

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIORREMEDIADOR DOS FUNGOS *CANDIDA spp.* E *TRICHOPHYTON spp.* NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO PROVENIENTE DE ATERRO SANITÁRIO

M. E. A. PESENTI*, T. A. MARQUES, V. A. CAMPOS, S. L. URATA, K. V. M. C. PRATES
Federal Technological University of Paraná
ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0008-4461-6532>*
aranegapesenti@gmail.com*

Submitted October 23, 2023 – Accepted December 16, 2023

DOI: 10.15628/holos.2023.16307

RESUMO

O presente trabalho compara a eficiência na redução da toxicidade de lixiviado proveniente de aterro sanitário após o emprego do processo de micorremediação utilizando os fungos *Candida spp.* e *Trichophyton spp.* por meio de bioensaios com semente de *Allium cepa*. Para o tratamento do lixiviado foram montadas unidades experimentais com diferentes concentrações de lixiviado que foram inoculados com os fungos selecionados e incubados. Após a incubação foi realizado os bioensaios utilizando o extrato líquido para

inocular 10 sementes de *Allium cepa* em placas de Petri. Posteriormente fez-se o cálculo dos índices de análise macroscópica. A partir dos resultados, constatou-se que a levedura *Candida spp.* apresentou melhores resultados de redução da toxicidade em todas as unidades experimentais. Concluindo que entre os gêneros analisados, a levedura *Candida spp.* se mostra mais eficiente podendo ser promissora para a redução da toxicidade de lixiviado de aterro sanitário.

KEYWORDS: Micorremediação, Bioensaios, *Allium cepa*.

EVALUATION OF THE BIOREMEDIATION POTENTIAL OF *CANDIDA spp.* AND *TRICHOPHYTON spp.* FUNGI IN THE TREATMENT OF LEACHATE FROM A LANDFILL

ABSTRACT

This study compares the efficiency in reducing the toxicity of leachate from a landfill after the application of mycoremediation processes using *Candida spp.* and *Trichophyton spp.* fungi through bioassays with *Allium cepa* seeds. Experimental units were set up for leachate treatment with varying concentrations, inoculated with the selected fungi, and incubated. After incubation, bioassays were conducted using the liquid extract to

inoculate ten *Allium cepa* seeds on Petri dishes. Subsequently, macroscopic analysis indices were calculated. The results revealed that *Candida spp.* yeast showed superior toxicity reduction results in all experimental units. In conclusion, among the analyzed genera, *Candida spp.* yeast demonstrates greater efficiency and holds promise for reducing the toxicity of landfill leachate.

Palavras chave: Mycoremediation, Bioassay, *Allium cepa*.



1 INTRODUÇÃO

Os desafios envolvendo os resíduos sólidos urbanos (RSU) começam nos padrões de produção e comercialização, onde os produtos são fabricados visando um consumo exagerado, sendo rapidamente incorporados nos hábitos da sociedade, causando um maior descarte pela obsolescência de uso, e conseqüentemente gerando quantidades consideráveis de rejeitos (SIQUEIRA; MORAES, 2009). A gestão adequada de RSU tem como objetivo proteger a saúde da população, promover a qualidade ambiental, desenvolver a sustentabilidade e fornecer suporte para a produtividade econômica, assim é de suma importância conhecer e tratar os poluentes gerados na degradação de RSU (NASCIMENTO et al., 2015).

Segundo SNIS (2021) aterros sanitários são instalações que possuem controle técnico e operacional para evitar que resíduos e seus efluentes (líquidos e gasosos) causem danos à saúde pública e ao meio ambiente, sendo a principal disposição final adequada utilizada no Brasil. O efluente líquido gerado na degradação dos resíduos se denomina lixiviado. O lixiviado é gerado por fenômenos físicos, químicos e biológicos, possuindo como características a cor escura o mau cheiro e a elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (PRADO, 2023). Dentre a composição do lixiviado constam altas concentrações de matéria orgânica, macrocomponentes inorgânicos, metais tóxicos e compostos orgânicos xenobióticos que dependem dos estágios de decomposição da matéria orgânica, da composição dos resíduos, das condições ambientais, da idade e modo de operação do aterro, entre outros, tornando a composição desse efluente complexa, tóxica e de difícil tratamento (ROCHA e LODI, 2022; ANDRADE, 2022; RIBEIRO, MENDES, 2018).

A caracterização físico-química do lixiviado de aterro sanitário, apesar de inferir sobre sua composição tóxica, não associa o efeito conjunto das substâncias interagindo no efluente e seu impacto direto sobre o meio ambiente. Para complementar a análise dos efeitos tóxicos do lixiviado é necessário realizar bioensaios que visam prever o impacto potencial de um agente tóxico ao ambiente (FRANCO et al., 2018). Esta técnica utiliza organismos biológicos (bioindicadores) para o reconhecimento das condições da amostra que se deseja estimar a toxicidade. Dentre os organismos passíveis de uso, plantas superiores, mais especificamente a *Allium cepa* (cebola) possui diversas aplicações no monitoramento e detecção de contaminantes, avaliando a fitotoxicidade de um composto por meio da inibição da germinação e do crescimento radicular das sementes (SOMMAGGIO, 2016; LELES, 2017; OLIVEIRA, 2021).

