



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
MESTRADO EM AGRONOMIA**

TÁLYTA CARINE DA SILVA SARAIVA

**ESTABILIDADE TEMPORAL DAS PROPRIEDADES BIOLÓGICAS DO SOLO
APÓS APLICAÇÃO DE LODO DE CURTUME COMPOSTADO**

Teresina - PI

2023

TÁLYTA CARINE DA SILVA SARAIVA

**ESTABILIDADE TEMPORAL DAS PROPRIEDADES BIOLÓGICAS DO SOLO
APÓS APLICAÇÃO DE LODO DE CURTUME COMPOSTADO**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal do Piauí, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Agronomia, para
obtenção do título de Mestre em
Agronomia, na área de concentração:
Manejo do Solo e Água.

Orientador: Prof. Dr. Ademir Sérgio
Ferreira de Araújo

Teresina - PI

2023

FICHA CATALOGRÁFICA
Universidade Federal do Piauí
Biblioteca Setorial CCA
Serviço de Representação Temática da Informação

S243e Saraiva, Tályta Carine da Silva.
Estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo após aplicação de lodo de curtume compostado / Tályta Carine da Silva Saraiva. -- 2023.
53 f.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Piauí, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, 2023.

“Orientador: Prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo.”

1. Propriedades microbianas. 2. Poluição por metais. 3. Gerenciamento de resíduos. I. Araújo, Ademir Sérgio Ferreira de. II. Título.

CDD 631.46

Bibliotecário: Rafael Gomes de Sousa - CRB3/1163

TÁLYTA CARINE DA SILVA SARAIVA

**ESTABILIDADE TEMPORAL DAS PROPRIEDADES BIOLÓGICAS DO SOLO
APÓS APLICAÇÃO DE LODO DE CURTUME COMPOSTADO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Piauí, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia para obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Área de concentração: Manejo do Solo e Água.

Orientador: Prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo

APROVADA em 07 de julho de 2023

Comissão Julgadora:


Prof. Dr. Jadson Emanuel Lopes Antunes – CCA/UFPI/Membro Interno


Prof. Dr. Arthur Prudêncio de Araújo Pereira – UFC/Membro Externo


Prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo – CCA/UFPI
(Orientador)

Teresina - PI

2023

Primeiramente, a Deus !
À dona Maria e dona Teresa (avó e mãe), é de vocês que vem minha força,
Ao meu pai de coração, seu José Edivaldo,
Aos meus mentores, amigos e pais científicos, Dr. Jorge Diniz e Dr. Roberto.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à UFPI pelo privilégio de fazer parte desta instituição, em especial ao PPGA, como também ao corpo docente por todo conhecimento compartilhado.

Agradeço ao secretário do PPGA, Silas Tavares, por seu valioso auxílio, paciência e sábios conselhos, sempre com momentos alegres e descontraídos.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Maranhão, pela concessão da bolsa.

Ao meu orientador, Dr. Ademir Sérgio F. de Araújo, por sua orientação, suporte e ensinamentos. Seu exemplo como profissional é inspirador e admirável para mim.

Agradeço à coordenação do Laboratório de Solos (LASO) por fornecer a infraestrutura do prédio para a realização das análises de solo, em particular, à técnica Dr. Louise Oliveira e Dona Nilvania.

Agradeço imensamente à Dra. Sandra Mara por sua valiosa contribuição nas análises e pelos preciosos ensinamentos transmitidos, que foram além do ambiente do laboratório.

Ao professor Dr. Paul J Van den Brink da Universidade de Wageningen, Holanda, e professor Dr. Ricardo Silva de Sousa pelo apoio nas avaliações estatísticas.

Agradeço aos professores Dr. Arthur Prudêncio (UFCE) e Dr. Jay Verma (Banaras Hindu University) pelas valiosas contribuições e refinamentos ao artigo tema desta dissertação.

Agradeço ao Eudêmio Jr. e à Sabrina Hermelindo pelo seu empenho e dedicação no desenvolvimento das análises laboratoriais e momentos vividos.

Agradeço imensamente a minha irmã de alma Mayanna Karlla, por sua disponibilidade constante em me auxiliar, assim como por todo o suporte emocional nos dias difíceis e dias de conquistas ao longo dessa trajetória.

Aos amigos do PPGA - Rayssa M., Romário M., Maria S., Michelle N., Maria E., Daniele R., José, Carlos P., Hosana, Tayanne P., Hildete L., Larissa M., Karla A. e Marineide A.- pelo apoio e ajuda, vocês foram e continuam sendo os presentes valiosos dessa jornada.

*“Não fui eu que ordenei a você ?
Seja forte e corajoso! Não se
apavore nem desanime, pois o
Senhor, o seu Deus, estará com
você por onde você andar”*

Josué 1:9

RESUMO

A aplicação de lodo de curtume compostado (LCC) levanta preocupações sobre seus efeitos nas propriedades biológicas do solo a longo prazo, especialmente em relação à contaminação por crômio (Cr^{3+}). Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo avaliar o efeito das aplicações sucessivas de LCC na biomassa e atividade microbiana do solo, bem como a estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo, correlacionando a atividade e biomassa microbiana do solo com os atributos químicos, especialmente os teores de Cr. Foram coletadas amostras de solo na profundidade de 0-10 cm em locais com aplicação sucessiva do LCC que possuem diferentes taxas de aplicação ($2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ - menor e 20 Mg ha^{-1} - maior), juntamente com um grupo controle sem aplicação (0 Mg ha^{-1}). Foram avaliadas as atividades do Carbono da Biomassa Microbiana (CBM) e Nitrogênio da Biomassa Microbiana (NBM), respiração do solo (RS), umidade e temperatura do solo, além das enzimas desidrogenase e urease nos dias 0, 30, 60, 90 e 150 após aplicação do LCC. Os resultados mostraram que as propriedades biológicas do solo variaram conforme os tratamentos e o período de coleta, e que as variações no microclima do solo, como umidade, temperatura, pH e contaminação por Cr, tiveram um impacto significativo nessas propriedades. A análise da curva de resposta principal (PRC) revelou que o tratamento com a dose mais alta de composto apresentou uma variação maior nas propriedades microbianas do solo. Os parâmetros mais responsivos foram a desidrogenase, urease e CBM. No entanto, a estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo foi maior na taxa mais baixa de aplicação do composto. Esses resultados indicam que a aplicação sucessiva do LCC pode afetar a biomassa e a atividade microbiana do solo, sendo que a estabilidade temporal dessas propriedades é influenciada pela taxa de aplicação do LCC, sendo a menor taxa a que proporcionou maior estabilidade.

Palavras-chave: Propriedades microbianas. Poluição por metais. Gerenciamento de resíduos.

ABSTRACT

Application of composted tannery sludge (LCC) raises concerns about its long-term effects on soil biological properties, especially in relation to chromium (Cr^{3+}) contamination. In this sense, the present study aimed to investigate the effect of successive applications of LCC on the biomass and microbial activity of the soil, as well as the temporal stability of the biological properties of the soil, correlating the activity and microbial soil biomass with the chemical attributes, especially the contents of Cr. Soil samples were collected at a depth of 0-10 cm in sites with successive application of LCC that have different application rates (2.5 Mg ha^{-1} - lower and 20 Mg ha^{-1} - higher), together with a control group without application (0 Mg ha^{-1}). The activities of Microbial Biomass Carbon (MBC) and Microbial Biomass Nitrogen (NBM), soil respiration (RS), soil moisture and temperature, in addition to dehydrogenase and urease enzymes, were evaluated on days 0, 30, 60, 90 and 150 after applying the LCC. Results showed that soil biological properties varied according to treatments and collection period, and that variations in soil microclimate, such as moisture, temperature, pH and Cr contamination, had a significant impact on these properties. Analysis of the main response curve (PRC) revealed that the treatment with the highest dose of compost showed a greater variation in the microbial properties of the soil. The most responsive parameters were dehydrogenase, urease and CBM. However, the temporal stability of soil biological properties was higher at the lowest rate of compost application. These results indicate that the successive application of LCC can affect biomass and soil microbial activity, and the temporal stability of these properties is influenced by the LCC application rate, with the lowest rate providing greater stability.

Keywords: Microbial properties. Metal pollution. Waste management.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1 Lodo de curtume compostado (LCC)	13
2.2 Efeitos da aplicação do lodo de curtume compostado na matéria orgânica do solo	14
2.3 Efeitos da aplicação do lodo de curtume compostado no acúmulo de Crômio	15
2.4 Estabilidade temporal das propriedades biológicas após lodo de curtume compostado	17
2.5 Efeito da Matéria orgânica sobre a estabilidade temporal das propriedades biológicas.....	19
2.6 Efeito do Crômio sobre a estabilidade temporal das propriedades biológicas	21
3. MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1 Área de estudo	22
3.2 Características do lodo de curtume (LC)	24
3.3 Amostragem	25
3.4 Variáveis Avaliadas	26
3.4.1 O potencial hidrogênio iônico em H ₂ O, Concentração de Crômio (Cr) e Carbono orgânico total do solo (COT)	26
3.4.2 Carbono da biomassa microbiana do solo (CBM).....	26
3.4.3 Nitrogênio da biomassa microbiana do solo (NBM).....	26
3.4.4 Respiração basal do solo (RB)	27
3.4.5 Quociente respiratório do solo (qCO ₂ , qR)	27
3.4.6 Enzimas	27
3.4.7 Análise estatística	28
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
5. CONCLUSÃO	36
REFERÊNCIAS	38
APÊNDICE	53

1. INTRODUÇÃO

O lodo de curtume é um resíduo sólido gerado pelas indústrias curtumeiras, que pode ser usado como fertilizante em solos (LEMKE-DE-CASTRO et al., 2015; DE ARAUJO BITENCOURT et al., 2021). Por sua vez, o lodo de curtume compostado (LCC) é um produto resultante da compostagem do resíduo gerado na indústria de curtumes, visando a redução do impacto ambiental ao transformá-lo em um produto final estável (ARAÚJO & MONTEIRO, 2006; GUIMARÃES et al., 2015).

Contudo, a aplicação sucessiva do LCC pode alterar as propriedades do solo, como o aumento do pH, teor de carbono orgânico e do teor de cromo (Cr) (NAKATANI et al., 2012; ARAÚJO et al., 2020; SANTOS et al., 2020). O aumento do teor de carbono orgânico pode melhorar as propriedades físicas e químicas do solo, como tamanho de partícula, aeração, fertilidade e saúde do solo. Já, o alto pH do solo pode diminuir a disponibilidade de nutrientes, enquanto o acúmulo de Cr pode afetar negativamente as propriedades biológicas do solo (KANDZIORA-CIUPA et al., 2021).

Diversos estudos abordam o efeito da aplicação sucessiva do LCC nas propriedades biológicas do solo (SANTOS et al., 2011; ARAÚJO et al., 2013; SOUSA et al., 2017; ARAÚJO et al., 2020). Porém, pouco se sabe sobre o impacto dessa prática na estabilidade temporal da biomassa microbiana do solo. A estabilidade temporal é uma medida crucial para compreender as respostas específicas dos microrganismos do solo a perturbações ambientais (PROULX et al., 2010; STRECKER et al., 2016).

A investigação do impacto da aplicação sucessiva do LCC na estabilidade temporal da biomassa microbiana do solo é fundamental a fim de se compreender melhor os efeitos dessa prática agrícola na saúde do solo e na produtividade das culturas. Embora existam estudos dedicados a investigar a biomassa microbiana presente no solo em resposta à aplicação de lodo de curtume compostado (SANTOS et al., 2011; ARAÚJO et al., 2016 a,b; ARAÚJO et al., 2020), há pouca compreensão sobre a influência desse resíduo na estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo.

Avaliar a estabilidade temporal das propriedades biológicas é uma medida crucial para compreender como os microrganismos do solo respondem às variações do ambiente (MCCANN, 2000; WEIGELT et al., 2008; ISBEEL et al., 2015;

STRECKER et al., 2016). Uma maior estabilidade temporal das propriedades biológicas sugere uma maior funcionalidade e capacidade de recuperação do solo, tornando-o mais resistente às perturbações (PROULX et al., 2010). É importante ressaltar que uma maior estabilidade temporal pode conferir ao solo uma maior capacidade de tamponamento (ATLAS et al., 1991).

As pesquisas que se dedicam a avaliar a estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo têm se concentrado, principalmente, no uso do solo e em suas práticas de manejo. Araújo et al. (2013), realizaram uma comparação das propriedades biológicas entre solos nativos e degradadas, e os resultados indicaram uma maior estabilidade temporal das propriedades biológicas nas solos nativos. Kostin et al. (2021) avaliaram a estabilidade temporal das propriedades biológicas em diferentes tipos e intensidades de uso da terra, verificando que prados extensivos e pastagens apresentam maior estabilidade em comparação com as terras agricultáveis. Vale ressaltar que até o momento, não há estudos correlacionando os efeitos do LCC, na estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo.

Um estudo de longo prazo no Brasil avaliou os efeitos das aplicações repetidas de um composto derivado de lodo de curtume compostado sobre as propriedades do solo, com foco na biomassa microbiana (ARAÚJO et al., 2013). Após dez anos de aplicação, as constatações alcançadas indicaram que houve um aumento no pH do solo, no teor de carbono orgânico e no teor de crômio no solo (ARAÚJO et al., 2020). Estas propriedades do solo são relevantes indicadores que influenciam as propriedades biológicas do solo.

Nesse contexto, foi formulada a hipótese de que a aplicação contínua de lodo de curtume compostado no solo ao longo de um período de doze anos pode ter dois efeitos principais: (I) influenciar a estabilidade temporal da biomassa microbiana e (II) afetar o metabolismo da biomassa microbiana em resposta ao acúmulo de Cr no solo. Diante dessa premissa, o objetivo central deste estudo foi investigar o impacto de longa duração do LCC na estabilidade temporal da biomassa do solo após doze anos de aplicação contínua, bem como estabelecer correlações entre a atividade e biomassa microbiana do solo e os atributos químicos, especialmente os teores de Cr. Os resultados alcançados por este estudo podem contribuir para um entendimento mais profundo dos efeitos da aplicação prolongada de LCC no solo.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Lodo de curtume compostado (LCC)

Durante o processo industrial de transformação de peles em couro, a epiderme animal precisa ser submetida a procedimentos de limpeza (ribeira) e de estabilização (curtimento), os quais são responsáveis pela produção de uma acentuada parcela de resíduos sólidos e semissólidos (SILVA et al., 2010; VIG et al., 2011; HANSEN et al., 2020).

