



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**

**Centro Biomédico**

**Faculdade de Ciências Biológicas e Saúde**

**Jennifer Fernandes Rocha**

**Avaliação da capacidade de espécies fúngicas para o tratamento de efluente  
sintético contaminado por zinco**

**Rio de Janeiro**

**2022**

Jennifer Fernandes Rocha

**Avaliação da capacidade de espécies fúngicas para o tratamento de efluente sintético  
contaminado por zinco**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação, Mestrado Profissional em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Judith Liliana Solórzano Lemos

Rio de Janeiro

2022

CATALOGAÇÃO NA FONTE  
UERJ/ REDE SIRIUS/ CZO

R672 Rocha, Jennifer Fernandes

Avaliação da capacidade de espécies fúngicas para o tratamento de efluente sintético contaminado por zinco / Jennifer Fernandes Rocha – 2022.

72 f.

Orientadora: Judith Liliana Solórzano Lemos

Dissertação (Mestrado Profissional) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Ciências Biológicas e Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

1. Ciências e Tecnologia Ambiental – Teses. 2. Zinco – Teses. 3. *Penicillium* – Teses. 4. *Aspergillus* – Teses. 5. Biorremediação – Teses. 6. Biossorção – Teses. I. Lemos, Judith Liliana Solórzano. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Ciências Biológicas e Saúde. III. Título.

CDU 502

Bibliotecária: Joice Soltosky Cunha – CRB 7 5946

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

---

Assinatura

---

Data

Jennifer Fernandes Rocha

**Avaliação da capacidade de espécies fúngicas para o tratamento de efluente sintético  
contaminado por zinco**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação, Mestrado Profissional em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 15 de julho de 2022.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Judith Liliana Solórzano Lemos

Faculdade de Ciências Biológicas e Saúde – UERJ

Banca Examinadora: \_\_\_\_\_

Prof.<sup>a</sup> Dra. Eidy de Oliveira Santos

Faculdade de Ciências Biológicas e Saúde – UERJ

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Flávio de Almeida Lemos

Centro de Tecnologia Mineral – Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações

Rio de Janeiro

2022

## DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho aos meus pais, que sempre me incentivaram, me apoiaram e é por causa deles que cheguei aqui e também que continuarei seguindo em frente. Em especial à minha mãe, que é minha melhor amiga, meu maior incentivo, está sempre ao meu lado, desejando o melhor para mim. Uma dedicatória especial também à minha querida orientadora, a quem devo a ideia desse projeto incrível, bem como a orientação e a compreensão para comigo nos momentos difíceis que passei desde a graduação, mas principalmente durante o mestrado e o período de pandemia. Na verdade, é à ela quem eu devo muito do que sei sobre o trabalho em laboratório, pesquisas, elaboração de trabalhos de conclusão. Adicionalmente, dedico esse trabalho, a todos aqueles que apoiam, apoiaram e ainda virão a apoiar esse projeto, visto que qualquer incentivo é um bom motivo para continuarmos trilhando nosso caminho.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, que me permitiu chegar até aqui, passar por todos os percalços e nunca desistir. Agradeço aos meus pais, que sempre me deram forças para prosseguir, me deram todo o suporte para que eu me dedicasse aos estudos durante toda a minha vida, desde a fase do ensino infantil até aqui, o mestrado. Não só financeiramente, mas também com suporte emocional. Eles me permitiram e me apoiaram a fazer aquilo que era o meu maior amor no âmbito profissional: a biologia. Além disso, sempre deram o melhor de si para minha criação e são responsáveis por todas as coisas boas que qualquer pessoa venha a enxergar em mim. Agradeço por minha mãe ter me dado suporte em todos os meus momentos de estresse e preocupação como graduanda de primeira e de segunda viagem e por ter me dado forças para todos os projetos que abracei durante a minha caminhada, por me lembrar do quão incrível é a minha jornada até aqui, como mestranda.

Agradeço à minha orientadora, Judith Liliana Solórzano Lemos, que teve a brilhante ideia desse projeto desde o início. Por ela tê-lo confiado parte dele a mim, desde 2013, durante o meu terceiro período da graduação, até os dias de hoje. Agradeço também o fato de essa pesquisa poder contribuir para a melhora do meio ambiente, então desejo sempre todo o sucesso para a criadora. Sou grata também ao Laboratório de Pesquisas em Biotecnologia Ambiental (LPBA), que foi justamente o laboratório onde desenvolvi todas as etapas da pesquisa. E agradeço, é claro, à UEZO, minha universidade do coração, que abriga o LPBA, que hoje é UERJ e que continua a ser meu lar. Foi nessa universidade que pude me desenvolver profissionalmente e pessoalmente, foi nela que pude obter muitos dos meus conhecimentos, onde passei momentos de desespero pelo futuro, como todo jovem, mas onde fui muito feliz também. Por isso ela se tornou, para mim, um lar. Enfim, agradeço a todos aqueles contribuíram de alguma forma para minha formação humana, para minha formação profissional e para nossa pesquisa.

Agradeço igualmente aos presentes em minha banca por terem aceitado o convite e estarem aqui contribuindo para escrever parte da minha história. Sinto-me lisonjeada por tê-los comigo nesse momento de suma importância! Gratidão!

A água é o sangue da Terra. Com sangue bom: saúde boa. Com sangue ruim: doença.

*Tales de Mileto*

## RESUMO

ROCHA, Jennifer Fernandes. *Avaliação da capacidade de espécies fúngicas para o tratamento de efluente sintético contaminado por zinco*. 2022. 77 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Faculdade de Ciências Biológicas e Saúde, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