A biorremediação é uma técnica que envolve o uso de microrganismos para remover ou biodegradar substâncias nocivas em compostos não tóxicos ao meio ambiente, com aplicabilidade recomendada pelo âmbito científico como alternativa viável para o tratamento de contaminantes. Segunda Perna (2018) a seleção de organismos capazes de transformar os poluentes alvos é de suma importância para a eficiência da biorremediação.

A micorremediação é uma alternativa ecossustentável que utiliza fungos e/ou seus produtos metabólicos para remediar ou reduzir o potencial poluidor de contaminantes. Técnica essa que apresenta diversas possibilidades de aplicação em áreas contaminadas por compostos tóxicos, devida as características fúngicas, como: a capacidade de adaptação em meios com presença de compostos tóxicos recalcitrantes, a presença de um sistema enzimático extracelular

eficiente, a forma de crescimento vegetativo que permite contato direto com o poluente, e a sua baixa especificidade de substrato (BENEVIDES e MARINHO, 2015; KAO, 2023).

Algumas pesquisas relacionam a micorremediação com as características físico-químicas do lixiviado, esses trabalhos foram de suma importância para esse novo eixo de investigação, uma vez que a micorremediação obteve alta eficiência na remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos. A relação entre a micorremediação e os compostos tóxicos do lixiviado teve início recentemente com os estudos de Hassan et al. (2020) que avaliou a eficiência fúngica na remoção de metais e metaloides, Siracusa, et al. (2020) com a avaliação do fungo *Lambertella sp* na redução de nitrogênio total, carbono orgânico total e cloreto e nos estudos de Ikechi-Nwogu, Akpan, (2022) que utilizaram o fungo *Lentinus squarrosulus Mount* para redução das propriedades físico-químicas e carga microbiana do lixiviado.

Os fungos dos gêneros *Candida* e *Trichophyton*, têm se destacados em estudos de biorremediação. Muitas espécies de levedura da *Candida spp.* produzem biossurfactantes, sendo aplicados para micorremediar petróleo, óleo motor, metais tóxicos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) (SOARES et al., 2011; DURVAL, 2017). Algumas espécies do fungo filamentosos *Trichophyton spp* se mostraram eficientes na biorremediação de corantes azo têxteis e pentaclorofenol (SANTOS, 2023).

A partir do exposto, este trabalho tem como objetivo comparar os resultados da redução da toxicidade do lixiviado proveniente de aterro sanitário após o emprego do processo de micorremediação utilizando os fungos *Candida spp.* e *Trichophyton spp.* por meio de bioensaios com semente de *Allium cepa*.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Isolamento e seleção de fungos autóctones

Com a finalidade de isolar e selecionar fungos autóctones para o processo de micorremediação foi coletada amostra de lixiviado bruto advindo das canalizações das células do aterro sanitário do município de Londrina, localizado no distrito de Maravilha (CTR – Maravilha).

As etapas realizadas para a seleção de fungos seguiram a metodologia de Silva et al. (2011) com adaptações, onde se realizou a diluição em série, diluindo o lixiviado em solução salina na proporção 1:10, obtendo as diluições 10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3} . Esse procedimento foi realizado em duplicata. Em seguida, utilizando a técnica de espalhamento, adicionou-se 0,1 mL de cada uma das diluições em placas de Petri contendo Ágar Sabouraud acrescido de Cloranfenicol, sendo incubadas por 4 dias.

Os fungos de maior incidência foram selecionados para o isolamento em colônias gigantes em ágar Sabouraud e incubados durante 04 dias, para posteriormente realizar a identificação fúngica utilizando as características macro e microscópicas das colônias. A identificação foi baseada no guia de identificação de fungos, Larone's medically important fungi: A guide to identification, de Walsh et al. (2018). Após a identificação dos fungos selecionados, as amostras foram transferidas para o meio Sabouraud inclinado em tubos de ensaios. Na Figura 1, pode-se

observar um exemplo representativo do processo realizado para o isolamento e seleção de fungos autóctones.

