

## Caracterização da condição ambiental de lixão desativado através de indicadores de qualidade do solo

### *Characterization of the environmental condition of disabled dump through indicators of soil quality*

**Rogério Melloni<sup>1</sup>, Thaís Aparecida Costa da Silva<sup>2</sup>, Eliane Guimarães Pereira Melloni<sup>3</sup>, Polianna de Paula Ramos<sup>4</sup>**

**RESUMO:** O processo de desativação de lixões leva ao surgimento de áreas degradadas que apresentam inúmeros desafios para sua recuperação, principalmente no que diz respeito à melhoria das condições do solo. Este estudo objetivou caracterizar a condição ambiental de uma área de lixão desativado, utilizando a sensibilidade de indicadores de qualidade do solo. Para isso, em um lixão desativado do município de Ouro Fino-MG, foram estabelecidas duas áreas de estudo, sendo estas: área de lixão desativado e uma área limítrofe considerada controle (pastagem), para fins de comparação. Para análise da condição ambiental foram avaliados atributos químicos (pH em água, Ca, Mg, P, K, MOS, SB, CTC, V%, m%, Zn, Fe, Mn, Cu, B) e metais pesados (Pb, As, Hg, Cu, Ni, Co, Cr, Ba e Cd), microbiológicos (atividade e biomassa microbiana e quociente metabólico) e físicos (estabilidade de agregados via úmida (diâmetro médio geométrico – DMG, diâmetro médio ponderado – DMP) da qualidade do solo. Os indicadores químicos SB, CTC, Mg, Zn, pH, Ca e K, físico DMP, biomassa microbiana e qCO<sub>2</sub> foram eficientes na discriminação das áreas de estudo e podem ser recomendados na avaliação de processos de recuperação de áreas de lixão. Para a avaliação da qualidade ambiental de área de lixão utilizando esses indicadores, recomenda-se coleta de amostras de solo na profundidade única de 0-10 cm. As diferenças de qualidade ambiental relacionadas ao solo devem ser consideradas para proposição de metodologias diferenciadas de recuperação de áreas de lixão desativado, o que demanda por técnicas específicas de recuperação.

**Palavras-chave:** Resíduos sólidos; Saúde do solo; Recuperação de área degradada.

**ABSTRACT:** The dump deactivation process leads to the emergence of degraded areas that present numerous challenges for their recovery. Especially with regard to improving soil conditions. This study aimed to characterize the environmental condition of a deactivated dump area, using the sensitivity of soil quality indicators. For this, in a dump deactivated in the county of Ouro Fino-MG, two study areas were established, which are: deactivated dump area and a border area considered control (pasture), for comparison purposes. For environmental condition analysis, chemical attributes (pH in water, Ca, Mg, P, K, MOS, SB, CTC, V%, m%, Zn, Fe, Mn, Cu, B) and heavy metals (Pb, As, Hg, Cu, Ni, Co, Cr, Ba e Cd), microbiological (microbial activity and biomass and metabolic quotient) and physical (wet aggregate stability (geometric mean diameter - DMG, weighted average diameter - DMP)) of soil quality. The chemical indicators SB, CTC, Mg, Zn, pH, Ca and K, physical DMP and microbiological like biomass and qCO<sub>2</sub> were efficient in discriminating the study areas and can be recommended in the assessment of landfill site recovery processes. For the assessment of the environmental quality of the landfill area using these indicators, it is recommended to collect soil samples at a single depth of 0-10 cm. Differences of environmental quality related to the soil should be considered for proposing different methodologies for the recovery of deactivated dump areas, which demand specific recovery techniques.

**Keywords:** Final disposal of solid wastes; Soil Health; Degraded Area Recovery.

<sup>1</sup> Engenheiro agrônomo, mestre e doutor em Agronomia, docente da Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, Itajubá (MG), Brasil.

<sup>2</sup> Gestora ambiental, mestre em Meio Ambiente e Recursos Hídricos, pela Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, Itajubá (MG), Brasil.

<sup>3</sup> Engenheira agrônoma, mestre e doutora em Agronomia, docente da Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, Itajubá (MG), Brasil.

<sup>4</sup> Bióloga, mestre em Meio Ambiente e Recursos Hídricos, pela Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, Itajubá (MG), Brasil.



**Autor correspondente:** Rogerio Melloni  
E-mail: rmelloni@unifei.edu.br

Recebido em: 09/03/2021  
Aceito em: 16/02/2023

## INTRODUÇÃO

O volume de resíduos sólidos (RS) gerados no Brasil tem sido crescente, o que impacta diretamente os sistemas de disposição final, tornando esta situação, uma grande problemática ambiental. Em 2010, por meio da Lei Federal nº 12.305/2010, foi determinado que todos os resíduos sólidos gerados no país deveriam passar por um sistema de disposição final adequado (Brasil, 2010), ou seja, deve ser erradicado o descarte irregular que causa danos diretos e indiretos ao meio ambiente, como é o caso dos lixões (Mangieri; Tavares Filho, 2015; Lira *et al.*, 2017; Milhome *et al.*, 2018).

A desativação das atividades dos lixões apresenta, como consequência, o surgimento de áreas degradadas, uma vez que os locais destinados à disposição de RS trazem consigo, além de um forte potencial de contaminação do solo e lençol freático em função do chorume produzido pela decomposição da matéria orgânica, aumentos de processos erosivos, compactação do solo, emissão de gases de efeito estufa, redução e estresse da fauna local, redução da biodiversidade nativa entre outros (Azevedo *et al.*, 2015; Costa *et al.*, 2016).

Quando se tratam de lixões desativados, a necessidade de recuperação destas áreas é evidente, pois, posteriormente ao encerramento das atividades dos lixões, é realizado o recobrimento da massa de resíduos existente com um material inerte, geralmente de uma área de empréstimo, resultando em uma porção de terra sobre a camada de resíduos, sem qualquer característica de um solo natural (Resende *et al.*, 2015). Essa porção pode ser conceituada como solo construído ou antrópico, o qual não possui características da formação de horizontes naturais. Trata-se de uma área de aterro influenciada quimicamente pelo tipo de resíduos sólidos dispostos na área e fisicamente pela forma como foi inserida sobre a massa de resíduos, alterando totalmente o solo original dessa área (Azevedo *et al.*, 2015).

Esta camada de solo tecnogênico presente sobre a massa de resíduos é considerada um fator limitante no processo de recuperação destas áreas, principalmente em função de que, em muitos casos, o substrato utilizado se resume a uma pequena camada superficial, a qual é compactada. Sendo assim, quando há a tentativa de revegetação da área, as raízes, normalmente, encontram dificuldades de se desenvolverem, impactando significativamente o processo de recuperação (Melo Júnior *et al.*, 2015).

Frente a este contexto, Lira *et al.* (2017) afirmam que para a promoção da recuperação ambiental de uma área degradada é essencial conhecer as características do solo das áreas que sofreram impactos advindos da disposição final dos resíduos sólidos, uma vez que a camada de solo tecnogênico presente sobre a massa de RS pode ter sido também afetada pela deposição de substâncias químicas nocivas à vida do solo como para outros elementos vivos do ecossistema.