O acúmulo de metais pesados pode gerar diversos prejuízos ao meio ambiente. Em corpos hídricos, eles podem afetar os lençóis freáticos, contaminar animais e vegetais que dependem direta ou indiretamente desses corpos d'água atingidos e, por fim, comprometer a saúde pública através de consumo direto ou indireto. A região da Baía de Sepetiba é um exemplo de corpo hídrico altamente contaminado por metais pesados, visto que seu entorno abriga muitas indústrias que lançam resíduos e efluentes sem tratamento ou com tratamento precário. O setor metalúrgico é responsável pela liberação de 88% desses metais tóxicos na região e dentre os mais predominantes está o zinco. Os resquícios dessa forma de poluição são difíceis de serem tratados e os métodos convencionais não são o bastante para que a remediação dos metais seja realizada de modo aceitável, isto é, dentro dos parâmetros impostos pelo CONAMA. É por esse motivo que há uma busca por novos tratamentos, a fim de que eles complementem ou substituam os convencionais. Dado isto, o presente trabalho aborda a aplicação da biorremediação, método de remediação utilizando microrganismos, como tratamento complementar ou substitutivo. Para a vigente pesquisa foram utilizados fungos filamentosos para remoção do zinco. Então, foram avaliados dois gêneros fúngicos quanto à sua capacidade de atuação como bons agentes de remoção de zinco de efluentes sintéticos. As estirpes que compõem esses gêneros são: *Penicillium purpurogenum* IOC 3918, utilizando-se apenas uma linhagem, e *Aspergillus versicolor*, com duas linhagens, IOC 4266 e IOC 4271. Em pesquisa anterior a essa foi determinada a escolha das espécies fúngicas e o meio mineral. No vigente trabalho, foram realizados testes para a escolha da fonte de carbono responsável pelo crescimento fúngico, dentre elas: maltose, xilose e galactose. Foi também avaliado o peso seco de cada um dos fungos para se obter o valor “Q”, apontando o melhor agente de remoção de zinco. Esse valor representa a massa de biomassa fúngica (em gramas) necessária para remover o metal em questão (em miligramas). Como resultado, o *Penicillium purpurogenum* IOC 3918 teve seu melhor desempenho com a biomassa inativa, utilizando maltose, visto que apresentou um valor Q equivalente a 263,65 mg/g, sendo o maior valor removido na presente pesquisa. O *Aspergillus versicolor* IOC 4266 atingiu o valor Q correspondente a 228,11 mg/g utilizando maltose e biomassa inativa. O *Aspergillus versicolor* IOC 4271 apresentou o valor de 216,07 mg/g fazendo uso da xilose com a biomassa inativa. Logo, a biomassa inativa mostrou-se mais eficaz e o *Penicillium purpurogenum* IOC 3918, a cepa com maior potencial remediador de zinco. Em termos de porcentagem de remoção, as três cepas apresentaram excelentes médias, estando elas acima de 97%, tanto fazendo o uso da biomassa ativa quanto da inativa.

Palavras-chave: Zinco. *Penicillium*. *Aspergillus*. Biorremediação. Biossorção.



## ABSTRACT

ROCHA, J. F. *Evaluation of the ability of fungal species to treat synthetic effluent contaminated by zinc*. 2022. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Faculdade de Ciências Biológicas e Saúde, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

The accumulation of heavy metals can generate several damages to the environment. In water bodies, they can affect groundwater, contaminate animals and plants that depend directly or indirectly on these affected water bodies and, finally, compromise public health through direct or indirect consumption. The Sepetiba Bay region is an example of a water body highly contaminated by heavy metals, since its surroundings are home to many industries that release waste and effluents without treatment or with precarious treatment. The metallurgical sector is responsible for the release of 88% of these toxic metals in the region and among the most predominant is zinc. Remains of this form of pollution are difficult to treat and conventional methods are not enough for the remediation of metals to be carried out in an acceptable way, that is, within the parameters imposed by CONAMA. It is for this reason that there is a search for new treatments, so that they complement or replace the conventional ones. Given this, the present work addresses the application of bioremediation, a method of remediation using microorganisms, as a complementary or substitutive treatment. For the current research, filamentous fungi were used to remove zinc. Then, two fungal genera were evaluated for their ability to act as good zinc removal agents from synthetic effluents. The strains that make up these genera are: *Penicillium purpurogenum* IOC 3918, using only one strain, and *Aspergillus versicolor*, with two strains, IOC 4266 and IOC 4271. In previous research, the choice of fungal species and mineral medium was determined. In the current work, tests were carried out to choose the carbon source responsible for fungal growth, among them: maltose, xylose and galactose. The dry weight of each fungi was also evaluated to obtain the “Q” value, indicating the best zinc removal agent. This value represents the mass of fungal biomass (in grams) needed to remove the metal in question (in milligrams). As a result, *Penicillium purpurogenum* IOC 3918 had its best performance with inactive biomass, using maltose, since it presented a Q value equivalent to 263.65 mg/g, the highest value removed in the present study. *Aspergillus versicolor* IOC 4266 reached the Q value corresponding to 228.11 mg/g using maltose and inactive biomass. *Aspergillus versicolor* IOC 4271 presented the value of 216.07 mg/g using xylose with inactive biomass. Therefore, the inactive biomass proved to be more effective and *Penicillium purpurogenum* IOC 3918, the strain with the greatest potential zinc remediation. In terms of percentage of removal, the three strains presented excellent averages, being above 97%, all of them using active and inactive biomass.

Keywords: Zinc. *Penicillium*. *Aspergillus*. Bioremediation. Biosorption.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Representação esquemática de inibição mista .....	19
Figura 2 –	Mapa acerca da região da baía de Sepetiba .....	25
Quadro 1 –	Quadro comparativo entre diferentes materiais biológicos utilizados na literatura para a realização da biorremediação .....	32
Figura 3 –	Esquema do cultivo de fungo e obtenção da suspensão de conídios .....	39
Quadro 2 –	Composição do meio de cultivo mineral .....	40
Figura 4 –	Esquema da utilização da câmara de Neubauer para a contagem de conídios .....	41
Figura 5 –	Aproximação dos quadrículos da câmara de Neubauer e demonstração do padrão utilizado para contagem .....	42
Figura 6 –	Esquema da determinação de Zn em fotômetro de bancada multiparâmetro, modelo HI83399 da <i>Hanna Instruments</i> ® .....	44
Figura 7 –	Gráfico do valor Q das cepas para a biomassa ativa .....	54
Figura 8 –	Gráfico do valor Q das cepas para a biomassa inativa .....	54
Figura 9 –	Comparação de melhor valor Q das biomassas ativa e inativa de <i>P. purpurogenum</i> IOC 3819 .....	55

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Resultado do peso seco da biomassa ativa das três cepas utilizadas com o emprego das três fontes de carbono diferentes .....	47
Tabela 2 –	Resultado do peso seco da biomassa inativa das três cepas utilizadas com o emprego das três fontes de carbono diferentes .....	48
Tabela 3 –	Concentração de zinco final nas amostras de biomassa ativa das três cepas fúngicas e seus respectivos meios .....	49
Tabela 4 –	Concentração de zinco final nas amostras de biomassa inativa das três cepas fúngicas e seus respectivos meios .....	50
Tabela 5 –	Concentração de zinco em mg/L remediada das amostras de biomassa ativa das três cepas fúngicas em seus respectivos meios .....	50
Tabela 6 –	Concentração de zinco em mg/L remediada das amostras de biomassa inativa das três cepas fúngicas em seus respectivos meios .....	51
Tabela 7 –	Porcentagem de zinco que sofreu remediação empregando as amostras de biomassa ativa das três cepas fúngicas em cada um dos seus respectivos meios .....	51
Tabela 8 –	Porcentagem de zinco que sofreu remediação empregando as amostras de biomassa inativa das três cepas fúngicas em cada um dos seus respectivos meios .....	52
Tabela 9 –	Resultado do valor Q das cepas com a biomassa ativa .....	53
Tabela 10 –	Resultado do valor Q das cepas com a biomassa inativa .....	53