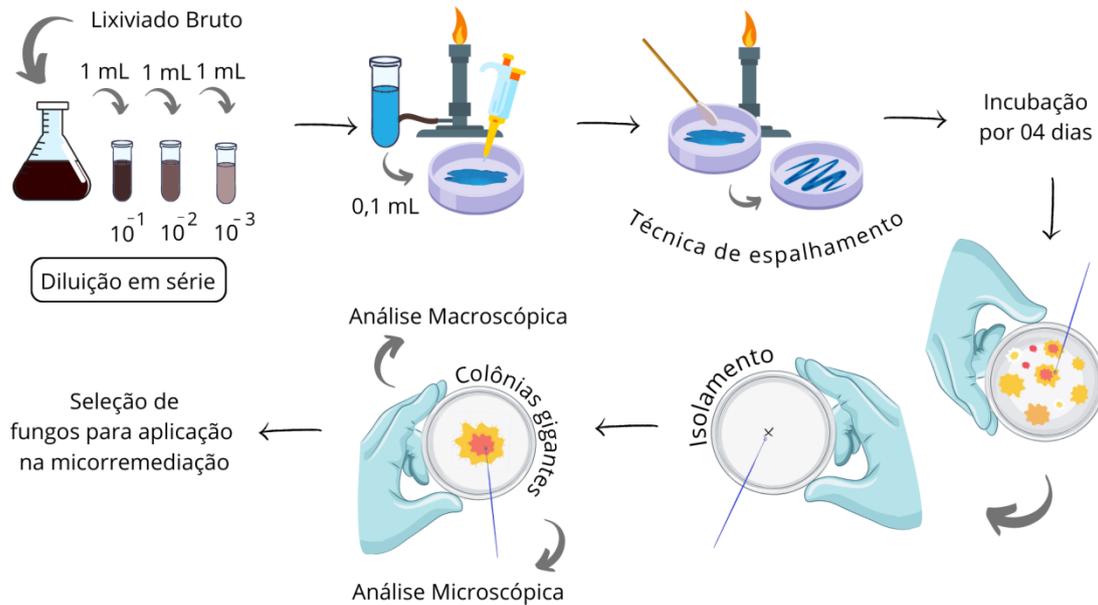


Figura 1: Esquema representativo do procedimento realizado para o isolamento e seleção de fungos autóctones.

2.2 Preparação do inóculo e etapa de micorremediação

Foram selecionados dois fungos, sendo uma levedura e um fungo filamentososo. A levedura é semelhante à *Candida spp.* e o fungo filamentososo é semelhante a *Trichophyton spp.* Na Figura 2 ilustra-se os procedimentos realizados para a etapa de micorremediação.

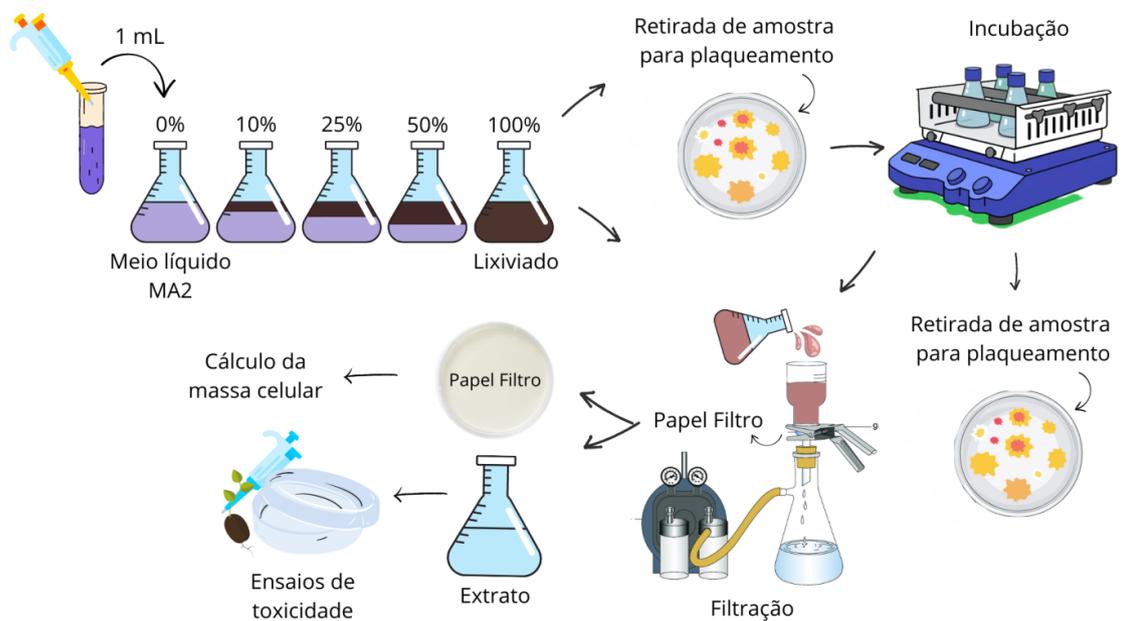


Figura 2: Procedimento realizado para a montagem das unidades experimentais (UEs) para o processo de micorremediação.

Para a preparação do inóculo, cada cepa de fungo teve uma porção de massa que cresceu no tubo de ensaio em meio inclinado retirada e transferida para 10 mL de meio líquido MA2 (Malte 2% e Peptona 0,2%), sendo incubados em shaker por 04 dias. Para a etapa de micorremediação foi utilizada a metodologia proposta no trabalho de Bonassa (2021), com modificações, onde foram montadas unidades experimentais (UEs) em erlenmeyers de 250 mL contendo meio líquido com diferentes concentrações de lixiviado (0%, 10%, 25%, 50% e 100%). O volume final de meio líquido em cada erlenmeyer foi de 100 mL, sendo 0% preparado somente com meio líquido MA2 (Malte 2% e Peptona 0,2%), 100% preparado somente com o lixiviado e as demais concentrações com 10 mL, 25 mL e 50 mL de lixiviado acrescido de 90 mL, 75 mL e 50 mL de meio líquido MA2 (Malte 2% e Peptona 0,2%), respectivamente. Cada uma das UEs foi inoculada com 1 mL do inóculo preparado, sendo incubadas por 07 dias.

Depois de transcorrido o período de incubação realizou-se a filtração do meio líquido que foi utilizado nos ensaios de toxicidade por meio de filtração a vácuo utilizando papel filtro. Os extratos filtrados foram submetidos a testes de toxicidade com *Allium cepa* e a massa celular retida no papel filtro foi colocada em estufa a 80°C para determinação da massa seca. Após esse procedimento as amostras foram pesadas para obtenção do peso seco (massa celular).