A combinação de indicadores químicos, físicos e biológicos tem sido amplamente recomendada para analisar a condição ambiental de áreas degradadas, pois são eficientemente capazes de detectar diferenças de qualidade do solo, de acordo com o uso da terra (Stefanoski *et al.*, 2013; Lisbôa *et al.*, 2016). Ainda, o uso de um conjunto de indicadores de qualidade do solo no conhecimento da condição ambiental de áreas degradadas tem se apresentado como uma boa ferramenta no auxílio das decisões sobre como recuperar estas áreas, pois são capazes de retratar as alterações ocorridas no meio (Lisbôa *et al.*, 2016).

Diante disso, torna-se de extrema relevância o conhecimento dos atributos do solo destas áreas, pois os mesmos serão capazes de fornecer informações a respeito da condição ambiental e saúde do solo, possibilitando entendimento, planejamento e sucesso de programas de recuperação (Resende *et al.*, 2015).

No entanto, especificamente para áreas de lixões desativados, são raros os estudos de avaliação da condição ambiental utilizando um conjunto de indicadores e atributos da qualidade do solo, sendo mais comuns aqueles que avaliam, isoladamente, aspectos de natureza química (Oliveira *et al.*, 2016) ou física (Costa *et al.*, 2017). Neste sentido, o presente estudo teve como objetivo caracterizar a condição ambiental do solo de uma área de lixão desativado, utilizando a eficiência dos indicadores de qualidade do solo, normalmente utilizados em outras avaliações relacionadas a alterações do uso da terra.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DAS ÁREAS DE ESTUDO

O estudo foi realizado em duas áreas, sendo uma de lixão desativado e uma área de pastagem limítrofe, considerada controle. As áreas de estudo encontram-se na zona rural do município de Ouro Fino/MG, sul de estado de Minas Gerais, sob as coordenadas 361873.00 E e 7538838.00 S.

A área de estudo do lixão desativado possui 2,5 ha e foi destinada para disposição de RS até o ano de 2005. O processo de desativação do lixão foi realizado no ano seguinte ao

encerramento de suas atividades, e se deu a partir do recobrimento da massa de RS com porção de solo de área de empréstimo do entorno. Salienta-se que, no período na desativação, o solo, classificado como latossolo, de textura média/argilosa (Donagema *et al.*, 2011), não possuía uso definido, enquanto no período de estudo era destinado exclusivamente à pastagem de bovinos com *Brachiaria* spp. (*Urochloa* spp.). As características principais dos latossolos, relacionadas à diferenciação entre os horizontes, estrutura, espessura, estabilidade dos agregados, textura e principais minerais, advindas do forte processo de intemperismo, podem ser obtidas em IBGE (2017).

Em função de variação da declividade e cobertura do solo, realizou-se a divisão da área do lixão em subáreas para o devido estudo, sendo realizada inicialmente a caracterização da declividade por meio de levantamento planialtimétrico, através de Estação Total Ruidi, seguido de caracterização da cobertura do solo. Os dados obtidos por meio da caracterização topográfica da área foram inseridos no software DataGeossis, resultando em um mapa de curvas de nível. A partir das curvas de nível e informações da cobertura do solo, foram delimitadas 5 subáreas de estudo (A, B, C, D e E) para a Área de Lixão Desativado, e foi adotada ainda, uma Área Controle (pastagem), assim como apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1.** Descrição geral das subáreas de estudo (A, B, C, D e E) e Área Controle

| Área de estudo   | Subárea | Tamanho                 | Varição de declividade | Caracterização geral  |
|------------------|---------|-------------------------|------------------------|---|
| Lixão Desativado | A       | 2.879,50 m <sup>2</sup> | 495-503 m              | Cobertura vegetal com predomínio de <i>Brachiaria</i> spp. ( <i>Urochloa</i> spp.) e espécies arbustivas; presença de alguns espécimes arbóreos isolados  |
|                  | B       | 3.982,00 m <sup>2</sup> | 480-489 m              | Predomínio de <i>Brachiaria</i> spp. ( <i>Urochloa</i> spp.) e espécies arbustivas  |
|                  | C       | 2.809,90 m <sup>2</sup> | 480-495 m              | Cobertura vegetal rasteira e arbustiva; presença de alguns espécimes arbóreos isolados e de mamona ( <i>Ricinus communis</i> ) e solo com resíduos sólidos expostos; falhas na cobertura vegetal. |
|                  | D       | 8.596,20 m <sup>2</sup> | 465-480 m              | Cobertura vegetal rasteira e arbustiva em pequena quantidade e de alguns espécimes arbóreos isolados; presença de resíduos sólidos expostos; falhas na cobertura vegetal                          |
|                  | E       | 5.583,90 m <sup>2</sup> | 456-465 m              | Predomínio de <i>Brachiaria</i> spp. ( <i>Urochloa</i> spp.) e presença de alguns espécimes arbóreos isolados   |
| Área Controle    |         | 2.500,00 m <sup>2</sup> | 456-503 m              | Predomínio de <i>Brachiaria</i> spp. ( <i>Urochloa</i> spp.) e presença de alguns espécimes arbóreos isolados; Área destinada à pastagem de bovinos   |

Fonte: Autoria própria.

## 2.2 COLETA DE AMOSTRAS E ANÁLISE DOS ATRIBUTOS DA QUALIDADE DO SOLO

A coleta de amostras de solo para análise dos atributos químicos, microbiológicos e físicos ocorreu em dezembro de 2016. Para a determinação dos atributos químicos e microbiológicos de cada subárea da área do lixão e da área controle, foram coletadas 5 amostras compostas, em duas profundidades (0-10 cm e 10-20 cm), por meio de um trado holandês TF-10 da marca SondaTerra®, totalizando 60 amostras de solo. As profundidades foram definidas em função da maior concentração radicular de gramíneas, como braquiária, maior efeito em outras culturas associadas (Salton; Tomazi, 2014) e decisão de estudo da camada superficial do solo, horizonte A, onde se desenvolve efetivamente a cobertura vegetal. Durante a coleta, a cada amostra composta coletada, o trado foi desinfestado com álcool 70%. As amostras de solo coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos, identificadas e mantidas em câmara fria a 4°C até a realização das análises.

Uma porção das amostras das profundidades 0-10 e 10-20 cm foi encaminhada para determinação dos atributos químicos: pH em água, fósforo (P), potássio (K), magnésio (Mg), cálcio (Ca), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC), matéria orgânica (MO), saturação por alumínio (m%), percentagem de saturação por bases da CTC a pH 7,0 (V%), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu) e boro (Bo), conforme descrito em Donagema *et al.* (2011).

Das amostras da profundidade 0-10 cm, determinou-se a concentração total dos seguintes metais pesados: Chumbo (Pb), Arsênio (As), Mercúrio (Hg), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Bário (Ba), Cobre (Cu), Cádmio (Cd) e Níquel (Ni). As análises foram realizadas no Laboratório de Edafologia, de la Facultad de Ciencia del Suelo, Universidad de Granada, Espanha, por meio do equipamento NITON XLt, descrito na metodologia de García-Carmona *et al.* (2017).