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BDA	Batata-Dextrose-Ágar
CESAD-UFS	Centro de Educação Superior À Distância da Universidade Federal de Sergipe
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTR	Centro de Tratamento de Resíduos
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
LPBA	Laboratório de Pesquisas em Biotecnologia Ambiental
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

## LISTA DE SÍMBOLOS

L/dia	Litro por dia
n°	Número
mg/L	Miligrama por litro
µg/g	Micrograma por grama
g/cm <sup>3</sup>	Gramas por centímetro cúbico (densidade)
Hg <sup>2+</sup>	Íon mercurioso
u	Unidade de massa atômica
Zn	Zinco
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono (gás carbônico)
mg/dia	Miligrama por dia
mg	Miligrama
S	Sul
W	Oeste, do inglês <i>West</i>
km <sup>2</sup>	Quilômetros quadrados
m <sup>3</sup> /s	Metro cúbico por segundo
Cd	Cádmio
Ppm	Parte por milhão (unidade de medida)
N	Nitrogênio
Cu	Cobre
pH	Potencial hidrogeniônico
mg/g	Miligrama por grama
Zn <sup>2+</sup>	Íon cátion de zinco
HCl	Ácido clorídrico
M	Molar
G	Gramas
®	Marca registrada
°C	Graus Celsius
mL	Mililitro
RPM	Rotação por minuto
atm	Atmosfera (unidade de medida)

## SUMÁRIO

	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	14
1	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	17
1.1	<b>Metais pesados</b> .....	17
1.1.1	<u>Principais características do zinco</u> .....	20
1.1.2	<u>Poluição ambiental por zinco</u> .....	22
1.2	<b>Baía de Sepetiba e o problema da poluição com metais pesados</b> .....	24
1.3	<b>Biorremediação</b> .....	27
1.3.1	<u>Micorremediação</u> .....	33
1.4	<b>Pesquisa prévia</b> .....	36
2	<b>OBJETIVOS</b> .....	38
2.1	<b>Objetivo geral</b> .....	38
2.2	<b>Objetivos específicos</b> .....	38
3	<b>METODOLOGIA</b> .....	39
3.1	<b>Cultivo das linhagens fúngicas</b> .....	39
3.1.1	<u>Preparo do meio mineral</u> .....	40
3.1.2	<u>Contagem de conídios</u> .....	41
3.2	<b>Recuperação da biomassa dos fungos cultivados</b> .....	43
3.3	<b>Avaliação do peso seco dos fungos</b> .....	43
3.4	<b>Determinação de zinco</b> .....	44
3.5	<b>Cálculo do valor Q</b> .....	45
3.6	<b>Escolha de espécie fúngica – biomassa ativa</b> .....	45
3.7	<b>Procedimentos com a biomassa inativa</b> .....	46
4	<b>RESULTADOS</b> .....	47
4.1	<b>Peso seco dos <i>pellets</i></b> .....	47
4.2	<b>Avaliação de zinco nas amostras, biorremediadas e filtradas, por fotometria</b> .....	49
4.3	<b>Resultado do valor Q e escolha da cepa com maior potencial de remoção de zinco</b> .....	52
5	<b>DISCUSSÃO</b> .....	56
	<b>CONCLUSÃO</b> .....	59

<b>PROPOSTAS FUTURAS .....</b>	<b>60</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>62</b>

## INTRODUÇÃO

Com o acelerado desenvolvimento industrial e tecnológico tem havido uma constante preocupação quanto à poluição ambiental. Entretanto, não é novidade que o progresso mostra-se andando constantemente na contramão da preservação. O autor Förstner (1976) já havia afirmado, há muitas décadas, que as descargas de efluentes domésticos e industriais representavam um dos principais meios de contaminação de sistemas aquáticos.

Atualmente, a produção acentuada de lixo e de esgoto, além de descartes feitos de maneira inadequada, principalmente tratando-se de rejeitos industriais, ainda se apresenta como a maior problemática, conforme Santos *et al.* (2021). E essa situação é ainda mais agravada pelo alto índice de crescimento populacional.

Segundo Alves (2021), o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2020) – liberou dados atuais que apontam que o volume de esgoto não tratado no Brasil se encontra na ordem de 20 bilhões L/dia. Dentre os compostos que se encontram no esgoto despejado estão os contaminantes emergentes e os metais pesados, ambos considerados poluentes silenciosos.

Na lista dos contaminantes emergentes, para Cartaxo *et al.* (2020), encontram-se produtos naturais ou sintéticos que causam impactos negativos à saúde e ao ecossistema à longo prazo. À exemplo deles há: fármacos, agrotóxicos e hormônios. Já os metais pesados, foco desse trabalho, não se encontram classificados dentre esses contaminantes. Isso porque, conforme Sharma e Agrawal (2005), eles já são bastante conhecidos na literatura, bem como são conhecidas muitas de suas consequências ao meio ambiente e à saúde humana. Os metais pesados são contaminantes tão corriqueiros que se encontram na rotina de monitoramento dos órgãos ambientais no Brasil. O CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente – em sua Resolução nº 430 de 2011 expõe uma tabela de lançamento de efluentes e nela, o zinco, por exemplo, metal que é objeto de estudo desse trabalho, conta com um limite de tolerância de 5,0 mg/L para águas de classe II, mesmo valor permitido pela *Environmental Protection Agency* (EPA), que faz esse controle nos Estados Unidos (BRASIL, 2011; USEPA, 2009).



A classificação das águas também se dá da mesma forma para ambos os países. No Brasil, o documento que definiu as classes aquáticas foi a Resolução nº 357 de 2005 do CONAMA. Nele consta que as águas de classe II são as que estão destinadas: ao abastecimento doméstico (após tratamento convencional), à proteção das comunidades aquáticas, à recreação do contato primário (natação e mergulho, por exemplo), à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas e à aquicultura de espécies destinadas à alimentação humana (BRASIL, 2005).

Os metais pesados, no geral, apresentam grande preocupação porque são persistentes no ambiente. Eles não são facilmente metabolizados. Logo, têm a tendência de se acumularem em sistemas biológicos, o que pode causar inúmeros danos a depender do metal em questão (SHARMA; AGRAWAL, 2005).

Um exemplo de ambiente que sofreu prejuízos em decorrência do despejo de efluentes contendo metais pesados é a Baía de Sepetiba, corpo d'água semifechado localizado no Rio de Janeiro. Estudos de Molisani *et al.* (2004) indicaram que a baía foi severamente contaminada por zinco e cádmio. O artigo ainda aponta que a concentração do primeiro metal chegava a 37.300 µg/g de sedimento e tudo indica que a contaminação se deu devido a instalações de empresas do setor metalúrgico no entorno da baía.