2.3 Ensaios de toxicidade com *Allium cepa*

Para essa etapa seguiu-se as metodologias de Bagur-González et al. (2011), Sommaggio (2016), Silva; Tofolo (2017) e Leles (2017), utilizando a semente de *Allium cepa* (cebola) como bioindicador. Após a obtenção dos extratos líquidos, iniciou-se a montagem das UE em placas de Petri, contendo papel filtro em formato circular, posicionadas no interior das placas de Petri expostas a luz ultravioleta por 15 minutos na capela de fluxo laminar para esterilização.

Em cada placa, devidamente identificada, foram adicionadas 10 sementes de *Allium cepa* sobre o papel filtro estéril e 2 mL de amostra de extrato líquido obtido após filtração do meio líquido. As placas foram incubadas no escuro por 6 dias (144 horas), para a germinação das sementes e crescimento das radículas.

As análises macroscópicas foram realizadas após o período de incubação das sementes de *Allium cepa*, conforme as etapas seguintes: (i) Quantificação das sementes germinadas; (ii) Medição do tamanho das raízes; (iii) Registro de possíveis alterações nas raízes (morfologia – formato, textura, comprimento, espessura e mudança de cor); (iiii) Determinação dos índices macroscópicos. As equações 1, 2, 3, 4 e 5 foram utilizadas para os cálculos dos índices macroscópicos.

$$GRS = \frac{\text{número de sementes germinadas com amostra}}{\text{número de sementes germinadas no controle negativo}} * 100 \quad (1)$$

Onde: GRS é a germinação relativa das sementes.

$$CRR = \frac{\text{Comprimento médio da radícula com amostra}}{\text{Comprimento médio da radícula no controle negativo}} * 100 \quad (2)$$

Onde: CRR é a germinação relativa das sementes.

$$IG = \frac{GRS * CRR}{100} \quad (3)$$

Onde: IG é o índice de germinação.

$$IGN = \frac{\text{Germ } x - \text{Germ controle}}{\text{Germ controle}} \quad (4)$$

Onde: IGN é o índice de germinação residual normalizado, Germ x é a porcentagem média de sementes germinadas em cada amostra e Germ controle é a porcentagem de sementes germinadas no controle.

$$IER = \frac{\text{Along } x - \text{Along controle}}{\text{Along controle}} \quad (5)$$

Onde: IER é o índice de alongamento radical residual normalizado, Along x é o comprimento médio da radícula das sementes germinadas em cada amostra e Along controle é o comprimento médio da radícula das sementes germinadas no controle.

Segundo a metodologia de Bagur-Gonzales et al. (2011), os índices de IGN e IER são classificados por meio de diferentes níveis de toxicidade, como mostra Quadro 1.

Quadro 1: Níveis de toxicidade considerando os índices de germinação.

Índices	Nível de toxicidade
Maior que 0	Hormese
0 a -0.25	Toxicidade Baixa
-0.25 a -0.5	Toxicidade Moderada
-0.5 a -0.75	Toxicidade Alta
-0.75 a -1.0	Toxicidade muito Alta

A hormese corresponde a baixas concentrações de contaminante, não significando que este não seja prejudicial aos organismos presentes no meio.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O lixiviado utilizado neste estudo possuía pH de 8,24 e condutividade elétrica de 24,74 μS sendo considerado um lixiviado estabilizado (DANTAS, 2021).

As características das colônias analisadas para a identificação dos fungos estão apresentadas na Tabela 1 e na Figura 3.

Tabela 1: Características macro e microscópicas das colônias fúngicas selecionadas.

Gênero	Características Macroscópicas	Características Microscópicas
<i>Candida</i>	Coloração âmbar, tamanho pequeno, aspecto seco, bordas irregulares e superfície rugosa.	Levedura - possui pseudo-hifas com blastoconídios alongados
<i>Trichophyton</i>	Coloração branca, tamanho médio, aspecto Algodonoso, bordas inteiras e superfície lisa.	Fungo filamentososo – possui hifas cenocíticas e reprodução assexuada com presença de conidióforo oval.

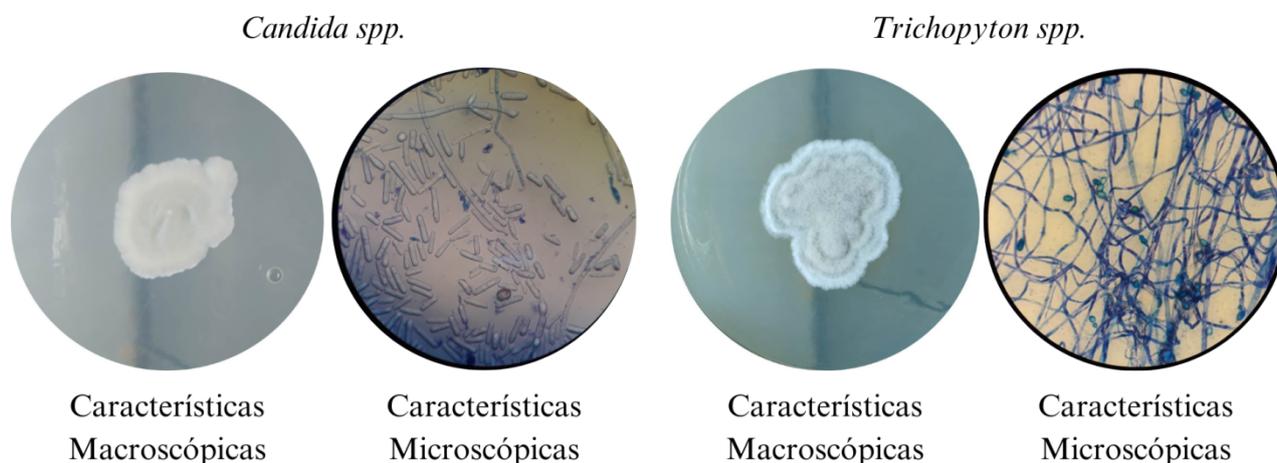


Figura 3: Características macro e microscópicas das colônias fúngicas selecionadas.