O subproduto resultante do processo de tratamento de efluentes líquidos das indústrias curtumeiras é denominado de lodo de curtume (LC). Esses lodos concentram alguns compostos inorgânicos, sais inorgânicos, além de altas cargas poluidoras, como o crômio (Cr), fenóis, sódio e sulfetos (XIAO et al., 2017; DE ARAUJO BITENCOURT et al., 2021). Portanto, seu trânsito, descarte ou (re)utilização deve ser realizado com prudência e em conformidade as regulamentações ambientais.

Algumas opções de tratamento para evitar a contaminação pelo crômio (Cr) LC no solo incluem a compostagem, uma alternativa ambiental de baixo custo para reprocessar os resíduos industriais e orgânicos urbanos (ARAÚJO & MONTEIRO, 2006; ARAÚJO et al., 2007; MORETTI et al., 2015; MIRANDA et al., 2018; GONÇALVES et al., 2020; ARAÚJO et al., 2020). Durante o processo de compostagem, o LC é envolvido a outros materiais orgânicos, como palha, esterco ou serragem, mantendo-os em condições apropriadas para o desenvolvimento dos microrganismos. Este processo biológico visa suprimir patógenos e atenuar suas toxidades, alcançando uma estabilidade material (PETRUCCIOLI et al., 2011; RAVINDRAN et al., 2019; AYILARA et al., 2020).

Além disso, a compostagem do lodo de curtume (LC) reduz significativamente a quantidade de resíduos destinados aos aterros sanitários. Com isso, coopera na redução dos impactos ambientais causados por essa atividade industrial e torna-o um produto com potencial a ser utilizado como fertilizante no setor agrícola (ARAÚJO et al., 2008; DE ARAUJO BITENCOURT et al., 2021).

O composto resultante após a compostagem, lodo de curtume compostado (LCC), exibe alta concentração de nutrientes, aumento do carbono orgânico (SOUSA et al., 2017; ARAÚJO et al., 2020) e da fertilidade do solo (SANTOS et al., 2010; SOUSA et al., 2018) promovendo uma melhoria na qualidade das plantas

cultivadas (ARAÚJO et al., 2008; GUIMARÃES et al., 2015). Além disso, possui elevado potencial de correção da acidez e melhora a estrutura do solo (NAKATANI, 2010; SANTOS et al., 2010), aumentando a capacidade de retenção de água e nutrientes e da atividade microbiana (SANTOS et al., 2011).

Porém, é importante ressaltar que não há definição de dose a ser aplicada no solo, bem como a maleabilidade dos elementos nele contido. Sendo assim, é crucial determinar a concentração total dos metais pesados, bem como a sua estabilidade, a fim de definir convenientemente as dosagens de lodo de curtume compostado (LCC) que contribuirão com os atributos biológicos e químicos. As dosagens corretas promovem o crescimento de organismos vivos e das culturas, e asseguram que não haja riscos de contaminação ao meio ambiente, aos alimentos e à saúde humana (HSU & LO, 2001; HAROUN et al., 2009; FELIPE, 2015).

Em resumo, os estudos realizados com o LCC aponta-o como alternativa vantajosa e sustentável para o tratamento desse resíduo levando uma melhoria significativa na fertilidade do solo. Contudo, é fundamental assegurar que o LCC seja usado de forma responsável e segura na agricultura, sempre visando a sustentabilidade e a preservação do meio ambiente (ARAÚJO et al., 2020).

2.2 Efeitos da aplicação do lodo de curtume compostado na matéria orgânica do solo

A matéria orgânica do solo é composta por resíduos animais e vegetais em seus diversos estágios de decomposição, também contém elementos químicos fundamentais à vida, como hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, fósforo e enxofre (SANTOS et al., 2011). Além disso, a matéria orgânica é indispensável para a fertilidade do solo, uma vez que auxilia na preservação e melhora a estrutura do solo, na retenção dos nutrientes e água, aperfeiçoando a atividade microbiana e capacidade de aeração (OLIVEIRA & ARAÚJO; MELO, 2015; ARAÚJO et al., 2016a; ARAÚJO et al., 2020). A presença dessa parte relevante do solo é crucial para o controle do clima, pois a matéria orgânica armazena o carbono, reduzindo assim a quantidade de dióxido de carbono na atmosfera (BAYER et al., 2004; CASTELLANO et al., 2022).

A aplicação do lodo de curtume compostado (LCC) tem proporcionado efeitos positivos na melhoria da matéria orgânica do solo, como observado por Araújo et al.

(2013; 2016 a,b e 2020) no Brasil após aplicações sucessivas do resíduo, Oliveira & Araújo; Melo (2015) obtiveram resultados positivos da aplicação de quatro anos consecutivos de aplicação de LCC, ao avaliarem as concentrações Cr no solo, nas frações da matéria orgânica e em plantas de feijão-caupi. Sousa et al. (2017) observou efeitos semelhantes quando avaliaram o crescimento, produtividade do milho e feijão-caupi após sete anos de aplicações sucessivas de LCC, justamente com o acúmulo do Cr.

Outros trabalhos com a utilização de lodo de curtume compostado em diferentes doses, tem demonstrado alterações nos valores da matéria orgânica do solo (SILVA et al., 2010; MIRANDA et al., 2014; GUIMARÃES et al., 2015). Guimarães et al., (2015) observaram que as aplicações consecutivas de LCC ao longo de três anos aumentaram os teores de matéria orgânica conforme o aumento das dosagens. Desta forma, o aumento do LCC apresentou efeito positivo na produtividade do milho verde e nas propriedades químicas dos solos.

Dessa forma, podemos afirmar que os altos valores de matéria orgânica encontrados no lodo de curtume compostado (GONÇALVES et al., 2011, SANTOS et al., 2011, SOUSA et al., 2017) podem fornecer benefícios que variam desde a redução da erosão do solo até o aumento da produtividade das culturas e melhoria na qualidade da biomassa microbiana do solo, resultando na redução do uso de fertilizantes químicos (ARAÚJO et al., 2009; RIBEIRO & MELLO, 2008).

2.3 Efeitos da aplicação do lodo de curtume compostado no acúmulo de Crômio

Crômio (Cr) é amplamente utilizado em diversas indústrias, como metalurgia, mineralização, galvanoplastia, curtume, indústrias têxteis e produção de pigmentos, vidro e cerâmica (DHAL et al., 2013; ERTANI et al., 2017; ZULFIQAR et al., 2023). O Cr pode existir em diversos estados de oxidação, variando de Cr^{2+} a Cr^{6+} (HEIDRICH, 2022).

O crômio trivalente (Cr^{3+}) é menos reativo, tóxico e móvel em relação ao crômio hexavalente (Cr^{6+}), que é extremamente móvel no solo, podendo penetrar no solo e contaminar o meio ambiente. Estudos recentes revelam que a aplicação regular de LCC resulta em acúmulo de Cr no solo e nas plantas (SANTOS et al., 2014; OLIVEIRA & ARAÚJO; MELO, 2015; SOUSA et al., 2017; SOUSA et al.,

2018). No entanto, o aumento do teor de matéria orgânica reduz os efeitos do Cr nas propriedades do solo (OLIVEIRA & ARAÚJO; MELO, 2015; SOUSA et al., 2017).

Nesse sentido, Haroun et al. (2009) também observaram que após 60 dias do experimento de compostagem do lodo de curtume, a concentração de Cr apresentou uma redução. Tal diminuição foi atribuída a perda de metal por lixiviação durante a compostagem. Araújo et al. (2013), ao avaliarem um experimento em condições de campo, verificaram que após três anos, o teor de Cr aumentou conforme o aumento das concentrações do LCC e anos.

No entanto, Gonçalves et al. (2014) também evidenciaram que após dois anos de aplicação de LCC, o teor de Cr no solo aumentou. Estudos de Silva et al. (2013, 2014) constataram que, mesmo após a compostagem o teor de Cr não diminuiu nestes resíduos, acumulando-se na parte aérea do feijão-caupi em solo tratado com LCC por 3 anos. Santos et al. (2014) também observaram que a aplicação regular de LCC aumenta os níveis de Cr no solo, as áreas com aplicação de 2,5; 5 e 10 Mg ha⁻¹ de LCC aumentaram significativamente os teores em aproximadamente em 140,7%, 159,7 % e 19%, respectivamente.

Em milho após três aplicações anuais consecutivas, Guimarães et al. (2015) verificaram que, mesmo após o uso da compostagem, houve um acúmulo de Cr nas folhas e grãos. Uma observação importante descrita foi que os teores de Cr presente nas folhas do milho tiveram um ajuste linear significativo com as dosagens do resíduo, enquanto nos grãos não se detectaram diferenças significativas nos teores do metal pesado.

Oliveira et al. (2015) concluíram que o LCC aumentou as concentrações de Cr no solo, mas estabilizou nas doses de 10 e 20 Mg ha⁻¹. Após a aplicação do LCC por seis e dez anos, Araújo et al. (2016b, 2020) relataram que o teor de Cr no solo excedeu o limite estabelecido pela resolução CONAMA – 2009, resolução de n°420, de 150 mg kg⁻¹, mas estão abaixo do limite proposto pela EPA (2002), que é de 230 mg kg⁻¹ sem redução significativa ao longo do tempo.

Sousa et al. (2017, 2018) observaram que o LCC aumentou a disponibilidade de Cr no solo, afetando as propriedades biológicas do solo e de Cr tanto no milho quanto no feijão-caupi. Enquanto Silva et al. (2019) atestaram que os níveis de Cr aumentaram após 9 anos de aplicação do LCC. Esses estudos sinalizam que a aplicação de LCC pode resultar em acúmulo prolongado de Cr no solo e nas plantas,

indicando a necessidade de monitoramento e uso criterioso desse resíduo na agricultura.

2.4 Estabilidade temporal das propriedades biológicas após lodo de curtume compostado

Propriedades biológicas são características relacionadas à presença e à atividade de organismos no solo. São atributos que medem e indicam o estado ambiental ou o nível de harmonia ambiental do ecossistema desejado (SANTOS, 2010). A manutenção das propriedades biológicas do solo é importante para a saúde das plantas e a sustentabilidade a longo prazo da produção agrícola (DORAN & PARKIN, 1994; SOBUCKI et al., 2019).

Em termos de propriedades biológicas, são elencadas: a respiração do solo (RB), biomassa microbiana (BMS) e as atividades enzimáticas (BURNS, 1982; ARAÚJO & MONTEIRO, 2007). A relação entre carbono da biomassa microbiana e carbono orgânico total (CBM:COT), denominada de quociente microbiano (qM) fornece dados sobre as propriedades da matéria orgânica do solo (MENDES et al., 2011; MAINI et al., 2020). Enquanto, a relação respiração basal do solo:Carbono da biomassa microbiana (RBS:CBM), chamada de coeficiente respiratório (qR ou qCO₂) representa o valor de C-CO₂ liberado por unidade de biomassa microbiana em um tempo estabelecido (ANDERSON & DOMSCH, 1985; SIMFUKWE et al., 2021). Esses índices são sensíveis aos estresses do solo e podem ser usados para antever orientações sobre a qualidade do solo (SAVIOZZI et al., 2002).

A estabilidade temporal é um termo que se refere à capacidade de um resultado permanecer estável ao longo do tempo, ou seja, a estabilidade dos resultados obtidos pela mesma amostra em diferentes momentos durante o teste ou avaliação (TILMAN et al., 2006; PROULX et al., 2010). Esta medida é pertinente para determinar a confiabilidade de um teste ou ferramenta de avaliação, pois permite verificar se os resultados obtidos são consistentes e reprodutíveis em diferentes momentos.

No entanto, a estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo refere-se ao potencial de um solo manter sua qualidade biológica ao longo do tempo, isto é, a capacidade de manter constante a atividade e a diversidade dos organismos que habitam no solo estável ao longo do tempo, em vez de mudanças

nas condições ambientais e na intensidade das atividades humanas (YACHI et al., 1999; LEHMAN & TILMAN, 2000; PROULX et al., 2010). Essa medida é relevante para analisar a eficácia das práticas de manejo e conservação do solo, bem como avaliar os impactos de mudanças climáticas e práticas agrícolas e outras variáveis ambientais.

Indicadores biológicos, como a atividade microbiana, a diversidade de espécies e a biomassa microbiana são utilizados para avaliar a estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo (GOMES, 2015; NOVAK et al., 2018; NOVAK et al., 2022). Maior estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo indica maior funcionalidade e adaptação do solo (PROULX et al., 2010). Conforme apontado por Atlas et al. (1991), solos com maior estabilidade temporal têm uma capacidade superior para resistir a perturbações.

Em um compilado de dados, os estudos que avaliam a estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo têm se concentrado, sobretudo, no uso agrícola da terra (ARAÚJO et al., 2020; KOSTIN et al., 2021). Araújo et al. (2013) avaliaram a estabilidade temporal das propriedades biológicas em solos degradados e nativos, e constataram que as propriedades biológicas foram mais estáveis a longo prazo em solo nativo. Enquanto Santos et al. (2011); Gonçalves et al. (2014), Silva et al. (2014) e Araújo et al. (2015) mostraram que a aplicação anual de LCC alterou a respiração do solo, a biomassa microbiana e as atividades enzimáticas do solo.

Segundo Araújo et al. (2016b), a aplicação repetida de diferentes doses de LCC ao longo de seis anos resultou em efeitos distintos na biomassa microbiana do solo e nos organismos oxidantes de amônia, em resposta as alterações nas propriedades químicas do solo durante o período de aplicação. Segundo avaliação realizada por Sousa et al. (2017) durante um período de 180 dias, o uso de LCC ocasionou o acúmulo de Cr no solo, o que resultou no incremento de sua disponibilidade e, possivelmente, afetou a estabilidade temporal das propriedades microbiológicas.

Araújo et al. (2020) relataram que, ao longo de dez anos de aplicação de LCC rico em Cr no solo, a biomassa microbiana e a atividade enzimática do solo reduziram. Em conformidade aos dados obtidos, pode-se inferir que a aplicação regular e contínua de LCC interferiu negativamente na biomassa, mas influenciou positivamente nas propriedades químicas do solo.