Ao longo de décadas, pesquisadores vão à busca de melhores meios para remover esses metais. Os métodos usuais, que antes eram bastante utilizados, já não são mais considerados eficientes, visto que não garantem os limites de concentração exigidos pelo CONAMA. Tais métodos envolvem processos como: eletroquímica, troca iônica e precipitação química. Porém, além de serem procedimentos caros, os ambientes contaminados por metais pesados que são remediados de maneira tradicional, geralmente, acabam necessitando de tratamento adicional posterior. Em vista da melhoria dos métodos de remediação e visando evitar ainda mais prejuízos ambientais, estão sendo testados, nas últimas décadas, novos tratamentos que possam ser mais baratos e mais eficazes que os usuais – também chamados de clássicos – viabilizando, assim, o saneamento de áreas afetadas (LEMOS *et al.*; 2008; VIDALI, 2001).

A biorremediação é um desses métodos baratos e eficazes que podem, conforme Molea, Bosco e Ruggeri (2005), tanto substituir os métodos clássicos como serem usados de forma a complementá-los. Segundo Vidali (2001), a biorremediação pode ser definida como uma técnica que faz uso de materiais biológicos ou microrganismos, visando à conversão de contaminantes ambientais em substâncias consideradas inertes ou menos tóxicas, podendo até ocorrer a degradação desses contaminantes. É um processo sustentável e aceitável, visto que não necessita de tecnologia de ponta, o que torna o processo bem mais econômico.

Diversos estudos já foram realizados, de acordo com Loukidou *et al.* (2004), utilizando diferentes organismos e materiais biológicos, como bactérias, fungos, algas, plantas aquáticas e subprodutos agrícolas (por exemplo: cascas e bagaços). Entretanto, para o vigente trabalho, a biorremediação foi feita utilizando espécies de fungos filamentosos.

A escolha dos fungos como organismos responsáveis pelo processo de biorremediação neste trabalho se deu porque estes são seres que, além de crescerem em condições de estresse ambiental, como baixa quantidade de nutrientes, produzem elevada quantidade de biomassa e apresentam grande resistência em relação aos metais, como exposto por Molea, Bosco e Ruggeri (2005) e Oliveira *et al.* (2008). Além do mais, Farias e Lemos (2008) já haviam utilizado espécies fúngicas filamentosas em pesquisas anteriores para a remoção dos elementos cobre, zinco e manganês e alguns resultados mostraram-se promissores.

Rocha (2017), inclusive, trabalhou em sua pesquisa sobre “Biorremediação de zinco utilizando fungos filamentosos”, com alguns dos fungos utilizados por Farias e Lemos (2008), obtendo resultados favoráveis.

Já em se tratando da escolha do metal, que foi o zinco, ela se deu justamente considerando a atual situação, já exposta, da baía de Sepetiba, que perdura há muito tempo e vem, inclusive, prejudicando a qualidade das águas de rios do entorno, como apontado por Alves-Neto *et al.* (2014).

## 1 REVISÃO DE LITERATURA

### 1.1 Metais pesados

Os metais pesados correspondem a aproximadamente 40 elementos, todos presentes na tabela periódica, e as principais características deles, para Aguillar *et al.* (2020), são: densidade igual ou superior a 5 g/cm<sup>3</sup> e número atômico normalmente maior que 20. Alguns deles são considerados essenciais à vida e, por isso, é possível que os metais pesados sejam divididos em dois diferentes grupos, segundo Pino (2005). O primeiro é o grupo dos oligoelementos, ou micronutrientes, e é aqui que se encontram os metais considerados essenciais. Eles se fazem necessários para que os organismos vivos possam realizar funções fisiológicas vitais, porém são sempre requeridos em quantidades ínfimas. O segundo grupo é o dos metais pesados sem função biológica determinada. O nome é autoexplicativo e significa que são englobados aqui os metais que apresentam prejuízos para quaisquer que sejam os organismos e em qualquer que seja a quantidade, inclusive Sharma e Agrawal (2005) os chamam de “elementos altamente tóxicos”.

De acordo com Cañizares-Villanueva (2000), alguns dos metais que compõem o grupo dos oligoelementos – também chamados de elementos-traço – são: zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), cromo (Cr), cobalto (Co), níquel (Ni) e molibdênio (Mo). Já no grupo dos metais que não têm função biológica determinada se encaixam, para Pino (2005), metais como: mercúrio (Hg), chumbo (Pb), cádmio (Cd) e antimônio (Sb).

Todos eles acabam sendo acumulados nos organismos vivos, tornando-se tóxicos. Com a diferença de que os metais do segundo grupo apresentam alta toxicidade mesmo em quantidades extremamente pequenas, visto que não são metabolizados de forma alguma. Os metais pesados, quando acumulados nos organismos humanos, podem gerar diversas doenças, a depender da espécie metálica. Além disso, eles afetam também o meio ambiente e outros seres vivos que dependem desse ambiente que foi afetado, como é caso, por exemplo, de corpos hídricos contaminados que têm peixes igualmente contaminados, entre tantos outros organismos ali presentes. Ademais, tais metais também podem afetar a fertilidade dos solos (PINO, 2005; SHENG *et al.*, 2004).

Os oligoelementos, quando em seu estado elementar (isto é, como íon-livre), não são tão prejudiciais como quando formam complexos (íons-livres associados a um grupo doador de elétrons), visto que esses últimos sofrem bioacumulação assim que absorvidos, pois não são passíveis de degradação, não são metabolizados, logo, não conseguem ser eliminados (CAÑIZARES-VILLANUEVA, 2000).