Com o remanescente das amostras das profundidades 0-10 e 10-20 cm foram determinados, como atributos microbiológicos: atividade microbiana, conforme Anderson (1982) e carbono da biomassa microbiana, como descrito por Ferreira, Camargo e Vidor (1999), além do quociente metabólico (qCO<sub>2</sub>), como descrito por Anderson e Domsch (1978). As análises microbiológicas foram realizadas no Centro de Procedimentos Ambientais do IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes.

Para determinação dos atributos físicos foram coletadas 5 sub-amostras deformadas de cada subárea, tanto da área do lixão quanto da área controle, na profundidade 0-20 cm,

totalizando 30 amostras. Determinaram-se como atributos físicos a estabilidade de agregados via úmida, por meio do diâmetro médio geométrico - DMG e diâmetro médio ponderado DMP, como também descritos em Donagema *et al.* (2011).

### 2.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os resultados dos atributos químicos, microbiológicos e físicos foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro - Wilk ( $\alpha=0,05$ ). Para os dados com distribuição anormal, foi realizada transformação dos dados para raiz quadrada de  $y+1$ . Em seguida, foi realizada análise de variância (ANOVA) e comparações de médias pelo teste de Scott - Knott a 5% pelo *software* Sisvar 5.6. Posteriormente, fez-se a análise de componentes principais (ACP) para definir as relações entre os atributos de qualidade do solo e a caracterização ambiental das áreas do estudo, por meio do *software* Past (Hammer *et al.*, 2001).

## 3 RESULTADO E DISCUSSÃO

Os resultados de pH, Ca, P, K, Mg, Zn, SB, CTC e V% obtidos das amostras de solo das áreas de estudo encontram-se na tabela 2.

**Tabela 2.** Médias dos atributos químicos pH, Ca, P, K, Mg, Zn, SB, CTC e V% obtidas de amostras de solo das subáreas do lixão (A, B, C, D e E) e controle

| Áreas de estudo | Atributos químicos |  |  |   |  |                          |  |  |  |  |
|-----------------|--------------------|--|--|---|--|--------------------------|--|--|--|--|
|                 | pH                 | Ca<br>cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> |  | P<br>cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> |  | K<br>mg dm <sup>-3</sup> |  |  |  |  |
| A               | 7,3 a              | 3,6 b                                    |  | 31,1 b                                  |  | 215,2 a                  |  |  |  |  |
| B               | 6,9 b              | 4,8 b                                    |  | 7,8 b                                   |  | 159,8 b                  |  |  |  |  |
| C               | 7,8 a              | 6,7 a                                    |  | 144,2 a                                 |  | 213,6 a                  |  |  |  |  |
| D               | 6,5 b              | 3,6 c                                    |  | 7,3 b                                   |  | 164,3 b                  |  |  |  |  |
| E               | 5,4 c              | 1,6 d                                    |  | 3,8 b                                   |  | 95,5 c                   |  |  |  |  |
| Controle        | 5,4 c              | 1,3 d                                    |  | 0,38 b                                  |  | 49,1 c                   |  |  |  |  |
| CV (%)          | 7,4                | 25,4                                     |  | 25,4                                    |  | 35,0                     |  |  |  |  |

| Áreas de estudo | Atributos químicos                            |  |                                |                                 |   |  |   |  |              |               |
|-----------------|---|--|--------------------------------|---------------------------------|---|--|---|--|--------------|---------------|
|                 | Mg  |  | Zn                             |                                 | SB  |  | CTC   |  | V            |               |
|                 | 0-10 cm<br>cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> | 10-20 cm<br>cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> | 0-10 cm<br>mg dm <sup>-3</sup> | 10-20 cm<br>mg dm <sup>-3</sup> | 0-10 cm<br>cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> | 10-20 cm<br>cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> | 0-10 cm<br>cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> | 10-20 cm<br>cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> | 0-10 cm<br>% | 10-20 cm<br>% |
| A               | 0,8 Ab  | 0,8 Aa   | 13,6 Ab                        | 10,4 Aa                         | 5,4 Ab  | 4,8 Aa   | 6,4 Ab  | 6,3 Aa   | 83,2 Aa      | 75,0 Aa       |
| B               | 1,1 Aa  | 0,8 Ba   | 16,1 Ab                        | 9,6 Aa                          | 7,0 Ab  | 4,7 Ba   | 7,8 Ab  | 6,3 Ba   | 89,8 Aa      | 73,3 Aa       |
| C               | 0,9 Ab  | 0,4 Bb   | 11,3 Ab                        | 11,4 Aa                         | 6,1 Ab  | 2,5 Bb   | 7,2 Ab  | 5,3 Ba   | 83,9 Aa      | 46,8 Bb       |
| D               | 1,0 Ab  | 0,3 Bb   | 6,5 Ab                         | 10,8 Aa                         | 6,2 Ab  | 1,9 Bb   | 7,3 Ab  | 5,0 Ba   | 85,0 Aa      | 39,2 Bb       |
| E               | 1,2 Aa  | 0,2 Bb   | 46,2 Aa                        | 1,1 Ba                          | 8,4 Aa  | 1,6 Bb   | 9,1 Aa  | 5,2 Bb   | 92,0 Aa      | 31,5 Bb       |
| Controle        | 1,3 Aa  | 0,2 Bb   | 51,5 Aa                        | 0,5 Ba                          | 8,6 Aa  | 1,5 Bb   | 9,3 Aa  | 4,8 Bb   | 92,2 Aa      | 30,4 Bb       |
| CV (%)          | 25,3  |  | 86,9                           |                                 | 24,1  |  | 14,5  |  | 21,1         |               |

P (Fósforo); K (Potássio); Ca (Cálcio). CV (coeficiente de variação). Mg (Magnésio). Zn (zinco). CV (coeficiente de variação). SB (Soma de Bases); CTC (Capacidade de Troca de Cátions); V% (Saturação por bases). CV (coeficiente de variação).

Médias seguidas das mesmas letras maiúsculas na linha (entre diferentes profundidades) e minúscula na coluna (entre diferentes áreas) para cada atributo, não diferem entre si, pelo teste de Scott Knott a 5% de significância. Fonte: Autoria própria

Os valores de pH observados nas áreas de estudo variaram entre médio a alto, segundo Sobral *et al.* (2015). De acordo com Costa *et al.* (2017a) os valores ideais de pH para receber a grande maioria das plantas devem estar entre 5,8 a 7,5, o que foi verificado nas subáreas A, B, C, D, inferindo que o pH, isoladamente, não tem sido um fator limitante para o desenvolvimento de plantas no processo de regeneração natural desta área.

Os valores de pH corroboram aqueles obtidos por Costa *et al.* (2017), entre 6,4 a 6,6, em área onde houve disposição de resíduos e de 4,4 a 4,9 na área adotada como controle. Medeiros *et al.* (2008) observaram pH de 5,3 em área de lixão e de 4,2 na área de entorno, em um lixão em funcionamento. Ao analisar o comportamento do pH obtidos neste estudo e nos estudos descritos, é possível observar que o pH é influenciado pela disposição dos RS, visto os maiores valores para a área de lixão (exceto a E), o que pode estar relacionado com a presença de humatos alcalinos no composto de RS (Costa *et al.*, 2017). Dessa forma, Lima *et al.* (2011) e Mangieri e Tavares Filho (2015) enfatizam que a deposição dos resíduos sólidos sobre o solo provoca aumento do pH, o que justifica os maiores teores de pH nas subáreas onde houve o descarte de resíduos em relação à área controle.

