

Universidade Federal de Pelotas – UFPel
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel
Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e
da Água



DISSERTAÇÃO

**Avaliação de atributos químicos e biológicos na recuperação de
solo minerado na região de Candiota-RS.**

Maria Bertaso de Garcia Fernandez

Pelotas, 2022

Maria Bertaso de Garcia Fernandez

Avaliação de atributos químicos e biológicos na recuperação de solo minerado na região de Candiota-RS.

Dissertação 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 parcial à obtenção do título de Mestre

Orientadora Lizete Stumpf

Coorientadores: Prof. Dr. Luiz Fernando Spinelli Pinto

Prof. Dr. Filipe Selau Carlos

Pelotas, 2022

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

F364a Fernandez, Maria Bertaso de Garcia

Avaliação de atributos químicos e biológicos na recuperação de solo minerado na região de Candiota-RS / Maria Bertaso de Garcia Fernandez ; Lizete Stumpf, orientadora ; Luiz Fernando Spinelli Pinto, Filipe Selau Carlos, coorientadores. – Pelotas, 2022.

70 f.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2022.

1. Solo construído. 2. Fauna edáfica. 3. Biomassa microbiana. 4. Recuperação de áreas degradadas. 5. Restauração ecológica. I. Stumpf, Lizete, orient. II. Pinto, Luiz Fernando Spinelli, coorient. III. Carlos, Filipe Selau, coorient. IV. Título.

CDD : 631.42

Elaborada por Gabriela Machado Lopes CRB: 10/1842

Maria Bertaso de Garcia Fernandez

Avaliação de atributos químicos e biológicos na recuperação de solo
minerado na região de Candiota-RS.

Dissertação aprovada, como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre 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 de abril de 2022 às 14 horas

Banca examinadora:

Prof^a Dra. Lizete Stumpf (Orientadora)

Doutora em Agronomia pela Universidade Federal de Pelotas

Prof. Dr. Ezequiel César Carvalho Miola

Doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Santa Maria

Prof. Dr. Ryan NoreMBERG Schubert

Doutor em Agronomia pela Universidade Federal de Pelotas

Agradecimentos

Acredito que depois desses dois anos que vivemos em meio a uma pandemia não podemos deixar de valorizar as pessoas que permaneceram ao nosso lado, portanto alguns clichês são inevitáveis. Nunca nos imaginávamos vivendo um momento parecido com esse, muito menos no início de um novo ciclo, como foi o meu caso.

Primeiramente, um muito obrigada à minha família. Às pessoas que mais convivi nesses últimos anos, as quais estreitamos ainda mais a nossa relação e parceria. Meus pais, que nunca deixaram de me apoiar e não mediram esforços pra minha educação e felicidade. Que me proporcionaram a educação que não se compra. À minha irmã, Francisca, minha parceira e companheira de vida, e ao meu irmão Estevan, que, além de irmão, sei que é um amigo que posso contar pro resto da vida.

À minha professora orientadora Lizete Stumpf, que compreendeu mais do que ninguém o momento delicado em que vivíamos e me auxiliou sempre que precisei. Não imaginaria alguém melhor pra me dar suporte nesse período.

Aos meus professores coorientadores, Luiz Fernando Spinelli e Filipe Selau. Sempre que precisei de ajuda estavam disponíveis e dispostos a me atender.

Ao Grupo de Pedologia, meus parceiros nesse período de mestrado. Tanto remotamente quanto presencialmente fomos mais do que colegas, mas amigos que levarei comigo pro resto da vida.

A todos os integrantes do PPG MACSA. Colegas, estagiários, professores e funcionários. Obrigada por toda a ajuda e ensinamentos durante esses 2 anos.

À Universidade Federal de Pelotas e ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, pela oportunidade de realização do curso.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

À Companhia Riograndense de Mineração (CRM) por disponibilizar a área para desenvolvimento do experimento.

A todos os demais que aqui não citei, mas que fizeram parte dessa trajetória. Sou extremamente grata!

*Soy como el agua del río
Y por el caminho me dejo llevar
Porque aprendi que la vida
Por todo lo malo algo bueno te da
Sueños, Diego Torres*

RESUMO

A mineração é uma das atividades econômicas mais destrutivas sobre os ecossistemas naturais. Há cerca de 750 hectares impactados pela mineração de carvão a céu aberto localizada na Jazida de Candiota/RS, que é a maior do Brasil, com 1,2 bilhões de toneladas sujeitas à mineração. Em solos impactados pela mineração, a incorporação da serrapilheira, atrelada ao tempo de restauração e manutenção da vegetação pode apresentar correlações positivas com a atividade da fauna edáfica dessas áreas, mitigando os danos e recuperando gradativamente as funções ecológicas do novo ecossistema. O objetivo do presente trabalho foi analisar os efeitos da revegetação com gramíneas perenes de verão submetidas a diferentes manejos de roçada na qualidade biológica e química de solos degradados pela mineração de carvão em área experimental na Jazida de Candiota/RS. Para execução do trabalho foram realizadas análises para contagem e identificação dos organismos edáficos utilizando funis de Berlese-Tüllgren modificados, e análises microbiológicas para quantificar Carbono da Biomassa Microbiana (CBM), Respiração Basal (RB) e atividade enzimática da Urease. Também foram quantificadas as diferentes frações da Matéria Orgânica do Solo (ácidos fúlvicos, húmicos e húmica) para compreender o grau de humificação da área. Os dados foram comparados em verificação de médias pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) e pela correlação de Pearson ($p < 0,05$). Após 18 anos de revegetação e 11,6 anos de manejos na área pode-se perceber melhoria no CBM e na RB quando comparados ao solo referência, evidenciando o efeito positivo das gramíneas perenes utilizadas na área experimental. Contudo, o manejo com roçada e permanência da biomassa vegetal na superfície não pode ainda ser considerado o manejo mais promissor para a melhoria das condições edáficas e recuperação ecológica da área.

Palavras chave: Solo construído. Fauna edáfica. Biomassa microbiana. Recuperação de áreas degradadas. Restauração ecológica.

ABSTRACT

Mining is one of the most destructive economic activities on natural ecosystems. There are about 750 hectares impacted by open pit coal mining located in the Candiota/RS deposit, which is the largest in Brazil, with 1.2 billion tons subject to mining. In soils impacted by mining, the incorporation of litter, linked to the time of restoration and maintenance of vegetation, can present positive correlations with the activity of the edaphic fauna in these areas, mitigating the damage and gradually recovering the ecological functions of the new ecosystem. The objective of the present work was to analyze the effects of revegetation with perennial summer grasses submitted to different mowing managements on the biological and chemical quality of soils degraded by coal mining in an experimental area in the Candiota Reservoir/RS. To carry out the work, analyzes were carried out to count and identify edaphic organisms using modified Berlese-Tüllgren funnels, and microbiological analyzes to quantify Microbial Biomass Carbon (MBC), Basal Respiration (RB) and Urease enzymatic activity. The different fractions of Soil Organic Matter (fulvic, humic and humin acids) were also quantified to understand the degree of humification in the area. Data were compared in verification of means by Tukey's test ($p < 0.05$) and by Pearson's correlation ($p < 0.05$). After 18 years of revegetation and 11.6 years of management in the area, improvement in CBM and RB can be seen when compared to the reference soil, evidencing the positive effect of the perennial grasses used in the experimental area. However, the management with mowing and permanence of plant biomass on the surface cannot yet be considered the most promising management for the improvement of edaphic conditions and ecological recovery of the area.

Keywords: Constructed soils. Edaphic fauna. Microbial biomass. Recovery of degraded areas. Ecological restoration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Processo de mineração e recomposição topográfica da mina de Candiota/RS. Fonte:STUMPF (2015).....	18
Figura 2: Compactação do solo construído da área de mineração de Candiota-RS. Fonte: STUMPF, 2011.....	20
Figura 3: Localização da área experimental na mina de carvão de Candiota, Sul do Brasil. Elaborado pelo discente de doutorado do PPG MACSA/UFPel, Stefan Domingues Nachtigall (2022).	28
Figura 4: Croqui da área experimental da Jazida de Candiota/RS com os diferentes manejos de roçadas adotados.....	29
Figura 5: Gramíneas perenes de verão utilizadas na área experimental da Jazida de Candiota (em ordem: <i>Hemarthria altíssima</i> , <i>Paspalum notatum</i> cv Pensacola, <i>Cynodon dactylon</i> cv Tifton), implantadas em novembro/dezembro de 2003 (a-c) e os manejos de roçada adotados desde agosto de 2009 (d). Fonte: Autor (2021)	30
Figura 6: Solo Referência localizado na área adjacente ao experimento na Jazida de Candiota/RS. Fonte: Autor (2021)	31
Figura 7: Amostras dispostas nos Funis extratores de Tullgren, no laboratório de biologia do solo da Faculdade de Agronomia Eliseu Macie, da UFPell.....	33

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1:** Atributos da fauna edáfica de um solo construído e revegetado por gramíneas perenes de verão sob diferentes manejos de roçada..... 36
- Tabela 2:** Valores médios de Carbono da Biomassa Microbiana (CBM), Respiração Basal (RB), Coeficiente Metabólico (qCO_2) e atividade enzimática da Urease de um solo construído e revegetado por gramíneas perenes de verão sob diferentes manejos de roçada. 42
- Tabela 3:** Valores médios de Carbono no Ácido Fúlvico (C_{AF}), Carbono no Ácido Húmico (C_{AH}), somatório das frações do Carbono no Ácido Fúlvico e Húmico ($C_{AF+C_{AH}}$) e do Carbono da Humina (C_{HUM}) de um solo construído e revegetado por gramíneas perenes de verão sob diferentes manejos de roçada..... 45
- Tabela 4:** Valores médios de pH em água, saturação por bases (V%) e alumínio (m%) de um solo construído e revegetado por gramíneas perenes de verão sob diferentes manejos de roçada. 47
- Tabela 5:** Correlação de Pearson entre a fauna edáfica, atributos microbiológicos, fracionamento da matéria orgânica do solo e atributos químicos de um solo construído e revegetado por gramíneas perenes de verão sob os manejos S/R (Biomassa aérea não é roçada); R (Biomassa aérea é roçada e depositada no solo) e R/R (Biomassa aérea é roçada e retirada da parcela). . 49

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice 1: Contagem dos componentes da fauna nos diferentes tratamentos dos blocos 1, 2, 3 e 4 da camada de 0,00-0,10m do solo construído.	62
Apêndice 2: Valores de Carbono da Biomassa Microbiana nos diferentes tratamentos dos blocos 1, 2, 3 e 4 da camada de 0,00-0,10m do solo construído.	64
Apêndice 3: Valores de Respiração Basal nos diferentes tratamentos dos blocos 1, 2, 3 e 4 da camada de 0,00-0,10m do solo construído.	65
Apêndice 4: Valores da atividade da urease nos diferentes tratamentos dos blocos 1, 2, 3 e 4 da camada de 0,00-0,10m do solo construído.	66
Apêndice 5: Valores obtidos na análise química nos diferentes tratamentos dos blocos 1, 2, 3 e 4 da camada de 0,00-0,10m do solo construído.	67
Apêndice 6: Valores de Saturação por Bases (V%), Saturação por Alumínio (m%), CTC efetiva e CTC pH 7,0 nos diferentes tratamentos dos blocos 1, 2, 3 e 4 da camada de 0,00-0,10m do solo construído.	69

SUMÁRIO

1	Introdução	13
2	Objetivos geral e específicos	15
3	Revisão de literatura.....	16
3.1	O carvão mineral e a extração à céu aberto	16
3.2	Área Experimental de Candiota/RS.....	20
3.3	Fauna edáfica	22
3.4	Matéria orgânica do solo e microbiologia como indicadores de qualidade 25	
4	Material e métodos	28
4.1	Área de estudo.....	28
4.2	Amostragem do solo	31
4.3	Análise do Fracionamento da matéria orgânica e demais análises químicas.....	32
4.4	Análise da Fauna edáfica.....	32
4.5	Análises dos atributos microbiológicos.....	33
4.6	Análises estatísticas.....	35
5	Resultados e Discussão.....	36
5.1	Fauna edáfica	36
5.2	Atributos microbiológicos	41
5.3	Fracionamento químico da matéria orgânica e demais atributos químicos 44	
5.4	Correlação de Pearson entre a fauna edáfica, atributos microbiológicos, fracionamento da matéria orgânica e demais atributos químicos de um solo construído e revegetado com gramíneas perenes	48
6	Conclusão	50
	Referências.....	51
	Apêndices	61

1 Introdução

A degradação induzida pelo ser humano afeta cerca de 34% das terras do mundo (FAO, 2021), o que gera extrema preocupação por parte de diversas áreas da ciência do solo. Atualmente, a mineração é uma das atividades econômicas mais destrutivas sobre os ecossistemas naturais e, por esta razão, o desenvolvimento de métodos e técnicas para restaurar as funções dos ecossistemas impactados torna-se uma prioridade de pesquisa (MARTINS et., 2020).

No sul do Brasil, há cerca de 750 hectares impactados pela mineração de carvão a céu aberto localizada na Jazida de Candiota/RS, dos quais aproximadamente 610 hectares estão recompostos topograficamente com *topsoil* (mistura dos horizontes A, B e C) e 690 hectares estão sob recuperação vegetal (CRM, 2020). A jazida de carvão mineral de Candiota é a maior do Brasil, com 1,2 bilhão de toneladas sujeitas à mineração a céu aberto (PINTO et al., 2020). Como em muitos lugares do mundo, a mineração de carvão a céu aberto no sul do Brasil abrange as seguintes etapas (STUMPF et al., 2016): a) remoção dos horizontes do solo; b) remoção das rochas sobrepostas ao carvão; c) extração dos bancos de carvão aproveitáveis; d) preenchimento da cava de mineração com as rochas e restos de carvão expostas no item b-c, os quais são chamados de rejeitos; e) realocação de *topsoil* sob a camada de rejeito, finalizando a reconstrução topográfica da área minerada; f) revegetação. Após a finalização da reconstrução topográfica, o novo solo é classificado como antropogênico e quando a sua formação está ligada a atividades minerárias é chamada de Technosol (IUSS Working Group WRB, 2015).

A recuperação do ecossistema após a mineração ocorre em longas escalas de tempo (FENG et al. 2019) e o impacto da revegetação na recuperação dos atributos dos solos minerados são monitoradas em muitos países (STUTLER et al., 2022; PINTO et al., 2020; MENTA et al., 2014). Por sua vez, a dinâmica de recuperação dos atributos do “novo solo”, mesmo em longo prazo, ainda não é bem compreendido e requer mais estudos sobre o período necessário para restaurar todas as suas funções ecológicas (KOMPAŁA-BAĞBA et al., 2020).

A permanente revegetação, com acúmulo de serrapilheira na superfície do solo, é um dos princípios de conservação adotados por especialistas na área

da ciência do solo. Além de proteger o solo do impacto da gota da chuva, o acúmulo da biomassa vegetal na superfície do solo também acarreta em benefícios no interior do perfil, através da sua decomposição e transformação em matéria orgânica do solo. A presença de húmus no solo melhora a sua estrutura física, a infiltração e retenção da água no solo, bem como serve de alimento para a fauna do solo, que irão converter os resíduos orgânicos em nutrientes disponíveis para as plantas. Em solos impactados pela mineração, a decomposição da serrapilheira, atrelada sempre ao maior tempo de restauração, também apresenta correlações positivas com a diversidade da fauna edáfica e a atividade enzimática dessas áreas, promovendo melhorias das funções ecológicas do novo ecossistema estabelecido pós mineração (COURTNEY et al., 2014; OROZCO-ACEVES et al., 2017).

Visto isso, o presente estudo buscou testar as seguintes hipóteses:

1) Investigar se o solo minerado em Candiota/RS e que está sob revegetação com gramíneas perenes por aproximadamente 18 anos apresenta melhorias significativas na sua qualidade biológica, através da análise do Carbono da Biomassa Microbiana, Respiração Basal e quantificação e identificação dos organismos da fauna do solo;

2) Avaliar se a adoção de um manejo de roçada no qual se adiciona a biomassa vegetal na superfície do solo minerado promove um impacto mais positivo na sua qualidade biológica e, conseqüentemente, no teor de matéria orgânica humificada.