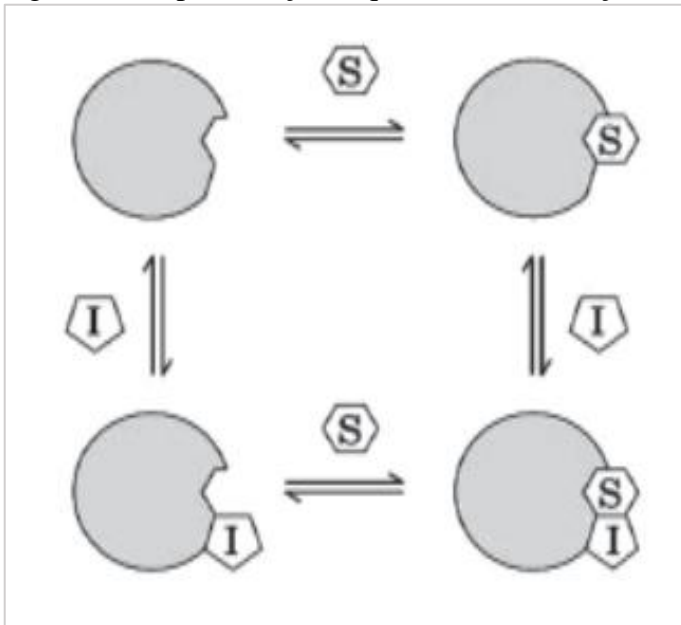
A bioacumulação é o processo que ocorre quando determinadas substâncias ou compostos químicos (nesse caso, os metais), se acumulam no interior dos organismos. Esse fenômeno ocorre a nível individual, ou seja, tratando-se de um único organismo, porém, em longo prazo, há também o acúmulo ao longo da cadeia trófica. Isto é, a substância ou composto acumulado é transferido dentro dos níveis tróficos por meio da alimentação e sua concentração aumenta desde o produtor até o último consumidor. A isso se dá o nome de biomagnificação ou magnificação trófica (VOUTSAS; MAGOULAS; TASSIOS, 2002).

Compreendendo os efeitos da toxicidade dos metais em relação ao bem-estar da população, é possível encontrar em estudos, como o de Vullo (2003), informações que apontam que os prejuízos à saúde estejam associados à inativação enzimática, o que resulta no bloqueio de atividades metabólicas importantes. Isso ocorre porque o metal, ou o complexo metálico, pode fazer ligação com alguns grupos funcionais (principalmente os grupos –SH, sulfidrilas) pertencentes às enzimas, modificando-as. E, ainda de acordo com a autora, dessa ligação podem resultar danos considerados irreversíveis.

Portanto, dos vários contaminantes que sofrem bioacumulação, os metais pesados são considerados um dos mais ameaçadores, segundo Sheng *et al.* (2004), porque, no geral, são tóxicos mesmo quando em baixíssimas concentrações, além de possuírem capacidade de realizar ligações com grupos funcionais enzimáticos, que às vezes podem não ser revertidas, como aponta Vullo (2003). Ademais, suas intoxicações são consideradas silenciosas, visto que são notadas apenas após o acúmulo a longo prazo, para Paula (2006).

Por outro lado, conforme apresentado através do catálogo de Bioquímica do CESAD-UFS, por Leopoldo (2009), os metais são, por vezes, inibidores mistos, sendo possível, assim, que ele promova a inibição das enzimas de maneira reversível. O que acontece é que os metais se ligam a uma região diferente daquela do sítio ativo da enzima e, então, formam o complexo enzima-substrato-inibidor, como consta na Figura 1 (extraída do catálogo da CESAD-UFS, por LEOPOLDO, 2009, p. 223). Nela está ocorrendo a ligação de um substrato à região de seu sítio catalítico na enzima, formando o complexo enzima-substrato, e, logo em seguida, um inibidor liga-se a esse complexo em uma região diferente, formando o complexo enzima-substrato-inibidor. Entretanto, não é uma reação irreversível.

Figura 1 – Representação esquemática da inibição mista.



Legenda: A enzima no canto superior à direita representa o complexo enzima-substrato. O inibidor misto liga-se a esse complexo e forma um novo – o complexo enzima-substrato-inibidor. Entretanto, o inibidor liga-se a uma região diferente do chamado “sítio catalítico” (local onde se liga o substrato). Dessa forma, a inibição não é competitiva.

Fonte: LEOPOLDO, 2009.

Esse complexo, segundo o que fora apontado por Leopoldo (2009), além de formar uma inibição não competitiva, é reversível através da realização de diálise da enzima. Como exemplo de metal pesado atuante na forma de inibidor misto há o mercúrio ( $\text{Hg}^{2+}$ ), elemento que pertence ao grupo de metais pesados sem função biológica determinada.

### 1.1.1 Principais características do zinco

Com número atômico 30 e massa atômica correspondente a 65,409 u, o zinco é o 23º elemento em maior abundância no planeta. Ele está presente no grupo dos micronutrientes porquanto é considerado essencial à saúde humana. Representado pelo símbolo ‘Zn’ na tabela periódica, este elemento participa de vários processos metabólicos, fazendo parte da estrutura de determinadas proteínas e hormônios, além de, no metabolismo energético, auxiliar na realização do processo catalítico ao estar presente em mais de 300 enzimas. Esse oligoelemento também participa do carreamento de CO<sub>2</sub> dos tecidos até os pulmões, além de, no caso das plantas, ser um metal essencial para o seu crescimento (ALEXANDRE *et al.*, 2012; ANDRADE; ALVES; TAKASE, 2005; MARREIRO *et al.*, 2004; PINO, 2005).

Os autores Koury e Donangelo (2003) apontam em seu trabalho as mais diversas funções do Zn no organismo humano, quando em sua forma metálica – isto é, íon-livre. Dentre elas estão: proteção antioxidante, ação como cofator enzimático, estabilização da transcrição gênica, estabilização de membranas celulares; além disso, ele participa da divisão celular, da espermatogênese, do estoque e da liberação de insulina, do metabolismo da vitamina A, do metabolismo energético, da resposta e da regulação do sistema imune e, por fim, da síntese de proteína.

Dadas as suas funções, a falta deste micronutriente pode, logicamente, resultar em consequências desastrosas para a saúde e também para o crescimento vegetal. Os sintomas que se apresentam em consequência de sua baixa quantidade no organismo humano são: perda de apetite, o que pode ocasionar retardo no crescimento, e redução na síntese proteica, segundo Marreiro *et al.* (2004) e Andrade, Alves e Takase (2005). Ao que indicam os autores Gammoh e Rink (2019), o organismo humano não possui um sistema de armazenamento de zinco como possui para o ferro, por exemplo. Por isso o cuidado para que sua ingestão seja realizada diariamente se faz tão importante. No caso de haver carência de Zn nas células vegetais, há a ocorrência da má formação das folhas, que ficam atrofiadas, assim como pode haver clorose – produção insuficiente de clorofila, como apontam Hafeez, Khanif e Saleem (2013).

Contudo, é o excesso do metal que mais gera preocupação em se tratando do organismo humano, pois a intoxicação de zinco acontece de maneira silenciosa e, por motivos que ainda serão abordados, existem muitos ambientes contaminados por ele. De acordo com Andrade, Alves e Takase (2005), os primeiros sinais de intoxicação ocasionada pelo metal são: náuseas, cefaleia (dores de cabeça), vômitos e, então, podem ocorrer problemas gastrointestinais e anemia. Ademais não é incomum que haja alterações na resposta imune, visto que o elemento está presente em estruturas proteicas e atua auxiliando na catalisação enzimática. A partir de 50 mg/dia, valor muito acima do recomendado diariamente, o zinco, para Koury e Donangelo (2003), pode inibir a absorção de cobre. Todavia, como consequência da deficiência de cobre, o indivíduo pode adquirir, da mesma forma, retardo no crescimento, bem como anemia, além de leucopenia – redução de leucócitos –, neutropenia – redução de neutrófilos – e hiperuricemia – ácido úrico elevado no sangue.