Quanto aos indicadores Ca, P e K, é possível observar que os teores de K e Ca são mais elevados onde houve disposição de RS (A, B, C e D), indicando que a disposição dos resíduos sólidos é capaz de promover o aumento dos teores destes macronutrientes (Ca, P e K). É observado que o teor de P na subárea C apresentou diferença significativa em relação às demais subáreas, o que pode estar associado ao alto índice de resíduos dispostos na área sem nenhum tratamento, associado à presença de massa de resíduos exposta, que permite considerar que há um grande teor de material orgânico na superfície do solo rico em P (Oliveira *et al.*, 2016).

Diante dos atributos químicos apresentados na Tabela 2, é possível considerar que estes atributos indicam uma boa qualidade química do solo, na área do lixão. No entanto, mesmo assim, observa-se dificuldade de recuperação e revegetação da área, o que poderia não estar relacionada à fertilidade do solo pelos indicadores utilizados.

Na Tabela 3 são descritas as médias dos atributos Mn, Bo e MO obtidas das amostras de solo das áreas de estudo, nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm. Assim, quanto aos macronutrientes Mg e Zn, foi observado efeito significativo das áreas e profundidades (tabela 2) e somente efeito das profundidades para os atributos Mn, Bo e matéria orgânica (Tabela 3). Os valores de Mg observados nas áreas de estudo apresentam médias superiores (0,8 a 1,3) aos



observados em outros trabalhos, como  $0,89 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  (Resende *et al.*, 2015) e  $0,3 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  (Oliveira *et al.*, 2016). Ao comparar com a área controle, é possível observar maiores teores de Mg e Zn onde houve a incorporação de RS (A, B, C e D), situação também observada por Costa *et al.* (2016), em um lixão em funcionamento, indicando que os RS são capazes de influenciar positivamente os teores destes nutrientes.

**Tabela 3.** Médias dos atributos químicos Mn, Bo e MO obtidas de amostras de solo das áreas do lixão (A, B, C, D e E) e controle, nas duas profundidades

| Profundidades<br>- cm - | Atributos químicos              |       |                      |
|-------------------------|---------------------------------|-------|----------------------|
|                         | Mn                              | Bo    | MO                   |
|                         | ----- $\text{mg dm}^{-3}$ ----- |       | $\text{dag dm}^{-3}$ |
| 0-10                    | 61,3 a                          | 0,3 a | 3,6 a                |
| 10 – 20                 | 39,8 b                          | 0,3 a | 1,9 b                |
| CV (%)                  | 45,5                            | 30,0  | 21,5                 |

Mn (Manganês); Bo (Boro); MO (Matéria orgânica). CV (coeficiente de variação).

Médias seguidas das mesmas letras minúsculas na coluna para cada atributo, não diferem entre si, pelo teste de Scott Knott a 5% de significância.

Fonte: Autoria própria

Os valores de SB variaram de  $1,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  a  $8,6 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  sendo observados os maiores valores na camada superficial do solo. Resende *et al.* (2015) encontraram valores de SB similares à subárea E e controle em um aterro controlado ( $2,65 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ). Já em uma área de lixão em funcionamento, Medeiros *et al.* (2008) encontraram valor de SB de  $7,1 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  em área de lixão e  $3,2 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  para área do entorno. Foi observado que a disposição dos RS influencia a SB, o que pode estar associado ao processo de decomposição onde, durante a mineralização dos RS, pode disponibilizar nutrientes como Ca, Mg e P no solo (Lima *et al.*, 2011).

Com exceção da área controle na profundidade 10-20 cm, os valores de CTC indicam boa condição de fertilidade do ponto de vista agrícola, por possuírem um maior potencial de adsorção de nutrientes (Pinheiro; Mochel, 2018). De acordo com Lima *et al.* (2011) os resíduos orgânicos presentes na massa de lixo são capazes de melhorar o potencial agronômico do solo, uma vez que podem promover aumento da CTC. No entanto, é necessário estudar as alterações provocadas nos atributos do solo, como também a possibilidade de contaminação do ambiente em função da composição de tais resíduos. Para Ronquim (2020) a CTC é um bom indicador de qualidade do solo, pois está associada à retenção de cátions no solo, além das relações entre a estrutura do solo e a água. No entanto, a interpretação do comportamento desse indicador não pode ser feita de maneira isolada, mas considerando o todo.



O solo antrópico foi considerado eutrófico ( $V\% > 50\%$ ) em todas as áreas de estudo na profundidade 0-10 cm, e distrófico ( $V\% < 50\%$ ) somente nas subáreas C, D, E e controle na profundidade 10-20 cm (Sobral *et al.*, 2015). Apesar de diferenças no manejo dos RS e, especificamente, no chorume gerado, Resende *et al.* (2015) registraram valor de 63,7% em aterro controlado, enquanto Medeiros *et al.* (2008) de 25,0% em um lixão em funcionamento, o que remete a uma grande variação desse atributo em áreas que recebem RS.

Os teores de Mn (de 39,8 a 61,3) e B (0,3) apresentaram valores inferiores aos observados por Medeiros *et al.* (2008) em lixão em funcionamento, onde foram observados, respectivamente,  $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $0,16 \text{ mg kg}^{-1}$ , o que pode estar associado ao tempo de desativação do lixão, proporcionando uma maior degradação do material orgânico presente na área e, conseqüentemente, maior disponibilização desses nutrientes.

Mangieri e Tavares Filho (2015) descrevem que a interação causada no solo pela MO proveniente de resíduos é complexa, podendo interferir em outras propriedades do solo. É interessante mencionar que, mesmo não apresentando diferença significativa entre as áreas de estudo (valores de 1,9 a  $3,6 \text{ dag dm}^{-3}$  de MO), os teores de MO foram superiores na camada superficial do solo (0 a 10 cm) e podem ter influenciado outros indicadores estudados como a CTC, pH, micro e macronutrientes (Pinheiro; Mochel, 2018). Dessa forma, a MO pode influenciar positivamente outros atributos químicos e indicar situação de boa fertilidade do solo. Contudo, é necessário analisar a condição ambiental dessas áreas com ressalvas, uma vez que outros aspectos podem estar associados a falhas na cobertura vegetal, visualmente observadas na área de lixão, e não o teor de matéria orgânica de forma isolada. Nesse sentido, Lima *et al.* (2011) mencionam que a massa de resíduos sólidos é composta, em sua maioria, de material orgânico, rico em nutrientes e MO, logo, quando incorporado ao solo, conduziria a uma melhor fertilidade.

Os indicadores Fe e Cu não apresentaram interação entre as áreas e profundidades, não sendo considerados indicadores eficientes para avaliar a condição ambiental de área de lixão, onde Fe apresentou teor médio de  $100 \text{ mg dm}^{-3}$  e Cu de  $3,88 \text{ mg dm}^{-3}$ .