2 Objetivos geral e específicos

O objetivo geral da pesquisa foi analisar o impacto da revegetação com diferentes gramíneas perenes de verão, submetidas a diferentes manejos de roçada, na qualidade biológica e química dos solos construídos após mineração de carvão.

Os objetivos específicos do trabalho foram:

- a) Contar e identificar os grupos taxonômicos da fauna edáfica do solo construído, bem como sua diversidade e uniformidade através dos índices de diversidade de Shannon-Wierner e Pielou;
- b) Examinar os atributos microbiológicos do solo construído como o carbono da biomassa microbiana e respiração basal, para mensurar a atividade microbiana e a sua eficiência metabólica;
- c) Analisar as diferentes frações da matéria orgânica do solo, para, assim, estimar a evolução do seu processo de decomposição e humificação;
- d) Aferir os atributos químicos como pH do solo, saturação por bases e alumínio.

3 Revisão de literatura

3.1 O carvão mineral e a extração à céu aberto

Apesar do grande avanço das energias renováveis nos últimos anos, o carvão mineral ainda desempenha um papel importante no fornecimento de eletricidade, já que possui reservas importantes em todos os continentes, contribuindo positivamente para a segurança da matriz energética em todo o mundo. De acordo com a BP (2021), ao comparar a disponibilidade das reservas carboníferas com as reservas de petróleo e gás natural, estima-se que a quantidade de carvão disponível até seus esgotamentos é mais que o dobro da disponibilidade de petróleo e gás natural, o qual equivale a 42 e 60 anos, respectivamente. A estimativa é que, em mercados emergentes, até o ano de 2040, o carvão abastecerá 39% da eletricidade mundial (World Coal Association – WCA, 2021).

No Brasil, este minério possui grande importância, pertencendo ao setor básico da economia no país. As principais jazidas se encontram na região sul, nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Apesar deste minério ser utilizado e conhecido como grande fonte geradora de energia elétrica no mundo, no Brasil este representa somente 5,3% da matriz energética. Isto ocorre pelo fato do carvão extraído no país ser de baixa qualidade e apresentar grande grau de impurezas (pirita e minerais de rochas sedimentares), que podem afetar o grau de rendimento das usinas termoeletricas (MME, 2018).

A extração do minério pode ser realizada de duas formas: por processos subterrâneos ou processos a céu aberto. As lavras subterrâneas são extraídas quando o minério se encontra em locais a mais de 30 metros da superfície. Já a mineração a céu aberto ocorre quando o carvão aflora à superfície. Apesar de serem dois métodos distintos, os dois envolvem grandes modificações no meio, podendo trazer diversos problemas sociais e ambientais, como poluição sonora, da água e do ar, e geração de áreas degradadas, entre outros.

No Brasil, o Rio Grande do Sul possui aproximadamente 80% do volume de reservas de mineração do país, com destaque para o município de Candiota, que apresenta uma das maiores reservas de carvão mineral da América Latina. A Jazida de Candiota possui 38% de todo o carvão nacional, porém, como se trata de um carvão de qualidade inferior, é utilizado apenas na geração de energia termoeletrica e em local próximo à jazida (CPRM, 2014).

Na Jazida de Candiota o processo de extração do carvão ocorre na forma de lavra a céu aberto. Apesar deste processo ser mais barato, este método promove maiores impactos ao meio ambiente que a mineração subterrânea, pois há a movimentação de grandes volumes de solo e rochas durante a extração do minério, e intensa movimentação de máquinas pesadas durante o processo de recomposição topográfica da área minerada. Para o melhor entendimento da mineração a céu aberto, Stumpf (2015) realizou um esquema dos processos que ocorrem desde a extração do minério até a reconstrução do meio, culminando no surgimento do solo construído.

- a) Remoção dos horizontes A, B e/ou C do solo original (Figura 2a), que são levados por caminhões para cobertura final de uma área topograficamente aplainada (Figura 1d);
- b) Remoção das rochas através de escavadeira de alta capacidade (dragline);
- c) Extração dos bancos de carvão (Figura 1b);
- d) Na cava aberta pela extração do carvão depositam-se os estéreis ou spoils (mistura de rochas e carvão não aproveitados) (Figura 1c), que são aplainados por tratores de esteira durante a recomposição topográfica da área.
- e) Finalizando a recomposição topográfica da área, deposita-se uma camada de solo (horizonte A e/ou B), denominada de “terra vegetal” pelos técnicos da mineração (Figura 1d), retirada anteriormente à lavra do carvão, originando assim o “solo construído” (Figura 1e) (STUMPF, 2015, p.22).

Como visto, a ação antrópica ocorre de forma intensa, causando um grau de degradação elevado. De acordo com Pinto et al (2018) o grau de degradação do perfil do solo pode variar de acordo com o desempenho do solo em suas funções básicas. A fase sólida pode passar a não exercer a função de barreira (substrato com pouca capacidade de troca de cátions), a percolação pode passar a ser irregular ou o substrato pode estar contaminado por resíduos (metais). A fase líquida, além da composição alterada pela contaminação, pode ter sua quantidade e disponibilidade afetadas pela compactação, aumentando o escoamento superficial e a erosão. A fase gasosa pode ter a troca gasosa deteriorada pela compactação, prejudicando a respiração radicular e o desenvolvimento microbiano. O resultado final é a diminuição da

bioprodutividade da biota do solo, bem como a alteração da sua diversidade. Todas essas considerações devem ser levadas em conta nos casos de solos degradados pela mineração, conhecidos como *solos construídos*.

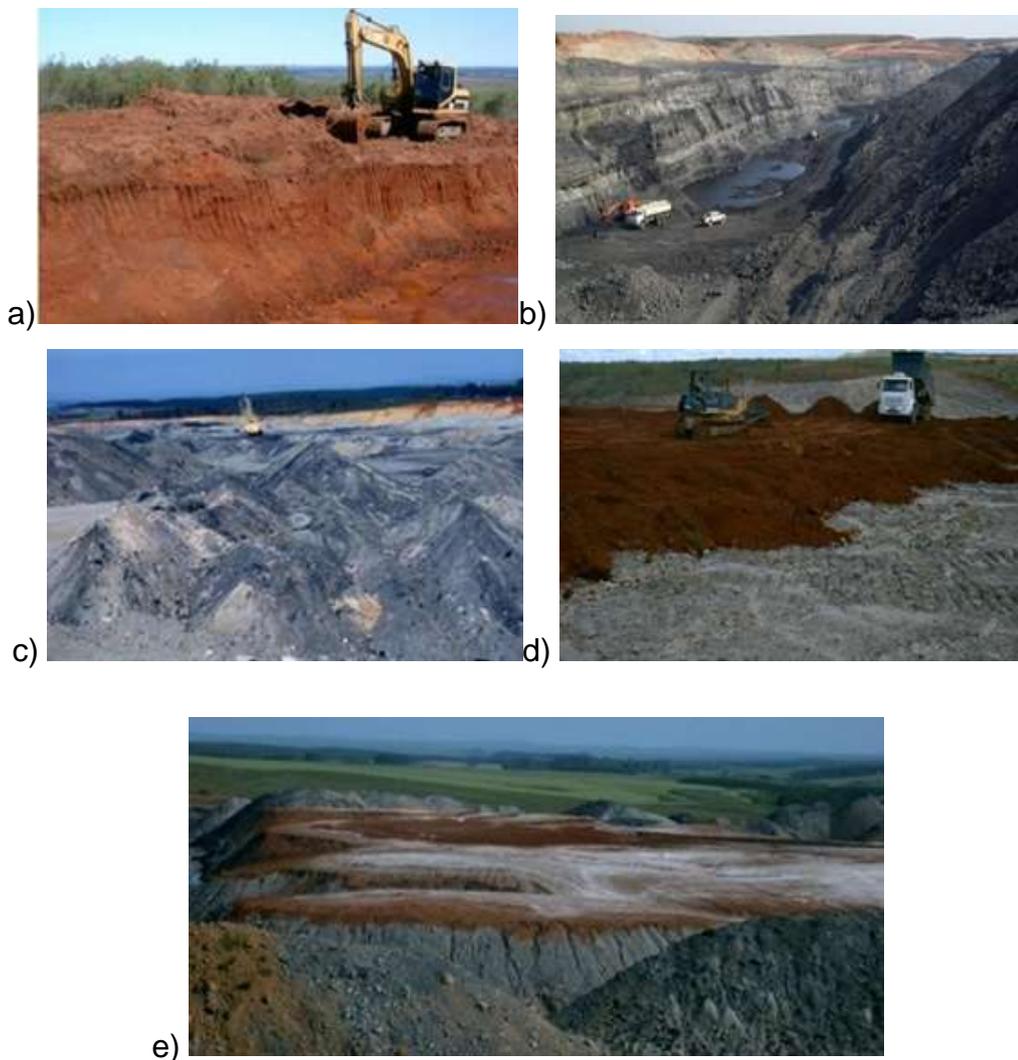


Figura 1: Processo de mineração e recomposição topográfica da mina de Candiota/RS.
Fonte: STUMPF (2015)

Os *solos construídos*, conhecidos também como *Technosols*, de acordo World Reference Base (2014), são geralmente compostos por duas camadas: a primeira camada chamada de *topsoil*, constituída pelo horizonte A misturado com os horizontes B e C; Abaixo se encontra uma camada subsuperficial, composta por uma mistura de estéreis retirados da própria cava de mineração e não aproveitados, chamada de *overburden*. Por serem solos formados por grande intervenção antrópica, o intenso tráfego de máquinas e a má disposição

dos resíduos no local gera uma grande compactação na área, o que dificulta o desenvolvimento de plantas no local, bem como a maximização dos processos erosivos.

Após a remoção do minério da cava, há a exposição de rochas que contém minerais sulfetados, como a pirita (FeS_2). A pirita, em contato com a água e com o oxigênio atmosférico, oxida-se e ocasiona o fenômeno conhecido como Drenagem Ácida de Mina (DAM). Essa solução ácida gerada tem potencial de contaminar águas superficiais como rios, riachos e/ou águas subterrâneas. Este fenômeno caracteriza-se por ser um processo de movimento de solutos em águas ácidas, podendo ou não ser acompanhado de processos erosivos de escoamento superficial da água (MELLO et al., 2014). Locais que sofrem de DAM passam a ter seus valores de pH extremamente reduzidos, podendo ser abaixo de 3,5, e altas concentrações de sulfato - até 2000 mg L^{-1} . Para o seu controle, diversos métodos já são utilizados, como por exemplo, a aplicação de materiais alcalinos, o controle das variáveis que geram a reação de oxidação, e a utilização de plantas fitorremediadoras, etc.

Ao finalizar a extração, realiza-se a recomposição topográfica do solo e uma tentativa de reconstrução do solo. Porém, como envolve um excessivo tráfego de máquinas e uma grande movimentação de solo, a perturbação e degradação do solo é inevitável, e como principal consequência deste processo pode-se citar o elevado grau de compactação do solo (Figura 2). Além disso, para a recomposição do solo, ocorre a mistura dos horizontes retirados do local com os estéreis de mineração, provocando uma diluição da matéria orgânica no perfil. Stahl et al. (2002) cita, entre os impactos causados ao solo, a perda completa da vegetação da superfície, destruição da estrutura do solo e eliminação do habitat dos organismos do solo, expulsando a fauna existente no local.

Com a eliminação da cobertura vegetal haverá uma exposição do solo que pode desencadear processos erosivos. A erosão hídrica ocorre por conta de uma sequência de processos iniciados pelo encontro da gota d'água com o solo descoberto, acarretando na desagregação das partículas e, conseqüentemente, uma instabilidade no local. Essa desagregação pode resultar na formação de sulcos, ravinas e até mesmo voçorocas, a qual exige maiores esforços para recuperação e é considerada o estágio mais avançado de erosão hídrica

(FERREIRA et al., 2011). Além disso, por conta do escoamento superficial e subsuperficial do solo, há a perda de nutrientes e matéria orgânica, que são fundamentais para o pleno desenvolvimento da vegetação.



Figura 2: Compactação do solo construído da área de mineração de Candiota-RS. Fonte: STUMPF, 2011.

3.2 Área Experimental de Candiota/RS

Estudos sobre o impacto da recomposição topográfica de áreas mineradas na qualidade dos solos construídos, bem como o acompanhamento da evolução dos atributos físicos, químicos e biológicos destes solos é um dos focos das pesquisas realizadas na área experimental da Jazida de Candiota. A partir de estudos do solo com diferentes coberturas e manejos já foi possível observar mudanças significativas no solo construído, considerando que o processo de formação de um solo é lento e complexo.

Como citado, a recomposição topográfica da área minerada promove alterações bruscas no pH do solo construído. Nesse sentido, Bitencourt et al. (2014) avaliaram o efeito da DAM em diferentes solos construídos de Candiota. Nos locais minerados nas décadas de 1960, 1970 e 1980, em que não houve a colocação de *topsoil* no momento da recomposição topográfica, pode-se observar valores muito baixos de pH ao longo de perfil, inferiores a 3,2. Já nas áreas mineradas na década de 1990 até os dias atuais, a recomposição topográfica é acompanhada de um plano de recuperação, no qual é adicionada uma camada de *topsoil*, buscando diminuir o efeito da DAM. Nestas áreas a acidificação do perfil é menos intensa, possuindo maiores valores de pH do solo e de saturação por bases.

Com isso, os estudos acerca dos efeitos de gramíneas perenes nos solos construídos após mineração foram realizados em uma área experimental do departamento de solos da UFPel, em que houve a colocação de *topsoil*, construído no ano de 2003. Apesar desse cuidado, a grande movimentação de máquinas no momento da reconstrução do local gerou a compactação do meio, acarretando elevados valores de densidade do solo, menor volume de macroporos e alta resistência mecânica à penetração (STUMPF, 2015). Portanto, tendo em vista que o maior problema encontrado após a reconstrução do solo é a compactação, diversos estudos a respeito dos atributos físicos da área experimental foram realizados até o presente momento. Diante disso, Stumpf et al. (2016) propôs uma hierarquia de formação de agregados dos solos construídos, diferente do proposto por (Brady e Weil, 2016), após observar o comportamento do solo construído da Jazida de Candiota. No primeiro momento, após a recomposição topográfica da área minerada, são formados grandes agregados compactados, formados pela compressão do intenso tráfego das máquinas. Com o estabelecimento da vegetação e o seu desenvolvimento no decorrer dos anos, há a quebra desses macroagregados coesos em agregados menores pela ação das raízes, o que acarreta no processo inicial de descompactação do solo construído. Após reduzirem de tamanho, esses microagregados começam a se reagregar, devido à ação das plantas e raízes para, enfim, se transformarem em microagregados formados por processos biológicos.

Dessa forma, ao longo dos anos na área experimental foi possível observar a evolução da qualidade solo construído com a implantação de gramíneas perenes. Aos 1,7 anos de implantação do experimento não foram observadas diferenças significativas na distribuição dos agregados do solo construído (Franco, 2003; Gonçalves, 2008) e os estoques de carbono foram significativos após 3 anos de condução do experimento, com destaque para o solo sob a *Hemarthria altissima* e a *Urochloa brizantha*, as quais proporcionaram os maiores estoques de carbono na fração leve livre (1,22 e 1,27 Mg ha⁻¹ respectivamente), enquanto que na fração leve oclusa, o solo sob a *Hemarthria altissima* e o *Cynodon dactylon* apresentaram os maiores teores (1,09 e 1,02 Mg ha⁻¹ respectivamente) (LEAL, 2011).

Após 8,6 anos de revegetação se observou uma evolução positiva até determinada profundidade no perfil do solo construído. Isto é, na camada de 0,00-0,10m observou-se uma diminuição da densidade e da resistência do solo à penetração e um aumento da macroporosidade. Contudo, ainda existiam limitações para o crescimento radicular por conta da compactação (STUMPF, 2015). Nesse sentido, Da Silva Barboza et al. (2021) avaliou o impacto dos eventos do tráfego de máquinas no momento da reconstrução do solo. Com esse estudo viu-se que os parâmetros físicos do solo possuem sensibilidade diferente ao tráfego da máquina. A densidade do solo obteve um aumento de 23,53% logo após a primeira passada do trator, acarretando também em uma diminuição de 20% na porosidade total. Em contrapartida, como resultado da compressão do solo, após 12 passadas do trator, a porcentagem de macroagregados aumentou de 22,56 para 36,58%.