Em um estudo recente, Kostin et al. (2021) examinaram a estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo sob diferentes tipos de uso da terra e graus de intensificação. Os resultados indicaram que prados extensivos e pastagens apresentam maior estabilidade em comparação com solos agrícolas. Contudo, até o presente momento, nenhum estudo compatibilizou o impacto dos resíduos sólidos, especificamente do lodo de curtume, na estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo.

2.5 Efeito da Matéria orgânica sobre a estabilidade temporal das propriedades biológicas

A matéria orgânica do solo (MOS) desempenha um papel importante nos processos biogeoquímicos do solo, incluindo a ciclagem de nutrientes, estabilidade estrutural do solo e a retenção de água (CONCEIÇÃO et al., 2005; HOFFLAND et al., 2020). A distribuição, o conteúdo e a qualidade da MOS são fatores determinantes dos processos ecológicos do solo que afetam diretamente a produtividade vegetal, a biodiversidade e outros aspectos ambientais (SÁ, 2001).

O nível de MOS nos solos depende de práticas agrícolas, tais como a fertilização (LOPES, 1998; LOPES & GUILHERME, 2007; DOMINGO-OLIVÉ et al., 2016), compostagem (TOUNDOU et al., 2021; AGUILAR-PARENTES et al., 2023), incorporação de resíduos culturais (ALCÂNTARA et al., 2008; LAL, 2015), rotação de culturas (ROSCOE et al., 2006; MAN et al., 2021), sistema de cultivo (SAPKOTA et al., 2012; GENTRY et al., 2021) e adição de resíduos derivados de fontes como curtumes (FELIPE, 2015; ARAÚJO et al., 2020), urbanos (ARIF et al., 2018; ELSALAM et al., 2021), têxteis (ARAÚJO & MONTEIRO, 2006) e biomassa pirolítica (biochar) no solo (NKOH et al., 2021; KHAWKOMOL et al., 2021).

Todos esses fatores influenciam a quantidade e qualidade da matéria orgânica, podendo ter interferência direta na estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo a longo prazo das correções orgânicas (ARAÚJO et al., 2013; ARAÚJO et al., 2016b; OBALUM et al., 2017; LOPES et al., 2018). Além disso, essas flutuações foram associadas ao crescimento e desenvolvimento microbiano mediado pela disponibilidade de nutrientes no solo por meio da matéria orgânica do solo (MOS).

Em geral, independentemente do tipo e natureza da adição de MOS, diferentes alterações e/ou estabilidade das propriedades biológicas (carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (MBC, MBN)), a respiração basal (SR), quociente metabólico (qR) e atividade enzimática da urease (URE) e desidrogenase (DHA), foram observadas em trabalhos avaliados a longo prazo sob diferentes condições pedoclimáticas (SANTOS et al., 2009; HAMDÍ et al., 2019; KOISHI et al., 2020; ARAÚJO et al., 2020).

Diversas pesquisas têm evidenciado que a aplicação de lodo de esgoto, palha e esterco de curral, bem como diferentes tipos de adubações orgânicas, podem aumentar a quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo, melhorando sua estrutura e favorecendo a atividade microbiana (ABIVEN et al., 2009; SANTOS et al., 2009; HAMDÍ et al., 2019; KOISHI et al., 2020; ARAÚJO et al., 2020). Essa atividade microbiana é evidenciada pelo aumento na atividade enzimática e contagem bacteriana, bem como aumento da biomassa microbiana em solos tratados com lodo de esgoto (SANTOS et al., 2009; FIGUEIREDO, 2019). Além disso, essas práticas de manejo do solo resultaram em melhorias na fertilidade, aumentando a disponibilidade de nutrientes e melhoram a qualidade do solo como um todo.

A pesquisa realizada por Araújo et al. (2013) analisou as propriedades biológicas do solo e sua estabilidade temporal em solos degradados e restaurados no Nordeste do Brasil. As terras restauradas tiveram um aumento significativo nos valores de carbono orgânico do solo e atividade microbiana em comparação com os solos degradados, devido ao aumento da disponibilidade de nutrientes associados à matéria orgânica. O estudo também constatou que as propriedades biológicas do solo foram mais estáveis nas terras restauradas, sugerindo que esses ecossistemas têm maior resiliência e estabilidade ao longo do tempo.

Além disso, em outra pesquisa conduzida por Araújo et al. (2020), foi observado que a adição de lodo de curtume compostado melhorou significativamente o teor de MOS e sua estabilidade temporal, além de outros parâmetros do solo, como a capacidade de retenção de água, a atividade microbiana e disponibilidade de nutrientes.

É amplamente reconhecido que a estabilidade temporal da matéria orgânica do solo (MOS) é um indicador crucial da qualidade do solo, pois reflete a capacidade do solo de sustentar a produtividade agrícola e outras atividades humanas a longo

prazo. Dada essa complexidade, para lidar com esse problema, são necessárias abordagens integradas que considerem tanto a restauração do solo quanto a manutenção da qualidade do solo a longo prazo.

2.6 Efeito do Crômio sobre a estabilidade temporal das propriedades biológicas

A dinâmica biogeoquímica do elemento Cr pode ter impactos adversos sobre a biologia do solo e na saúde humana, conforme relatado por DEMIR (2020) e AO et al. (2022). Em baixas concentrações, o Cr pode estimular o crescimento microbiano do solo e aumentar a atividade enzimática, contribuindo para a ciclagem de nutrientes e a formação de agregados do solo (DESJARDIN, et al., 2002). No entanto, altas concentrações de Cr são tóxicas para plantas e microrganismos do solo podendo afetar negativamente a biodiversidade do ecossistema (HASSAN et al., 2016; SAUD et al., 2022).

A estabilidade a longo prazo do crômio no solo e seu mecanismo de estabilização dependem de vários fatores, como pH, potencial redox, tipos de minerais presentes na matriz do solo, teor de matéria orgânica e estrutura do microbioma do solo (ERTANI et al., 2017; WYSZKOWSKA et al., 2023). A reatividade química do crômio, as propriedades biológicas do solo e as condições ambientais, possuem um papel significativo na funcionalidade adequada do solo (HASSAN et al., 2016; RASCIO et al., 2022).

As propriedades biológicas desempenham um papel crucial no bom funcionamento do solo, regulando uma variedade de processos, como a dinâmica da matéria orgânica e a disponibilidade de nutrientes (CARDOSO et al., 2013; ARAÚJO et al., 2020). Sabe-se que a biomassa microbiana do solo (BMS) e as enzimas são as propriedades biológicas mais sensíveis as perturbações do solo após a aplicação de resíduos (ARAÚJO et al., 2013; ARAÚJO et al., 2020).

As preocupações com o uso de LCC em solos para produtividade agrícola estão relacionadas as propriedades biológicas do solo, principalmente os possíveis efeitos negativos da aplicação a longo prazo sobre a estabilidade temporal, principalmente no que se refere ao elemento químico crômio (Cr) (ARAÚJO et al., 2020). Estudos anteriores já foram realizados para analisar os efeitos da aplicação

nas propriedades biológicas do solo, tanto a curto como a longo prazo (ARAÚJO et al., 2006; BASTIDA et al., 2008; WALIA & GOYAL 2010).

Avaliar a estabilidade temporal das propriedades biológicas em áreas de solo nativos e degradadas foi o objetivo de um estudo controlado por Araújo et al. (2013). Os resultados obtidos exibiram que os solos nativos possuem propriedades biológicas mais estáveis ao longo do tempo, em comparação com os solos degradados. Essa constatação foi corroborada posteriormente por Sousa et al. (2017), os quais verificaram que o aumento da concentração de alguns parâmetros, como matéria orgânica do solo (MOS) e crômio (Cr), ao longo do tempo pode ter efeitos significativos nas propriedades biológicas do solo.

Durante investigação de longo prazo de dez anos, Araújo et al. (2020) constatou que a aplicação anual de lodo de curtume compostado (LCC) resultou em mudanças significativas nas propriedades biológicas do solo. Embora tenha havido redução na biomassa microbiana, observou-se um efeito benéfico nas propriedades químicas e no teor de Cr no solo.

Já Kostin et al. (2021) avaliaram a estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo sob diferentes tipos de uso da terra e níveis de intensificação. O estudo mostrou que prados extensivos e pastagens demonstraram maior estabilidade em comparação com terras agrícolas. No entanto, há uma restrição de avaliação e monitoramento sistemático do impacto dos resíduos sólidos, em particular do LCC, na estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo e no risco ecológico associado à aplicação de metais pesados.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O presente estudo, de longa duração, foi conduzido na área experimental implantada no ano de 2009 em um solo (Neossolo Flúvico, Fluvisol) que encontra-se com aplicações sucessivas de lodo de curtume compostado (LCC) por doze anos no departamento de Engenharia Agrícola e Solos do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Piauí (UFPI), no município de Teresina – PI (05° 05' S, 42° 48' W, 76 m de altitude) (ARAÚJO et al., 2020).

O experimento foi instalado, com quatro repetições, em diferentes doses do LCC correspondente 0; 2,5; 5; 10 e 20 Mg ha⁻¹ (base seca), em delineamento

experimental de blocos ao acaso, com quatro repetições. As parcelas experimentais apresentam dimensão de 2 x 5 m e o LCC foi incorporado ao solo, em toda parcela, com enxada na profundidade de 10 cm (figura 1).

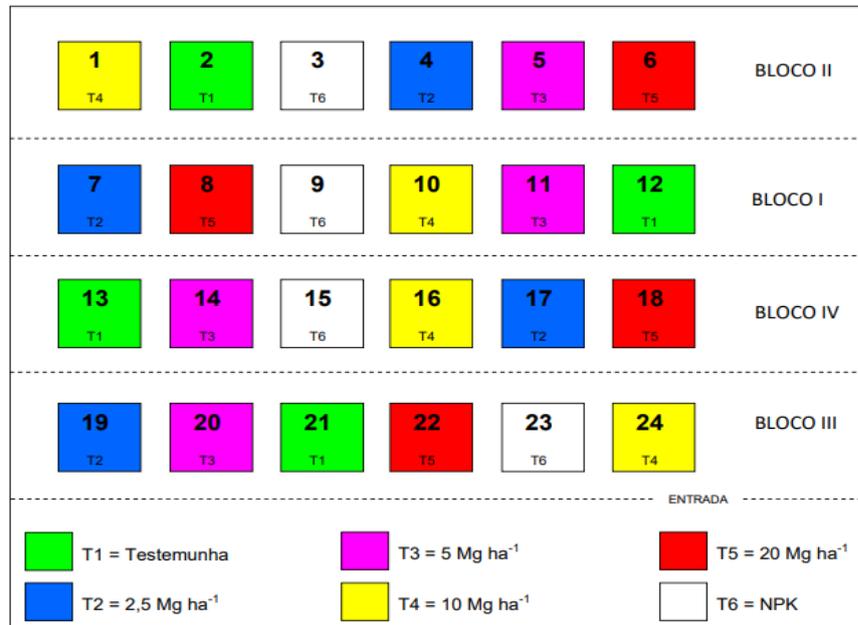


Figura 1 – Croqui da área experimental com aplicação de lodo de curtume compostado e seus equivalentes tratamentos e blocos distribuídos ao acaso. Teresina - PI, 2023.

Fonte: Grupo de ecologia microbiana do solo - UFPI

O solo da área possui na camada 0 - 20 cm de profundidade: 10% argila, 28% silte e 62% de areia, com classificação Neossolo flúvico (EMBRAPA, 2006), contendo as seguintes características (GONÇALVES, 2011) (Tabela 1).

Tabela 1 – Características físicas e químicas do solo antes da aplicação do lodo de curtume compostado.

PARÂMETROS								
FÍSICOS (0-20 cm) ¹			QUÍMICOS (0-20 cm) ¹					
Areia	Silte	Argila	pH	M.O	P	K	Ca	Mg
----- (g.kg ⁻¹) -----				(g.kg ⁻¹)	(mg.dm ⁻³)	(mg.dm ⁻³)	(cmolc.dm ⁻³)	(cmolc.dm ⁻³)
61,3%	28,5%	10,2%	7,15	12,2	8,04	0,06	1,76	0,37

¹ - Profundidade do solo (GONÇALVES, 2011).

A região possui clima do tipo C1sA' (THORNTHWAITE & MATHER, 1955), referindo-se como subúmido seco, megatérmico e com excedente hídrico moderado no verão. Com precipitação média anual igual a 1.628,2 mm, período de janeiro a abril são concentradas o período de chuvas com temperatura média de 28,6°C com umidade do ar correspondente a 64,2% (BASTOS & ANDRADE JÚNIOR, 2023).

Nos anos de 2009 a 2014 foi cultivado na área feijão-caupi de forma anual. No ano de 2015, as culturas cultivadas foram feijão-caupi e milho. Após doze anos de aplicação de LCC, a concentração de Cr no solo encontra-se em média com valores iguais a 6, 32, 71, 112 e 250 mg kg⁻¹ Cr, respectivamente, nas doses aplicadas de 0; 2,5; 5; 10 e 20 Mg ha⁻¹ (base seca) de LCC.

3.2 Características do lodo de curtume (LC)

O lodo de curtume utilizado é proveniente do município de Teresina – PI da Industria de Curtume Peles e Couro Ltda. O lodo de curtume compostado foi obtido após processo de compostagem com as proporções de 1:3:1, v:v:v para lodo de curtume, bagaço de cana-de-açúcar e esterco de bovino.

A compostagem do resíduo foi conduzida por 90 dias, com o uso do método revolvimento de pilhas (USDA, 1980) sendo realizado semanalmente. A determinação das características do lodo de curtume compostado (LCC) foram caracterizadas pelo Método EPA 3051 (Tabela 2) (USEPA, 1986). O LCC vem sendo analisado anualmente a fim que se saiba os teores de elementos químicos, matéria orgânica e metais.

Tabela 2 – Características físicas e químicas do lodo de curtume utilizado na área de estudo.