Na Tabela 4 são apresentados os valores determinados dos metais Pb, As, Hg, Cu, Ni, Co, Cr, Ba e Cd, obtidos em relação à concentração de metais pesados na área do lixão (A, B, C, D, E) e área controle, na profundidade 0-10 cm, assim como a recomendação pela Resolução CONAMA n° 420/2009 para uso agrícola. Com exceção do Cromo (Cr) nas subáreas A e C, não foi constatada contaminação por metais pesados segundo os parâmetros determinados pela Resolução CONAMA n° 420/2009. O excesso de cromo observado pode explicar as falhas

observadas no crescimento vegetal nestas subáreas (A e C), haja vista que, conforme descrito na Tabela 1, observa-se baixa diversidade de espécies nestes locais. De acordo com Sousa e Santos (2018), em áreas com grande concentração de Cr, torna-se difícil a recuperação ambiental, uma vez que esse elemento, em altas quantidades, pode provocar toxicidade em plantas, inibindo seu crescimento, provocando clorose nas folhas jovens, folhas pequenas de coloração vermelho-amarronzada ou púrpura, lesões necróticas e injúrias nas raízes.

**Tabela 4.** Médias dos atributos químicos Pb, As, Hg, Cu, Ni, Co, Cr, Ba e Cd obtidas de amostras de solo das subáreas do lixão (A, B, C, D e E) e controle, na profundidade de 0-10 cm

| Metais pesados | Áreas de estudo                              |        |        |        |        |          | LMA* |
|----------------|--|--------|--------|--------|--------|----------|------|
|                | A  | B      | C      | D      | E      | Controle |      |
|                | ----- mg kg <sup>-1</sup> de solo seco ----- |        |        |        |        |          |      |
| Pb             | 9,37   | 13,93  | 13,77  | 18,20  | 25,45  | 14,50    | 180  |
| As             | <LOD   | 4,87   | 5,17   | 4,96   | 4,41   | 5,29     | 35   |
| Hg             | <LOD   | <LOD   | <LOD   | <LOD   | <LOD   | <LOD     | 12   |
| Cu             | 36,18  | 43,67  | 31,46  | 39,03  | 39,19  | 33,72    | 200  |
| Ni             | 54,04  | 8,76   | 0,02   | 36,25  | 20,36  | 33,91    | 70   |
| Co             | <LOD   | <LOD   | <LOD   | <LOD   | <LOD   | <LOD     | 35   |
| Cr             | 182,89                                       | 126,88 | 169,80 | 125,49 | 118,63 | 118,37   | 150  |
| Ba             | 91,36  | 126,58 | 75,84  | 119,25 | 83,89  | 86,78    | 300  |
| Cd             | <LOD   | <LOD   | <LOD   | <LOD   | <LOD   | <LOD     | 3    |

Pb (Chumbo); As (Arsênio); Hg (Mercúrio); Cu (Cobre); Ni (Níquel); Co (Cobalto); Cr (Cromo); Ba (bário); Cd (Cádmio). LMA (Limite Máximo Aceitável) segundo a Resolução CONAMA nº 420/2009. <LOD (Concentração abaixo do teor mínimo para leitura). Foi adotado o LMA referente ao uso agrícola, uma vez que a área do lixão desativado atualmente é destinada à pastagem.

Fonte: Autoria própria

Milhome *et al.* (2018) também observaram teores elevados de cromo em uma área de lixão e relacionaram sua presença com a disposição de resíduos como pilhas, baterias entre outros eletrônicos, situação comum em muitos lixões brasileiros. Exceto o cromo, a contaminação por metais nas demais subáreas não devem ser considerada como fator limitante para desenvolvimento de plantas, no processo de recuperação natural.

Quanto aos indicadores físicos DMG e DMP, observou-se efeito das áreas, independentemente da profundidade, somente para DMP, conforme Tabela 5, enquanto para DMG os valores variaram de 1,9 a 3,1 mm, sem diferença significativa entre as áreas e sem efeito da adição de RS para esse atributo. Foi observado menor valor de DMP nas áreas que possuem solo exposto, como as subáreas C e D e valores iguais para a subárea E e controle, sendo estas últimas consideradas as mais estáveis do ponto de vista estrutural e químico, possivelmente devido à cobertura predominante de *Brachiaria* spp.

Em contrapartida, de acordo com Rodrigues *et al.* (2018), em áreas com pouca cobertura do solo são observados menores valores de DMG, indicando menor estabilidade do solo. Rocha *et al.* (2015), em seu estudo, encontraram valores de DMG e DMP similares em áreas de

pastagem e também correlacionaram a estabilidade de agregados com a cobertura do solo, afirmando que quanto maior a exposição do solo aos fatores externos, maior rompimento dos agregados do solo, e redução dos valores de DMG e DMP. Dessa forma, DMP mostrou-se sensível em discriminar as áreas de estudo e pode ser utilizado como indicador nessas áreas de lixão e controle.

**Tabela 5.** Médias dos atributos físicos DMG e DMP de amostras de solo das subáreas do lixão (A, B, C, D e E) e área controle, na profundidade de 10-20 cm

| Áreas de estudo | Indicadores físicos |       |
|-----------------|---------------------|-------|
|                 | DMG                 | DMP   |
|                 | ----- mm -----      |       |
| A               | 3,0 a               | 3,3 b |
| B               | 2,5 a               | 2,9 b |
| C               | 1,9 a               | 2,4 b |
| D               | 2,5 a               | 2,9 b |
| E               | 2,8 a               | 4,1 a |
| Controle        | 3,1 a               | 4,6 a |
| CV (%)          | 38,15               | 21,03 |

DP (Densidade de partículas); DMG (Diâmetro Médio Geométrico); DMP (Diâmetro Médio de Partículas). CV (coeficiente de variação)

Médias seguidas das mesmas letras minúsculas na coluna para cada atributo, não diferem entre si, pelo teste de Scott Knott a 5% de significância.

Fonte: Autoria própria

Na Tabela 6 são apresentadas as médias dos atributos microbiológicos biomassa microbiana e quociente metabólico, obtidos de amostras de solo das subáreas do lixão (A, B, C, D e E) e controle.

**Tabela 6.** Médias dos atributos microbiológicos biomassa microbiana e quociente metabólico obtidos de amostras de solo das subáreas do lixão (A, B, C, D e E) e controle

| Áreas de estudo | Atributos microbiológicos                     |          |  |          |
|-----------------|---|----------|--|----------|
|                 | Biomassa microbiana                           |          | qCO <sub>2</sub>   |          |
|                 | - µg C g <sup>-1</sup> de C. g de solo seco - |          | - µg CO <sub>2</sub> µg <sup>-1</sup> C.g de solo seco.dia - |          |
|                 | 0-10 cm                                       | 10-20 cm | 0-10 cm  | 10-20 cm |
| A               | 126,9 Aa                                      | 135,4 Aa | 0,4 Ab   | 0,2 Ab   |
| B               | 184,5 Aa                                      | 115,2 Aa | 0,2 Ab   | 0,3 Ab   |
| C               | 143,8 Aa                                      | 70,4 Ba  | 0,4 Ab   | 0,6 Aa   |
| D               | 52,0 Bb                                       | 123,6 Aa | 1,0 Aa   | 0,2 Bb   |
| E               | 164,0 Aa                                      | 76,2 Ba  | 0,3 Ab   | 0,4 Ab   |
| Controle        | 114,6 Aa                                      | 131,6 Aa | 0,5 Ab   | 0,2 Bb   |
| CV (%)          | 54,5  |          | 47,2   |          |

CV (Coeficiente de Variação). Médias seguidas das mesmas letras maiúsculas na linha e minúsculas na coluna para cada atributo, não diferem entre si, pelo teste de Scott Knott a 5% de significância.