Ao avaliar a fertilidade do solo ao longo do perfil, Stumpf et al. (2016) perceberam a importância de incorporar calcário até 0,15m antes da implantação das espécies vegetais. Pelo fato da camada solo construído com *topsoil* estar muito próximo aos estêreis de mineração (algumas parcelas apresentam *overburden* a partir dos 0,17 m de profundidade), condições de acidez e de baixos teores de nutrientes são encontradas nas maiores profundidades do perfil. Portanto, valores maiores de acidez foram observados na camada de 0,20-0,30m, e por outro lado, na camada de 0,00-0,10m o pH do solo e a saturação de bases tiveram relações positivas com as variáveis de raiz.

3.3 Fauna edáfica

No sistema solo, os atributos biológicos podem ser considerados os mais sensíveis a mudanças climáticas, físico-químicas e antrópicas. Segundo Bromham et al. (1999), a fauna edáfica é um componente importante dos ecossistemas nativos e sensíveis a perturbações, com isso seu estudo é ideal para avaliar diferentes manejos e usos de solo, visando a sua qualidade e recuperação.

A contribuição da fauna edáfica no sistema solo está principalmente relacionada nos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes. Ela é dividida de acordo com a classificação de Brady e Weill (2016), os quais determinaram as diferentes classes conforme seus tamanhos e alimentação:

- Microfauna: animais detritívoros, predadores, fungívoros e bacterívoros, com tamanho microscópico ($< 0,1$ mm);
- Mesofauna: organismos heterótrofos, com tamanho de 0,1 a 2,0 mm;
- Macrofauna: diâmetro corporal $> 2,0$ mm, todos heterótrofos, na maioria herbívoros e detritívoros.

A mesofauna do solo é o grupo que abrange a maior gama de organismos da biota do solo, como por exemplo: Arthropoda (Aranae); Pseudoescorpione; Acari; Diplura; Protura; Collembola; Diptera; Hymenoptera (DIONÍSIO et al., 2016). Dentre toda essa diversidade de organismos da mesofauna, os ácaros e colêmbolos constituem de 72 a 97% de toda a população (LINS et al., 2007). Esses microartrópodes contribuem, diretamente, na degradação da matéria orgânica através do consumo da serapilheira e, indiretamente, através da estimulação da atividade microbiana.

Os ácaros, depois dos insetos, são o maior grupo de artrópodes do mundo (MORAES e FLECHTMANN, 2008). No solo são encontrados em maior quantidade na fração orgânica superficial e nos primeiros centímetros da fração inorgânica subjacente. Wang e Ruan (2011) perceberam que ácaros se correlacionam significativamente com o nitrogênio presente na serapilheira de sítios florestais, efetivando a importância do grupo na regulação da decomposição da matéria orgânica morta das camadas superficiais do solo.

Não menos importante, os colêmbolos também pertencem a um grupo de artrópodes abundantes no solo. Eles também ocorrem distribuídos no solo e na serapilheira, e sua função é no auxílio no processo de decomposição da matéria orgânica. Isso ocorre pelo fato de serem indivíduos que possuem alimentação direta da vegetação em decomposição e de hifas de fungos, e indiretamente pelo estímulo dos microrganismos envolvidos na decomposição (AQUINO et al., 2006). Fujii e Takeda (2012) observaram que a quantidade de colêmbolos na biomassa do solo foi altamente influenciada pelo tipo e posição da serapilheira do solo.

Estudos acerca da qualidade do solo a partir da população de organismos da fauna edáfica estão com cada vez mais importância. Por serem um grupo sensíveis a mudanças antrópicas, seus índices e abundância são indicativos do estágio de degradação de um solo. Em áreas de solos construídos pós

mineração esses parâmetros são fundamentais para conhecer a qualidade biológica do solo em recuperação. Assim, Andrés e Mateos (2006) observaram em solos construídos que a diversidade faunística do solo ainda não representava a diversidade de um solo maduro, porém já demonstrava características de um estágio intermediário após 12 anos de restauração com gramíneas. Isso foi justificado pelo índice de diversidade de Shannon, o qual demonstrou valor de 2,03 nas áreas de referência, enquanto que nas áreas em recuperação o índice chegou ao valor de 1,08. Os índices mais utilizados para interpretar os valores encontrados da fauna do solo são os índices de Shannon-Wiener e índice de equitabilidade de Pielou. São índices que indicam diversidade e a dominância das espécies. O índice de Shannon-Wiener define a diversidade das espécies, considerando a dominância de grupos, enquanto Pielou define a uniformidade dos indivíduos nas amostras.

Em área reflorestada após mineração na Jazida de Candiota, Machado et al. (2017) observaram que os melhores índices de diversidade de Shannon e de equitabilidade de Pielou ocorreram para a espécie *Eucalyptus dunnii*, com valores de 1,14 e 0,44, respectivamente. Também na Jazida de Candiota, Stumpf et al. (2018) observaram em um solo construído sob revegetação com gramíneas perenes por 11 anos, que a população de ácaros e colêmbolos foram 85 e 92% inferiores em relação a um solo natural sem ação antrópica localizado próximo a mina.

Ao estudar diferentes espécies de ácaros em solos pós mineração, Urbanowski et al. (2021) concluiu que há um aumento na riqueza das espécies no primeiro ano de decomposição da matéria orgânica destes solos, porém, ao longo dos anos, há uma tendência de diminuição desses valores. Além disso, percebeu que a riqueza das espécies é afetada pelo tipo de material orgânico (serapilheira), e não a sua quantidade depositada na superfície do solo.

Um estudo que comprova a grande variabilidade da mesofauna edáfica de acordo com o local e uso da terra é o de Menta et al. (2018), o qual os autores utilizaram um índice de qualidade biológica do solo de artrópodes (QBS-ar) priorizando propriedades do solo sensíveis às mudanças de manejo ao longo do tempo. Foi observado que os grupos Acarina e Collembola foram os melhores indicadores dos impactos antropogênicos e que as áreas degradadas foram

caracterizadas com QBS-ar baixo, enquanto que as áreas com cobertura permanente observou-se os maiores valores de QBS-ar.

3.4 Matéria orgânica do solo e microbiologia como indicadores de qualidade

Atualmente, muito se debate sobre a saúde e qualidade de solos. Por sua vez, Doran e Parkin (1994) definiram a qualidade do solo como “a capacidade de um solo de funcionar nos limites do ecossistema, para sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde vegetal e animal”. Durante anos o solo foi visto somente como uma fonte de extração de alimentos e minérios, almejando sempre por uma maior produtividade. Contudo, percebeu-se que o solo vai além de uma fonte de bens para a humanidade, mas que este depende de diversos organismos sensíveis a ações antrópicas e que introduzem reações e interações com vários fatores que auxiliam no funcionamento do “sistema solo”.

Para avaliar a qualidade do solo utiliza-se indicadores biológicos, ou microbiológicos, os quais são sensíveis a mudanças no manejo do local. Atributos como biomassa microbiana, a qual corresponde cerca de 80% da fração viva do solo, é um indicador eficiente e participa fortemente de processos de formação do solo, de agregação, de ciclagem e disponibilidade de nutrientes, entre outros (MOREIRA E SIQUEIRA, 2006). Para estimar a quantidade de biomassa microbiana que existe no solo utiliza-se métodos indiretos de medição, como a quantidade de Carbono da Biomassa Microbiana, que indica o potencial de reserva de carbono no solo, e a respiração microbiana, conhecida como respiração basal, a qual mede a quantidade de CO₂ liberada pelos microorganismos do solo. Ambos indicadores tem relação direta com a quantidade de matéria orgânica adicionada ao solo, na forma de resíduos vegetais vivos ou mortos.

Além disso, considerando a sensibilidade desses parâmetros a fatores externos, se faz necessário a utilização de índices que auxiliem na interpretação dos resultados obtidos, como é o caso do coeficiente metabólico (qCO₂), conforme proposto por Anderson e Domsch (1993). Este coeficiente mede a eficiência da biomassa microbiana na utilização de carbono como substrato, ou seja, quanto menor for o qCO₂, mais eficiente é a comunidade microbiana do

solo em acumular carbono, com menos perdas na forma de CO₂, demonstrando um maior estado de equilíbrio e menor estresse do sistema.

Estudos voltados a utilização destes parâmetros em recuperação de áreas degradadas são fundamentais quando se deseja obter informações rápidas sobre mudanças nas propriedades do solo, visto que a biomassa microbiana interage com todos os demais atributos do solo. Considerando que a atividade de mineração a céu aberto causa grande distúrbio na superfície do solo, reduzindo a biodiversidade e a qualidade do solo, avaliações a cerca dos parâmetros microbiológicos do solo são indispensáveis. Nesse sentido, ao analisar valores de Carbono da Biomassa Microbiana em áreas de recuperação pós exploração de cassiterita, Longo et al. (2011) constatou um aumento significativo nos valores após 3 anos de plantio com leguminosas. Porém, apesar desse aumento, os valores nos solos degradados ainda estavam abaixo dos encontrados em solo de mata (1.344 e 1.514 mg kg⁻¹, respectivamente). Por outro lado, Yada et al. (2015) observaram valores superiores de Carbono da Biomassa Microbiana em áreas mineradas de cassiterita na região amazônica, sob o plantio de leguminosas, em relação aos observados em áreas de mata.

Na Índia, ao comparar solos construídos de diferentes idades sob revegetação com espécies florestais, Ahirwal et al. (2018) observaram um aumento no Carbono da Biomassa Microbiana ao longo dos anos (5 anos = 60 mg kg⁻¹; 7 anos = 125 mg kg⁻¹; 15 anos = 270 mg kg⁻¹). Isso demonstra que quando comparamos resultados dos parâmetros microbiológicos e seus índices em diferentes estudos, deve-se levar em consideração o tempo de reconstrução dos solos de mineração.

Quadros et al. (2016) observaram que a partir de 6 anos após reconstrução do solo o índice do coeficiente metabólico chegou em níveis similares aos de solos de floresta e, em áreas após 19 anos pós mineração, esse índice chegou a ser inferior ao de áreas com gramíneas e floresta. Esses valores de melhor eficiência microbiana são um reflexo de uma melhor ordenação do sistema solo, demonstrando sua recuperação e retorno ao comportamento de um solo sem perturbação.

O incremento de Matéria Orgânica do Solo (MOS) é outro fator imprescindível quando se busca recuperar um solo. Toda a dinâmica de estruturação, disponibilidade de nutrientes, humificação, atividade microbiana e

faunística dependem da MOS. Ela pode ser considerada o elo entre todos os atributos do solo, participando de reações e interações entre todos eles. Sua dinâmica de decomposição é complexa e, durante o processo, é separada em diferentes frações até se transformar em húmus, a fração mais estável da MOS.

Assim como os atributos microbiológicos, as frações da MOS são utilizadas como indicadores de qualidade do solo, por serem mais sensíveis às alterações de manejo do solo do que o carbono orgânico total. Essas frações são definidas em ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina. Sua utilização na pesquisa de áreas mineradas busca compreender a evolução da decomposição da matéria orgânica fresca depositada em solos construídos associada ao retorno da atividade biológica nestas áreas fortemente antropizadas. Contudo, poucos estudos foram realizados a cerca das diferentes frações da MOS em solos impactados pela mineração, diferentemente do observado em solos agrícolas. Por exemplo, Loss et al (2006) perceberam que em solos sob plantio direto houve um aumento dos ácidos húmicos do solo, por preservar resíduos vegetais em sua superfície. Já a fração da humina teve relação significativa com a soma de bases, atividade da argila e diâmetro médio ponderado de agregados, favorecendo a retenção da umidade do solo, melhor estruturação e maior retenção de cátions. Em estudo comparando o comportamento de substâncias húmicas em diferentes usos de solo, Guimarães et al. (2013) perceberam que a fração da humina diminuiu ao longo do perfil do solo sob a maioria das coberturas vegetais, e sua maior concentração ocorreu na camada mais superficial do solo, justificada pela maior atividade microbiana e, conseqüentemente, uma maior decomposição da MOS.

A decomposição e regulação da matéria orgânica está fortemente relacionada com a estabilidade das frações húmicas (TEIT, 1991). Com isso, mudanças no manejo e na qualidade do carbono, que por sua vez afetam as taxas de decomposição, também podem ter efeitos na sua dinâmica em diferentes sistemas.

4 Material e métodos

4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no ano de 2021 em uma área de mineração de carvão, sob concessão da Companhia Riograndense de Mineração (CRM), localizada em Candiota/RS com as seguintes coordenadas geográficas: 31° 33' 56" S e 53° 43' 30" W (Figura 3).

Conforme descrito por Stumpf (2015), o solo foi construído no início de 2003 e o experimento instalado em novembro/dezembro de 2003 em parcelas de 20m² (5 x 4m), em delineamento de blocos ao acaso com quatro repetições. A camada de solo reposta na área experimental (*Topsoil*) é procedente do horizonte B do solo natural da área pré-minerada, um Argissolo Vermelho Eutrófico típico, como indicado pela classe textural argilosa, pela cor vermelho escura (2,5 YR 3,5/6) e pelo baixo teor de matéria orgânica (1,15%).

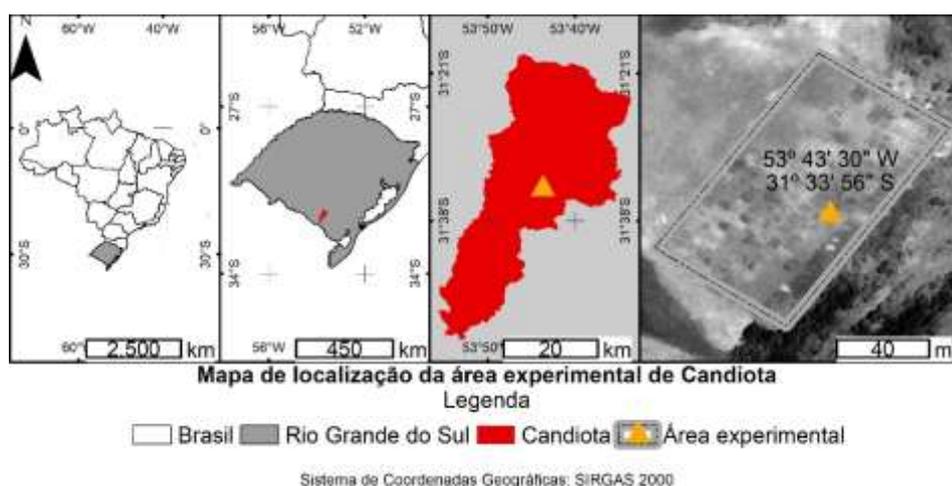


Figura 3: Localização da área experimental na mina de carvão de Candiota, Sul do Brasil. Elaborado pelo discente de doutorado do PPG MACSA/UFPel, Stefan Domingues Nachtigall (2022).

Gramíneas perenes de verão (*Hemarthria altissima*, *Paspalum notatum* cv. Pensacola, *Cynodon dactylon* cv Tifton e *Urochloa brizantha*) foram implantadas em novembro/dezembro de 2003, em cultivos solteiros e consorciados com a *Festuca arundinacea* (gramínea perene de inverno), com a *Lotus pedunculatus* (leguminosa perene de inverno) e a *Arachis pintoi* (leguminosa perene de verão). Contudo, estas espécies não tiveram êxito em seu desenvolvimento, e a partir de agosto de 2009 tomou-se a decisão de

iniciar um manejo de roçada com as gramíneas perenes de verão supracitadas (Figura 4). Nesse sentido, o presente estudo contempla 3 espécies vegetais – *Hemarthria altíssima*, *Paspalum notatum* cv. Pensacola e *Cynodon dactylon* cv. Tifton – (Figura 5a-c), sob diferentes tipos de manejo (Figura 5d):

- Sem Roçada (S/R): a biomassa da parte aérea não é roçada, simbolizando a condição de campo adotada pela CRM;
- Com Roçada (R): a biomassa da parte aérea é roçada e depositada sobre a superfície do solo;
- Com Roçada e Retirada (R/R): a biomassa da parte aérea é roçada e retirada da parcela.