A recomendação de ingestão diária pela *National Academy of Sciences*, nos Estados Unidos, é de 2 mg para bebês de até seis meses, chegando a 8 mg para mulheres adultas e 11 mg para grávidas e homens adultos. No caso de lactantes esse valor é equivalente a 12 mg, conforme se encontra no *site* da *National Institutes of Health* (2021). No Brasil, a quantidade a ser ingerida diariamente é definida pelo Ministério da Saúde, através da Resolução RDC nº 269 de 2005. Neste documento consta que o limite de ingestão de zinco para um adulto é de 7 mg/dia (BRASIL, 2005b; NIH, 2021).

É importante lembrar também que o CONAMA veio a definir um limite máximo para a presença do metal na água que abastece a população, através da Resolução nº 430 de 2011, e este limite corresponde a 5,0 mg/L de água (BRASIL, 2011).

Vale ressaltar que o zinco é considerado menos prejudicial quando na forma de íon-livre, contudo, ele sempre pode formar complexos e esses, sim, podem apresentar elevado risco de intoxicação. Cabe expor que complexos são compostos formados a partir da reação de um ligante químico com um íon metálico central, que irá atuar como ácido de Lewis e coordenar esse ligante, segundo Dall’oglio e Hoehne (2013) e Chioquetta (2016). Um exemplo de complexo é tetraclorozincato  $[(ZnCl_4)^{2-}]$ . Por outro lado, há compostos de zinco como o óxido de zinco (ZnO), o cloreto de zinco (ZnCl<sub>2</sub>) e o sulfato de zinco (ZnSO<sub>4</sub>) que são amplamente empregados na área da saúde, na indústria têxtil, na metalurgia e também para tratamento de água, conforme Plum, Rink e Haase (2010) e Volesky (2001).

### 1.1.2 Poluição ambiental por zinco

O monitoramento das concentrações de zinco no meio ambiente é de suma importância, uma vez que ele está presente em diversos ambientes. Usado industrialmente em larga escala, segundo Lemos *et al.* (2008), ele aparece nos efluentes gerados por indústrias de galvanoplastia, chapeamento, eletrodeposição, metalurgia e em fábricas de produtos como baterias e tintas também, como indicam Silva *et al.* (2018b). De igual maneira, aparece em rejeitos de indústrias produtoras de zinco, de ferro e também as de aço. Contudo, para Volesky (2001), o Zn também pode ser liberado através de atividades de mineração e da queima de carvão. Na sua Ficha de Informação Toxicológica, a CETESB (2012), inclui, ainda, a incineração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) como sendo uma atividade emissora de zinco. Esses resíduos, porém, não têm uma composição bem definida, visto que ela varia de acordo com o município, geralmente, contando com algumas variáveis como: hábitos e situação socioeconômica dominantes na região, como consta no trabalho de Zanta e Ferreira (2003). Faz-se necessário considerar, ainda, as origens dos RSU, que são as seguintes: residências, estabelecimentos comerciais, industriais, de saúde e até áreas agrícolas de determinado município. O uso de agrotóxicos, aqueles dos quais o zinco participa da composição, representa igual perigo, já que seus resíduos escoam e contaminam as águas, como apontado por Camargo (2007), prejudicando, a longo prazo, saúde humana e podendo causar mutações genéticas em alguns seres vivos, segundo Steffen, Steffen e Antonioli (2011). Quanto à emissão natural do zinco, só é possível de ocorrer através de erosão.

Vestígios desse metal podem ser encontrados aderidos em partículas de poeira no ar, como há muito já era apontado por Wong (1986). Ademais, podem também estar presentes no solo, de acordo com Wei *et al.* (2021), havendo a possibilidade de se mobilizarem para corpos d'água superficiais e para os lençóis freáticos, segundo Zamani, Yafian e Parizanganeh (2012).

Quando presente no solo, o zinco é capaz de diminuir a fertilidade e causar a interrupção de atividades biológicas, o que acomete microrganismos e até macro-organismos, como minhocas, e acaba por prejudicar o processo de decomposição da matéria orgânica, que se torna lento. Isso afeta todo o ciclo que se sucede na teia alimentar. Vale frisar sobre a possível lixiviação de Zn, que nada mais é do que a infiltração do metal no solo em direção aos lençóis freáticos, gerando como resultado, novamente, a contaminação de corpos hídricos (STEFFEN; STEFFEN; ANTONIOLLI, 2011; SUTHAR; SINGH; 2008).



Ferreira, Lofrano e Morita (2020) pontuaram, como consequências em longo prazo, devido à contaminação por zinco, prejuízos irreparáveis ao solo e aos corpos hídricos, bem como impactos às gerações futuras, indo de encontro ao conceito de desenvolvimento sustentável, que, segundo Romeiro (2012), é “atender às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem às suas necessidades”.