LODO DE CURTUME COMPOSTADO					
PARÂMETROS	ANOS DE EXPERIMENTOS				
	2009 ¹	2010 ²	2011 ³	2012 ⁴	2013 ⁵
pH	7,8	7,2	7,5	7,5	7,5
Umidade (%)	42,7	49,0	45,8	45,8	68
COT (g Kg ⁻¹)	187,5	195,3	201,2	194,7	201,2
N (g Kg ⁻¹)	1,28	1,39	1,51	1,39	1,51
P (g Kg ⁻¹)	4,02	3,83	4,91	4,25	4,91
K (g Kg ⁻¹)	3,25	3,51	2,90	3,22	2,90
Ca (g Kg ⁻¹)	95,33	84,28	121,18	100,26	121,18
Mg (g Kg ⁻¹)	6,80	5,71	7,21	6,57	7,21
S (g Kg ⁻¹)	9,39	8,43	10,20	9,34	10,20
Cu (mg Kg ⁻¹)	17,80	19,51	16,38	17,90	16,38
Zn (mg Kg ⁻¹)	141,67	128,31	127,81	132,60	-
Mo (mg Kg ⁻¹)	9,28	14,87	8,71	10,95	-
Ni (mg Kg ⁻¹)	21,92	28,61	23,26	24,60	23,26
Cd (mg Kg ⁻¹)	2,87	3,93	1,93	2,91	1,93
Cr (mg Kg ⁻¹)	2.255	2.581	1.943	2.260	1.943
Pb (mg Kg ⁻¹)	42,67	38,54	40,31	40,50	40,31

¹ e ² - GONÇALVES, (2011). ³ - SILVA, (2012). ⁴ - OLIVEIRA e ARAÚJO (2013). ⁵ - ARAÚJO et al., (2015).

3.3 Amostragem

As amostras do solo foram coletadas no décimo segundo ano (2021) no período de até 150 dias (0, 30, 60, 90 e 150 dias). Foram coletadas amostras da camada superficial (0 - 10 cm de profundidade) da área experimental no departamento de Engenharia Agrícola e Solos do centro de ciências agrárias da Universidade Federal do Piauí (UFPI), no município de Teresina – PI (05° 05' S, 42° 48' W, 76 m de altitude).

As doses de LCC utilizadas foram 2,5 (menor) e 20 (maior) Mg ha⁻¹, incluindo o tratamento 0 (controle). A cada tempo amostral foi estimado a temperatura e umidade do solo, respectivamente, com o auxílio de um termômetro e um medidor de umidade (Figura 1). Para realização das análises, as amostras foram passadas em peneiras de 2mm de malha e posteriormente armazenadas a 4°C a fim de se preservar sua atividade biológica.

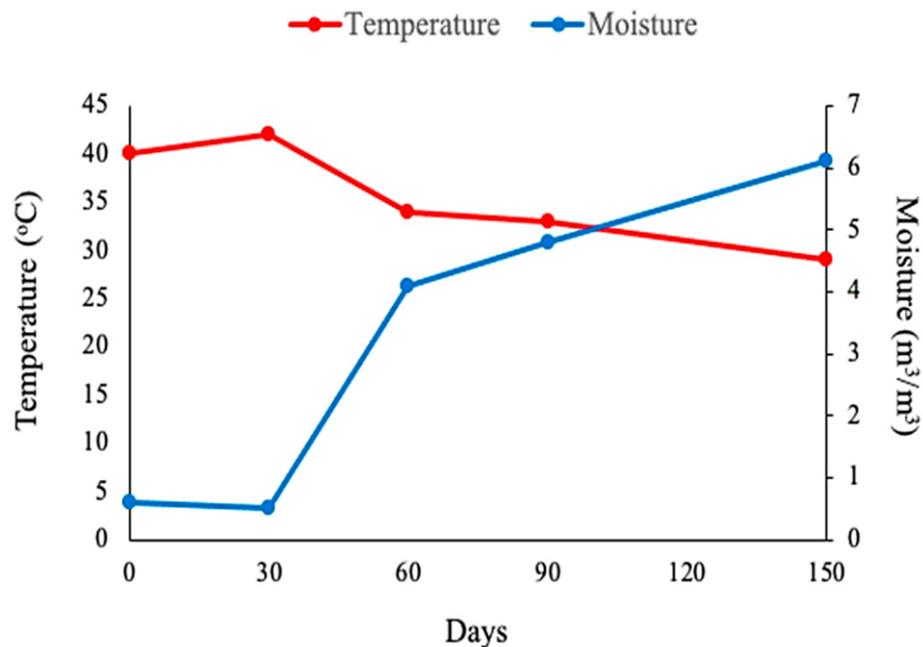


Figura 1 – Variação da temperatura e umidade do solo durante 150 dias. Lado esquerdo da imagem temperatura do solo (°C), lado direito umidade do solo (m³/m³).

3.4 Variáveis Avaliadas

3.4.1 O potencial hidrogênio iônico em H₂O, Concentração de Crômio (Cr) e Carbono orgânico total do solo (COT)

O potencial hidrogênio iônico (pH) do solo em H₂O foi determinado em solução solo: água (1:2,5) (EMBRAPA, 2011). A Concentração de Cr determinado pelo método de 3051 (USEPA, 1988). O carbono orgânico total (COT) foi determinado por oxidação do dicromato de potássio sob aquecimento, onde foi utilizado uma mistura de dicromato de potássio (K₂CR₂O₇ - 0,167 mol L⁻¹) e ácido sulfúrico concentrado sob aquecimento (170 °C durante 30 min) (YEOMANS & BREMNER, 1988).

3.4.2 Carbono da biomassa microbiana do solo (CBM)

A determinação do Carbono da Biomassa Microbiana do Solo (CBM) foi estimado pelo método de fumigação-extração apresentado por Vance et al. (1987), Brookes et al. (1985) e Brookes & Joergensen (2006), respectivamente, que determina a quantidade de carbono presente na biomassa microbiana do solo. As amostras de solo passam pelo processo de pré-incubação e fumigação que resulta primeiramente na adição de sulfato de potássio (K₂SO₄) as amostras.

As amostras foram agitadas por 30 minutos a 150rpm, seguido de filtração e oxidação com dicromato de potássio (K₂CR₂O₇) e uma mistura de ácido sulfúrico (H₂SO₄) e ácido fosfórico (H₃PO₄) na proporção 1:2 (H₂SO₄/ H₃PO₄). A solução foi aquecida e posteriormente refrigerada e diluída com água destilada. O dicromato residual foi mensurado por titulação com solução de sulfato de ferroso amoniacal ((NH₄)₂ Fe(SO₄).6H₂O)) em ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado, com o uso de fenatrolina como indicador e sulfato ferroso. A quantificação do carbono da biomassa microbiana foi determinado pela diferença entre os solos fumigados e solos não-fumigados. O Carbono extraído foi convertido em carbono microbiano usando o fator de correção Kc = 0,38 para Cmic.

3.4.3 Nitrogênio da biomassa microbiana do solo (NBM)

A Estimativa do nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) foi determinada a partir da metodologia de determinação do CBM. Após a obtenção dos extratos das amostras determinou-se o nitrogênio reativo a ninhidrina da biomassa microbiana do

solo (JOERGENSEN & BROOKES, 1990). O Nitrogênio extraído foi convertido em nitrogênio microbiano usando o fator de correção $K_c = 0,48$ para N_{mic} . (WU et al., 1990; JOERGENSEN, 1996).

3.4.4 Respiração basal do solo (RB)

A respiração basal do solo foi avaliada pelo método da respirometria através do dióxido de carbono ($C-CO_2$) liberado durante a incubação a $28^\circ C$, por 7 dias em sistema fechado. O $C-CO_2$ gerado foi captado em solução de hidróxido de sódio - NaOH (1 mol L^{-1}) e posteriormente por titulação com Ácido clorídrico - HCL ($0,05 \text{ mol L}^{-1}$) em solução de cloreto de bário - $BaCl_2$ ($0,5 \text{ mol L}^{-1}$), usando como indicador gotas de Fenolftaleína a 1%. Cada amostra foi testada em triplicada, e o resultado foi expresso em $\text{mg de } C-CO_2 \text{ kg}^{-1} \text{ solo dia}^{-1}$ (ALEF & NANNIPIERI, 1995).

3.4.5 Quociente respiratório do solo (qCO_2 , qR)

O quociente respiratório do solo (qCO_2 , qR) foi quantificado pela razão entre Respiração basal do solo (RB) e o Carbono da Biomassa Microbiana do solo, retratando a quantidade de $C-CO_2$ evoluído por unidade de C microbiano. O resultado foi dado em $\text{mg } C-CO_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ CBM dia}^{-1}$ (ANDERSON & DOMSCH, 1990).

3.4.6 Enzimas

Foram determinadas as atividades das enzimas desidrogenase (DES) e Urease (URE). A atividade da desidrogenase (DES) foi estimada por redução do cloreto 2,3,5 trifeniltetrazólio (TTC) (CASIDA et al., 1964). O solo foi incubado com solução de TTC (3%) e solução tris-hidroximetilaminometano a pH de 7,6 (TRIS-HCL) por 24 horas a $37^\circ C$. Após período de incubação, o trifenilformazan (TFF) formado pela atividade da desidrogenase pela redução do TTC foi extraído com acetona p.a e medido em espectrofotometria a 485 nm. Os valores de atividade dessa enzima foram expressos em $\mu\text{g TFF g}^{-1} \text{ solo dia}^{-1}$. Todas as amostras foram analisadas em triplicadas a partir de subamostras.

A metodologia utilizada para determinação da enzima urease (URE) no solo consistiu em medir a liberação da amônia após incubação do solo em solução de ureia por 2h a $37^\circ C$ (KANDELER & GERBER, 1988). Porções do solo foram pesadas e adicionadas a solução de ureia seguido de tampão borato com pH 10 e as amostras foram incubadas em banho-maria a 2h a $37^\circ C$. Após período de

incubação, foram adicionados Cloreto de potássio (KCL), seguida filtração. Após material filtrado, foi adicionado H₂O mais Salicidado/NaOH e dicloroisocianurato (0,1%), posteriormente incubado por 30 minutos. A intensidade da coloração foi mensurada em espectrofotômetro a 690 nm. Os valores de atividade foram expressos em $\mu\text{g N-NH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$. Todas as amostras foram analisadas em triplicadas a partir de subamostras.

3.4.7 Análise estatística

Os dados microbiológicos foram avaliados por meio da ANOVA de parcela subdividida two-way, onde foi utilizada para avaliar os efeitos dos tratamentos, tempo de avaliação e suas interações nas propriedades biológicas do solo. Para esta análise, os tratamentos foram considerados como parcelas e o tempo de avaliação subparcelas.

Os valores de NBM, qR e Urease foram convertidos em raiz quadrada quando a normalidade dos erros não foram indicadas pelo teste de Shapiro-Wilk e a variância homogênea pelo teste de Bartlett (K-quadrado de Bartlett). Os testes de Tukey ($p < 0,05$) foram usados para comparações após ANOVAs, quando apropriado. As análises foram realizadas usando R v 4.1.3 (R Core Team).

A análise da curva de resposta principal (PRC) (VAN DEN BRINK & TER BRAAK, 1998; 1999) foi utilizada para exibir e quantificar as mudanças temporais nas propriedades biológicas influenciadas pelas diferentes doses de lodo de curtume compostado em comparação com o tratamento controle (0 Mg ha⁻¹) em um diagrama. Os parâmetros foram padronizados para média zero e variância unitária antes da análise.

Para verificar a significância estatística entre as diferenças dos tratamentos apresentadas no diagrama PRC e a variação explicada pelos diagramas PRC. Foram usados para verificar se a variação explicada pelos diagramas PRC, e as diferenças entre tratamentos mostradas no diagrama PRC são significativas no teste de permutação de Monte Carlo. O PRC foi realizado no CANOCO (versão 5.3).

A estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo foi calculada como coeficiente \log_{10} de variância⁻¹ (coeficiente de variância = desvio padrão/média $\times 100$) (EISENHAUER et al., 2011) e os efeitos de tratamento foram testados usando ANOVA de um fator usando R v 4.1.3 (R Core Team).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base na tabela 3, são apresentados dois aspectos principais: os efeitos positivos e negativos da aplicação do composto nos diferentes tratamentos. No que se refere aos efeitos positivo, a aplicação do composto resultou em um aumento significativo do teor de carbono orgânico no solo (COT) em todos os tratamentos.

A presença de uma quantidade e qualidade adequada de carbono orgânico no solo (COT) tem um impacto positivo na estabilidade das propriedades do solo, especialmente as propriedades físicas (LIMA et al., 2020). Isso é crucial para favorecer a produtividade agrícola, a conservação do solo e a sustentabilidade dos ecossistemas terrestres.

Além disso, o carbono orgânico do solo desempenha um papel fundamental no suporte à biomassa microbiana e na produção de atividade enzimática no solo (LEPCHA et al., 2020). Portanto, o aumento do teor de carbono orgânico, obtido através da aplicação do composto, é crucial para melhorar as propriedades microbianas do solo, incluindo o aumento da biomassa microbiana, a disponibilidade de nutrientes para os microorganismos e as atividades enzimáticas do solo.

Tabela 3 - pH do solo, C orgânico e teor de Cr após doze anos de correção do composto.

TRATAMENTO	pH ¹	COT ²	Cr ³⁺ ³
0 Mg ha ⁻¹	6,3	8,7	2,5
2,5 Mg ha ⁻¹	7,8	21,5	24,9
20 Mg ha ⁻¹	8,9	41,8	158,1

¹ pH – pH do solo em H₂O; ² COT – Carbono orgânico do solo (g kg⁻¹); ³ Cr – teor de Crômio (mg kg⁻¹).

Por outro lado, os efeitos negativos observados na aplicação do composto estão relacionados ao aumento significativo do pH do solo e o aumento do Crômio (Cr) no solo após doze anos de correção com o composto. Esses efeitos negativos podem ser atribuídos a presença desse elemento (Cr) no composto ou a interação entre o composto e o solo. É importante ressaltar que o acúmulo de Cr pode representar um risco ambiental e agrícola, além de diminuir a estabilidade das propriedades microbianas do solo (MALIK et al., 2018; ZHANG et al., 2021).