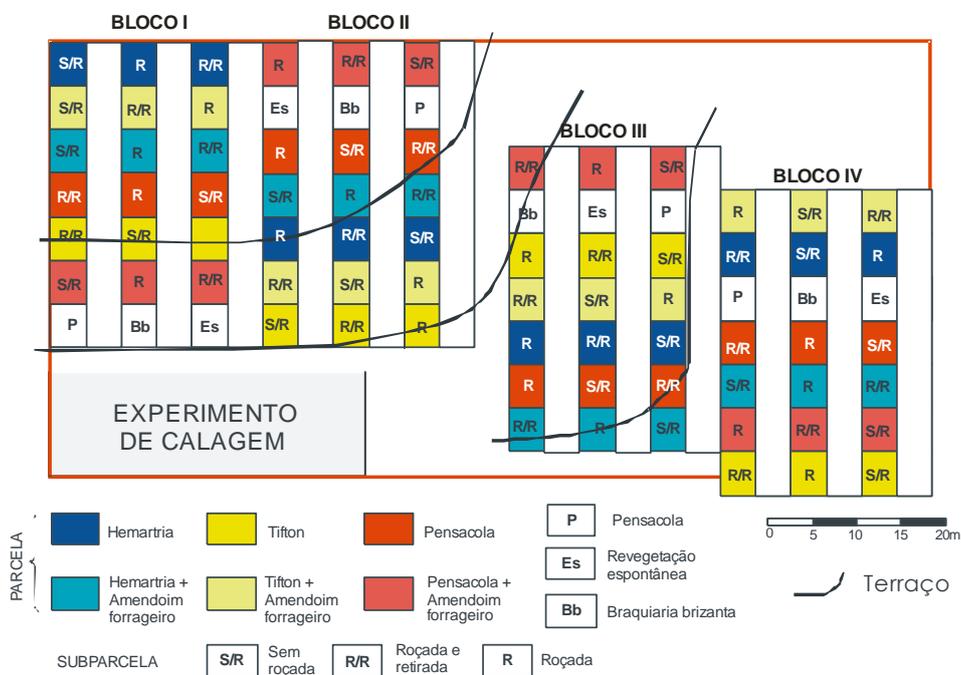


Figura 4: Croqui da área experimental da Jazida de Candiota/RS com os diferentes manejos de roçadas adotados.

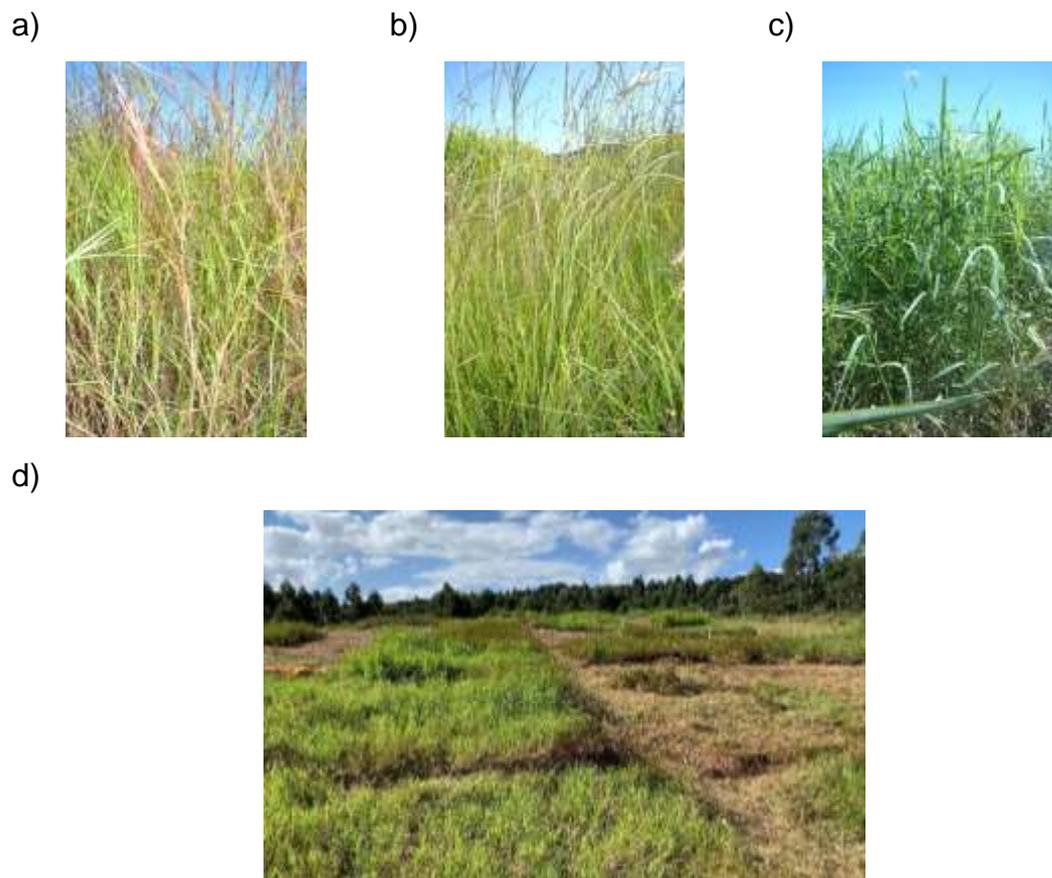


Figura 5: Gramíneas perenes de verão utilizadas na área experimental da Jazida de Candiota (em ordem: *Hemarthria altissima*, *Paspalum notatum* cv Pensacola, *Cynodon dactylon* cv Tifton), implantadas em novembro/dezembro de 2003 (a-c) e os manejos de roçada adotados desde agosto de 2009 (d). Fonte: Autor (2021)

Esses manejos são realizados anualmente pelos integrantes do grupo de pesquisa em áreas mineradas do PPG MACSA. Adubações de 250 kg ha^{-1} da fórmula 5-30-15 e 250 kg ha^{-1} de sulfato de amônio também são realizadas anualmente em todas as parcelas da área experimental.

No intuito de melhor avaliar a ação das gramíneas perenes na recuperação dos atributos biológicos e químicos do solo construído da área experimental, utilizou-se uma área de referência de um solo construído sob revegetação espontânea (vegetação esparsa, com predomínio de gramíneas) e sem manejo de roçada, localizado na área adjacente ao experimento (Figura 6).

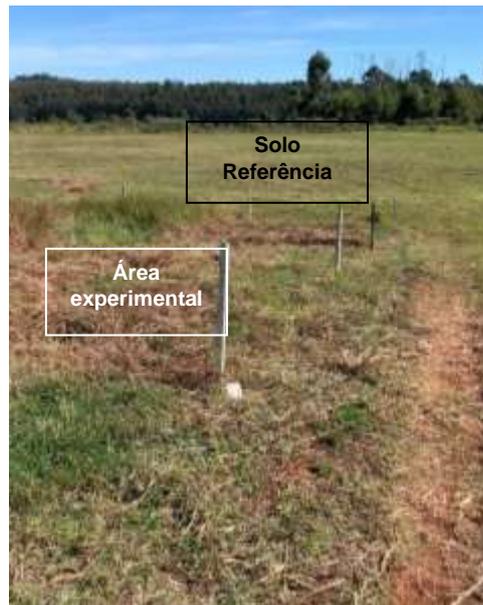


Figura 6: Solo Referência localizado na área adjacente ao experimento na Jazida de Candiota/RS. Fonte: Autor (2021)

4.2 Amostragem do solo

Em maio de 2021, quando a revegetação por gramíneas perenes completou 17,6 anos e os manejos de roçada completaram 11,9 anos, foram coletadas 36 amostras de solo na camada de 0,00-0,10m (3 espécies de gramíneas perenes x 3 manejos de roçada x 4 blocos x 1 repetição por parcela), com auxílio de uma pá de corte, para a determinação das frações químicas da matéria orgânica (ácido fúlvico, ácido húmico e humina) e dos atributos químicos: pH em água, teores de cálcio, magnésio, fósforo, potássio, sódio e alumínio. Também foram coletadas 72 amostras (3 espécies de gramíneas perenes x 3 manejos de roçada x 4 blocos x 2 repetições por parcela), utilizando cilindros de aço (0,050 m de altura e 0,047 m de diâmetro), para determinação dos organismos da fauna do solo. O número total de indivíduos da fauna edáfica foi contabilizado em 169,4 cm³ de solo e a umidade do solo construído no momento da coleta oscilou entre 25,3 e 31,8%.

Em novembro de 2021, quando a revegetação por gramíneas perenes completou 18 anos e os manejos de roçada completaram 12,3 anos, foram coletadas 36 amostras de solo na camada de 0,00-0,10m (3 espécies de gramíneas perenes x 3 manejos de roçada x 4 blocos x 1 repetição por parcela), com auxílio de uma pá de corte, para avaliação dos atributos microbiológicos: Carbono; Respiração Basal Induzida e Atividade da Enzima Urease.

No solo referência foram coletadas amostras de solos em 3 pontos equidistantes para a determinação dos atributos supracitados.

4.3 Análise do Fracionamento da matéria orgânica e demais análises químicas

Após a coleta no campo, as amostras foram levadas ao laboratório, colocadas em tabuleiros de madeira, mantidos à sombra e secos ao ar. Após, as amostras foram destorroadas manualmente e passadas na peneira de 2 mm, conforme Embrapa (2011).

O pH foi determinado em água na relação 1:1 (solo:água); cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}) e alumínio (Al^{+3}) trocáveis foram extraídos com KCl 1 mol L^{-1} e determinados no espectrofotômetro de absorção atômica (Ca^{+2} e Mg^{+2}) e por titulação com NaOH (Al^{+3}). Os teores de potássio (K^{+}) e sódio (Na^{+}) disponíveis foram estimados pelo método Mehlich⁻¹ e analisado por fotometria de chama; A acidez potencial foi extraída com acetato de cálcio e determinada por titulação com NaOH. Com base nos resultados das análises foi calculada a saturação por bases (V%) e por alumínio (m%).

Para o fracionamento químico da matéria orgânica do solo foi utilizada a metodologia de Benites et al. (2003). Para isso foi pesado 1g de solo e adicionado 20mL de NaOH para separar os extratos das frações. Essa separação ocorre pela diferença de solubilidade e alcalinidade dos componentes da MOS. Após a separação das alíquotas os extratos foram titulados com sulfato ferroso amoniacal 0,3 mol L^{-1} .

4.4 Análise da Fauna edáfica

Para a determinação dos organismos da fauna do solo construído foi utilizado o método do Funil Extrator de Tullgren, proposto por Bachelier (1978), no Laboratório de Biologia do Solo da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas. As amostras foram colocadas cuidadosamente em peneiras com malha de 2 mm na parte superior de cada funil e, na base dos funis, foram colocados copos coletores contendo solução de água destilada e 20% de detergente neutro, a fim de conservar os organismos capturados.

As amostras foram identificadas em cada funil e permaneceram sob a luminosidade de lâmpadas de 25 watts durante 7 dias, para que com a ação da

luz e do calor, os organismos se deslocam para baixo, e assim sejam capturados pelo copo coletor com capacidade de 50ml (Figura 7).



Figura 7: Amostras dispostas nos Funis extratores de Tullgren, no laboratório de biologia do solo da Faculdade de Agronomia Eliseu Macie, da UFPel.

A fauna edáfica foi identificada e quantificada em nível de classe conforme Gallo et al (1988), com auxílio de lupa da marca OPTON, modelo TNE-10TN, com ampliação variando de 0,8 a 5x.

Após identificação e quantificação dos grupos da fauna edáfica, calculou-se os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equidade de Pielou (J), pelo software DivEs – Diversidade de Espécies[®], 2018 – 2021, versão 4.17. Para a população de ácaros e colêmbolos foi calculada a frequência relativa desses grupos em relação ao total de organismos encontrados no experimento, bem como a frequência relativa desses grupos em cada manejo de roçada, para cada espécie de gramínea. Também foi calculada a relação de ácaros e colêmbolos para todos os tratamentos.

4.5 Análises dos atributos microbiológicos

As amostras de solo coletadas foram preservadas em temperatura de refrigeração (4°C). Nos primeiros 15 dias após a coleta foram realizadas análise de Carbono da Biomassa Microbiana (CMB), Respiração Basal Induzida (RB) e atividade da enzima Urease. As análises microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Microbiologia do Solo da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel.

Para análise do CBM foram pesadas 32g de solo úmido, em duplicata, onde uma repetição foi submetida a irradiação em forno de microondas e outra não, segundo metodologia proposta por Ferreira et al. (1999). A extração foi

realizada com sulfato de potássio (K_2SO_4) e as amostras foram tituladas com solução $(NH_4)_2 Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ e seu valor foi estimado a partir da Equação 1:

$$C \text{ Biomassa (mg Cmicrobiano kg}^{-1} \text{ de solo)} = \frac{C_i - C_{ni}}{kC}$$

Equação 1

Onde:

C_i = Carbono encontrado na amostra irradiada;

C_{ni} = Carbono encontrado na amostra não irradiada;

kC = Constante de mineralização do carbono (0,33) proposto por Sparling e West (1988)

Seguindo a metodologia descrita por Anderson e Domsch (1978) foi avaliada a atividade microbiana através da medição respiração basal induzida. Para isto utilizou-se 100g de solo fresco, com umidade conhecida, e acrescentou-se 20mL de NaOH em frascos hermeticamente fechados. Após 21 dias a solução foi retirada para titulação com HCl. Seu resultado foi obtido a partir da Equação 3.

$$RB \text{ (mg de C - CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}) = \left(\frac{(V_b - V_a) \times M \times 6 \times 1000}{P_s} \right) / T$$

Equação 2

Onde:

V_B = volume de HCl gasto com a prova em branco;

V_A = volume de HCl gasto nas amostras;

M = concentração de HCl (1 molar);

P_s = massa de solo seco;

T = tempo de incubação em horas.

A atividade enzimática de urease no solo foi determinada de acordo descrito por Tedesco et al. (1995), adaptado por Bruno Brito Lisboa (2009). Neste método foi pesado 5g de solo fresco em frasco contendo solução tamponada e solução com ureia. As amostras foram incubadas a temperatura de 37°C por 2

horas. Após este período deve-se adicionar 35mL de solução refrigerada de KCl-Ag₂SO₄, a 4°C. Para determinar o NH₄ retirou-se uma alíquota de 20mL da suspensão e esta foi destilada. A titulação foi realizada com H₂SO₄ padronizado com molaridade em cerca de 0,0025 mol L⁻¹. A concentração de amônio foi obtida a partir da Equação 4:

$$NH_4(mg.kg^{-1}) = \frac{(VA-VB) \times M \times 2,5}{Ps} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

VA (mL) = volume de ácido gasto na amostra;

VB (mL) = volume de ácido gasto na prova em branco;

M = molaridade exata do ácido sulfúrico usado na titulação;

Ps (g) = massa de solo.

Com os valores de CMB e RB foi calculado o coeficiente metabólico (qCO₂) na Equação 5, seguindo Anderson e Domsch (1993).

$$qCO_2(mg C - CO_2.g^{-1}CMB - C h^{-1}) = \frac{RB (mg de C - CO_2 kg^{-1}de solo h^{-1})}{CMB (mg Cmicrobiano kg^{-1} de solo)} \quad \text{Equação 4}$$

4.6 Análises estatísticas

Todas as análises foram realizadas por meio do software estatístico SIGMAPLOT® (SIGMAPLOT, 2011), onde os dados foram submetidos à análise de variância e, havendo efeito de tratamento, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey (p<0,05). A relação entre a fauna edáfica, os atributos microbiológicos, frações da MOS e demais atributos químicos do solo construído, dentro de cada manejo, foi avaliada pela correlação de Pearson (p < 0,05).

Considerando o fato do solo Referência (solo construído sob revegetação espontânea – vegetação esparsa e sem manejo de roçada) não fazer parte do delineamento experimental, não se aplicou procedimentos estatísticos em relação aos demais tratamentos. Contudo, diferenças percentuais entre as diferentes variáveis foram consideradas.