Segundo Tramontini (2013) fungos que formam pseudo-hifas possuem um crescimento radial diferenciado que possibilita um maior contato com o poluente, podendo acelerar a degradação de matéria orgânica e consequentemente reduzir os compostos presentes no meio.

Durante o experimento a levedura semelhante ao gênero *Candida* apresentou um bom desenvolvimento fúngico. Sua massa celular teve seu ápice na UE-10% indicando que o fungo foi hábil em degradar a matéria orgânica presente no lixiviado e a UE-50% possui o menor valor de massa celular, indicando que em altas concentrações de lixiviado a levedura apresenta inibição no seu crescimento. Não foi possível quantificar a UE-100%, para esse gênero. O fungo filamentososo *Trichophyton spp.* possui um alto valor de massa celular na UE-0%, indicando que o meio foi propício para o desenvolvimento fúngico, e a UE-100% possui o menor valor de massa celular, indicando que o desenvolvimento do fungo filamentososo é prejudicado em altas concentrações de lixiviado. Na Figura 03 é possível observar as massas celulares de cada fungo nas UEs.

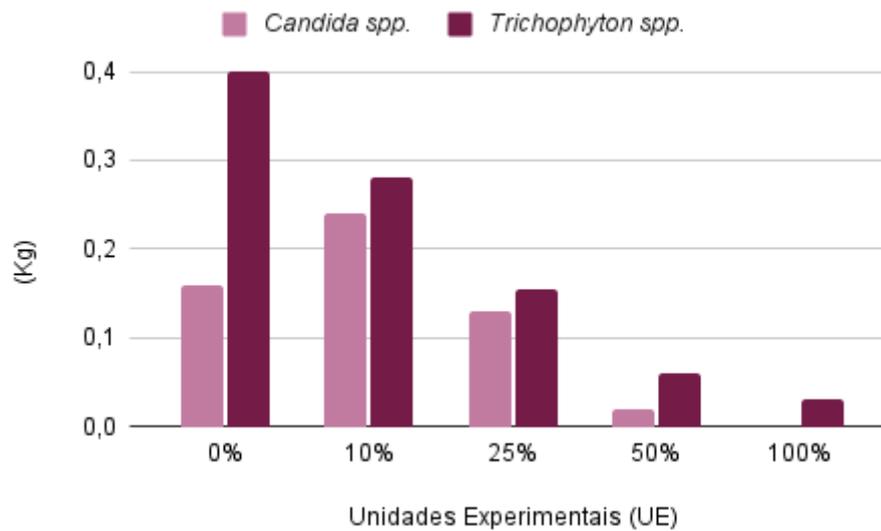


Figura 4: Comparativo da massa celular após o processo de micorremediação entre os gêneros *Candida* e *Trichophyton*.

Analisando a Figura 4 é possível averiguar que o fungo *Trichophyton spp.* possui maior massa celular do que a levedura *Candida spp.* em todas as UEs. Devido a diferenças estruturais, onde fungos filamentosos são multicelulares (formação de micélios) e leveduras são unicelulares, a massa celular de fungos filamentosos é maior do que de leveduras, não sendo um indicativo de melhor eficiência ou desenvolvimento. A Figura 4 exhibe como as diferentes concentrações de lixiviado influenciam no crescimento fúngico de cada gênero, visto que quanto maior a concentração do efluente menor é a massa celular fúngica.

Na Tabela 2 podem-se visualizar os índices calculados a partir dos resultados dos testes de toxicidade após o processo de micorremediação.

Table 2: Índices macroscópicos calculados a partir dos resultados dos testes de toxicidade das unidades experimentais (UEs)

Unidade Experimental	<i>Candida spp</i>					<i>Trichophyton spp</i>				
	GRS (%)	IG (%)	CRR (%)	IGN (%)	IER (%)	GRS (%)	IG (%)	CRR (%)	IGN (%)	IER (%)
0%	100,00	100,00	100,00	0,00	0,00	100,00	100,00	100,00	0,00	0,00
10%	106,32	165,92	156,06	0,66	0,56	71,43	42,37	59,32	-0,58	-0,41
25%	87,55	159,54	182,22	0,60	0,82	21,43	2,19	10,23	-0,98	-0,90
50%	18,76	14,89	79,37	-0,85	-0,21	0,00	0,00	0,00	-1,00	-1,00
100%	6,25	4,25	68,03	-0,96	-0,32	0,00	0,00	0,00	-1,00	-1,00

(GRS) = Germinação relativa das sementes; (CRR) = Crescimento relativo da radícula; (IG) = Índice de germinação; (IGN) = Índice de germinação residual normalizado; (IER) = Índice de alongamento radical residual normalizado.