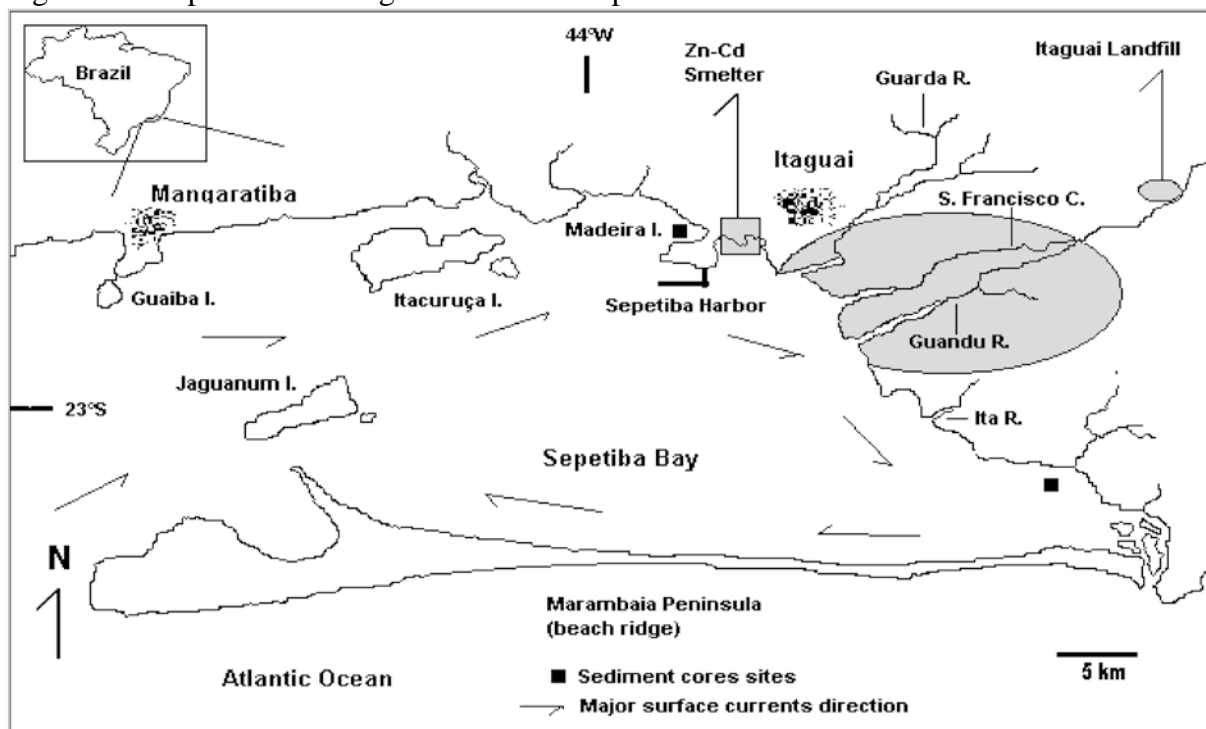
É necessário, portanto, que haja ações para reverter esse quadro ambiental. Como alternativa para solucionar tal problema poderia até ser sugerida a diminuição, ou inclusive a interrupção, de algumas atividades antropogênicas – especificamente, as que estão diretamente ligadas ao despejo de metais pesados. Sabe-se que no Brasil há registro, no estado de São Paulo, de uma lei estadual (nº 13.577/09 - SÃO PAULO, 2009) que afirma que somente há necessidade de se interromper as atividades antropogênicas se estas causarem riscos à saúde humana. Em caso de prejuízo ambiental, é descrito nela que, há a necessidade da verificação de monitoramento de impactos (FERREIRA; LOFRANO; MORITA, 2020).

O que se vê é um quadro que afasta o país, cada vez mais, do cenário mundial proposto pela ONU na Agenda 2030, onde foram estabelecidos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Alguns dos mais concernentes com essa pesquisa são: ODS 6 – “Água Potável e Saneamento” –, que versa sobre a qualidade dos corpos hídricos e sua disponibilidade, e ODS 14 – “Vida na Água” –, que versa sobre sustentabilidade e conservação dos oceanos e mares. Aliás, esse cenário de afastamento é algo que se reflete em escala mundial. Sendo assim, urge que outros meios sejam encontrados para que se possa realizar a preservação ambiental (LOPES; ALBUQUERQUE, 2018; ONU, 2015; SILVA, *et al.* 2018).

## 1.2 Baía de Sepetiba e o problema da poluição com metais pesados

Já foi abordado o quanto corpos d'água são prejudicados com o descarte de resíduos contendo metais pesados sem tratamento prévio, ou pelo menos sem que esse tratamento seja realizado de forma adequada. Entretanto, é de suma importância mencionar um exemplo real da degradação que esse tipo de negligência pode ocasionar. Esse exemplo fica localizado no estado do Rio de Janeiro, segundo Ferreira, Horta e Cunha (2010), às latitudes 22°55' e 23°05'S e longitudes 43°40' e 44°40'W, abrangendo uma área de mais ou menos 450 km<sup>2</sup> e é conhecida como baía de Sepetiba, estando representada logo abaixo, na Figura 2 (extraída do artigo de MOLISANI *et al.*, 2004, p. 18), que trata-se de um mapa para esclarecimento acerca dessa região. Inclusive, nele, encontram-se apontados os principais rios que ali deságuam, sendo o Guandu o mais importante deles, com uma vazão média de 89 m<sup>3</sup>/s.

Figura 2 – Mapa acerca da região da baía de Sepetiba.



Legenda: O mapa mostra todo o entorno da baía de Sepetiba, que abrange os municípios de Mangaratiba, Itaguaí e Rio de Janeiro. É possível ver que a baía é um corpo d'água semi-fechado, estando sua abertura no canto esquerdo inferior do mapa. Dentro dela encontram-se as ilhas: Guaíba, de Jaguanum, Itacuruça e a Ilha da Madeira. A área destacada como “Sepetiba Harbor” é onde consta o porto de Sepetiba, “Zn-Cd Smelter” é onde se encontrava localizada a zona industrial para fundição de zinco e cádmio, a Companhia Mercantil e Industrial Ingá, hoje inativada. Em oposto a essas referências, no canto inferior do mapa, está a Restinga da Marambaia. O termo “beach ridge” indica que ali foi formada uma espécie de cordilheira de praia, isto é, houve acúmulo de sedimentos trazidos pelas ondas. Fora da área semi-fechada da baía está apontado o Oceano Atlântico. No canto direito, marcado por um grande círculo cinza, estão os principais rios que abastecem a baía: rio da Guarda, o canal de São Francisco, que tem sua foz no rio Guandu, e o próprio rio Guandu. Ao lado, há o rio Itá, que não está entre os principais, mas encontra-se representado na figura. Um pouco acima do grande círculo, há um círculo menor representando o aterro sanitário que Molisani *et al.* (2004) apontam como sendo o de Itaguaí, mas, pela localidade, é o de Seropédica (o Centro de Tratamento de Resíduos, CTR). E finalmente, na legenda que consta dentro desta figura está um quadrado preto que no mapa atua como representante dos núcleos de sedimento e as setas da legenda apontam no mapa a direção das principais correntes de superfície.

Fonte: MOLISANI *et al.*, 2004.

A baía de Sepetiba, de acordo com Ferreira, Horta e Cunha (2010), conta com regiões de mangue, sendo ela um estuário. Para Ramos & Geraldo (2007), esse tipo de área funciona como berço para o desenvolvimento de diversas espécies relacionadas ao ambiente aquático, como: artrópodes, moluscos, peixes e aves. Portanto, quaisquer poluentes que adentrem a baía já são considerados passíveis de criarem grandes prejuízos aos seres vivos desse hábitat, além de afetar as atividades que permeiam esse ecossistema. Ademais, Vannucci (2001) afirma que de acordo com as características das plantas de manguezal, elas possuem alta porosidade e acabam retendo os metais pesados do entorno.