5 Resultados e Discussão

5.1 Fauna edáfica

Foram contabilizados 3.251 organismos da fauna edáfica, distribuídos em 10 grupos taxonômicos: ácaros, colêmbolos, coleópteros, dípteras, dipluros, enquitreídeos, larvas, hymenopteros, pupas e aranhas

Os manejos de roçada influenciaram de forma diferenciada no número de grupos taxonômicos. Isto é, no solo construído sob *Hemarthria altíssima* o maior número de grupos foi observado sob o manejo R (10), seguido do manejo R/R (9) e do manejo S/R (8). Contrariamente, o solo construído sob *Cynodon dactylon* cv. Tifton apresentou o maior número de grupos no manejo S/R (9), seguido do manejo R (6) e do manejo R/R (5). No solo sob o *Paspalum notatum* cv. Pensacola foi observado o maior número de grupos no manejo R/R (8), enquanto que os manejos R e S/R apresentaram o mesmo número de grupos (7) (Tabela 1).

Tabela 1: Atributos da fauna edáfica de um solo construído e revegetado por gramíneas perenes de verão sob diferentes manejos de roçada

Atributos da fauna edáfica	H S/R	H R	H R/R	P S/R	P R	P R/R	T S/R	T R	T R/R	FR (%)
Ácaros	281	274	198	289	252	228	358	181	193	69,3
Colêmbolos	86	75	93	69	81	39	148	100	97	24,2
Coleópteros	4	2	1	0	3	0	1	0	1	0,5
Dípteras	5	2	4	4	2	0	6	4	5	1,0
Dipluros	0	1	2	0	0	0	1	0	0	0,1
Enquitreídeo	1	1	1	4	0	0	1	0	0	0,2
Larva	3	1	4	3	6	8	11	1	3	1,2
Hymenoptero	6	10	3	5	0	2	18	17	8	2,1
Pupa	2	2	1	6	1	7	11	1	5	1,1
Aranha	0	1	0	0	3	0	0	0	1	0,2
Relação A/C	3,3	3,7	2,1	4,2	3,1	5,8	2,4	1,8	2,0	
FR% Ácaros	37,3	36,4	26,3	37,6	32,8	29,6	48,9	24,7	26,4	
FR% Colêmbolos	33,9	29,5	36,6	36,5	42,9	20,6	42,9	29,0	28,1	
Índice H'	1,1	0,9	1,2	0,9	1,1	0,9	1,4	1,3	1,3	
Índice J	0,4	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5	

H: *Hemarthria altíssima*; T: *Cynodon dactylon* cv. Tifton; P: *Paspalum notatum* cv. Pensacola; S/R: Sem Roçada; R: com Roçada; R/R: com Roçada e Retirada; Relação A/C: relação entre ácaros e colêmbolos; FR%: frequência relativa; Índice H': Diversidade de Shannon-Wierner; Índice J: Equidade de Pielou.

Independente da espécie e manejo adotado, os grupos da fauna edáfica mais representativos foram os ácaros e os colêmbolos (FR de 69,3 e 24,23%, respectivamente). Contudo, quando analisamos especificamente a influência do manejo de roçada, observou-se que sob a *Hemarthria altíssima* os manejos S/R e R promoveram FR de ácaros similares (37,3 e 36,4%, respectivamente), enquanto que no manejo R/R a FR foi menor (26,3%). Por outro lado, tanto para o *Paspalum notatum* cv Pensacola como para o *Cynodon dactylon* cv Tifton, as FRs de ácaros foram similares entre os manejos R e R/R, enquanto que no manejo S/R as FRs foram maiores (37,6 e 48,9%, respectivamente) (Tabela 1).

Quando analisamos a FR dos colêmbolos, observou-se que no manejo S/R, independente da gramínea perene, os valores ultrapassaram 30%, com destaque para o *Cynodon dactylon* cv Tifton, que apresentou valor de 42,9%. O contrário foi observado no *Paspalum notatum* cv Pensacola, quando a maior FR de colêmbolos ocorreu sob o manejo R (42,9%), enquanto que para as demais espécies os valores de FR foram similares neste manejo. Por fim, no manejo R/R destaca-se a menor FR de colêmbolos sob o *Paspalum notatum* cv Pensacola, que não ultrapassou 21%, enquanto que nas demais espécies a FR foi igual ou superior a 28% (Tabela 1).

Embora ainda não seja possível estabelecer um padrão de comportamento nos manejos de roçada em relação a população de ácaros e colêmbolos, estes grupos se destacam como os principais indicadores da fauna edáfica do solo construído (Tabela 1). Esse mesmo comportamento também foi observado por Barros et al. (2009), por Oliveira Filho et al. (2014), e por Menta et al. (2014) em áreas de mineração a céu aberto no Brasil e na Itália, corroborando o fato de que, assim como observado em solos agrícolas (Brady e Weill, 2016), a população de ácaros e colêmbolos abrangem a maior população da mesofauna em solos degradados pela mineração. Nesse sentido, um índice importante adotado no processo de recuperação de áreas degradadas é a relação entre ácaros e colêmbolos (A/C). Isto é, quanto maior o valor da relação A/C, melhores são as condições edáficas (MENTA et al., 2014). Por sua vez, entre as gramíneas perenes, a relação A/C variou de 1,8 a 5,8, com destaque positivo para o *Paspalum notatum* cv Pensacola nos manejos R/R e S/R, os quais apresentaram valores superiores a 4 (Tabela 1).

Além da relação de A/C, existem os índices de diversidade de Shannon (H') e equidade de Pielou (J) que também auxiliam no monitoramento na qualidade biológica de solos degradados. Nesse sentido, Magurran (2004), dos Santos et al (2018) e Ortiz et al (2019), consideram que há uma menor diversidade de organismos quando o índice H' é menor que 2, e uma maior diversidade quando os valores se aproximam de 3,5, nunca ultrapassando o valor de 4. Portanto, no presente estudo, se verifica que, mesmo após 17,6 anos de revegetação e 11,9 anos de manejo de roçada, todos os tratamentos podem ser considerados com baixa diversidade faunística (Tabela 1). Este resultado também foi observado por Menta et al (2018), os quais realizaram uma análise sobre os índices de qualidade biológica em áreas degradadas ao redor do mundo, e observaram que os menores índices foram verificados em áreas de mineração. Contudo, os autores também mencionam que estes índices apresentam alta variabilidade entre as áreas observadas, pois são dependentes do histórico de cobertura vegetal e tempo de revegetação. Um motivo para este baixo índice de H' pode ser o método empregado na coleta dos organismos (anel volumétrico) em uma época mais próxima do inverno, estação em que os organismos tendem a ficar mais presentes na interface solo-serrapilheira do que no interior do solo. De acordo com Zagatto et al. (2019) os efeitos sobre a comunidade da mesofauna são acompanhados por mudanças sazonais, já que no inverno (quando o tempo está frio e seco), a maior parte invertebrados do solo habitam a serapilheira, e durante o verão, sob altas temperaturas e umidade, a maioria dos invertebrados do solo tendem a habitar o solo.

Em relação ao grau de uniformidade dos organismos, se observa que independente da espécie vegetal e manejo, o índice J variou de 0,4 a 0,6. Kitamura et al. (2020) mencionam que quanto maior o índice de Shannon e mais próximo de 1 o índice de equitabilidade, melhor a qualidade biológica do solo. Considerando que o índice H' dos tratamentos foi inferior a 1,5, e que os valores de J estão distantes de 1, pode-se considerar que, além haver uma baixa diversidade, os tratamentos também apresentaram uma baixa uniformidade de organismos. Por exemplo, o solo sob *Cynodon dactylon* cv. Tifton e sob o manejo SR, apesar de apresentar o maior índice de diversidade entre as gramíneas e os manejos de roçada ($H' = 1,4$), apresentou um baixo índice J (50% de uniformidade). Isso pode ser explicado pelo grande número de ácaros

observado nesse tratamento (FR = 48,9%) (Tabela 1), fazendo com que ocorra uma dominância maior desses organismos na parcela, possivelmente tanto de espécies predadoras quanto de espécies onívoras. O predomínio de ácaros em áreas degradadas por mineração a céu aberto, possivelmente ocorra desde o início de seu processo de recuperação, já que Machado et al (2017) também observou que, aos 7 anos de revegetação com eucalipto, a população predominante foi de ácaros. Isto possivelmente ocorre porque estes organismos são os primeiros colonizadores de áreas degradadas, presentes nas camadas superficiais do solo e envolvidos nas cadeias de ciclagem da matéria orgânica.

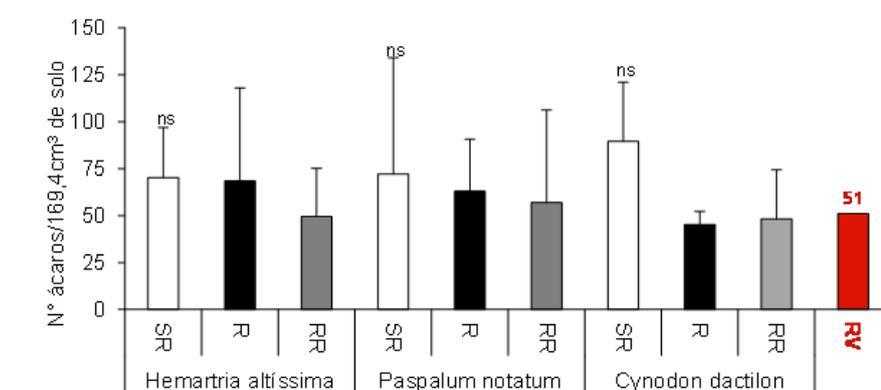
Os dados apresentados até o presente momento indicam como é complexo analisar os índices de diversidade e uniformidade durante o processo de recuperação ecológica de áreas degradadas. Por exemplo, a *Hermathria altíssima* sob o manejo R, apresentou um dos maiores índices J entre todas as gramíneas (J=60%). Contudo, seu H' é inferior a 1, um dos mais baixos observados no estudo.

Tanto a população de ácaros como a de colêmbolos fazem parte do segundo nível de organismos consumidores do solo, isto é, são responsáveis por regular a população de microorganismos (bactérias, fungos, actinomicetos, etc), alimentando-se desses e produzindo nutrientes para as plantas a partir disso. Portanto, ambos os grupos podem ser utilizados como indicadores de impactos antropogênicos. A Figura mostra que independente da gramínea perene não houve diferenças significativas no número de indivíduos, de ambos os grupos, no solo construído após 11,9 anos de manejo de roçada. Este resultado não era o esperado, pelo fato da deposição de biomassa vegetal no solo estar ocorrendo por mais de uma década no tratamento R, e assim, se esperava que houvesse melhores condições de habitat e alimento para ambos os grupos de organismos.

Apesar de não se observar diferenças significativas entre os manejos de roçada, possivelmente pelo período de recuperação das condições edáficas do solo construído ainda ser insuficiente, a Figura evidencia que no solo sob o *Cynodon dactylon* cv. Tifton, o manejo S/R parece favorecer o desenvolvimento da população de ácaros (em torno de 89 indivíduos) em relação aos demais manejos, os quais não ultrapassaram de 50 indivíduos (R e R/R). Comportamento diferente foi observado no solo construído sob *Hermathria*

altissima e *Paspalum notatum* cv. Pensacola, que apresentam similaridades no número de indivíduos, apresentando, respectivamente, de 49 a 70 e de 57 a 72 indivíduos. Em relação ao solo referência, nota-se que há uma ação mais eficiente das gramíneas perenes sob o manejo S/R em proporcionar um ambiente mais adequado ao estabelecimento dos ácaros. Isto é, sob esse manejo, o número de ácaros foi de 37,7 a 75,5% superior ao solo sob revegetação espontânea (Figuraa).

a)



b)

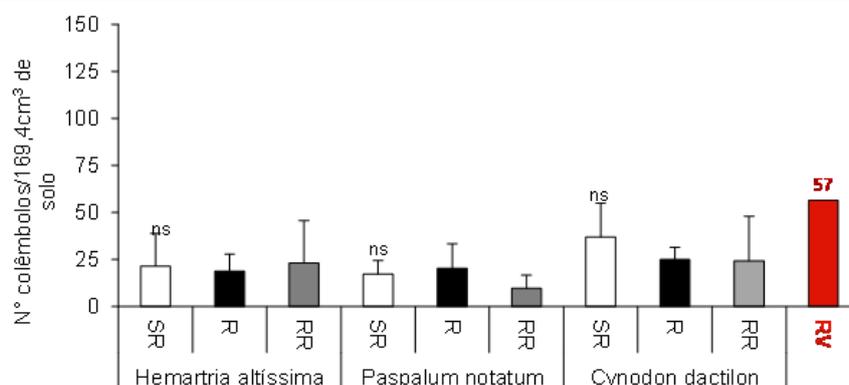


Figura8: População de ácaros e colêmbolos de um solo construídos e revegetado com gramíneas perenes de verão, sob diferentes manejos de roçada. RV: Revegetação Espontânea. SR: Sem Roçada; R: com Roçada; RR: com Roçada e Retirada. ns: não significativo ao teste de Tuckey ($p < 0,05$).

Assim como evidenciado para a população de ácaros, apesar de não se observar diferenças significativas entre os manejos de roçada, o manejo S/R no solo sob o *Cynodon dactylon* cv., Tifton parece favorecer o desenvolvimento da

população de colêmbolos (em torno de 37 indivíduos) em relação aos demais manejos, os quais não ultrapassaram de 25 indivíduos. Por outro lado, os manejos S/R e R no solo construído sob *Hermathria altissima* e *Paspalum notatum* cv. Pensacola promoveram similaridades na sua população, os quais variaram respectivamente, de 18 a 21 e de 17 a 20 indivíduos (Figurab).

Quando a população de colêmbolos dos tratamentos é comparado com ao solo referência observa-se uma diminuição substancial no número de organismos (-34,5 a -82,7%). Isto é, enquanto o solo sob revegetação espontânea apresentou 57 indivíduos, o solo sob as diferentes gramíneas perenes não ultrapassou o valor de 40 indivíduos (Figurab). Justifica-se esse resultado a dois fatores: a área experimental apresenta grande quantidade de biomassa depositada na superfície do solo (dados não quantificados, mas observados no momento da coleta dos anéis volumétricos), independente do manejo de roçada utilizado. Esta é uma condição que promoveu o maior número de espécies de colêmbolos habitantes da interface serrapilheira-solo, do que aqueles habitantes do interior do solo, considerando que possam existir na área experimental espécies de colêmbolos hemiedáficas (habitam a interface solo-serrapilheira) e edáficas (habitam o solo a profundidades superiores 0 0,05 m), conforme aborda Oliveira Filho e Baretta (2016). Por outro lado, o solo referência possui vegetação rasteira com praticamente nenhum acúmulo de serrapilheira (dados não quantificados mas observados no momento da coleta dos anéis volumétricos), o que pode ter incentivado os colêmbolos a habitarem o interior do solo para garantir melhores condições de proteção e alimentação, facilitando assim a sua captura pelo método adotado.

5.2 Atributos microbiológicos

Ao analisarmos os efeitos dos manejos de roçada nas diferentes gramíneas perenes de verão sobre os atributos microbiológicos do solo construído, verificamos que também não houve diferenças significativas para o CBM. Apesar disso, algumas observações podem ser feitas após a adoção de mais de uma década de manejo da roçada. Por exemplo, na tabela 2 se observa que no solo sob o *Cynodon dactylon* cv. Tifton, os manejos S/R e R parecem favorecer a biomassa microbiana, pois seus valores foram até 98,05 mg kg⁻¹ superiores (respectivamente 469,19 e 445,11 mg kg⁻¹) em relação ao manejo

R/R, que apresentou 371,14 mg kg⁻¹. Por outro lado, no solo construído sob o *Paspalum notatum* cv. Pensacola, os manejos de roçada promoveram uma similaridade entre os valores de CBM (S/R = 361,14 mg kg⁻¹; R = 310,54 mg kg⁻¹, R/R = 348,80 mg kg⁻¹).

Tabela 2: Valores médios de Carbono da Biomassa Microbiana (CBM), Respiração Basal (RB), Coeficiente Metabólico (qCO₂) e atividade enzimática da Urease de um solo construído e revegetado por gramíneas perenes de verão sob diferentes manejos de roçada.