■ Hormese
 ■ Toxicidade baixa
 ■ Toxicidade moderada
 ■ Toxicidade alta
 ■ Toxicidade muito alta



Conforme os índices macroscópicos apresentados na Tabela 2 verifica-se que para a levedura *Candida spp.* o valor de GRS para a UE-10% é maior do que a UE-0%, indicando que a porcentagem de germinação da UE com concentração de 10% de lixiviado é maior do que a UE sem lixiviado (0%). A UE-25% também apresenta bons valores de GRS. As UE 50 e 100% possuem os piores valores de GRS, assim como de IG. As UE 10 e 25% possuem índices de CRR maiores do que a UE-0%, indicando que nas concentrações 10 e 25% de lixiviado obteve-se um crescimento radicular melhor do que na concentração 0%. As UE 50 e 100% possuem valores de CRR menores do que a UE-0%, mas ainda são resultados positivos. Analisando os índices GRS, IG e CRR para as UE 50 e 100% há um indicativo de que a concentração alta de lixiviado inibiu a germinação das sementes, mas não seu crescimento, ou seja, as sementes de *Allium cepa* que conseguiram germinar nestas concentrações obtiveram um bom crescimento radicular.

Os índices IGN e IER classificam as UE 10 e 25% como hormese (baixas concentrações de poluentes, não significando que não seja prejudicial aos organismos presentes no meio). As UE 50 e 100% são classificadas como toxicidade muito alta pelo índice IGN e toxicidade baixa e moderada, respectivamente, pelo índice IER.

A levedura do gênero *Candida* é empregada para tratar diversos poluentes, como corantes, petróleo, águas residuais, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) e metais tóxicos (SOARES et al., 2011; DURVAL, 2017).

Os autores Camargo e Corso (2002) utilizaram algumas espécies do gênero *Candida* para realizar a biosorção de corante amaranço obtendo uma redução do corante em níveis superiores a 90% para as espécies *Candida catenulata* e *Candida Kefyr*. O trabalho realizado pelos autores Amorim et al. (2014) indica que a levedura do gênero *Candida lipolytica* é um bom agente remediador de óleo motor e de poluentes ambientais gerados pela indústria de petróleo. A autora Marinho (2009) estudou a eficiência da levedura *Candida oleophila* de remover a carga orgânica, o teor de polifenóis totais e a toxicidade da água residuária da produção de azeite, com remoção de 50, 83 e superior a 50%, respectivamente, revelando que a levedura possui boas capacidades depurativas e de redução de toxicidade. Estas pesquisas corroboram com o presente estudo evidenciando a versatilidade e o alto potencial remediador da levedura *Candida spp.*

Estudos mostram que algumas espécies de *Trichopyton spp* são eficientes remediadores de corantes azo e pentaclorofenol, porém esse gênero fúngico ainda é pouco estudado (SANTOS, 2023).

Verifica-se na Tabela 2 que para o fungo filamentosso *Trichophyton spp.* o índice GRS possui um bom resultado na UE-10% e um resultado mediano no índice CRR, indicando que apesar das sementes germinarem neste meio, pode ter ocorrido a inibição do crescimento radicular. As UE 50 e 100% não apresentam germinação de sementes, sendo um indicativo de que o meio continua muito tóxico.

Os índices IGN e IER classificam as UE 25, 50 e 100% como toxicidade muito alta e a UE-10% é classificada como toxicidade alta pelo índice IGN e moderada pelo índice IER. Na Figura 5 apresenta-se a comparação entre os níveis de toxicidade das UEs inoculadas com a levedura do gênero *Candida* e com o fungo filamentosso do gênero *Trichophyton*.

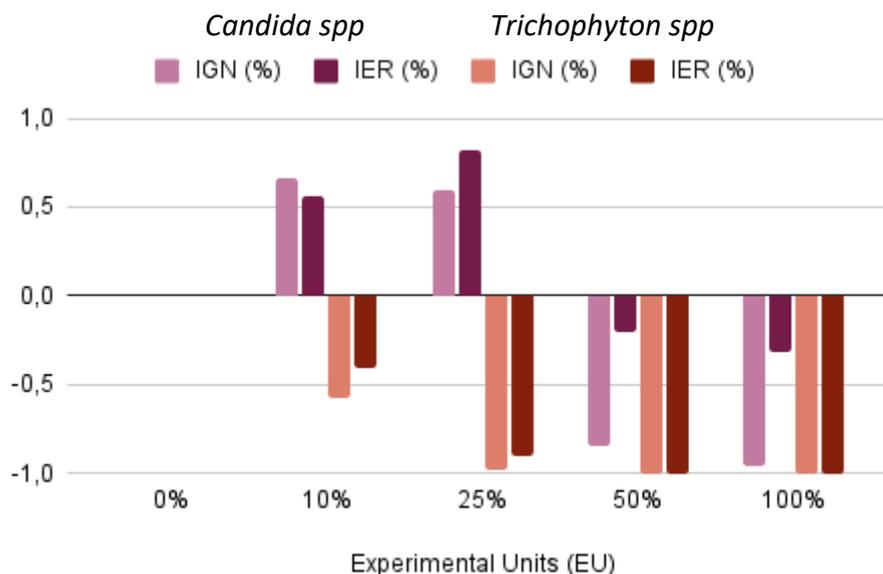


Figura 5: Comparativo dos níveis de toxicidade das unidades experimentais (UE) inoculadas com os fungos dos gêneros *Candida* e *Trichophyton*, após o processo de microrremediação.