Os resultados deste estudo indicam que, embora o COT tenha aumentado na taxa mais alta (20 Mg ha⁻¹) de aplicação do composto, esse aumento não foi suficiente para promover a estabilidade das propriedades biológicas do solo, devido

ao aumento do pH e acúmulo de Cr no solo. Por outro lado, a aplicação da menor dose ($2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$) resultou em um aumento do teor de COT, promovendo um solo com pH mais baixo, levando ao acúmulo de uma menor quantidade de Cr, contribuindo para uma maior estabilidade das propriedades biológicas do solo.

Presume-se que a menor taxa de aplicação do composto tenha um efeito de tamponamento nas variações microclimáticas, como temperatura e umidade do solo. Isso sugere que as propriedades biológicas do solo sob a aplicação da menor taxa de composto são menos afetadas pelas condições ambientais, o que implica em uma maior estabilidade dessas propriedades. Esses resultados sugerem que, ao escolher a taxa de aplicação do composto, é importante considerar não apenas o aumento do carbono orgânico do solo, mas também o pH do solo e o acúmulo de Cr, para garantir a estabilidade das propriedades microbianas do solo.

Os resultados indicam que as propriedades biológicas do solo diferem conforme os tratamentos e o período de avaliação (Figura 2). Na parcela controle (0 Mg ha^{-1}) e na de menor dose ($2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$) do composto, observou-se um padrão de variação no Carbono da Biomassa Microbiana (CBM). Durante os primeiros 30 dias, houve um aumento no CBM, seguido por uma diminuição aos 60 dias (Figura 2A). No entanto, após 60 dias, o CBM apresentou um aumento novamente.

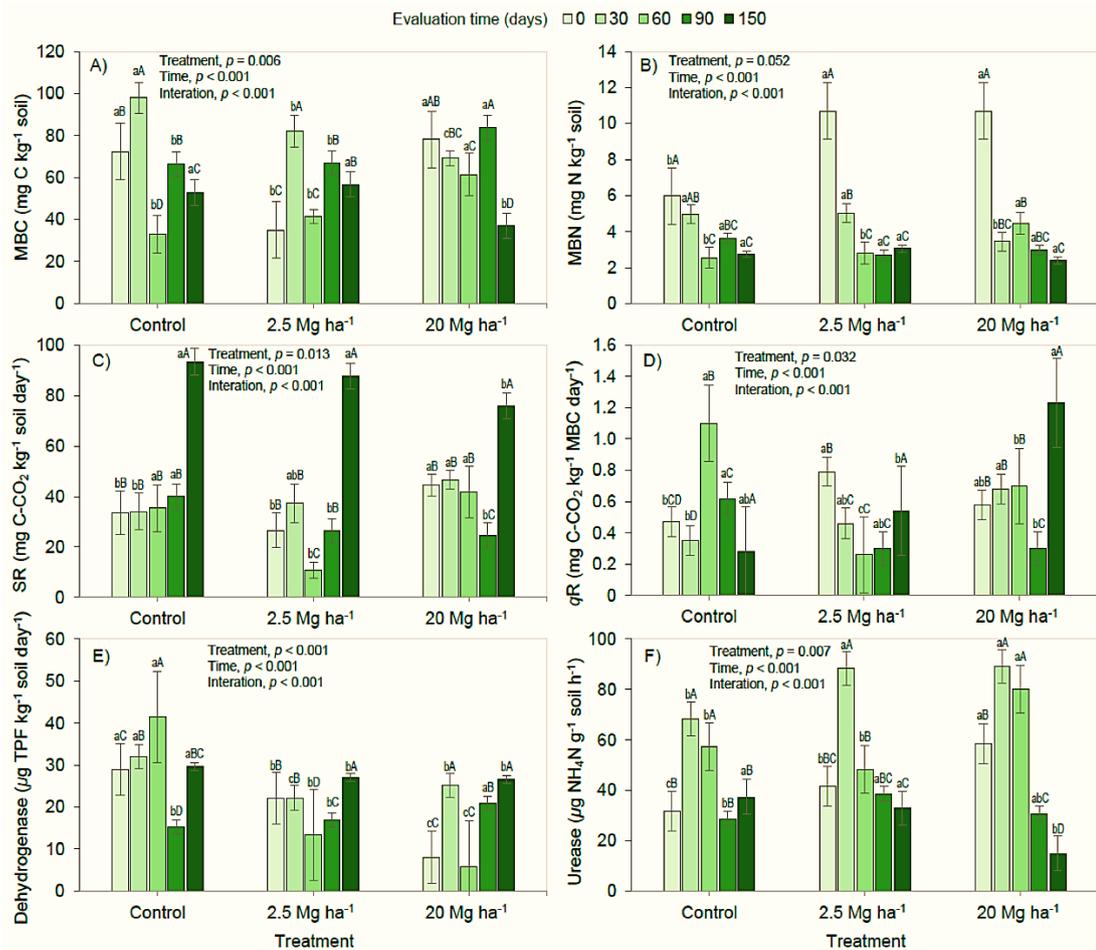


Figura 2 - Variação da biomassa microbiana do solo C, CBM (MBC; (A)) e Variação da biomassa microbiana do solo N, NBM (MBN; (B)), respiração do solo, RS (SR; (C)), quociente respiratório, qCO_2 (qR; (D)), desidrogenase (E), e urease (F) nas taxas mais baixa (2,5 Mg ha⁻¹) e mais alta (20 Mg ha⁻¹) de composto por 150 dias.

Letras minúsculas comparam tratamentos dentro do mesmo tempo, enquanto letras maiúsculas comparam tempos dentro do mesmo tratamento pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

De forma divergente, na parcela que recebeu a maior dose do composto (20 Mg ha⁻¹) verificou-se uma estabilidade, com CBM se mantendo constante ao longo dos primeiros 90 dias, porém diminuindo aos 150 dias. Em relação ao NBM do solo, nos tratamentos com dosagens mais baixas e mais altas com composto, observou-se valores significativamente superiores no início do experimento (0 dia) e posteriormente uma diminuição significativa aos 30 dias, mantendo-se em níveis reduzidos ao longo do tempo (Figura 2B).

É relevante destacar que o aumento do COT tem um impacto positivo nas propriedades biológicas do solo, tais como CBM, NBM e atividades enzimáticas do solo. Porém, em contraste, o pH elevado do solo e o acúmulo de Cr diminuem a estabilidade dessas propriedades biológicas do solo (MALIK et al., 2018; ZHANG et

al., 2021). Conforme observado por Batool et al. (2022), o alto pH do solo e a presença de metais influenciam a eficiência do uso do Carbono pelos microrganismos, afetando assim o crescimento do carbono de sua biomassa.

Com base nos resultados obtidos, é evidente que o CBM e o NBM exibiram comportamentos biológicos distintos quando submetidos a diferentes tratamentos ao longo do tempo (Figura 2A, B). Portanto, é possível constatar que o aumento do pH do solo e o acúmulo de Cr, consequentes da aplicação do composto, resultaram na diminuição do CBM (Figura 2A). Em contra partida, o NBM demonstrou respostas consistentes em todos os tratamentos ao longo do tempo, indicando a ausência das propriedades químicas sobre a biomassa microbiana no todo (Figura 2B).

A respiração do solo (RS), variou ao longo do tempo nos tratamentos que continham dosagem do composto, enquanto permaneceu semelhante no grupo controle, onde não foi aplicado composto. No entanto, em todos os tratamentos, a respiração do solo aumentou aos 150 dias de avaliação (Figura 2C).

Com base na análise dos dados, é possível inferir que o aumento observado no final da avaliação pode ser atribuído a alterações nas condições microclimáticas, tais como variações de temperatura e umidade registradas nos solos durante o período de 0 a 150 dias de avaliação. De acordo com os dados apresentados (Figura 1; Tabela 2), a temperatura do solo diminuiu, enquanto a umidade aumentou de 0 a 150 dias de avaliação. No entanto, observamos uma variação na respiração do solo comparando as menores e maiores doses de composto. Essa discrepância pode ser explicada pelas disparidades nos teores de carbono orgânico do solo observados entre esses tratamentos (Tabela 3).

A respiração do solo é influenciada por diversas propriedades do solo, sendo a umidade, temperatura e teor de carbono orgânico os fatores mais relevantes (LIMA et al., 2020). Especificamente, a temperatura e a umidade do solo desempenham um papel crucial na atividade microbiana que atua sobre o carbono orgânico (LELLEI-KOVÁCS, 2011; EZE et al., 2018).

O qCO_2 exibiu neste experimento uma significativa oscilação ao longo do tempo em todos os tratamentos (Figura 2D). Quando comparadas a menor e a maior dose aplicada do composto, observou-se que o quociente respiratório exibiu valores inferiores na menor dose e diminuiu ao longo do tempo. Por outro lado, o quociente

respiratório aumentou ao longo do tempo na taxa mais alta de aplicação do composto.

Os resultados obtidos para o qCO_2 confirmam o impacto que os tratamentos causam na eficiência de utilização de carbono pelos microrganismos, conforme evidenciado pelo CBM. O uso de carbono pelos microrganismos pode ser dividido entre a incorporação (pela biomassa) e as perdas (respiração) (GEYER et al., 2016). Portanto, um quociente respiratório, que representa perdas de CBM (SAIFFUDIN et al., 2019), indica uma redução na eficiência do uso de carbono pelos microrganismos. Portanto, a aplicação sucessiva do composto ao longo dos anos contribuiu para uma redução na eficiência dos microrganismos em incorporar carbono na biomassa.

Em relação à enzima desidrogenase, a qual está relacionada ao metabolismo microbiano do solo, foi observada uma variação reduzida no tratamento menor em comparação com os outros tratamentos (Figura 2E). Essa observação evidencia um efeito negativo da adição do composto sobre a atividade da enzima desidrogenase ao longo do tempo.

A atividade da enzima urease, que é responsável pela hidrólise da ureia e um indicador da disponibilidade de nitrogênio no solo, exibiu um aumento nos primeiros 30 e 60 dias em todos os tratamentos. No entanto, aos 150 dias a atividade da enzima diminuiu em todos os tratamentos, sendo a queda maior nos tratamentos com composto (Figura 2F). A atividade da urease apresentou respostas semelhantes em ambos os tratamentos com composto.

Os resultados aqui apresentados, sugerem que a presença do composto orgânico pode impactar as atividades enzimáticas do solo ao longo do tempo e que a dose utilizada pode influenciar nesses efeitos, sugerindo implicações complexas na ciclagem de nutrientes, a atividade microbiana e a dinâmica do solo. A variação ao longo do tempo difere entre os tratamentos, indicando que o composto pode ter efeitos temporais específicos na atividade microbiana do solo. Ao comparar as duas enzimas, observou-se que a desidrogenase é mais suscetível as perturbações do solo, especialmente em relação a metais (QU et al., 2011). A desidrogenase é amplamente reconhecida como um indicador sensível da atividade microbiana e está intimamente relacionada ao metabolismo microbiano (MADEJÓN et al., 2001).

Portanto, o acúmulo de cromo (Cr) no solo contribuiu para a redução da atividade microbiana, como também relatado por Stêpniewska & Wolińska (2005), que observaram uma diminuição na atividade da desidrogenase em solos com altos teores de Cr e uma redução na capacidade oxidativa do solo. Em particular, Lukowski & Dec (2021) descreveram que a desidrogenase é mais sensível à contaminação por Cr do que a urease. Portanto, nossos resultados corroboram com esses estudos anteriores, onde os pesquisadores identificaram que a atividade da desidrogenase foi mais significativamente impactada no grupo de tratamento com acúmulo elevado de Cr.

Uma abordagem integrativa foi utilizada para avaliar a dinâmica temporal das propriedades biológicas do solo em resposta à aplicação de lodo de curtume compostado (LCC) ao longo do tempo. Para tanto, empregou-se a técnica de análise multivariada curva de resposta principal (PRC), permitindo uma visão abrangente das mudanças temporais ocorridas em todas as propriedades biológicas e químicas em resposta à aplicação do LCC.

Na Figura 3, os valores de B_k representam o peso atribuído a cada propriedade biológica na PRC, desempenhando um papel auxiliar na interpretação do diagrama. Os atributos com valores de B_k mais distantes de zero são os que exercem maior influência nas mudanças observadas entre os tratamentos ao longo do tempo. Portanto, a atividade das enzimas desidrogenase e urease, juntamente com o CBM (MBC), são os atributos com os parâmetros mais responsivos no módulo

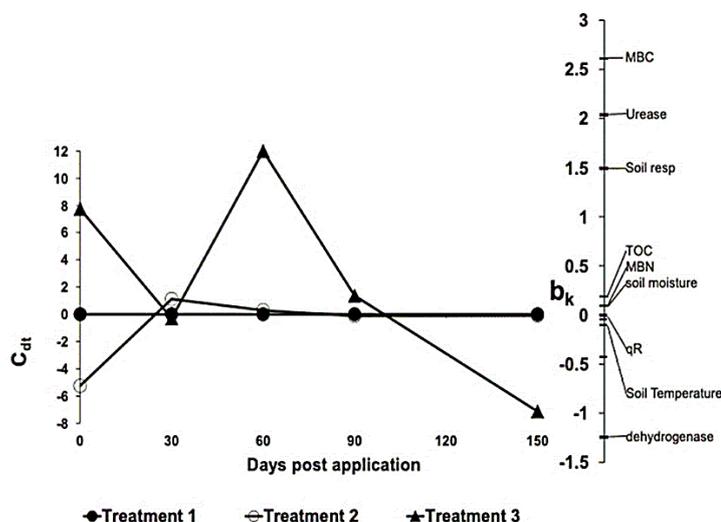


Figura 3 - Resposta da curva principal mostrando a variação das propriedades biológicas ao longo do tempo. O tempo de avaliação explicou 84% da variação total das propriedades biológicas. O tratamento explicou 12% ($p < 0,001$), dos quais 50% são exibidos no diagrama PRC. Tratamento 1 - controle; Tratamento 2 - 2,5 Mg ha⁻¹; Tratamento 3 - 20 Mg ha⁻¹.

Os resultados obtidos (Figura 3), indicam uma variação significativa nas propriedades biológicas do solo ao longo do tempo no tratamento com a dose maior (20 Mg ha^{-1}), enquanto no tratamento com a dose menor houve uma variação menor ($2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$). Isso pressupõe que o uso de quantidades maiores de composto pode ter um impacto mais significativo nas propriedades biológicas do solo, resultando em uma variação menos acentuada ao longo do tempo.