Tratamento	CBM	RB	qCO ₂	Urease
	mg CMB g ⁻¹ solo	mgC-CO ₂ kg ⁻¹ solo h ⁻¹	mgC-CO ₂ g ⁻¹ CMB h ⁻¹	mg N-NH ₄ kg ⁻¹ 2h ⁻¹
H S/R	248,26 ^{ns}	0,58 ^{ns}	0,138	29,29 ^{ns}
H R	557,58	0,82	0,037	43,00
H R/R	483,12	0,93	0,053	47,08
P S/R	481,52 ^{ns}	0,56 ^{ns}	0,029	24,17 ^{ns}
P R	310,54	0,66	0,311	37,98
P R/R	348,8	0,74	0,063	22,14
T S/R	469,19 ^{ns}	0,57 ^{ns}	0,050	39,12 ^{ns}
T R	445,11	0,64	0,041	29,89
T R/R	371,14	0,63	0,046	29,43
Rev.	250,91	0,40	0,047	45,90
Espontânea				

H: *Hemarthria altissima*; T: *Cynodon dactylon* cv. Tifton; P: *Paspalum notatum* cv. Pensacola; S/R: Sem Roçada; R: com Roçada; R/R: com Roçada e Retirada. ns: não significativo ao teste de Tuckey (p<0,05).

A *Hemarthria altissima* sob o manejo S/R promoveu o menor valor de CBM (248,26 mg kg⁻¹) entre todas as gramíneas, inclusive com valor 1,1% inferior ao solo referência. Paradoxalmente, foi esta mesma espécie vegetal sob o manejo R, que promoveu o maior valor de CBM (557,58 mg kg⁻¹) entre todos os tratamentos (Tabela 2). Excetuando a *Hemarthria* S/R, todas as gramíneas, independentemente do manejo adotado, apresentaram valores até 122% superiores em relação ao solo construído sob revegetação espontânea (250,9 mg kg⁻¹). Esse resultado evidencia que as gramíneas perenes estabelecidas por 18 anos apresentam um importante potencial de reserva de carbono no solo, destacando que quanto maior o valor de CBM significa que há uma grande quantidade de MO para a decomposição para os microrganismos.

Quando comparado aos solos não antropizados pela mineração de carvão (solo sob pastagem, característico do Bioma Pampa), destaca-se que os valores atuais de CBM são 148 a 457% superiores, conforme exposto Quadros et al. (2016). A importância das gramíneas também se sobressai ao comparar os nossos resultados com o de Yan et al (2021), que observaram valores de CBM que não ultrapassaram 140 mg kg^{-1} em áreas de mineração revegetadas com espécies florestais na China.

Quando analisamos os valores de RB, os quais representam a atividade metabólica da fração viva da biomassa microbiana, que em todas as gramíneas, os manejos R e R/R liberaram as maiores quantidades de CO_2 (valores entre $0,63$ a $0,93 \text{ mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$), em relação ao manejo S/R (valores entre $0,56$ a $0,58 \text{ mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$) (Tabela 2). Possivelmente esse resultado deve-se a fragmentação do material vegetal com as roçadas nestes tratamentos, facilitando o acesso e a disponibilidade de alimento para os microrganismos. Isso é relatado em Moreira e Siqueira (2006), que mencionam que quanto mais material orgânico é adicionado ao solo, mais rapidamente gira a “roda microbiológica”, consumindo mais O_2 , liberando nutrientes e CO_2 das transformações e, assim, produzindo mais húmus no solo.

Por outro lado, todos os valores de RB na atualidade foram superiores ao valor encontrado na área de revegetação espontânea ($0,40 \text{ mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$), evidenciando novamente o efeito positivo das gramíneas perenes utilizadas na área experimental (Tabela 2). De qualquer forma, os valores de RB observados no solo construído após 18 anos de revegetação e 12,3 de manejo de roçada ainda são muito inferiores quando comparados as áreas mineradas ao redor do mundo, conforme exposto em Rosinger e Bonkowski (2021), que verificaram um valor de RB superior a $40 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ em um solo minerado na Alemanha após 23 anos de cultivo agrícola.

A partir do índice $q\text{CO}_2$ é possível analisar a eficiência do metabolismo do C no solo. No nosso estudo indica que no *Paspalum notatum* sob o manejo R está ocorrendo a perda de C-CO_2 , em detrimento de sua incorporação do tecido microbiano, já que o valor de $q\text{CO}_2$ neste tratamento é 56 a 90% superior ($0,311 \text{ mgC-CO}_2 \text{ g}^{-1}\text{CMB h}^{-1}$) ao observado para os demais tratamentos (Tabela 2). Presume-se que neste tratamento há um maior estresse da biomassa microbiana. Os demais valores valores de $q\text{CO}_2$ oscilaram entre $0,029$ e $0,063$

mgC-CO₂ g⁻¹CMB h⁻¹ (Tabela 2), convergindo com o estudo de Quadros et al. (2016) que também observaram um valor de qCO₂ inferior a 2 em um solo construído com 19 anos de restauração na jazida de Candiota/RS.

De acordo com Anderson e Domsch (1990), quanto maior o qCO₂, menor a eficiência energética, o que significa que as áreas degradadas em processo de recuperação recente tendem a apresentar maiores índices de qCO₂ em relação a áreas em recuperação ao longo prazo. Isto é evidenciado por Rosinger e Bonkowski (2021), os quais observaram em solos minerados na Alemanha que os valores mais elevados de qCO₂ ocorreram nas áreas com 4 e 12 anos de recuperação, contudo este índice diminuiu aos 23 anos de recuperação.

No que diz respeito a atividade enzimática da urease no solo sob diferentes gramíneas e manejos de roçada, observamos que todos os valores foram inferiores ao solo referência, exceto a *Hemartria altissima* sob o manejo R/R (que foi 2,6% superior) (Tabela 2). Este resultado possivelmente deve-se ao efeito da adubação amoniacal realizada por 18 anos consecutivos na área experimental. Apesar da urease ser útil no monitoramento de processos de recuperação que ocorrem em solos degradados (JONIEC, 2017), envolvida com a ciclagem de nitrogênio, é importante destacar que quando o solo apresenta altos teores de nutrientes pode ocorrer a supressão dessa enzima, mesmo aumentando a biomassa microbiana (CHODAK e NIKLIŃSKA, 2012). Este foi o comportamento observado no presente estudo aos 18 anos de revegetação do solo minerado.

5.3 Fracionamento químico da matéria orgânica e demais atributos químicos

A primeira importante observação a ser feita é que em todos os tratamentos, o somatório das frações C_{AF} e C_{AH} foi superior ao observado para o C_{Hum} (Tabela 3). Isto significa que o C_{AF} e C_{AH} são os principais componentes do carbono orgânico do solo construído neste estágio de recuperação, e que grande parte do carbono presente na MOS ainda está em processo de decomposição, considerando que estes são os marcadores da direção do processo de humificação (CANELLAS e SANTOS, 2005). O estágio atual de humificação observado na camada de 0,00-0,10m do solo construído diverge das observações de Leal et al. (2015), que relataram uma maior proporção do C_{Hum} em relação ao

C_{AF} e C_{AH} na camada de 0,00-0,03m do mesmo solo construído, objeto do presente estudo, aos 6 anos de revegetação. Essa divergência deve-se possivelmente a 2 motivos: 1) a camada avaliada no presente estudo é mais profunda, e, com isso, há uma maior diluição da MOS ao longo do perfil; 2) As interações entre biomassa vegetal (radicular, principalmente) e biologia do solo ainda não são efetivas o suficiente para garantir a conversão para o húmus.

Tabela 3: Valores médios de Carbono no Ácido Fúlvico (C_{AF}), Carbono no Ácido Húmico (C_{AH}), somatório das frações do Carbono no Ácido Fúlvico e Húmico ($C_{AF}+C_{AH}$) e do Carbono da Humina (C_{HUM}) de um solo construído e revegetado por gramíneas perenes de verão sob diferentes manejos de roçada.

Tratamento	C_{AF}	C_{AH}	$C_{AF}+C_{AH}$	C_{HUM}
	g kg ⁻¹			
H S/R	1,04 ^{ns}	1,08 ^{ns}	2,12	0,39 ^{ns}
H R	0,21	1,05	1,25	0,72
H R/R	0,94	0,61	1,55	0,51
P S/R	1,18 ^{ns}	1,42 ^{ns}	2,60	0,63 ^{ns}
P R	0,54	1,41	1,95	0,61
P R/R	0,95	0,88	1,83	0,49
T S/R	0,58 ^{ns}	0,62 ^{ns}	1,20	0,49 ^{ns}
T R	0,44	1,12	1,56	0,68
T R/R	0,72	1,32	2,04	0,78
Rev. Espontânea	0,30	0,17	0,47	0,30

C_{AF} : Carbono no ácido fúlvico; C_{AH} : Carbono no ácido húmico; C_{HUM} : Carbono da humina. H: *Hemarthria altíssima*; T: *Cynodon dactylon*; P: *Paspalum notatum*; S/R: Sem Roçada; R: com Roçada; R/R: com Roçada e Retirada.

Vale destacar que o solo sob *Hemarthria altíssima* e *Paspalum notatum* cv. Pensacola, ambos sob o manejo S/R apresentaram o maior somatório das frações C_{AF} e C_{AH} (2,12 e 2,60 g kg⁻¹, respectivamente). O contrário foi observado para o *Cynodon dactylon* cv Tifton, o qual o maior somatório de C_{AF} e C_{AH} encontrado foi no manejo R/R (2,04 g kg⁻¹). Em contraponto, o menor valor observado da soma das frações C_{AF} e C_{AH} foi na espécie *Cynodon dactylon* cv Tifton com manejo S/R (1,20 g kg⁻¹), seguido da *Hemarthria altíssima* no manejo R (1,25 g kg⁻¹). Enquanto isso, os teores da soma de C_{AF} e C_{AH} da espécie *Paspalum notatum* cv Pensacola nos manejos R e R/R foram similares (1,95 e 1,83 g kg⁻¹, respectivamente) (Tabela 3).

Outro detalhe importante a ser observado é que nos tratamentos R (biomassa da parte aérea é roçada e depositada sobre a superfície do solo) ocorreu as maiores diferenças nos valores de C_{AH} em relação ao C_{AF} (*Paspalum notatum* sob manejo R = 0,86 g kg⁻¹; *Hemarthria altissima* sob manejo R = 0,84 g kg⁻¹; *Cynodon dactylon* sob manejo R = 0,68 g kg⁻¹), mostrando que a manutenção dos resíduos vegetais na superfície do solo favoreceu o aumento de C_{AH} . Este é um comportamento já conhecido em solos agrícolas conforme menciona Loss et al. (2010), que observaram em áreas sob plantio direto uma maior deposição de resíduos vegetais em superfície, e consequentemente, um aumento na fração de C_{AH} .

O maior teor de C_{HUM} (fração mais estável da MOS e que impacta diretamente na agregação e no aumento da CTC do solo) foi observado no solo cultivado com o *Cynodon dactylon* cv Tifton sob o manejo de roçada R/R (0,78 g kg⁻¹). Surpreendentemente, a soma das frações C_{AF} e C_{AH} neste tratamento também foi maior no manejo R/R, indicando uma ciclagem e decomposição elevada na MOS, visto que todas as frações apresentaram valores elevados (Tabela 3). Comportamento contrário foi observado na *Hemarthria altissima*, no qual o maior teor de C_{HUM} ocorreu no manejo R (0,72 g kg⁻¹), seguido do manejo R/R (0,51 g kg⁻¹) e depois de S/R (0,39 g kg⁻¹). Este último coincide com o observado no somatório das frações C_{AF} e C_{AH} , a qual teve valor elevado (2,12 g kg⁻¹), demonstrando uma baixa taxa de decomposição da MOS. Sob a gramínea *Paspalum notatum* cv Pensacola os teores do C_{HUM} do solo construído foram similares entre os manejos S/R e R (0,63 e 0,61 g kg⁻¹), enquanto que no manejo R/R o teor foi inferior (0,49 g kg⁻¹) (Tabela 3).

Quando comparado ao solo referência (Revegetação Espontânea), todos os valores do C_{HUM} no solo construído revegetado com gramíneas perenes sob os diferentes manejos de roçada foram 31 a 164% superiores (Tabela 3), assim como os valores de CBM também foram superiores (Tabela 2). Isso indica que a incorporação/decomposição de resíduos das gramíneas perenes na superfície do solo, apesar de incipiente para gerar melhores relações entre os atributos analisados, ainda resulta em uma melhor estimulação dos microrganismos decompositores do solo construído.

Na caracterização química do solo construído (pH, V% e m%), independente da gramínea, não foram observadas diferenças significativas entre

manejos de roçada. No entanto, os valores de pH na camada de 0,00-0,10m oscilaram entre 4,7 e 5,3 (Tabela 4), isto é, estão abaixo do recomendado para gramíneas de estação quente ($\text{pH} < 6,0$), de acordo com o (CQFS, 2016).

Tabela 4: Valores médios de pH em água, saturação por bases (V%) e alumínio (m%) de um solo construído e revegetado por gramíneas perenes de verão sob diferentes manejos de roçada.

Tratamento	pH em água	Saturação por bases	Saturação por Alumínio
H S/R	5,30 ^{ns}	66,07%	0,98%
H R	5,26	65,26%	0,79%
H R/R	5,06	65,76	1,29%
P S/R	5,29 ^{ns}	68,18%	1,11%
P R	4,74	56,59%	2,30%
P R/R	5,10	66,15%	0,82%
T S/R	5,25 ^{ns}	65,39%	1,00%
T R	5,21	61,82%	1,22%
T R/R	4,78	59,78%	1,92%
Rev. Espontânea	7,56	98,2 %	0,07 %

H: *Hemarthria altíssima*; T: *Cynodon dactylon*; P: *Paspalum notatum*; S/R: Sem Roçada; R: com Roçada; R/R: com Roçada e Retirada.

Esta diminuição dos valores de pH ao longo do tempo era esperada, considerando os anos de revegetação da área e a adubação anual realizada na área experimental, fatores que liberam H^+ na solução do solo. Contudo, apesar dos baixos valores de pH, a saturação por bases ainda está elevada na área, com valores iguais ou acima de 56% em todos os tratamentos. Além disso, a saturação por alumínio não é preocupante, pois os valores são muito inferiores a 10% (Tabela 4), faixa que poderia acarretar algum problema de desenvolvimento radicular as plantas.

Na Tabela 4 também se observa que o valor de pH do solo Referência (revegetação espontânea) ultrapassou o valor de 7, bem como apresentou uma saturação por bases muito superior aos tratamentos (> 95%). Isso ocorreu pois a área do solo referência, localizada próxima da área experimental havia sido no passado recente um depósito de calcário dos solos construídos da mina (no momento da coleta não sabia-se desse histórico).

5.4 Correlação de Pearson entre a fauna edáfica, atributos microbiológicos, fracionamento da matéria orgânica e demais atributos químicos de um solo construído e revegetado com gramíneas perenes

As correlações entre os atributos biológicos e químicos do solo construído evidencia que os manejos de roçada apresentaram diferentes influências até o presente momento. Por exemplo, a condição química (pH, V% e m%) não afetou os principais grupos da mesofauna nos manejos S/R e R. Por outro lado, no manejo R/R a população de colêmbolos foi afetada negativamente pelo pH do solo e pela saturação por bases, e positivamente pela saturação de alumínio (Tabela 5). Correlações negativas entre colêmbolos e pH e positivas com alumínio já foram reportadas pelo Zagatto et al. (2019) em áreas sobre floresta nativa no Brasil.

Esperava-se uma correlação positiva entre os atributos biológicos do solo (fauna e microbiologia) e as diferentes frações da MOS após quase duas décadas de revegetação e mais de uma década de manejo de roçada. Contudo, na tabela 4 observamos que estas ocorreram principalmente no manejo S/R. Isto é, a fração C_{AF} se correlacionou positivamente com a população de ácaros (0,59), enquanto que a atividade da urease se correlacionou positivamente com a fração C_{HUM} (0,60). Por outro lado, no manejo R já se observou uma correlação positiva entre CBM e Urease (0,65). Estes resultados indicam que estas relações ainda são incipientes, possivelmente ao elevado grau de degradação destas áreas. De acordo com Chodak e Niklińska (2012) somente após 28 anos de revegetação de um solo minerado na Polônia se observaram correlações positivas entre a Urease e CBM.