Fonte: Autoria própria

Quanto aos atributos microbiológicos, verificou-se que houve efeito das áreas e profundidades para a biomassa microbiana e quociente metabólico (Tabela 6), enquanto houve efeito somente da profundidade para atividade microbiana, independentemente das áreas, com valores de 53,7 contra 28,1  $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1}$  de solo seco.dia, respectivamente para as profundidades de 0-10 e 10-20 cm.

Foi observada maior biomassa microbiana na profundidade 0-10 cm, com exceção da subárea C, situação comum e também observada em diversos trabalhos, como de Fernandes *et al.* (2013), em uma área agrícola consorciada com gramínea. A presença de *Brachiaria spp.* na área de estudo pode ter contribuído para influenciar positivamente a maior biomassa na camada superior do solo, conforme também observado em outros trabalhos (Silva *et al.*, 2010; Hoffmann *et al.*, 2018).

Os valores de atividade e biomassa microbiana do solo observados na área de lixão encontram-se inferiores aos obtidos por Mazzeto *et al.* (2016). Quando comparados com os dados de Santana *et al.* (2017), em outro estudo de área de pastagem de *Brachiaria spp.*, observou-se semelhança dos resultados, permitindo inferir que o predomínio desta gramínea nas áreas de estudo pode ter influenciado positivamente a atividade microbiológica.

Quando analisado o  $\text{qCO}_2$ , é possível observar uma maior homogeneidade dos valores, maiores na subárea D (0-10 cm) e C (10-20 cm) (Tabela 6), o que pode estar relacionada a fatores estressantes aos microrganismos do solo (Silva *et al.*, 2010) observados nesta subárea, como solo exposto, baixo DMP (Tabela 5) e declividade acentuada.

No entanto, tais indicadores microbiológicos não devem ser utilizados de forma isolada e exclusiva para avaliação da qualidade de solo, conforme relatado por Novak *et al.* (2022), em um estudo que envolveu o entendimento da dinâmica de sucessão de diferentes áreas de restauração ecológica, vegetação nativa e área agrícola, na região Cerrado – Mata Atlântica.

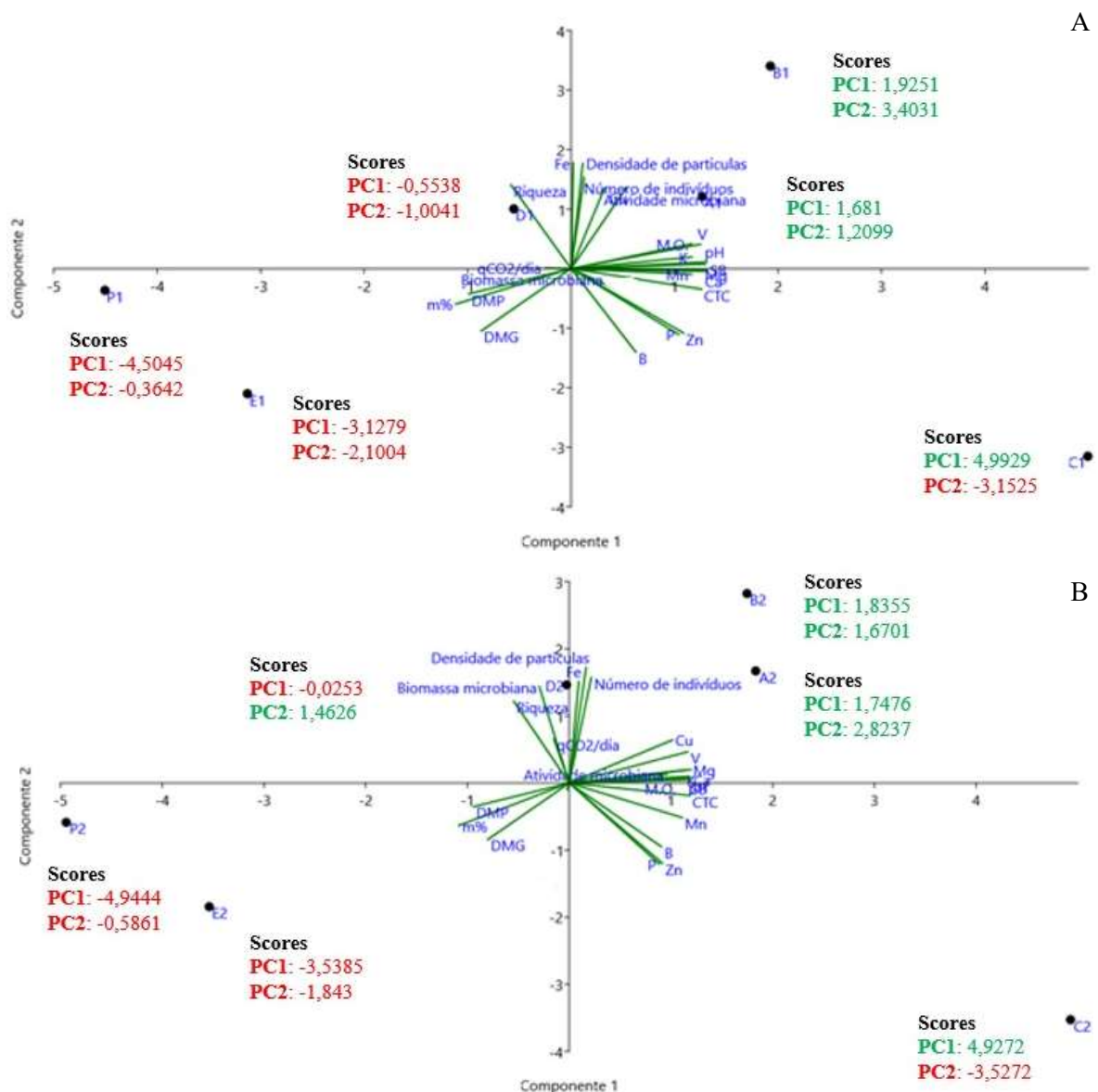
Assim, de forma geral, dos indicadores avaliados, pode-se apontar que grande parte daqueles adotados na caracterização deste estudo se mostrou eficiente em mostrar os efeitos da disposição dos resíduos sólidos. Quando analisados os atributos químicos, de forma isolada, constata-se que o solo possui boas condições de fertilidade, talvez em virtude da presença da matéria orgânica, a qual pode mascarar a sua condição ambiental e predisposição à revegetação e recuperação.

Contudo, se considerados outros aspectos específicos de física do solo, como a estabilidade de agregados (DMP), por exemplo, da tabela 5, é possível observar que devem existir outros interferentes que estão comprometendo a revegetação e recuperação desta área

com gramíneas, ligados à aeração e umidade (Salton; Tomazi, 2014), as quais implicaram direta e negativamente aos microrganismos, como observado pelos valores de  $qCO_2$  (tabela 6), especialmente nas subáreas onde há presença de solo e massa de resíduo expostos (C e D).