Além disso, o PRC utilizado na análise identificou três parâmetros como os mais sensíveis à variação das propriedades biológicas do solo: a desidrogenase, urease e CBM (Figura 3). Isso significa que as três propriedades foram particularmente mais reativas às diferentes doses do composto aplicadas ao solo, demonstrando uma maior resposta as alterações promovidas pelo composto no solo ao longo do tempo e, portanto, podendo ser utilizados como indicadores sensíveis para avaliar a atividade microbiana, e a saúde do solo.

Segundo Kandeler (2007), o potencial da comunidade microbiana em sintetizar enzimas é determinada por sua composição. Portanto, quaisquer mudanças ambientais devido a variáveis ambientais devem influenciar os níveis de atividades enzimáticas. Esse efeito também foi observado no estudo de Nakatani (2010), onde as variações nas atividades enzimáticas provavelmente foram consequência de mudanças na disponibilidade de suportes para as enzimas.

De acordo com os resultados apresentados na figura 4, foram observadas respostas distintas entre os tratamentos analisados. Especificamente, os tratamentos que incluíam o composto no solo tiveram um impacto significativo na estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo, em comparação com a testemunha (tratamento sem composto – 0 Mg ha^{-1}). De forma geral, os resultados indicaram que a testemunha exibiu maior estabilidade temporal dos parâmetros microbianos do solo e menor dose do composto, enquanto a maior dose apresentou a menor estabilidade temporal.

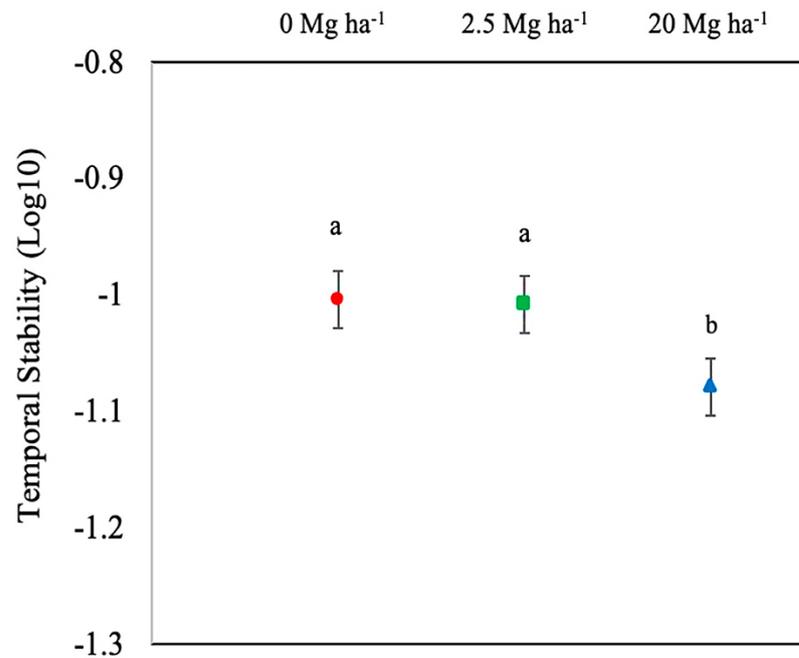


Figura 4. Estabilidade temporal (coeficiente de variação \log_{10}^{-1}) das propriedades biológicas do solo afetadas pela aplicação do lodo de curtiembre compostado. Barras com letras diferentes diferem significativamente (teste Tukey HSD, $p < 0,05$). Médias com desvios padrão.

Essa constatação indica que a presença do composto possui um efeito significativo na variação desses parâmetros ao longo do tempo. Provavelmente, a maior dose do composto não foi capaz de fornecer uma estabilidade tão consistente quanto a testemunha. Isso sugere, que a adição de composto pode afetar a estabilidade temporal dos parâmetros microbianos do solo, sendo que a magnitude desse efeito pode depender da dose de composto utilizada, corroborando a evidência de que ambientes com menos perturbações podem estabilizar suas funções microbianas (WAGNER et al., 2015; KOSTIN et al., 2021), enquanto ambientes com degradação da terra reduza sua estabilidade (ARAÚJO et al., 2013).

5. CONCLUSÃO

O estudo concluiu que aplicações sucessivas do lodo de curtiembre compostado (LCC) afetaram a biomassa e a atividade microbiana do solo e que as variações no microclima do solo, como umidade, temperatura, pH e contaminação por cromo, mostraram ter um impacto significativo nas propriedades biológicas do solo. Além disso, para garantir a estabilidade biológica, recomenda-se reduzir a quantidade de composto aplicado, a fim de promover a fertilidade e a saúde do solo. Destaca-se que a menor dose de LCC exibiu uma maior estabilidade temporal das propriedades biológicas do solo, sugerindo que a aplicação sucessiva em taxas mais baixas é

benéfica para reduzir a variação e aumentar a estabilidade ao longo do tempo. Por fim, é essencial realizar estimativas e monitoramentos regulares dos níveis de crômio em solos tratados com LCC, devido ao potencial impacto desse metal na integridade do solo e na saúde humana. Essas medidas garantem a sustentabilidade do manejo do solo e o bem-estar geral do ecossistema.

REFERÊNCIAS

- ABERA, A., WANA, D. Effect of agricultural land management practices on the selected soil quality indicators: empirical evidences from the south Ethiopian highlands. **Environmental Systems Research**, v. 12, n. 1, p. 2, 2023.
- ABIVEN, S., MENASSERI, S., CHENU, C. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability—A literature analysis. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 1, p. 1-12, 2009.
- AGUILAR-PAREDES, A. *et al.* Microbial Community in the Composting Process and Its Positive Impact on the Soil Biota in Sustainable Agriculture. **Agronomy**. v.13, ed.2, p.542, 2023.
- ALCÂNTARA, F. A.; MADEIRA, N. R. Manejo do solo no sistema de produção orgânica de hortaliças. Brasília, DF: **Embrapa Hortaliças**, (Embrapa Hortaliças. Circular Técnica, 64) p.12, 2008.
- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. Academic Press, p. 362 -363 1995.
- ANDERSON, T. H., DOMSCH, K.H. Application of eco-physiological quotients (q_{CO_2} and q_D) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 2, p. 251-255, 1990.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. **Biology and Fertility of soils**, v. 1, p. 81-89, 1985.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO_2 (q_{CO_2}) as a specific activity parameter to assess the effect of environmental condition, such as pH on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 23, n. 3, p. 393-395, 1993.
- AO, M. *et al.* Chromium biogeochemical behaviour in soil-plant systems and remediation strategies: A critical review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 424, p. 127233, 2022.
- APTE, A. D. P. *et al.* Oxidation of Cr(III) in tannery sludge to Cr(VI): field observations and theoretical assessment. **Journal of Hazardous Materials**. v. 121, n. 1-3, p. 215-222, 2005.
- ARAÚJO F.F. *et al.* Desenvolvimento do milho e fertilidade do solo após aplicação de lodo de curtume e fosforita. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Amb.** v. 12, p. 507-511, 2008.
- ARAÚJO, A. S. F. *et al.* Effect of textile sludge composted on growth, nodulation and nitrogen fixation of soberana and cowpea. **Bioresource Technology**, Essex, v. 98, n. 5, p. 1028-1032, 2007.

ARAÚJO, A. S. F. *et al.* Long-term effect of composted tannery sludge on soil chemical and biological parameters. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 41885-41892, 2020.

ARAÚJO, A. S. F. *et al.* Repeated application of composted tannery sludge affects differently soil microbial biomass, enzymes activity, and ammonia-oxidizing organisms. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 19193-19200, 2016b.

ARAÚJO, A. S. F. *et al.* Soil microbial properties after 5 years of consecutive amendment with composted tannery sludge. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, p. 4153-4160, 2015.

ARAÚJO, A. S. F. *et al.* Soil properties and cowpea yield after six years of consecutive amendment of composted tannery sludge. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 38, p. 407-413, 2016a.

ARAÚJO, A. S. F. *et al.* Soil, pH, electric conductivity and organic matter after three years of consecutive amendment of composted tannery sludge. **African Journal of Agricultural Research**, v. 8, n. 14, p. 1204-1208, 2013.

ARAÚJO, A. S. F.; *et al.* Municipal solid waste compost amendment in agricultural soil: changes in soil microbial biomass. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 9, p. 41-49, 2009.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R.T.R. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil amended with untreated and composted textile sludge. **Chemosphere**, v. 64, n. 6, p. 1043-1046, 2006.

ARIF, M. S. *et al.* Fresh and composted industrial sludge restore soil functions in surface soil of degraded agricultural land. **Science of the Total Environment**, v. 619, p. 517-527, 2018.

Atlas, R.M. *et al.* Response of microbial populations to environmental disturbance. **Microbial Ecology**, v. 22, p. 249-256, 1991.

AYILARA, M. S. *et al.* Waste management through composting: Challenges and potentials. **Sustainability**, v. 12, n. 11, p. 4456, 2020.

BASTIDA, F. *et al.* Long-term effect of municipal solid waste amendment on microbial abundance and humus-associated enzyme activities under semiarid conditions. **Microbial ecology**, v. 55, p. 651-661, 2008.

BASTOS, E. A.; ANDRADE JÚNIOR, A. S. **Boletim agrometeorológico de 2021 para o município de Teresina, Piauí**. Teresina: Embrapa Meio-Norte, 36 p. (Embrapa Meio-Norte. Documentos, 228), 2023.

BATOOL, M. *et al.* Microbial-assisted soil chromium immobilization through zinc and iron-enriched rice husk biochar. **Frontiers in Microbiology**, p. 3401, 2022.

BAYER, C. *et al.* Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesqui. Agropecuária Bras.**, v. 39, p. 677–683. 2004.

BRASIL. Resolução Conama nº 420. 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. **Diário Oficial da União**, 30 dez. 2009.

BROOKES, P. C. *et al.* Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil biology and biochemistry**, v. 17, n. 6, p. 837-842, 1985.

BROOKES, P. C.; JOERGENSEN, R. G. 6.2 Microbial Biomass Measurements by Fumigation–Extraction. **METHODS FOR ASSESSING SOIL QUALITY**, p. 77, 2006.

BURNS, R. G. Enzyme activity in soil: location and possible role in microbial ecology. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 14, p. 423-427, 1982.

CAMPBELL, C.A; ZENTNER, R.P. Soil organic matter as influenced by crop rotations and fertilization.. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, n. 4, p. 1034-1040, 1993.

CAMPOS, J. A., PECO, J. D., GARCÍA-NOGUERO, E. Antigerminative comparison between naturally occurring naphthoquinones and commercial pesticides. Soil dehydrogenase activity used as bioindicator to test soil toxicity. **Science of the Total Environment**. v. 694, p.133672, 2019.

CARDOSO, E. J. B. N. *et al.* Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health?. **Scientia Agricola**, v. 70, p. 274-289, 2013.

CASIDA JR. L. E. *et al.* Soil dehydrogenase activity. **Soil science**, v. 98, n. 6, p. 371-376, 1964.

CASTELLANO G.R; SANTOS L. A.; MENEGÁRIO A. A. Carbon Soil Storage and Technologies to Increase Soil Carbon Stocks in the South American Savanna. **Sustainability**, v. 14, n. 9, p. 5571, 2022.

CASTILHOS, D. D.; VIDOR, C.; CASTILHOS, R. M. Atividade microbiana em solo suprido com lodo de curtume e cromo hexavalente. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 6, p.71-76, 2000.

CHAER, G. M. *et al.* Shifts in microbial community composition and physiological profiles across a gradient of induced soil degradation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, p. 1327-1334, 2009.

CHANDER, K.; BROOKES, P. C. Residual effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n. 9, p. 1231-1239, 1993.

COLEMAN, D. C. *et al.* **Fundamentals of soil ecology**. Academic press, 2017.

CONCEIÇÃO, P.C. *et al.* Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.777-788, 2005.

DE ARAUJO BITENCOURT, G. *et al.* Avaliação da Toxicidade do Lodo de Curtume em Plantas de Girassol. **Ensaio e Ciência C Biológicas Agrárias e da Saúde**, v. 25, n. 4, p. 528-534, 2021.

DEMIR, A. Speciation, risk assessment and bioavailability of metals in the agricultural soils of the Göksu delta, Turkey. **Soil and Sediment Contamination: An International Journal**, v. 30, n. 3, p. 292-313, 2021.

DESJARDIN, V. *et al.* Effect of microbial activity on the Mobility of chromium in soils. **Waste Management**, v. 22, n. 2, p. 195–200, 2002.

DHAL, B. *et al.* Chemical and microbial remediation of hexavalent chromium from contaminated soil and mining/metallurgical solid waste: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 250-251, p. 272-291, 2013.

DHARMAKEERTHI, R. S.; THENABADU, M. W. Urease activity in soils: a review. **Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka**, v. 24, n. 3, 2013.

DOMINGO-OLIVÉ, F. *et al.* Long term application of dairy cattle manure and pig slurry to winter cereals improves soil quality. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 104, p. 39-51, 2016.

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

DORAN, JOHN W.; ZEISS, MICHAEL R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied soil ecology**, v. 15, n. 1, p. 3-11, 2000.

EISENHAUER, N. *et al.* Impact of above- and below-ground invertebrates on temporal and spatial stability of grassland of different diversity. **Journal of Ecology**, v. 99, n. 2, p. 572-582, 2011.

ELSALAM, H. E. A. *et al.* Effect of Sewage Sludge Compost Usage on Corn and Faba Bean Growth, Carbon and Nitrogen Forms in Plants and Soil. **Agronomy**, v.11, ed.4, p. 628. 2021.

EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Novo Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos**. Brasília: Embrapa, 2006.

EMBRAPA - **Manual de Métodos de Análise de Solo**: 2ª ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa - CNPS, p. 212, 2011.

EMMERLING, C. *et al.* Impact of application of organic waste materials on microbial and enzyme activities of mine soils in the Lusatian coal mining region. **Plant and Soil**, v. 220, n. 1-2, p. 129-138, 2000.

ERTANI, A. *et al.* . Chromium in Agricultural soils and Crops: A review. **Water, Air, & Soil Pollution**. v. 228, p. 1-12, 2017.