Além do grau de degradação do solo minerado e do tempo relativamente curto de recuperação, a falta de correlações significativas entre os atributos pode indicar também que a metodologia de coleta da fauna edáfica não tenha sido suficiente. Isto é, a retirada de amostras no perfil do solo deve ser associada ao uso de armadilhas pitfall para que ocorra também a captura dos organismos edáficos e hemiedáficos do solo. Em relação aos atributos microbiológicos, estudos que utilizam CBM, RB e qCO_2 devem ser associados à determinação do perfil microbiano (Quadros et al., 2015; Li et al., 2018; Li et al., 2015; Dong et al.,

2022), para que as avaliações sobre o real estágio de recuperação de solos minerados seja melhor entendido.

Tabela 5: Correlação de Pearson entre a fauna edáfica, atributos microbiológicos, fracionamento da matéria orgânica do solo e atributos químicos de um solo construído e revegetado por gramíneas perenes de verão sob os manejos S/R (Biomassa aérea não é roçada); R (Biomassa aérea é roçada e depositada no solo) e R/R (Biomassa aérea é roçada e retirada da parcela).

	Colêmbolos	CBM	RB	Urease	C _{AF}	C _{AH}	C _{HUM}	pH	V%	m%
Manejo S/R										
Ácaros	0.22	0.00	-0.46	-0.04	0.59*	-0.49	0.45	0.19	0.33	-0.93
Colêmbolos		0.49	-0.18	-0.20	0.22	-0.19	0.16	-0.03	-0.10	0.19
CBM			0.33	-0.10	0.22	0.29	0.23	-0.47	-0.34	0.43
RB				-0.32	-0.21	0.13	-0.34	-0.39	-0.35	0.58
Urease					-0.01	0.22	0.60*	0.54	0.54	-0.39
C _{AF}						-0.25	0.15	-0.17	-0.09	0.05
C _{AH}							0.15	0.03	0.10	-0.01
C _{HUM}								0.40	0.54*	-0.65*
pH									0.95*	-0.67*
V%										-0.74*
Manejo R										
Ácaros	0.02	0.39	0.34	0.64	-0.28	-0.28	0.25	-0.25	-0.45	0.17
Colêmbolos		-0.17	0.17	-0.18	-0.43	-0.35	-0.02	0.06	-0.12	0.24
CBM			0.23	0.65*	-0.36	-0.44	-0.18	-0.08	-0.23	0.23
RB				0.05	0.08	-0.45	0.07	-0.35	0.09	-0.18
Urease					-0.28	-0.18	0.27	-0.13	-0.35	0.19
C _{AF}						0.60*	-0.12	-0.47	0.09	-0.13
C _{AH}							0.21	-0.35	0,06	0.08
C _{HUM}								0.11	0.05	-0.04
pH									0.13	-0.05*
V%										-0.87
Manejo R/R										
Ácaros	0.36	0.18	0.11	-0.02	-0.33	-0.08	0.44	-0.32	-0.36	0.12
Colêmbolos		-0.14	0.41	-0.09	-0.18	0.55	0.14	-0.61*	-0.82*	0.88*
CBM			-0.21	0.07	-0.47	-0.13	0.01	-0.02	0.25	-0.38
RB				-0.44	0.04	-0.08	-0.30	-0.01	-0.09	0.18
Urease					0.11	-0.17	0.09	0.11	0.02	-0.04
C _{AF}						-0.02	-0.30	-0.26	-0.08	-0.01
C _{AH}							0.20	-0.45	-0.57	0.57
C _{HUM}								-0.30	-0.36	0.08
pH									0.85*	-0.59
V%										-0.84*

CBM: Carbono da biomassa microbiana; RB: respiração basal; C_{AF}: Carbono no ácido fúlvico; C_{AH}: Carbono no ácido húmico; C_{HUM}: Carbono da humina; V%: saturação por bases; m%: saturação por alumínio. *p<0,05

6 Conclusão

O solo construído da Jazida de Candiota/RS, após 18 anos de revegetação com gramíneas perenes de verão apresentou melhoria no Carbono da Biomassa Microbiana e Respiração basal quando comparados ao solo referência com revegetação espontânea, evidenciando o efeito positivo das gramíneas perenes utilizadas na área experimental, o qual converge com nossa primeira hipótese. Em relação a diversidade e uniformidade faunística ainda não é possível sugerir que há uma melhoria satisfatória pelo fato de não haver dados comparativos.

O manejo R e SR evidenciam o início da recuperação ecológica da área com algumas correlações positivas entre biologia e frações da MOS. Portanto, o manejo R não pode ainda ser considerado o manejo mais promissor para a melhoria das condições edáficas, nesse estágio de recuperação, refutando nossa segunda hipótese.

Referências

AHIRWAL, Jitendra; KUMAR, Adarsh; PIETRZYKOWSKI, Marcin; MAITI, Subodh Kumar. Reclamation of coal mine spoil and its effect on Technosol quality and carbon sequestration: a case study from India. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 28, p. 27992-28003, 2018.

ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v.10, p.215-221, 1978.

ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H. The metabolic quotient (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v.25, p.393-395, 1993.

ANDRÉS, P.; MATEOS, E. Soil mesofaunal responses to post- mining restoration treatments. **Applied Soil Ecology**, v.33, p.67- 78, 2006.

AQUINO, A. M. D.; ELIZABETH, M.; CORREIA, F.; BADEJO, M. A.; AWOLOWO, O.. Amostragem da Mesofauna Edáfica utilizando Funis de Berlese-Tüllgren Modificado, **Embrapa Agrobiologia-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2006.

BACHELIER, G. **La Vie animale dans les sols: par G. Bachelier..** ORSTOM (Rennes, impr. Oberthur), 1963.

Balanco patrimonial do exercício 2020. Disponível em: <https://www.crm.rs.gov.br/upload/arquivos/202105/05114724-balanco-2020.pdf>

BARROS, Y.J.; MELO, V. de F.; SAUTTER, K.D.; BUSCHLE, B.; OLIVEIRA, E.B. de; AZEVEDO, J.C.R. de; SOUZA, L.C. de P.; KUMMER, L. 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.

BENITES, V. de M.; MADARI, B.; MACHADO, P.L.O. de A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento

simplificado de baixo custo. **Comunicado Técnico Embrapa nº16**, 7 p., Rio de Janeiro, 2003

BITENCOURT, D. G. B.; PINTO, L. F. S.; PAULETTO, E. A.; TAVARES, M.; FURTADO, G.. Geração de Drenagem Ácida e de Contaminação por Metais Pesados em Perfis de Solos Construídos em Área de Mineração de Carvão. n. 2, p. 1821–1834, 2015.

BP. Statistical review of world energy 2021. Disponível em: <https://www.bp.com/en/global/corporate/energy-economics/statistical-review-of-world-energy.html>

BROMHAM, L.; CARDILLO, M.; BENNETT, A. F.; ELGAR, M. A. Effects of stock grazing on the ground invertebrate fauna of woodland remnants. **Australian Journal of Ecology**, v. 24, n. 3, p. 199-207, 1999.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G.A. Pirólise acoplada à cromatografia gasosa-espectrometria de massas. **Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas**. p.185–200, 2005.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO RS/SC, Manual de Calagem e Adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. **Sociedade brasileira de ciência do solo. Núcleo Regional Sul, Comissão de química e fertilidade do solo**, v.11, 376p, 2016.

COURTNEY, R.; FEENEY, E.; O'GRADY, A. An ecological assessment of rehabilitated bauxite residue. **Ecological engineering**, v. 73, p. 373-379, 2014.

CHODAK, M.; NIKLIŃSKA, M. Development of microbial biomass and enzyme activities in mine soils. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 21, n. 3, 2012.

CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. 2014 Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?sid=59>

DANIELS, W.L.; ZIPPER, C.E. Creation and Management of Productive Mine Soils. **Powell River Project Reclamation Guide lines for Surface-Mined Land in Southwest Virginia**. 2010.

DA SILVA BARBOZA, F.; STUMPF, L.; PAULETTO, E. A.; DE LIMA, C. L. R.; PINTO, L. F. S.; JARDIM, T. M.; PIMENTEL, J. P.; ALBERT, R. P.; VIVAN, G. A.. Impact of machine traffic events on the physical quality of a mine soil after topographic reconstruction. **Soil and Tillage Research**, v. 210, p. 104981, 2021.

DIONÍSIO, J.A.; PIMENTEL, I. C.; SIGNOR, D.; PAULA, A. M.; MACEDA, A.; MATTANA, A. L. Guia prático de biologia do solo. **Embrapa Semiárido-Livro técnico (INFOTECA-E)**, 2016.

DONG, M., HU, S., LV, S., RONG, F., WANG, X., GAO, X., XU, Z., XU, Y., LIU, K., LIU, A.. Ecotoxicology and Environmental Safety Recovery of microbial community in strongly alkaline bauxite residues after amending biomass residue. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 232, p. 113281, 2022.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. **Defining soil quality for a sustainable environment**, v. 35, p. 1-21, 1994.

EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA CNPS. 2011. 230p.

FAO. 2021. The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture – Systems at breaking point. **Synthesis report 2021**. Rome.

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.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; VIDOR, C. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, vol. 23, n. 4, p. 991-996, 1999.

Ferreira, V. M.; Silva, M. L. N.; Curi, N.; Oliveira, A. H.; Silva, M. A.; Avanzi, J. C. Influência antrópica e atributos de solo: relações em ambientes de voçorocas na mesorregião Campos das Vertentes, MG. **Geografia**, v.36, n.1, p.209-219, 20

FRANCO, A.M.P. **Caracterização física de um solo construído na área de mineração de carvão de Candiota-RS**. Pelotas-RS 2006. 124f. Dissertação (Mestrado em Solos). Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel - Universidade Federal de Pelotas 2006.

FUJII, S.; TAKEDA, H.. Succession of collembolan communities during decomposition of leaf and root litter: Effects of litter type and position. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 54, p. 77–85, 2012.

GALLO, D. ; NAKANO, O.; SILVEIRA NETO, S.; CARVALHO, R.P.L.; BATISTA, G.C. de; BERTI FILHO, E.; PARRA, J.R.P.; ZUCCHI, R.A.; ALVES, S. B.; VENDRAMIM, J. **Manual de Entomologia Agrícola**. São Paulo. Ed. Agronômica Ceres, 1988. 649p. 2º ed.

GONÇALVES, F.C. **Efeito de plantas de cobertura sobre os atributos físicos de um solo construído na área de mineração de carvão de Candiota-RS após três anos**. Pelotas-RS 2008. 92f. Dissertação (Mestrado em Solos). Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel – Universidade Federal de Pelotas. 2008.

Guimarães, D.V., Gonzaga, M.I.S., da Silva, T.O., da Silva, T.L., da Silva Dias, N., Matias, M.I.S., Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. **Soil and Tillage Research**, v. 126, p. 177-182, 2013.

Jenkinson, D.S., Powlson, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-I. Fumigation with chloroform. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 8, n. 3, p. 167-177, 1976.

JONIEC, J. Enzymatic activity as an indicator of regeneration processes in degraded soil reclaimed with various types of waste. **International Journal of Environmental Science and Technology**, 2017.

Kompała-Bąba, A., Sierka, E., Dyderski, M. K., Bierza, W., Magurno, F., Besenyei, L. & Woźniak, G. Do the dominant plant species impact the substrate and vegetation composition of post-coal mining spoil heaps?. **Ecological Engineering**, v. 143, p. 105685, 2020.

KRÜMMELBEIN J; RAAB T. Development of soil physical parameters in agricultural reclamation after brown coal mining within the first four years. **Soil and Tillage Research.**; v.125, p.109-115, 2012

LEAL, O.A. **Frações e qualidade da matéria orgânica de um solo construído vegetado com gramíneas após a mineração de carvão.** Dissertação (Mestrado em Solos). 113f. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel - Universidade Federal de Pelotas, 2011

Leal O.A., Castilhos R.M.V., Pauletto E.A., Pinto L.F.S., Pillon C.N., Penning L.H., Santos D.C.. 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 Ciencia do Solo.**v.39, p.895-902, 2015.

LI, J.; XIN, Z.; YAN, J.; LI, H.; CHEN, J.; DING, G. Physicochemical and microbiological assessment of soil quality on a chronosequence of a mine reclamation site. **European Journal of Soil Science**, v. 69, n. 6, p. 1056–1067, 2018.

LISBOA, B.B. **Parâmetros microbiológicos como indicadores de qualidade do solo em sistemas de manejo.** Dissertação de Mestrado do Programa de Pós Graduação de Ciências do Solo da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009

Lins, V.; Santos, H.; Gonçalves, M.C. The effect of the glyphosate, 2,4-D, atrazine e nicosulfuron herbicides upon the edaphic collembola (Arthropoda: Ellipura) in a no tillage system. **Neotropical Entomology**, v.36, n.2, p. 261-267, 2007.

LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. I; MELO, W. J. Recuperação de solos degradados na exploração mineral de cassiterita : biomassa microbiana e atividade da desidrogenase. **Bragantia**, v. 70, n. 1, p. 132-138, 2011.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; SCHULTZ, N.. Quantificação do carbono das substâncias húmicas em diferentes sistemas de uso do solo e épocas de avaliação. **Bragantia**, v. 69, n. 4, p. 913-922, 2010.

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

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, p. 174-183, 2013.

MARTINS, W.B.R.; LIMA, M.D.R; BARROS JUNIOR, U.O; AMORIM, L.S.V; OLIVEIRA, F.A; SCHWARTZ, G.. Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. **Ecological Engineering**, v. 145, p. 105707, 2020.

MELLO, J. W. V.; DUARTE, H.. A Origem e Controle do Fenômeno Drenagem Ácida de Mina. p. 24–29, 2014.

MENTA, C.; CONTI, F. D.; PINTO, S.; LEONI, A.; LOZANO-FONDÓN, C. Monitoring soil restoration in an open-pit mine in northern Italy. **Applied Soil Ecology**, v. 83, p. 22–29, 2014.

MENTA, C.; CONTI, F. D.; PINTO, S.; BODINI, A.. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. **Ecological Indicators**, v. 85, n. June 2017, p. 773–780, 2018.

Ministério de Minas e Energia – MME. Empresa de Pesquisa Energética (Brasil). **Balanco Energético Nacional 2018: Ano base 2017** / Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro : EPE, 2018.

MORAES, G. J.; FLECHTMANN, H. W. Acarologia básica e ácaros de plantas cultivadas no Brasil. **Manual de Acarologia**, 2008.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006.

MUKHOPADHYAY S., MAITI S.K., MASTO R.E. Use of reclaimed mine soil index (RMSI) for screening of tree species for reclamation of coal mine degraded land. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 133-142, 2013.

OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; BARETTA, D.. Why should we care about edaphic springtails? **Scientia Agraria**, v. 17, n. 2, p. 21-40, 2016.

OLIVEIRA FILHO, L.C.I.; BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P. Influência dos processos de recuperação do solo após mineração de carvão sobre a mesofauna edáfica em Lauro Müller, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v.27, p.69-77, 2014.

OROZCO-ACEVES, M.; TIBBETT, M.; STANDISH, R. J.; RICA, C.. Correlation between soil development and native plant growth in forest restoration after surface mining. **Ecological Engineering**, v. 106, p. 209–218, 2017.

ORTIZ, D. C.; DOS SANTOS, M. A. B.; FILHO, L. C. I. O.; POMPEO, P. N.; NIEMEYER, J. C.; FILHO, O. K.; BARETTA, C. R. D. M.; SAMPIETRO, J. A.; BARETTA, D.. Diversity of springtails (Collembola) in agricultural and forest systems in Southern Santa Catarina. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 3, 2019.

PINTO, L. F. S. ; Fernandes, F.F. ;PAULETTO, E. A.;STUMPF, L.. Recuperação de solos degradados pela mineração: da teoria termodinâmica à prática nas áreas regeneradas da mina de carvão de Candiota. In: Embrapa Clima Temperado. (Org.). **Recuperação de áreas mineradas**. 3ed.Brasília: Wyviane Carlos Lima Vidal e Jose Maria Madalena Lopes, 2018, v., p. 293

Pinto, L. F. S., Stumpf, L., Miguel, P., Junior, L. A. D., Leidemer, J. D., da Silva Barbosa, L., & Oliveira, M. S. Reclamation of Soils Degraded by Surface Coal Mining. In: **Mining Techniques-Past, Present and Future**. IntechOpen, 2020.