Conforme os índices macroscópicos expostos e analisando na Figura 04 é possível perceber que a levedura *Candida spp.* apresenta os melhores resultados em todas as UEs, indicando que a levedura é mais eficiente como organismo remediador da toxicidade de lixiviado proveniente de aterro sanitário do que o fungo filamentosso de gênero *Trichophyton spp.*

4 CONCLUSÃO

Por meio das análises de massa celular fúngica verifica-se que a levedura *Candida spp.* foi capaz de se desenvolver na UE-10%. Observou-se também o crescimento fúngico nas diferentes concentrações de lixiviado, onde quanto maior a concentração do efluente, menor a massa celular fúngica, indicando que altas concentrações de lixiviado influenciam no crescimento fúngico dos gêneros estudados neste trabalho.

Pelo teste de toxicidade com a *Allium cepa* (cebola) constatou-se que a levedura foi capaz de reduzir a toxicidade do lixiviado no nível de hormese nas concentrações mais baixas de lixiviado. Comparando ambos os fungos, a levedura do gênero *Candida* se mostrou mais eficiente na remediação da toxicidade de lixiviado proveniente de aterro sanitário do que o fungo filamentosso *Trichophyton spp.*

5 REFERÊNCIAS

Amorim, H. S. et al. (2014, 19 a 22 de outubro). *Formulação do biossurfactante produzido por Candida lipolytica para aplicação na remoção de poluentes ambientais gerados pela indústria de petróleo contidos em água do mar* [Artigo]. Congresso Brasileiro de Engenharia Química, Florianópolis. <http://dx.doi.org/10.5151/chemeng-cobeq2014-2014-16400-148721>

Andrade, F. N. (2022). *A influência da recirculação de lixiviado na produção e qualidade do biogás gerado em aterros sanitários: revisão sistemática* [Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro]. <http://www.bdttd.uerj.br/handle/1/17753>

Bagur-González, M. G. et al. (2011). Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *Journal of Soils and Sediments*, 11, 281–289. <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0285-4>

Benevides, J. A. J., & Marinho, G. (2015). DEGRADAÇÃO DE PESTICIDAS POR FUNGOS - UMA REVISÃO. *HOLOS*, 2, 110–129. <https://doi.org/10.15628/holos.2015.1488>

Bonassa, G. R. (2021). *Seleção de fungos para o desenvolvimento de bioinoculante para biorremediação de solos agrícolas impactados com atrazina* [Trabalho de conclusão de curso, Universidade Federal da Integração Latino-Americana]. <http://dspace.unila.edu.br/123456789/6227>

Camargo, A. T., & Corso, C. R. (2002). Remoção do corante amarantho (C.I. 16.185) por biomassa de leveduras do gênero *Candida* através de biosorção. *Ciências Biológicas e da Saúde*, 8, 75-85. <https://doi.org/10.5212/publicatio%20uepg.v8i1.282>

Dantas, E. R. B. et al. (2021). Identificação de compostos orgânicos em lixiviado de aterro sanitário durante tratamento por processo fenton. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 12, 274-287. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.006.0023>

Durval, I. J. B. (2017). *Estudo de um biossurfactante produzido por espécies de Bacillus isoladas de água do mar e seu potencial para biorremediação de derramamento de petróleo* [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco]. <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/28017>

Franco, H. A. et al. (2018). Avaliação do potencial de impacto do lixiviado de aterro sanitário sobre organismos aquáticos. *Gaia Scientia*, 12, 109-116. <http://dx.doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2018v12n3.38342>

Hassan, A. et al. (2020). Bioaugmentation assisted mycoremediation of heavy metal and/metalloid landfill contaminated soil using consortia of filamentous fungi. *Biochemical Engineering Journal*, 157. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2020.107550>

Ikechi-Nwogu, G. C., & Akpan, D. (2022). Mycoremediation Potential of Edible Mushroom (*Lentinus squarrosulus* Mont.) for Reduction of Physicochemical Properties and Microbial Load of Landfill

Leachate obtained from Choba Dumpsite, Rivers State, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 26, 2101-2106. <https://dx.doi.org/10.4314/jasem.v26i12.27>

Kao, L. S. (2023). *Estudo de métodos para avaliação da degradação de bisfenol a (BFA) por fungos filamentosos* [Trabalho de conclusão de curso, Universidade Federal da Integração Latino-Americana]. <http://dspace.unila.edu.br/123456789/7382>

Leles, D. (2017). *Avaliação ecotoxicológica de efluente têxtil com corante utilizando sementes de Lactuca sativa e Allium cepa* [Trabalho de conclusão de curso, Universidade Federal de Goiás]. https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/140/o/TCC_2_-_DENISE_LELES.pdf

Marinho, C. M. A. Q. A. (2009). *Caracterização físico-química e microbiológica de águas residuais de lagares de azeite. Seleção de leveduras para aplicação ao tratamento de águas ruças* [Tese de Doutorado, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro]. <https://www.proquest.com/openview/fe84987bc3f2e3fbe51fa5063cf5e042/1?pq-origsite=gscholar&cbl=2026366&diss=y>