EZE, C. N. *et al.* Chromium (III) and its effects on soil microbial activities and phytoremediation potentials of *Arachis hypogea* and *Vigna unguiculata*. **African Journal of Biotechnology**, v. 17, n. 38, p. 1207-1214, 2018.

FELIPE, E. R. Efeitos do lodo de curtume compostado nos atributos químicos e biológicos do solo e na cultura do milho. **Dissertação** (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias Departamento de Ciências do Solo, Programa de Pós Graduação em Agronomia, Fortaleza, p. 61 , 2015.

FERNANDES, L. A. *et al.* Fósforo e atividade de fosfatase em dois solos sob diferentes condições de uso. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. 7, p. 1159-1170, 1998.

FERNANDES, S. A. P. *et al.* Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology**, v. 30, n. 1, p. 65-77, 2005.

FERREIRA, A. S. *et al.* Alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduos de curtume e carbonífero. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.755-763, 2003.

FIGUEIREDO, R. S. **Impacto da disposição de esgoto sanitário sobre características físicas e químicas e a comunidade microbiana do solo**. 2019. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2019.

FONSECA, E. V. Atividade enzimática como indicadora de qualidade do solo, p. 42, 2021. **Monografia** (Graduação em Agronomia) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília – UnB, Brasília, 2021.

GENTRY T.J. *et al.* Principles and Applications of Soil Microbiology. In: FUHRMANN, JEFFRY J.; ZUBERER, DAVID A. (Ed). **13 - Carbon Transformations and Soil Organic Matter Formation**. Elsevier, Amsterdam, p.327-361.2021

GEYER, K. M. *et al.* Microbial carbon use efficiency: accounting for population, community, and ecosystem-scale controls over the fate of metabolized organic matter. **Biogeochemistry**, v. 127, p. 173-188, 2016.

GOMES, A. S. Qualidade do solo: conceito, importância e indicadores da qualidade. **EMBRAPA Clima Temperado**, 2015. Acesso em: 27 /03/2023

<https://revistacultivar.com.br/artigos/qualidade-do-solo-conceito-importancia-e-indicadores-da-qualidade>

GONÇALVES, I. C. R. Atributos químicos e biológicos do solo e produtividade de feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp) após dois anos de aplicação de lodo de curtume compostado. **Dissertação** (Mestrado). Universidade Federal do Piauí, Teresina, p. 66, 2011.

GONÇALVES, I. C. R. *et al.* Heavy metals and yield of cowpea cultivated under composted tannery sludge amendment. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 36, p. 443-448, 2014.

GONÇALVES, M. M. C. *et al.* Phytotoxicity and cytogenotoxicity of composted tannery sludge. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 34495-34502, 2020.

GUI-JU, L. *et al.* Chrome sludge compost: Effects on crops and soils. **Journal of the Society of Leather Technologists and Chemists**, v. 90, n. 1, p. 10-13, 2006.

GUIMARÃES, W. P. *et al.* Efeito residual de lodo de curtume compostado sobre os teores de cromo e produtividade do milho verde. **Científica**, Dracena, SP, v. 43, n. 1, p. 37-42, 2015.

HAMDI, H. *et al.* Repetitive land application of urban sewage sludge: Effect of amendment rates and soil texture on fertility and degradation parameters. **Catena**, v. 172, p. 11-20, 2019.

HANSEN, E. **Análise e Redução do Impacto dos Produtos Químicos de Acabamento Molhado na Carga Poluente dos Efluentes Líquidos de Processo**. Tese de Doutorado. Programa de Pós Graduação em Engenharia Química. Porto Alegre, 2021.

HAROUN, M. *et al.* Analysis of heavy metals during composting of the tannery sludge using physicochemical and spectroscopic techniques. **Journal of Hazardous Materials**, v. 165, p. 111-119, 2009.

HASSAN, Z. *et al.* Effect of chromium (Cr) on the microbial and enzymatic activities in the soil: A review. **Biodiversity conservation in changing climate**. Delhi, India: **Lenin Media Private Limited**. p. 305-323, 2016.

HEIDRICH, G. M. **Desenvolvimento de metodologia para análise de especiação de cromo em fertilizantes orgânicos**. Tese de Doutorado. Programa de Pós Graduação em Química. RS, 2022.

HEINK, U.; KOWARICK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 548-598, 2010.

HOFFLAND, E. *et al.* Eco-functionality of organic matter in soils. **Plant and Soil**, v. 455, p. 1-22, 2020.

HSU, J. H.; LO, S. L. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. **Environmental Pollution**, v. 114, p. 119–127, 2000.

ISBELL, F. *et al.* High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. **Nature**, v. 477, n. 7363, p. 199-202, 2011.

JAMES, B.R., BARTLETT, R. J. **Behavior of chromium in soils: V. Fate of organically complexed Cr (III) added to soil.** American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 1983.

JENKSINSON, D. S. LADD, J. N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: JENKSINSON, D.S. LADD, J.N. (Org.) **Soil biochemistry.** New York: Marcel Dekker, p. 415-471, 1981.

JOBBY, R. *et al.* Biosorption and Biotransformation of Hexavalent Chromium [Cr(VI)]: A Comprehensive Review. **Chemosphere** v. 207, p. 255–266, 2018.

JOERGENSEN, R. G. O método de fumigação-extração para estimar a biomassa microbiana do solo: calibração do valor de kEC. **Biologia e Bioquímica do Solo** , v. 28, n. 1, pág. 25-31, 1996.

JOERGENSEN, R. G.; BROOKES, P. C. Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5 M K₂SO₄ soil extracts. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 8, p. 1023-1027, 1990.

JOUTEY, N. T. *et al.* Mechanisms of hexavalent chromium resistance and removal by microorganisms. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 233, p. 45-69, 2015.

JUNIOR, C. H. A. *et al.* Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: Propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos em ciência do solo**, v. 4, p. 391-470, 2005.

KAMALUDEEN, S. P. *et al.* Chromium-Microorganism Interactions in Soils: Remediation Implications. In: Ware, G.W. (eds) **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, vol. 178. Springer, New York, NY, 2003.

KANDELER, E.; GERBER, H. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. **Biology and fertility of Soils**, v. 6, p. 68-72, 1988.

KANDZIORA-CIUPA, M. *et al.* The influence of heavy metals on biological soil quality assessments in the *Vaccinium myrtillus* L. rhizosphere under different field conditions. **Ecotoxicology**, v. 30, n. 2, p. 292-310, 2021.

KASCHUK, G. *et al.* Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 1, p. 1-13, 2009.

KHAWKOMOL, S. *et al.* Potential of Biochar Derived from Agricultural Residues for Sustainable Management. **Sustainability**. v.13, ed. 15, p. 8147. 2021.

KOISHI, A. *et al.* Long-Term Effects of Organic Amendments on Soil Organic Matter Quantity and Quality in Conventional Cropping Systems in Switzerland. **Agronomy**. v.10, n. 12, p.1977, 2020.

KONRAD, E.E.; CASTILHOS, D.D. Alterações químicas do solo e crescimento do milho decorrentes da adição de lodos de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 1, p. 257-265, 2002.

KOSTIN, J. E. *et al.* Land-use drives the temporal stability and magnitude of soil microbial functions and modulates climate effects. **Ecological Applications**, v. 31, n. 5, p. 02325, 2021.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**. v.7, ed. 5, p. 5875-5895. 2015.

LEHMAN, C. L.; TILMAN, D. Biodiversity, stability, and productivity in competitive communities. **The American Naturalist**, v. 156, n. 5, p. 534-552, 2000.

LEITA, L. *et al.* Influence of inorganic and organic fertilization on soil microbial biomass, metabolic quotient and heavy metal bioavailability. **Biol Fertil Soils** 28, 371–376 ,1999.

LELLEI-KOVÁCS, E. *et al.* Thresholds and interactive effects of soil moisture on the temperature response of soil respiration. **European Journal of Soil Biology**, v. 47, n. 4, p. 247-255, 2011.

LEMKE-DE-CASTRO, M. L.; BORGES, J. D.; LEANDRO, W. M. Sorção competitiva entre cádmio e cromo em latossolo variando pH e eletrólito de suporte. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 10, n. 3, p. 396-402, 2015.

LEPCHA, N. T.; DEVI, N. B. Effect of land use, season, and soil depth on soil microbial biomass carbon of Eastern Himalayas. **Ecological processes**, v. 9, p. 1-14, 2020.

LIMA, J. R. S. *et al.* Impacts of land-use changes on soil respiration in the semi-arid region of Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, 2020.

LOPES, A. A. C. *et al.* Temporal variation and critical limits of microbial indicators in oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 12, p. 72-82, 2018.

LOPES, A. S., GUILHERME, L. R. G. Fertilidade do solo e produtividade agrícola. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V.; V.H.; BARROS, N. F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**, Viçosa: SBCS/UFV. p. 2-64, 2007.

LOPES, A.S. **Manual internacional de fertilidade do solo**. 2.ed. Piracicaba: POTAFOS, p. 186, 1998.

ŁUKOWSKI, A.; DEC, D. Fractions of Ni, Pb, Cr, and Their Impact on Enzyme Activities of Arable Land Cultivated by the Simplified Method. **Minerals**, v. 11, n. 6, p. 584, 2021.

MADEJÓN, E. et al. Soil enzymatic response to addition of heavy metals with organic residues. **Biology and Fertility of Soils**, v. 34, p. 144-150, 2001.

MAINI, A.; SHARMA, V.; SHARMA, S. Assessment of soil carbon and biochemical indicators of soil quality under rainfed land use systems in North Eastern region of Punjab, India. **Carb. Manage**, v.11, p. 169–182, 2020.

MALIK, A. A. *et al.* Defining trait-based microbial strategies with consequences for soil carbon cycling under climate change. **The ISME journal**, v.14, n.1, p. 1-9. 2020

MALIK, A. A. *et al.* Land use driven change in soil pH affects microbial carbon cycling processes. **Nature communications**, v. 9, n. 1, p. 3591, 2018.

MAN, M. *et al.* Long-term crop rotation and different tillage practices alter soil organic matter composition and degradation. **Soil and Tillage Research**, v. 209, p. 104960, 2021.

MCCANN, K. S. The diversity–stability debate. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 228-233, 2000.

MENDES, I.C. *et al.* Microbiologia do solo e sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: Faleiro, F.G.; Andrade, S.R.M. (Eds.) – **Biotecnologia: estado da arte e aplicações na agropecuária**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, p. 730, 2011.

MENDES, L.W.; *et al.* Using metagenomics to connect microbial community biodiversity and functions. **Curr. Issues Mol. Biol.**, v. 24, p. 103–118. 2017.

MERTZ, W. E. Chromium occurrence and function in biological systems. **Physiology Reviews**, Baltimore, v. 49, p.163-239, 1969.

MIRANDA, A. R. L. *et al.* Growth and nodulation of cowpea after 5 years of consecutive composted tannery sludge amendment. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v. 12, n. 4, p. 1175-1179, 2014.

MIRANDA, A. R. L. *et al.* Responses of soil bacterial community after seventh yearly applications of composted tannery sludge. **GEODERMA**, v. 318, p. 1-8, 2018.

MORETTI S. M. L. *et al.* Composting sewage sludge with green waste from tree pruning. **Scientia Agricola**, v. 72, p. 432-439, 2015.

MURPHY, B. W. **Soil organic matter and soil function** review of the literature and underlying data. Department of the Environment, Canberra, Australia, 2014.

MUSHAHARY J, MIRUNALINI V Waste management in leather industry– Environmental and health effects and suggestions to use in construction purposes.

International Journal of Civil Engineering & Technology, v. 8, n. 4, p. 1394-1401, 2017.

NAKATANI, A. S. **Atributos microbiológicos do solo em área agrícola sob disposição de lodo de curtume**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2010.

NAKATANI, A. S. *et al.* Effects of tannery sludge application on physiological and fatty acid profiles of the soil microbial community. **Applied Soil Ecology**, v. 61, p. 92-99, 2012.

NKOH, J.N. *et al.* Critical-Systematic Review of the Interactions of Biochar with Soils and the Observable Outcomes. **Sustainability**. v.13, n.24, p.13726. 2021.

NOVAK, E. *et al.* Variação temporal dos atributos microbiológicos do solo sob diferentes usos. **Revista de Ciências Agrárias**, Lisboa, v. 41, n. 3, p. 603-611, 2018.

NOVAK, E.; *et al.* Biomassa e atividade microbiana do solo sob diferentes coberturas vegetais em Região Cerrado-Mata Atlântica. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 15, n. 3, p. 1-16, 2022.

NUNES, M. R. *et al.* Biological soil health indicators respond to tillage intensity: a US meta-analysis. **Geoderma**, v. 369, p. 114335, 2020.

OBALUM, S. E. *et al.* Soil organic matter as sole indicator of soil degradation. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, p. 1-19, 2017.

OLIVEIRA, M. L. J.; ARAÚJO, A. S. F. D.; MELO, W. J. D. Chromium in soil organic matter and cowpea after four consecutive annual applications of composted tannery sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 297-302, 2015.

ORUKO, R. O. *et al.* Contemporary and future direction of chromium tanning and management in sub Saharan Africa tanneries. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 133, p. 369-386, 2020.

PETRUCCIOLI, M. *et al.* Agriculture and agro-industrial wastes, byproducts, and wastewaters: origin, characteristics, and potential in bio-based-compounds production. In: Segundo E (ed) Moo- Young MBT-CB. **Academic Press**, Burlington, p. 531-545, 2011.

PRAKASH, P. *et al.* Transportation mechanism of chromium from tannery sludge through an electrokinetic process: role of electrolytes and operational conditions. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**, v. 19, p. 3757–3772 , 2022.

PROULX, R. *et al.* Diversity promotes temporal stability across levels of ecosystem organization in experimental grasslands. **PLoS one**, v. 5, n. 10, p. 13382, 2010.

QU, J. et al. Effects of lead and zinc mining contamination on bacterial community diversity and enzyme activities of vicinal cropland. **Environmental monitoring and assessment**, v. 182, p. 597-606, 2011.

RASCIO, I. *et al.* Evidence of hexavalent chromium formation and changes of Cr speciation after laboratory-simulated fires of composted tannery sludges long-term amended agricultural soils. **Journal of hazardous materials**, v. 436, p. 129117, 2022.