QUADROS, P. D.; ZHALNINA, K.; DAVIS-RICHARDSON, A. G.; DREW, J. C.; MENEZES, F. B.; CAMARGO, F. A. O.; TRIPLETT, E. W.. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil. **Applied Soil Ecology**, v. 98, p. 195–203, 2016.

SANTOS, M.A.B., OLIVEIRA FILHO, L.C.I., POMPEO, P.N., ORTIZ, D.C., MAFRA, Á.L., KLAUBERG FILHO, O., BARETTA, D. Morphological diversity of springtails in land use systems. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo** v. 42, 2018.

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, n. 2, p. 13, 2010.

SIGMAPLOT. 2011. For windows, version 12.3. Systat Software

STAHL, P. D.; PERRYMAN, B. L.; SHARMASARKAR, S.; MUNN, L. C. Topsoil Stockpiling Versus Exposure to Traffic: A Case Study on In situ Uranium Wellfields. v. 10, n. 1, p. 129–137, 2002.

STUMPF, L. Atributos físicos e mecânicos de um solo construído em área de mineração de carvão em Candiota-RS, cultivado com diferentes espécies vegetais. Dissertação (Mestrado em Solos). **Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel** - Universidade Federal de Pelotas, 2011.

STUMPF, L. Desenvolvimento radicular de gramíneas perenes e sua eficiência na recuperação de atributos físicos de um solo construído compactado em área de mineração de carvão. Tese (Doutorado em Solos). **Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel** - Universidade Federal de Pelotas, 2015.

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.

STUMPF L, PAULETTO EA, PINTO LFS, GEISSLER, L.O., CASTILHOS, D.D.,

SOUZA, D.L., PIMENTEL, J.P., DUTRA JUNIOR, L.A., 2018. Biological and physical quality of a mined soil under revegetation with perennial grasses. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 13, n. 1, p. 1-7, 2018.

STUTLER, K.; PENA-YEWTUKHIW, E.; SKOUSEN, J. Mine soil health on surface mined lands reclaimed to grassland. **Geoderma**, v. 413, p. 115764, 2022.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1995. 174p. (Boletim Técnico de Solos, 5)

Teit, R. **Soil Organic Matter Biological and Ecological Effects**. Nauka, Moskva, 395 p. 1991.

URBANOWSKI, C. K.; KAMCZYC, J.; SKORUPSKI, M.. 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, p. 114963, 2021.

WANG, S.; RUAN, H.. Effects of soil mesofauna and microclimate on nitrogen dynamics in leaf litter decomposition along an elevation gradient. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 35, p. 6732-6742, 2011.

WCA, 2021. World Coal Association. Disponível em: **Erro! A referência de hiperlink não é válida.**

WEIL, R. R.; BRADY, N. C. The nature and properties of soils, ed. **Columbus, Ohio: Pearson**, 2016.

WICK,, A.F.; DANIELS, W.L.; NASH, W.L.; BURGER, J.A. Soil aggregation, organic matter and microbial dynamics under different amendments after 27 years of mine soil development. p.1364-1386. In: **R.I. Barnhisel** (ed.) Proc. Of 116 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation, Bridging Reclamation, Billings, MT. ASMR, Lexington, KY, 2010.

WICK, A.F.; INGRAM, L.J.; STAHL, P.D. Aggregate and organic matter dynamics in reclaimed soils as indicated by stable carbon isotopes. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 41, n. 2, p. 201-209, 2009.

World Reference Base for Soil Resources 2014: **International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps**. Rome: FAO; 2014. p. 192. (World Soil Resources Reports 106)

World Reference Base for Soil Resources (WRB). IUSS Working Group WRB – **International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. Universal system recognized by International Union of Soil Science (IUSS) e FAO. 2015. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i3794e.pdf>

YADA, M. M.; LUIZ, F.; MINGOTTE, C.; MELO, W. J.. Atributos Químicos e Bioquímicos em Solos Degradados por Mineração de Estanho e em Fase de Recuperação em Ecossistema Amazônico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 714-724, 2015.

YAN, M.; LI, T.; LI, X.; LIU, Y.; ZHANG, J.. Microbial biomass and activity restrict soil function recovery of a post-mining land in eastern Loess Plateau. **Catena**, v. 199, p. 105-107, 2021.

ZAGATTO, M. R. G; JÚNIOR, A. L. Z.; PEREIRA, A.P.A.; ESTRADA-BONILLA, G. Soil mesofauna in consolidated land use systems: how management affects soil and litter invertebrates. **Scientia Agricola**, v. 76, p. 165-171, 2019.

ZHANG, L.; JINMANWANG, W.; BAI, Z.; CHUNJUAN, LV. Effects of vegetation on runoff and soil erosion on reclaimed land in an opencast coal-mine dump in a loess area. **Catena**, v. 128, p. 44-53, 2015.

Apêndices

ENQUITRÉIDEO									
	<i>Hemarthria altissima</i>			<i>Cynodon dactylon</i>			<i>Paspalum notatum</i>		
Bloco	S/R	R	R/R	S/R	R	R/R	S/R	R	R/R
1	0	0	0	0	0	0	4	0	0
2	1	0	0	1	0	0	0	0	0
3	0	1	1	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0

LARVA									
	<i>Hemarthria altissima</i>			<i>Cynodon dactylon</i>			<i>Paspalum notatum</i>		
Bloco	S/R	R	R/R	S/R	R	R/R	S/R	R	R/R
1	0	0	0	0	0	0	1	2	0
2	0	1	0	3	0	1	2	2	1
3	1	0	1	3	1	0	0	0	0
4	2	0	3	5	0	2	0	2	7

HYMENOPTERO									
	<i>Hemarthria altissima</i>			<i>Cynodon dactylon</i>			<i>Paspalum notatum</i>		
Bloco	S/R	R	R/R	S/R	R	R/R	S/R	R	R/R
1	2	1	1	2	3	0	1	0	0
2	1	4	0	0	2	5	1	0	2
3	3	3	1	14	12	3	0	0	0
4	0	2	1	2	0	0	3	0	0

PUPA									
	<i>Hemarthria altissima</i>			<i>Cynodon dactylon</i>			<i>Paspalum notatum</i>		
Bloco	S/R	R	R/R	S/R	R	R/R	S/R	R	R/R
1	1	1	0	2	0	0	5	1	1
2	0	1	1	3	0	3	0	0	1
3	0	0	0	4	1	0	0	0	0
4	1	0	0	2	0	2	1	0	5

ARANHA									
	<i>Hemarthria altissima</i>			<i>Cynodon dactylon</i>			<i>Paspalum notatum</i>		
Bloco	S/R	R	R/R	S/R	R	R/R	S/R	R	R/R
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	1	0	0	0	0	0	1	0
3	0	0	0	0	0	0	0	1	0
4	0	0	0	0	0	1	0	1	0

Apêndice 2: Valores de Carbono da Biomassa Microbiana nos diferentes tratamentos dos blocos 1, 2, 3 e 4 da camada de 0,00-0,10m do solo construído.

CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA		
Bloco	Tratamento	C microbiano (mg kg ⁻¹)
1	H RR	566,575
2		392,849 *
3		644,565
4		328,493
1	H R	591,656
2		305,338
3		810,383
4		522,928
1	H SR	273,737 *
2		34,663 *
3		389,091
4		295,539 *
1	P RR	281,657
2		367,974 *
3		212,642
4		532,946
1	P R	459,131
2		534,871
3		18,171
4		230,004
1	P SR	678,646
2		245,338
3		520,578 *
4		481,500
1	T RR	527,775 *
2		186,409
3		361,816
4		408,579
1	T R	271,114
2		527,856
3		611,263 *
4		370,189
1	T SR	624,485
2		652,831
3		497,513
4		101,944

* Valores com diluição diferente (valor final multiplicado por 1,31).

Apêndice 3: Valores de Respiração Basal nos diferentes tratamentos dos blocos 1, 2, 3 e 4 da camada de 0,00-0,10m do solo construído.

RESPIRAÇÃO BASAL				
Bloco	Tratamento	mg C-CO ₂ g ⁻¹ solo	mg C-CO ₂ kg ⁻¹ solo	mg C-CO ₂ kg ⁻¹ solo h ⁻¹
1	H RR	0,148	148,148	0,294
2		1,364	1364,407	2,707
3		0,270	269,841	0,535
4		0,099	98,847	0,196
1	H R	0,258	257,962	0,512
2		0,373	373,444	0,741
3		0,789	789,474	1,566
4		0,229	228,935	0,454
1	H SR	0,263	262,548	0,521
2		0,305	305,085	0,605
3		0,290	289,708	0,575
4		0,312	312,139	0,619
1	P RR	0,660	660,000	1,310
2		0,185	185,068	0,367
3		0,447	447,020	0,887
4		0,194	193,548	0,384
1	P R	0,565	565,327	1,122
2		0,189	188,729	0,374
3		0,435	435,484	0,864
4		0,133	132,813	0,264
1	P SR	0,435	434,562	0,862
2		0,200	200,000	0,397
3		0,281	280,519	0,557
4		0,210	209,677	0,416
1	T RR	0,210	210,379	0,417
2		0,226	226,415	0,449
3		0,595	595,300	1,181
4		0,248	247,863	0,492
1	T R	0,417	417,112	0,828
2		0,186	185,984	0,369
3		0,305	305,246	0,606
4		0,386	385,773	0,765
1	T SR	0,379	379,254	0,752
2		0,293	293,041	0,581
3		0,189	189,041	0,375
4		0,285	284,519	0,565

Apêndice 4: Valores da atividade da urease nos diferentes tratamentos dos blocos 1, 2, 3 e 4 da camada de 0,00-0,10m do solo construído.

ATIVIDADE DA UREASE		
Bloco	Tratamento	mg N-NH ₄ kg ⁻¹ solo 2h ⁻¹
1	H RR	43,178
2		24,199
3		47,433
4		73,518
1	H R	35,530
2		12,124
3		70,484
4		53,843
1	H SR	42,562
2		23,400
3		8,607
4		42,608
1	P RR	16,602
2		38,405
3		34,962
4		27,762
1	P R	15,017
2		39,687
3		17,137
4		47,730
1	P SR	26,833
2		42,611
3		37,774
4		49,269
1	T RR	18,441
2		32,962
3		15,605
4		21,568
1	T R	36,222
2		39,200
3		48,142
4		28,343
1	T SR	21,310
2		33,514
3		20,741
4		21,117

Apêndice 5: Valores obtidos na análise química nos diferentes tratamentos dos blocos 1, 2, 3 e 4 da camada de 0,00-0,10m do solo construído.

ANÁLISES QUÍMICAS								
Bloco	Tratamento	Fósforo mg dm ⁻³	Potássio cmol dm ⁻³	Sódio cmol dm ⁻³	Cálcio cmol dm ⁻³	Magnésio cmol dm ⁻³	Alumínio cmol dm ⁻³	H+Al cmol dm ⁻³
1	H RR	62,983	0,141	0,101	8,090	4,291	0,072	3,295
2		43,277	0,312	0,094	5,330	2,689	0,216	5,988
3		43,586	0,155	0,109	5,481	3,167	0,144	6,625
4		64,142	0,133	0,062	7,523	3,593	0,054	5,137
1	H R	82,071	0,371	0,096	6,691	3,542	0,063	5,421
2		54,250	0,357	0,109	6,200	3,219	0,063	5,066
3		75,425	0,159	0,088	5,330	3,025	0,144	7,051
4		108,964	0,128	0,081	8,203	4,498	0,036	4,429
1	H SR	28,284	0,498	0,071	7,069	4,253	0,036	1,382
2		30,603	0,357	0,101	5,935	2,792	0,135	7,263
3		66,074	0,166	0,086	4,952	2,857	0,144	7,688
4		85,008	0,490	0,101	9,073	4,847	0,054	6,696
1	P RR	33,617	0,416	0,107	6,691	4,511	0,045	3,437
2		37,403	0,139	0,116	5,822	3,076	0,099	5,846
3		50,618	0,149	0,163	6,011	3,257	0,090	5,421
4		64,297	0,198	0,143	6,389	3,348	0,090	5,775
1	P R	92,581	0,254	0,041	4,877	3,399	0,108	7,688
2		56,491	0,123	0,098	3,629	2,960	0,387	7,334
3		49,073	0,122	0,109	5,103	2,727	0,171	6,909
4		75,425	0,181	0,130	8,354	4,821	0,054	5,066
1	P SR	40,185	0,499	0,090	4,839	2,572	0,261	6,555
2		92,349	0,160	0,081	6,351	3,374	0,054	4,500
3		49,382	0,196	0,148	7,447	3,671	0,054	5,066

ANÁLISES QUÍMICAS								
Bloco	Tratamento	Fósforo mg dm ⁻³	Potássio cmol dm ⁻³	Sódio cmol dm ⁻³	Cálcio cmol dm ⁻³	Magnésio cmol dm ⁻³	Alumínio cmol dm ⁻³	H+Al cmol dm ⁻³
4		66,461	0,476	0,141	9,488	4,860	0,036	3,649
1	T RR	68,547	0,145	0,182	7,145	3,645	0,063	5,704
2		60,510	0,330	0,094	4,007	2,288	0,378	8,397
3		42,117	0,159	0,203	5,557	2,999	0,108	5,137
4		68,702	0,140	0,090	7,258	3,606	0,054	5,563
1	T R	49,150	0,157	0,139	6,502	3,180	0,225	7,334
2		108,346	0,190	0,116	5,633	1,706	0,081	9,176
3		39,722	0,125	0,578	5,784	3,270	0,117	5,563
4		45,209	0,176	0,150	8,430	4,731	0,045	2,799
1	T SR	89,335	0,142	0,081	6,804	3,981	0,063	6,059
2		40,108	0,427	0,109	4,801	2,611	0,180	6,200
3		105,255	0,175	0,113	6,011	3,244	0,081	6,625
4		57,651	0,142	0,101	8,581	4,989	0,045	2,870

Apêndice 6: Valores de Saturação por Bases (V%), Saturação por Alumínio (m%), CTC efetiva e CTC pH 7,0 nos diferentes tratamentos dos blocos 1, 2, 3 e 4 da camada de 0,00-0,10m do solo construído.

ANÁLISES QUÍMICAS					
Bloco	Tratamento	Saturação por bases (V%)	Saturação por Alumínio (m%)	CTC efetiva cmol dm ⁻³	CTC pH 7,0 cmol dm ⁻³
1	H RR	79,168	0,572	12,594	15,817
2		58,181	2,530	8,547	14,318
3		57,057	1,611	8,947	15,428
4		68,649	0,478	11,303	16,387
1	H R	66,172	0,591	10,667	16,024
2		65,864	0,641	9,839	14,842
3		54,700	1,665	8,658	15,564
4		74,338	0,280	12,865	17,258
1	H SR	89,533	0,304	11,856	13,201
2		55,569	1,466	9,219	16,347
3		50,914	1,775	8,119	15,663
4		68,274	0,374	14,464	21,106
1	P RR	77,172	0,386	11,663	15,055
2		60,721	1,085	9,136	14,883
3		63,467	0,947	9,507	14,838
4		63,239	0,899	10,025	15,710
1	P R	52,596	1,251	8,639	16,219
2		47,786	5,456	7,099	14,046
3		53,511	2,107	8,123	14,861
4		72,499	0,403	13,410	18,423
1	P SR	54,686	3,197	8,171	14,465
2		68,718	0,544	9,939	14,384
3		69,070	0,475	11,368	16,380

ANÁLISES QUÍMICAS					
Bloco	Tratamento	Saturação por bases (V%)	Saturação por Alumínio (m%)	CTC efetiva cmol dm ⁻³	CTC pH 7,0 cmol dm ⁻³
4		80,246	0,242	14,860	18,473
1	T RR	65,718	0,573	10,998	16,639
2		44,102	5,402	7,003	15,022
3		62,913	1,225	8,823	13,852
4		66,424	0,489	11,058	16,567
1	T R	57,293	2,238	10,064	17,173
2		45,070	1,065	7,610	16,706
3		62,267	1,260	9,296	14,742
4		82,654	0,337	13,382	16,136
1	T SR	64,331	0,574	10,990	16,986
2		55,836	2,247	8,019	14,039
3		58,735	0,852	9,511	16,056
4		82,693	0,327	13,757	16,582