### 3.1 ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)

A partir da análise dos componentes principais (ACP) dos indicadores avaliados (químico, físico e biológico), nas profundidades 0-10 cm e 10-20 cm, foi gerada a Figura 1.



**Figura 1.** (A) Resultado da análise de componentes principais dos indicadores de qualidade do solo na profundidade de 0-10 cm. Áreas e seus scores: A1 (Subárea A, profundidade 0-10 cm), B1 (Subárea B, profundidade 0-10 cm), C1 (Subárea C, profundidade 0-10 cm), D1 (Subárea D, profundidade 0-10 cm), E1 (Subárea E, profundidade 0-10 cm) e P1 (Área Controle, profundidade 0-10 cm). (B) Resultado da análise de componentes principais dos indicadores de qualidade do solo na profundidade de 10-20 cm. Áreas e seus scores: A2 (Subárea A, profundidade 10-20 cm), B2 (Subárea B, profundidade 10-20 cm), C2 (Subárea C, profundidade

10-20 cm), D2 (Subárea D, profundidade 10-20 cm m), E2 (Subárea E, profundidade 10-20 cm) e P2 (Área Controle, profundidade 10-20 cm).

Para a profundidade 0-10 cm (Figura 1A), as abscissas correspondem ao componente principal (CP) 1, com 50,5% da variância total, e as ordenadas correspondem ao CP 2, com 23,77% da variância total. Os dois fatores juntos explicaram 74,27% da variância total dos dados.

As subáreas E (E1) e Controle (P1), limítrofes, se agruparam no mesmo quadrante em função das melhores condições físicas (DMP), menor fertilidade, maior biomassa microbiana e menores valores de atividade microbiana. As subáreas A1 e B1 se agruparam no mesmo quadrante em função dos maiores valores de atividade microbiana e alguns atributos de fertilidade (V, MO, K, pH). A subárea C1 se destaca pelas melhores condições de fertilidade (Mn, Ca, CTC, SB, B, Zn, P e B), enquanto a subárea D1 apresenta baixa fertilidade (m%).

Para a profundidade 10-20 cm (Figura 1B), as abscissas correspondem ao componente principal (CP) 1, com 56,4% da variância total, e as ordenadas correspondem ao CP 2, com 24,2% da variância total. Os dois fatores juntos explicaram 80,6% da variância total dos dados.

Independentemente da profundidade de estudo, Stefanoski *et al.* (2013) salientaram que o uso de indicadores de qualidade do solo deve anteceder os projetos de recuperação, pois estes indicadores são capazes de avaliar as áreas degradadas e, assim, propor práticas adequadas de manejo do solo.

É importante destacar que, por meio da análise multivariada, evidenciou-se a distinção das áreas/subáreas de estudo, confirmando que as mesmas devam ser submetidas a projetos diferentes de recuperação. Como observado na Figura 1, as subáreas A e B apresentam características similares, indicando que uma mesma técnica de recuperação seria capaz de proporcionar a regeneração destas áreas. Já as subáreas C e D necessitam de técnicas específicas, pois apresentam condições distintas com relação aos aspectos químicos, físicos e microbiológicos.

Sendo assim, evidencia-se a necessidade de propor medidas de recuperação específicas para cada subárea do lixão desativado, para melhorias da sua parte física, química e microbiológica do solo e, finalmente, para o sucesso da revegetação. Desconsiderando esses aspectos, haveria grande dificuldade de êxito nos programas de recuperação e, conseqüentemente, falhas de revegetação.

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os atributos químicos (SB, CTC, Mg, Zn, pH, Ca e K), físico (DMP) e microbiológicos (biomassa microbiana e  $qCO_2$ ) apresentam grande capacidade e eficiência para diferenciar as áreas de estudo, nas duas profundidades estudadas (0-10 e 10-20 cm), e podem ser recomendados na avaliação de processos de recuperação de áreas de lixão.

Para a avaliação da qualidade ambiental de área de lixão utilizando esses indicadores, recomenda-se coleta de amostras de solo na profundidade única de 0-10 cm.

Os resultados permitem inferir que devem ser utilizadas técnicas diferenciadas e específicas de recuperação nessa área de lixão, com ênfase à melhoria das condições físicas, físicas e/ou microbiológicas, uma vez que as subáreas A, B, C e D sofreram maior influência do descarte dos resíduos, em comparação à subárea E e controle (pasto).

A interpretação dos resultados da qualidade do solo de lixão, avaliada por meio de indicadores físicos, químicos e microbiológicos, deve ser feita de forma ampla e com ressalva, principalmente quando se visa ao entendimento de sua condição ambiental.

#### 5 AGRADECIMENTOS

Ao IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes e à CAPES, pelo apoio.

#### REFERÊNCIAS

ANDERSON, J. P. E. Soil respiration. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (ed.). **Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties**. 2. ed. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 831-871. v. 2.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Madison, v. 10, n. 3, p. 215-221, 1978. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8).

AZEVEDO, P. B.; LEITE, J. C. A.; OLIVEIRA, W. S. N.; SILVA, F. M.; FERREIRA, P. M. L. Diagnóstico da degradação ambiental na área do lixão de Pombal – PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 10, n.1, p. 20 - 34, 2015. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/7300911.pdf>. Acesso em: 4 mar. 2021.

BRASIL. **Lei nº 12305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Lei nº 12305, de 2 de agosto de 2010. Brasília, DF. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm). Acesso em: 4 mar. 2021.



CONAMA. **Resolução CONAMA nº 420 de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

COSTA, B. M. B.; OLIVEIRA, J. C. D.; SOUSA, T. P.; LINHARES, P. C. A.; SILVA, J. N. Análise e caracterização química do solo em locais de acomodação de resíduos hospitalares no município de Cuité-PB. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v. 6, n. 1, p. 83 - 100, 2017. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v6e1201783-100>.

COSTA, T. G. A.; IWATA, B. F.; CASTRO, C. P.; COLEHO, J. V.; CLEMENTINO, G. E. S.; CUNHA, L. M. Impactos ambientais de lixão a céu aberto no Município de Cristalândia, Estado do Piauí, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, João Pessoa, v. 3, n. 4, p. 79-86, 2016. <http://dx.doi.org/10.21438/rbgas.030408>.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B. de; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. **Manual de Métodos de Análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/104933/1/Manual-de-Mtdos-de-Anilise-de-Solo.pdf>. Acesso em: 4 mar. 2021.

FERNANDES, M. M.; SILVA, M. D.; VELOSO, M. E. C.; OLIVEIRA, T. M.; FERNANDES, M. R. M.; SAMPAIO, F. M. T. Biomassa microbiana e matéria orgânica em áreas desertificadas revegetadas com pinhão-manso solteiro e consorciado com gramínea no Sul do Piauí. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.8, n.3, pp. 464-469, 2013. DOI:10.5039/agraria.v8i3a2392.

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, v.23, p.991-996, 1999. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06831999000400026>.

GARCÍA – CARMONA, M.; ROMERO-FREIRE, A.; ARAGÓN, M. S.; GARZÓN, F. J. M.; MARTÍN PEINADO, F. J. Evaluation of remediation techniques in soils affected by residual contamination with heavy metals and arsenic. **Journal of Environmental Management**, v. 191, p.228-236, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.041>.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001. Disponível em: [https://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/past.pdf](https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf). Acesso em: 4 mar. 2021.