RAVINDRAN, B. *et al.* Positive effects of compost and vermicompost produced from tannery waste-animal fleshing on the growth and yield of commercial crop-tomato (*Lycopersicon esculentum* L.) plant. **Journal of environmental management**, v. 234, p. 154-158, 2019.

RIBEIRO, E. M. P.; MELLO, P. B. **A utilização do adubo de resíduo de apara de couro como fonte de nitrogênio no solo agrícola com ganhos energéticos e ambientais.** In: XXVIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção. Rio de Janeiro, p. 15, 2008.

ROCA-PEREZ, L. *et al.* Composting Rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil-plant system. **Chemosphere**, v.75, p.781– 787, 2009.

ROSCOE, R. *et al.* de manejo e matéria orgânica do solo. In: ROSCOE, R.; BODDEY, R.M.; SALTON, J. C. (Ed). **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares.** Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, p.17-42, 2006

SÁ, J.C.M. **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas de manejo convencional e plantio direto.** (Tese de Doutorado). Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, p. 141, 2001.

SAIFUDDIN, M. *et al.* Microbial carbon use efficiency predicted from genome-scale metabolic models. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 3568, 2019.

SAIFUDDIN, M. et al. Microbial carbon use efficiency predicted from genome-scale metabolic models. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 3568, 2019.

SALES, R. A.; ROSSINI, F. P.; BERILLI, S. S.; GALVÃO, E. R.; MENDES, T. P.; BERILLI, A. P. C. G.; SALLES, R. A.; SALES, R. A.; QUARTEZANI, W. Z.; FREITAS, S. J. Foliar Fertilization Using Liquid Tannery Sludge in Conilon Coffee Seedlings Production. **Journal of Experimental Agriculture International**, Tarakeswar, v.22, n.2, p.1-8, 2018.

SANTOS, A. J. M. *et al.* Chemical characteristics of soil after application of tannery sludge as fertilizer in the sugarcane plant crop. **Australian Journal of Crop Science**, v. 14, n. 4, p. 641-648, 2020.

SANTOS, J. A. **Compostagem do lodo de curtume e seu uso agrícola: efeito sobre indicadores biológicos de qualidade do solo.** Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Federal do Piauí, Teresina, p. 47-77, 2010.

SANTOS, J. A. *et al.* Alterações na atividade microbiana e na matéria orgânica do solo após aplicação de lodo de esgoto. **Bioscience Journal**, Uberlândia, MG, v. 25, n. 2, 2009.

SANTOS, J. A. *et al.* Tannery sludge compost amendment rates on soil microbial biomass in two different soils. **European Journal of Soil Biology**, v.1, p.146-151, 2011.

SANTOS, J.L.S. *et al.* Chromium, Cadmium, Nickel, and Lead in a Tropical Soil after 3 Years of Consecutive Applications of Composted Tannery Sludge. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 45, n. 12, p.1658-1666, 2014.

SAPKOTA, T. B.; *et al.* Fifteen years of no till increase soil organic matter, microbial biomass and arthropod diversity in cover crop-based arable cropping systems. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 32, p. 853-863, 2012.

SAUD, S. *et al.* The impact of chromium ion stress on plant growth, developmental physiology, and molecular regulation. **Front. Plant Sci.** v.13, p. 994785. 2022.

SAVIOZZI, A. *et al.* Biochemical activities in a degraded soil restored by two amendments: a laboratory study. **Biology & Fertility of Soils**, Berlin, v. 35, p. 96-101, 2002.

SELIVANOVSKAYA, S. Y.; LATYPOVA, V. Z. Effects of composted sewage sludge on microbial biomass, activity and pine seedlings in nursery forest. **Waste Manage**, v. 26, p. 1253 –125, 2006.

SILVA, A. A. L. Avaliação da fitotoxicidade do lodo de curtume compostado através de bioensaios. 2014. p. 64. **Dissertação** (Mestrado em Agronomia, área de concentração: Produção Vegetal) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2014.

SILVA, A. V. C. R. *et al.* Changes on microbial C and enzyme activities in soil with amendment of composted tannery sludge after 9 years. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 8, p. 501-505, 2019.

SILVA, J. D. *et al.* Effect of different tannery sludge compost amendment rates on growth, biomass accumulation and yield responses of *Capsicum plants*. **Waste Management**, v. 30, n. 10, p. 1976-1980, 2010.

SILVA, M. D. M. *et al.* Heavy metals in cowpea (*Vigna unguiculata* L.) after tannery sludge compost amendment. **Chilean journal of agricultural research**, v. 73, n. 3, p. 282-287, 2013.

SILVA, M. D. M. Soil microbial biomass after three-year consecutive composted tannery sludge amendment. **Pedosphere**. Beijing: Science Press, v. 24, n. 4, p. 469-475, 2014.

SIMFUKWE, P. *et al.* Identification and predictability of soil quality indicators from conventional soil and vegetation classifications. **PLoS ONE**, v. 16, p. 0248665, 2021.

ŠIMON, T.; MIKANOVÁ, O.; CERHANOVÁ, D. Long-term effect of straw and farmyard manure on soil organic matter in field experiment in the Czech Republic. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v.59, n.9, p.1193-1205, 2013.

SOBUCKI, L. *et al.* Manejo e qualidade biológica do solo: uma análise. **Rev. Agron. Bras**, v. 3, n. 4, 2019.

SOUSA, R. S. D. *et al.* Chromium accumulation in maize and cowpea after successive applications of composted tannery sludge. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 40, 2018.

SOUSA, R. S. D. *et al.* Time-dependent effect of composted tannery sludge on the chemical and microbial properties of soil. **Ecotoxicology**, v. 26, p. 1366-1377, 2017.

STĚPNIEWSKA, Z.; WOLIŃSKA, A. Soil dehydrogenase activity in the presence of chromium (III) and (VI). **International Agrophysics**, v. 19, n. 1, 2005.

STRECKER, T. *et al.* Functional composition of plant communities determines the spatial and temporal stability of soil microbial properties in a long-term plant diversity experiment. **Oikos**, v. 125, n. 12, p. 1743-1754, 2016.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. **The water balance**. Centerton, NJ: Drexel Institute of Technology - Laboratory of Climatology, p. 104, 1955. (Publications in Climatology, vol. VIII, n.1).

TILMAN, D.; REICH, P.; KNOPS, J. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. **Nature**, v. 441, n. 7093, p. 629-632, 2006.

TOUNDOU, O. *et al.* Impact of agronomic and organic characteristics of waste composts from Togo on *Zea mays* L. nutrients contents under water stress. **Journal of Environmental Management**, v. 285, p. 112158, 2021.

USDA - United States Department of Agriculture. **Manual for Composting of Sewage Sludge by the Beltsville Aerated-pile Method**. USDA-EPA. p. 65. 1980.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Test method for evaluating solid waste**. Washington, p. 152, 1986.

USEPA, M. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. **United States Environ. Prot. Agency**, v. 12, p. 1-187, 2002.

VACHAUD, G. *et al.* **Temporal stability of spatially measured soil water probability density function**. Soil Science Society of America Journal, v. 49, n. 4, p. 822-827, 1985.

VAN DEN BRINK, P. J.; BRAAK, C. J. F. Multivariate analysis of stress in experimental ecosystems by principal response curves and similarity analysis. **Aquatic. Ecology**, v. 32, p. 163-178, 1998.

VAN DEN BRINK, P. J.; BRAAK, C. J. F. Principal response curves: Analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 18, n. 2, p. 138-148, 1999.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology Biochemistry**, v.19, p.703-707, 1987.

VIG, A. P. *et al.* Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia fetida* (Savigny). **Bioresource technology**, v. 102, n. 17, p. 7941-7945, 2011.

WAGNER, D.; EISENHAUER, N.; CESARZ, S. Plant species richness does not attenuate responses of soil microbial and nematode communities to a flood event. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 89, p. 135-149, 2015.

WALIA, M.; GOYAL, S. Effect of heavy metal contaminated sewage sludge on soil microbiological properties and growth of Indian mustard. **Archives of agronomy and soil science**, v. 56, n. 5, p. 563-574, 2010.

WARDLE, D. A. *et al.* Development of the decomposer food-web, trophic relationships, and ecosystem properties during a three-year primary succession in sawdust. **Oikos**, p. 155-166, 1995.

WEI, Y. J.; LIU, Y. S. Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. **Chemosphere**, v. 59, p. 1257-1265, 2005.

WEIGELT, A. *et al.* Does biodiversity increase spatial stability in plant community biomass?. **Ecology Letters**, v. 11, n. 4, p. 338-347, 2008.

WU, J. J. R. G. *et al.* Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction-an automated procedure. **Soil biology & biochemistry**, v. 22, n. 8, p. 1167-1169, 1990.

WYSZKOWSKA, J. *et al.* Calorific Value of *Zea mays* Biomass Derived from Soil Contaminated with Chromium (VI) Disrupting the Soil's Biochemical Properties. **Energies**. v.16, n. 9, p. 3788, 2023.

XIAO, L. *et al.* Long-term effects of vegetational restoration on soil microbial communities on the Loess Plateau of China. **Restoration Ecology**. v. 24, n. 6, p. 794-804, 2016.

XIAO, R. *et al.* Recent developments in biochar utilization as an additive in organic solid waste composting: A review. **Bioresource Technology**, v. 246, p. 203-213, 2017.

YACHI, S.; LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 96, n. 4, p. 1463-1468, 1999.

YAN, Y. *et al.* Response of soil microbial biomass C, N, and P and microbial quotient to agriculture and agricultural abandonment in a meadow steppe of northeast China. **Soil And Tillage Research**, v. 223, p. 105475, set. 2022.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. **A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil.** Communications in soil science and plant analysis, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.

ZHANG, X. *et al.* The toxicity of hexavalent chromium to soil microbial processes concerning soil properties and aging time. **Environmental Research**, v. 204, p. 111941, 2021.

ZHENG, T. *et al.* Turnover of bacterial biomass to soil organic matter via fungal biomass and its metabolic implications. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 180, p. 108995, 2023.

ZULFIQAR, U. *et al.* Chromium Toxicity, Speciation, and Remediation Strategies in Soil-Plant Interface: A Critical Review. **Frontiers in Plant Science**, v. 13, p. 5468. 2023.

APÊNDICE

APÊNDICE A - Média dos atributos do solo sob aplicação de diferentes doses de lodo de curtume compostado - LCC (0, 2,5 e 20 Mg ha⁻¹) e tempo de amostragem (0, 30, 60, 90 e 150 dias).

LCC (Mg.ha ⁻¹)	TEMPO DE AMOSTRAGEM (dias de experimentos)				
	0	30	60	90	150
Cr (mg kg⁻¹)					
0	3,00 aA	3,00 aA	3,00 aA	3,00 aA	3,00 aA
2,5	26,13 bA	26,13 bA	26,13 bA	26,13 bA	26,13 bA
20	149,83 cA	149,83 cA	149,83 cA	149,83 cA	149,83 cA
CARBONO ORGÂNICO TOTAL (g/Kg)					
0	10,27aB	10,27 aB	10,27 aB	16,02 aA	16,02 aA
2,5	6,64 bB	6,64 bB	6,64 bB	13,07 bA	13,07 bA
20	10,46 aB	10,46 aB	10,46 aB	13,30 bA	13,30 bA
CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA (mg C g⁻¹ solo)					
0	72,21 aB	98,02 aA	32,98 bD	66,58 bB	52,74 aC
2,5	35,1 bC	82,20 bA	41,50 bC	66,83 bB	56,73 aB
20	78,16 aAB	69,11 cAB	61,43 aC	83,71 aA	37,04 bD
RESPIRAÇÃO DO SOLO (mg C-CO₂ g⁻¹ solo)					
0	33,57 bB	34,13 bB	35,44 aB	40,17 aB	93,47 aA
2,5	26,58 bB	37,30 abB	10,86 bC	26,48 bB	87,82 aA
20	44,68 aB	46,58 aB	41,77 aB	24,57 bC	75,92 bA
QUOCIENTE RESPIRATÓRIO (mg C-CO₂ g⁻¹ CBM dia⁻¹)					
0	0,47 bCD	0,35 bD	1,10 aB	0,62 aC	1,80 abA
2,5	0,79 aB	0,46 abC	0,26 cC	0,40 abC	1,59 bA
20	0,58 abB	0,68 aB	0,7 bB	0,30 bC	2,1 aA
NITROGÊNIO DA BIOMASSA MICROBIANA (mg de N g⁻¹ solo)					
0	5,98 bA	4,98 aAB	2,55 bC	3,63 aBC	2,75 aC
2,5	10,70 aA	5,02 aB	2,83 bC	2,68 aC	3,05 aC
20	10,70 aA	3,45 bBC	4,48 aB	2,95 aBC	2,40 aC
ENZIMA DESIDROGENASE (µg TTF kg⁻¹ solo)					
0	28,95 aC	31,99 aB	41,52 aA	15,31 bD	29,73 aBC
2,5	22,09 bB	22,25 cB	13,26 bD	17,03 bC	27,05 bA
20	8,09 cC	25,17 bA	5,95 cC	20,85 aB	26,69 bA
ENZIMA UREASE (µg N-NH₄ kg⁻¹ solo)					
0	31,83 cB	68,41 bA	57,32 bA	28,75 bB	37,31 aB
2,5	41,54 bBC	88,36 aA	48,34 bB	38,50 aBC	32,96 aC
20	58,65 aB	89,13 aA	80,1 aA	30,75 abC	14,88 bD
TEMPERATURA DO SOLO (°C)					
0	40,25 aA	42,25 aA	33,00 aB	31,50 aB	32,30 aB
2,5	33,50 bAB	35,5 bA	32,25 aB	31,75 aB	31,20 aB
20	32,50 bB	35,5 bA	30,75 aB	30,25 aB	30,13 aB
UMIDADE DO SOLO (%)					
0	0,30 bC	0,20 bC	5,09 bB	5,23 bB	11,00 aA
2,5	0,55aC	0,50 aC	5,45 bB	5,23 bB	8,11 bA
20	0,65 aC	0,55 aC	7,01 aB	6,68 aB	9,15 bA

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na linha e letra minúsculas na coluna não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo teste Tukey.