Nascimento, V. F. et al. (2015). Evolução e desafios no gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. *Revista Ambiente & Água*, 10, 890-902. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1635>

Oliveira, J. F. R. (2021). *Avaliação ecotoxicológica do efluente da ETE-MARATOAN utilizando sementes de Lactuca sativa L. e Cucumis sativus L* [Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Ceará]. <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/58013>

Perna, G. P. A. (2018). *Biorremediação do lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos* [Manografia de especialização, Universidade Federal de Minas Gerais]. <http://hdl.handle.net/1843/ICBB-BDAQLB>

Prado, A. F. (2023). *Estimativa de concentração de substâncias húmicas em lixiviados de aterro de resíduos sólidos urbanos* [Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Rio de Janeiro]. <https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/20919/1/AFPrado.pdf>

Ribeiro, B. M. G., & Mendes, C. A. B. (2018). Avaliação de parâmetros na estimativa da geração de resíduos sólidos urbanos. *Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento*, 7, 422-443. <http://dx.doi.org/10.3895/rbpd.v7n3.8652>

Rocha, B. P., & Lodi, P. C. (2022). AVALIAÇÃO DA RESISTÊNCIA DE EMENDAS DE GEOMEMBRANAS DE POLI CLORETO DE VINILA EXPOSTAS A LIXÍVIAS. *HOLOS*, 8. <https://doi.org/10.15628/holos.2022.10402>

Santos, G. K. S. (2023). *Isolamento de fungos filamentosos em sistema aberto de tratamento do soro do leite por microalgas* [Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Alagoas]. <http://www.repositorio.ufal.br/jspui/handle/123456789/11467>

Silva, C. R. F., & Tofolo, L. (2017). *Avaliação do potencial citotóxico e genotóxico do rio Alegria, Medianeira – PR utilizando bioensaios com Allium cepa* [Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Tecnológica Federal do Paraná].



<https://riut.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/13527/1/avalia%C3%A7%C3%A3opotencialrioalegria.pdf>

Silva, D. C. V. et al.(2011). Isolamento e seleção de fungos filamentosos do solo de sistemas agroflorestais do município de Bom Jardim (PE) com base na capacidade de produção de enzimas hidrolíticas. *Revista Brasileira*, 34, 607-610. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042011000400014>

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento. Diagnóstico Temático Manejo de Resíduos Sólidos. 2021

Siqueira, M. M., & Moraes, M. S. (2009). Saúde coletiva, resíduos sólidos urbanos e os catadores de lixo. *Ciência & Saúde Coletiva*, 14, 2115-2122. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232009000600018>

Siracusa, G. et al. (2020). Mycoremediation of Old and Intermediate Landfill Leachates with an Ascomycete Fungal Isolate, *Lambertella* sp. *Water*, 12. <https://doi.org/10.3390/w12030800>

Soares, I. A. et al. (2011). Fungos na biorremediação de áreas degradadas. *Periódico Instituto Biológico*, 78, 341-350. <https://doi.org/10.1590/1808-1657v78p3412011>

Sommaggio, L. R. D. (2016). *Avaliação da possibilidade de detoxicação e utilização agrícola de lodo de esgoto, após bioestimulação, por meio de diferentes bioensaios* [Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista]. <http://hdl.handle.net/11449/143069>

Tramontini, L. (2013). *Microrremediação de solo contaminado com a mistura diesel/biodiesel* [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul]. <http://hdl.handle.net/10183/97869>

Walsh, T. J. et al. (2018). *Larone's medically importante fungi: A guide to identification*. (6. ed.). ASM Press.

HOW TO CITE THIS ARTICLE:

Aranega Pesenti, M. E., Marques, T. A., Campos, V. A., Urata, S. L., & Prates, K. V. M. C. AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIORREMEDIADOR DOS FUNGOS *CANDIDA* spp. E *TRICHOPHYTON* spp. NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO PROVENIENTE DE ATERRO SANITÁRIO. HOLOS, 5(39). Recuperado de <https://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/16307>

ABOUT THE AUTHORS

M. E. A. PESENTI

Master's student in Environmental Engineering in the Postgraduate Program in Environmental Engineering (PPGEA) at the Federal Technological University of Paraná.

E-mail: aranegapesenti@gmail.com

ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0008-4461-6532>

T. A. MARQUES

Master in Biotechnology from the State University of Londrina.



E-mail: thiagomarques@utfpr.edu.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-4786-4434>

V. A. CAMPOS

Graduating in Environmental Engineering at the Federal Technological University of Paraná - UTFPR - Campus Londrina.

E-mail: vcampos@alunos.utfpr.edu.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0006-3851-6477>

S. L. URATA

Master's student in Environmental Engineering in the Postgraduate Program in Environmental Engineering (PPGEA) at the Federal Technological University of Paraná.

E-mail: stephanieurata@students.utfpr.edu.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-2671-7344>

K. V. M. C. PRATES

PhD in Environmental Engineering Sciences from the University of São Paulo. Master in Hydraulic and Sanitation Engineering from the University of São Paulo.

E-mail: kprates@professores.utfpr.edu.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-6017-6620>

Editor: Francinaide de Lima Silva Nascimento

Ad Hoc Reviewer: Francisco Lledo dos Santos e Patrícia Martins Diniz



Submitted October 23, 2023

Accepted December 16, 2023

Published December 18, 2023