HOFFMANN, R. B.; MOREIRA, E. E. A.; HOFFMANN, G. S. S.; ARAÚJO, N. S. F. Efeito do manejo do solo no carbono da biomassa microbiana. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, São José dos Pinhais, v. 1, n. 1, p. 168-178, 2018. Disponível em: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BJAER/article/view/738>. Acesso em: 4 mar. 2021.

IBGE. COORDENAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS E ESTUDOS AMBIENTAIS. **Manual técnico de pedologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. 323 p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv37318.pdf>. Acesso em: 7 dez. 2021.

LIMA, R.L.S.; SEVERINO, L.S.; SOFIATTI, V.; GEHYI, H.R.; ARRIEL, N.H.C. Atributos químicos de substrato de composto de lixo orgânico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 2, p. 185-192, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662011000200012>.

LIRA, K.R. de; RODRIGO, C.; CHAER, G.M.; PEREIRA, M.G.; RESENDE, A.S. Soil fauna as bioindicator of recovery of degraded areas in the caatinga biome. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 30, n. 2, p. 401 – 411, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252017v30n215rc>.

LISBÔA, F. M.; DONAGEMMA, G. K.; BURAK, D. L.; PASSOS, R. R.; MENDONÇA, M. S. Indicadores de qualidade de Latossolo relacionados à degradação de pastagens. **Pesquisa Agropecuária Brasília**, Brasília, v. 51, n.9, p. 1184-1193, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900018>.

MANGIERI, V. R. L.; TAVARES FILHO, J. Solid waste disposal in the soil: effects on the physical, chemical, and organic properties of soil. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 36, n. 2, p.747-764, 2015. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2015v36n2p747>.

MAZETTO, A. M.; CERRI, C.E.P., FEIGL, B.J., CERRI, C.C. Atividade da biomassa microbiana do solo alterada pelo uso da terra no sudoeste da Amazônia. **Bragantia**, Campinas, v. 6, n.1, p. 1-8, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4499.066>.

MEDEIROS, G.A.; REIS, F.A.G.V.; COSTA, F.B.; BENAGLIA, G.C.; SCOLARI, M.C.; FIORINI, P.A.; MIRANDA, P.A.M.; PASSONI, V. Diagnóstico do lixão do município de Vargem Grande do Sul, no estado de São Paulo. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, Espírito Santo do Pinhal, v.5, n.3, p.1-16, 2008. Disponível em: <http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=174>. Acesso em: 4 mar. 2021.

MELO JÚNIOR, J.C.F.; AMORIM, M.W.; SEVERINO, A.L.; OLIVEIRA, T.M.N.; BARROS, V.G. Diversidade e estrutura comunitária da vegetação em regeneração natural em uma área de lixão desativado. **Acta Biológica Catarinense**, Joinville, v.2, n.1, p.32-47, 2015. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/236355322.pdf>. Acesso em: 4 mar. 2021.

MILHOME, M. A. L.; HOLANDA, J. W. B.; ARAÚJO NETO, J. R.; NASCIMENTO, R. F. Diagnóstico da contaminação do solo por metais tóxicos provenientes de resíduos sólidos urbanos e a influência da matéria orgânica. **Revista Virtual de Química**, Niterói, v.10, n. 1, p.59-72, 2018. <http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20180007>.

NOVAK, E.; CARVALHO, L. A.; SANTIAGO, E. F.; TOMAZI, M.; GOMES, A. C. C. O.; PIANA, P. A. Biomassa e atividade microbiana do solo sob diferentes coberturas vegetais em Região Cerrado - Mata Atlântica. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v. 15, n. 3, e8780, 2022. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2022v15n3e8780>.

OLIVEIRA, B. O. S.; TUCCI, C. A. F.; NEVES JÚNIOR, A. F.; SANTOS, A. A. Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de

Humaitá, Amazonas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.21, n.3, p.593-601, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016133274>.

PINHEIRO, N. C. A.; MOCHEL, F. R. Diagnóstico de áreas contaminadas pela disposição final de resíduos sólidos no município de Paço do Lumiar (MA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.23, n. 6, p. 1173-1184, 2018. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018173619>.

RESENDE, L.A.; PINTO, L. V. A.; SANTOS, E. C.; SILVA, S. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em diferentes modelos de plantio na recuperação de área degradada por disposição de resíduos sólidos urbanos. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 1, p. 147-157, 2015. <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000100014>.

ROCHA, J. H. T.; SANTOS, A. J. M.; DIOGO, F. A.; BACKES, C.; MELO, A. G. C.; BORELLI, K.; GODINHO, T. O. Reflorestamento e recuperação de atributos químicos e físicos do solo. **Floresta e ambiente**, Rio de Janeiro, v.22, n.3, p.299-306, 2015. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.041613>.

RODRIGUES, A. M.; PEREIRA, L. S.; JORGE, M. C. O.; GUERRA, A. J. T. Análises físico-químicas de solo de taludes de corte de mineração: o contexto ambiental da bacia hidrográfica do rio Maranduba, Ubatuba/SP. **Caminhos de geografia**, Uberlândia, v.19, n.67, p.157-164, 2018. <https://doi.org/10.14393/Hygeia196711>.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. 2 ed. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2020. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1128267/1/5840.pdf>. Acesso em: 7 dez. 2021.

SALTON, J.; TOMAZI, M. **Sistema radicular de plantas e qualidade do solo**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2014. 4 p. (Embrapa Agropecuária Oeste. Comunicado Técnico, 198). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1005326/1/COT198.pdf>. Acesso em: 7 dez. 2021.

SANTANA, A. C.; CHAVES, J. F.; SANTANA, A. S.; RODRIGUEZ, C. A.; MORAES, E. M. Biomassa microbiana em diferentes sistemas de manejo do solo no sul do estado de Roraima. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, Rolim de Moura, v. 6, n. 1, p. 1–62, 2017. Disponível em: <https://www.periodicos.unir.br/index.php/rolimdemoura/article/view/1938/2071>. Acesso em: 4 mar. 2021.

SILVA, R. E.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; MOREIRA, F. M. S.; CURTI, N.; ALOVISI, A. M. T. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica Campos das Vertentes – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, n.2, p.1585-1592, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000500011>.

SOBRAL, L. F.; BARRETTO, M. C. V.; SILVA, A. J.; ANJOS, J. L. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos**. 1 ed. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015. 13 p. Disponível em:

<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1042994/1/Doc206.pdf>.

Acesso em: 4 mar. 2021.

SOUSA, V. F. O.; SANTOS, G. L. Elemento cromo na nutrição mineral de plantas. Revista da Universidade Vale do Rio Verde, Betim, v. 16, n. 2, p. 1-7, 2018.

<http://dx.doi.org/10.5892/ruvrd.v16i2.4352.g10951159>.

STEFANOSKI, D. C.; SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L.; PETTER, F. A.; PACHECO, L. P. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. Revista **Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n.12, p.1301–1309, 2013.

<https://doi.org/10.1590/S1415-43662013001200008>.