
- SPIAZZI, F. R. **Análise Geoestatística de Atributos Químicos e Físicos do Solo em Áreas Construídas após Mineração de Carvão no Município de Lauro Müller, SC**. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado de Santa Catarina, 2011. 97p.
- STATISTICAL REVIEW OF WORLD ENERGY, BP p.l.c.: London, UK, 2022. Disponível em: <https://www.energyinst.org/statistical-review>. Acesso em: 07 ago. 2023.
- STUMPF L. *et al.* Biological and physical quality of a mined soil under revegetation with perennial grasses. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 13, p. 1-7, 2018.
- STUMPF L, PAULETTO EA, PINTO LFS. Soil aggregation and root growth of perennial grasses in a constructed clay minesoil. **Soil and Tillage Research**. v. 161, p. 71-78, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.03.005>
- STUMPF, L. *et al.* Perennial grasses for recovery of the aggregation capacity of a reconstructed soil in a coal mining area in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.327-335, 2014.
- SUN, S. *et al.* Soil bacterial and fungal communities show distinct recovery patterns during forest ecosystem restoration. **Applied & Environmental Microbiology**, v.83, n.14, p. 6-17, 2017. <https://doi.org/10.1128/AEM.00966-17>
- SWIFT, R.S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D.L. *et al.* (editors). Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods. SSA Book Series [Online]. p. 1011-20, 1996.
- TEIXEIRA, L.B.; SCHUBART, H.O.R.. Mesofauna do Solo em Áreas de Floresta e Pastagens na Amazônia Central. Boletim de Pesquisa -EMBRAPA/CPATU, n. 95,16p. 1988.
- TIAN, H.; CAI, Q.; ZHEN, X. Development Prospects of Surface Coal Mining Industry in China. **Coal science and engineering**, v.46, p. 11–14, 2014.
- TROPEK, R. *et al.* Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. **Ecological Engineering**, v.43, 13-18, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.10.010>
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). SW-846 METHOD 6200: Field portable X-RAY fluorescence spectrometry for the determination of elemental concentrations in soil and sediment. Washington, **D.C.: USEPA**, 2007. 32p.
- URBANOWSKI, C.K., HORODECKI, P., KAMCZYC, J. Does litter decomposition affect mite communities (Acari, Mesostigmata)? A five-year litterbag experiment with

14 tree species in mixed forest stands growing on a post-industrial area. **Geoderma**, v. 391, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114963>

USSIRI, D., LAL, R., JACINTHE, P. Post-reclamation land use effects on properties and carbon sequestration in minesoils of southeastern Ohio, **Soil Science**, v.171, p. 261–271, 2006. <https://doi.org/10.1097/01.ss.0000199702.68654.1e>

VASCONCELOS, L. **Contribuição para o conhecimento dos carvões da Bacia Carbonífera de Moatize, Província de Tete, República de Moçambique**. Volume I. Tese de Doutorado em Geologia. Faculdade de Ciências da Universidade de Porto. Porto, 1995, 216p.

VASCONCELOS, L. **Geologia do carvão**, UEM Editora. Universidade Eduardo Mondlane, Departamento de Geologia, 2005.

VASCONCELOS, L. *et al.* Elementos-traço em cinzas de carvões aflorantes de Moçambique. **Geochimica Brasiliensis**, p. 344-361, 2009.

VEGA, F.A. *et al.* Relationships between heavy metals content and soil properties in minesoils. **Analytica Chimica Acta**, v.524, p.141–150, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2004.06.073>

VIAUD, V. *et al.* Landscape-scale analysis of cropping system effects on soil quality in a context of crop-livestock farming. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.265, p.166–177, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.018>

VITOUSEK P.M., REINERS, W. Ecosystem succession and nutrient retention: A hypothesis. **Bioscience**, v.25, p. 376-381, 1975. <https://doi.org/10.2307/1297148>

WANG, S., LI, X. L., QIN, Q. Z. Study on surrounding rock control and support stability of Ultra-large height mining face. **Energies**, v.15, 2022. <https://doi.org/10.3390/en15186811>

WEINDORF, D.C.; BAKR, N.; ZHU, Y. Advances in Portable X-ray Fluorescence (PXRF) for environmental, pedological, and agronomic applications. **Advances in Agronomy**, v. 128, p. 1-45, 2014. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802139-2.00001-9>

WICK, A. F. *et al.* Soil aggregate, organic matter and microbial dynamics under different amendments after 27 years of mine soil development. **Proceedings America Society of Mining and Reclamation**, 1364-1386. 2010.

WORLD COAL ASSOCIATION, 2016. Disponível em: <https://www.worldcoal.org/coal/usescoal/how-steel-produced>. Acesso em: 06 de jul. de 2022.

XIE, S.R., WANG, E., CHEN, D.D. Collaborative control technology of external anchor-internal unloading of surrounding rock in deep large-section coal roadway under strong mining influence. **Journal of China Coal Society**, v.47, n.5, p.1946–1957, 2022.

XU, Q. S. *et al.* Optimum oxidation temperature of coal bed for methane desorption in the process of CBM extraction. **Fuel**, v. 262, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116625>

YANG, R. X., WANG, J. M. The change law of RMSs characteristics in grassland opencast coal mine dump of China. **Advances in Environmental Technology**, p. 726-731, 2013. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.726-731.4831>

YANG, X. *et al.* Remediation of heavy metal contaminated soils by organic acid extraction and electrochemical adsorption. **Environmental Pollution**, v.264, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114745>

YUNINGSIH, L. *et al.* Diversity, structure and composition of vegetation in post-coal mining reclamation area in Sumatra, Indonesia. **Biodiversitas**, v.22, p. 3392–3400, 2021. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d220836>

ZHANG, G.J., BAI, Z.K., WANG, J.M. Preliminary study on cognition and utilization of minesoils. **China Mining Magazine**, v.3, p. 53–56, 2014.

ZHANG, W. *et al.* A review of the occurrence and promising recovery methods of rare earth elements from coal and coal by-products. **International Journal of Coal Preparation and Utilization**, v.35, p. 295–330, 2015. <https://doi.org/10.1080/19392699.2015.1033097>

ZHANG, Y., NIE, R., SHI, R., ZHANG, M. Measuring the Capacity Utilization of the Coal Sector and its Decoupling with Economic Growth in China's Supply-Side Reform. **Resources, Conservation and Recycling**, v.129, p. 314–325, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.022>

ZHANG, Y.; WANG, J.; ZHU, Y. Effects of land subsidence caused by coal mining on the spatial variation of soil total nitrogen and organic matter concentrations in loess area. **Chinese Journal of Ecology**, v.37, p. 1676–1684, 2019.

ZHAO, Y., ZHAO, G.F., JIANG, Y. Experimental and numerical modelling investigation on fracturing in coal under impact loads. **International Journal of Fracture**, 183, p. 63–80, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10704-013-9876-6>

ZIPPER, C.E. *et al.* Young forest composition and growth on a reclaimed Appalachian coal surface mine after nine years. **Ecological Engineering**, v.1, p. 56–84, 2012.