O que torna a situação tão alarmante é o fato de a baía possuir registros de altas concentrações de metais pesados, sendo que os experimentos de Ferreira, Horta e Cunha (2010) apontam o zinco como sendo o metal que se encontra em maior concentração. Para tal, foram analisados sete pontos diferentes e apenas dois apresentaram-se com níveis satisfatórios enquanto os outros cinco mostraram dispor do metal em um nível muito acima do tolerável. Além do mais, os autores analisaram amostras de fígado e de rim das aves locais conhecidas como garça-da-noite – espécie *Nycticorax nycticorax* – e essas revelaram reter altos níveis de Zn, inclusive como sendo o metal com a concentração mais elevada em ambos os órgãos, encontrando-se, porém com maior acúmulo no rim, quando comparadas as duas estruturas biológicas.

Toda essa oferta indesejada de zinco vem da expansão urbana local, que contava com cerca de 600.000 pessoas em 1978 e nos anos 2000 esse número já havia subido para 1.7 milhões. Mas principalmente tal demanda vem do aumento da industrialização no entorno. O histórico local conta com aproximadamente 400 indústrias passando por ali ao longo de 30 anos, dentre elas, fábricas metalúrgicas e petroquímicas, além de uma planta de fundição de zinco e cádmio (Zn-Cd), que consta em destaque com a legenda “*Zn-Cd smelter*” na Figura 2. Sem contar que tanto o crescimento da população como da industrialização culminaram no desmatamento da área, aumentando, assim, o processo de erosão, que também é uma das formas de disponibilização de zinco no meio ambiente (MOLISANI *et al.*, 2004).

O aumento de sedimentos na baía de Sepetiba ainda pôde contar com uma manobra antropogênica ocorrida nos anos 50, de acordo com Molisani *et al.* (2006), onde o rio Paraíba do Sul foi, segundo Alves-Neto *et al.* (2014), desviado para a baía, através do rio Guandu, no intuito de abastecer a população e a indústria que já apresentavam sinais de crescimento. O rio Guandu, que tinha um fluxo menor que 20 m<sup>3</sup>/s, passou a ter uma média, segundo Ferreira, Horta e Cunha (2010), de 89 m<sup>3</sup>/s, fazendo dobrar as taxas de acúmulo de Zn.

### 1.3 Biorremediação

A biorremediação surgiu, segundo Vidali (2001), após muita pesquisa, como sendo a melhor alternativa para solucionar o problema da poluição. Isso tanto para os solos quanto para os corpos d'água, estejam eles contaminados por compostos químicos orgânicos ou inorgânicos, o que inclui, nesse último caso, os metais pesados. Radhika, Subramanian e Natarajan (2006) reforçam que esta é uma tecnologia que utiliza organismos ou materiais biológicos que são capazes de transformar ou de acumular alguns compostos químicos. Inicialmente, a biorremediação era vista como uma técnica complementar aos métodos clássicos, porém, hoje, ela passou a substituí-los, por muitas vezes.

É válido salientar que os métodos clássicos são aqueles que envolvem processos físico-químicos e dentre eles estão: a oxidação, a redução, a troca iônica, a complexação e a precipitação química, por exemplo. Entretanto, nos dias de hoje esses métodos podem ser auxiliados pela técnica da biorremediação para atingir os níveis mínimos, desejáveis, de metais pesados encontrados nos rejeitos industriais (LEMOS *et al.*, 2008; LOUKIDOU *et al.*, 2004).

É fato que a técnica de biorremediação apresenta como principais vantagens: o baixo custo e o fato de se utilizar de processos naturais, o que a torna uma tecnologia considerada limpa, além de amplamente aceita. Ademais, se o contaminante não for completamente capturado nesse processo e retirado do ambiente pelo organismo ou material biológico que está sendo utilizado, que é a consequência mais comum – por conta de processos que serão explicados mais adiante –, ele é, então, atenuado. A biorremediação conta também com a possibilidade de recuperação da espécie metálica, sendo esse mais um ponto positivo de sua aplicação (VIDALI, 2001; ZOUBOULIS; LOUKIDOU; MATIS, 2004).

De acordo com Andreazza *et al.* (2013), o método utiliza produtos provenientes da natureza, porém faz-se necessário o cumprimento de determinados critérios para que a biorremediação possa ser praticada. Esses critérios são:

- a) O contaminante deve se encontrar biodisponível;
- b) O ambiente a ser biorremediado deve apresentar condições satisfatórias para manter o crescimento de organismos e para que atividades enzimáticas sejam realizadas;

- c) A biorremediação deve sempre apresentar um custo menor que as demais tecnologias para remoção do contaminante, haja vista que sem isso ela não cumpre seu propósito.

Algumas classificações podem ser empregues à técnica de biorremediação, a começar pela espécie química a ser remediada. Os compostos a sofrerem a remediação se apresentam como sendo de natureza orgânica ou inorgânica. Os orgânicos basicamente contêm carbono em sua estrutura, o que dá a eles a capacidade de formar cadeias mais longas, como apontam Megharaj *et al.* (2011). Já o grupo dos compostos inorgânicos é aquele no qual estão inseridos os metais pesados, segundo Paria e Yuet (2006), e todos os complexos que não possuem o carbono em sua estrutura, o que faz com que formem apenas cadeias curtas. Além disso, para Santiago *et al.* (2015), os compostos inorgânicos podem ser classificados de acordo com suas funções, portanto nesse grupo encontram-se as bases, os sais, os ácidos e os óxidos.

Concernente à forma como os compostos são biorremediados, há duas classificações: a biossorção e a bioacumulação, pelo que aponta Giansante (2017). A biossorção, para Quintelas (2007), é um mecanismo rápido que ocorre através da adsorção desses íons metálicos na superfície da célula, geralmente pelo glicocálix, por ligação extracelular. Dessa forma, ao entrar em contato com a solução, o organismo que usa desse artifício tende a acumular o soluto em sua camada externa, sua parede celular. Em contrapartida, a bioacumulação, que é um processo mais complexo, necessita da célula viva, visto que utiliza do metabolismo dela. Os íons metálicos adentram as células através da membrana celular e, lá dentro, de acordo com Giansante (2017), pode sofrer dois processos: a biotransformação ou a bioprecipitação. O processo de biotransformação, segundo Siqueira (2016), é quando ocorre modificação da estrutura da molécula, reação que é catalisada por uma enzima. Dessa forma pode ocorrer, por exemplo, a alteração do estado de oxidação do metal, o que o torna menos tóxico. Finalmente, a bioprecipitação é a recuperação das espécies metálicas por meio da reação que ocorre entre elas e os sulfetos produzidos pelas bactérias redutoras de sulfato, como consta no trabalho de Janyasuthwiong e Rene (2017).

Outro ponto importante é a classificação quanto ao local onde é realizado o processo de biorremediação. Ela pode ser *in situ*, ou seja, realizada no local contaminado, ou *ex situ*, isto é, fora desse local. No caso da biorremediação *ex situ*, o solo, ou efluente a ser tratado, precisa ser transferido para uma unidade de tratamento, seja por escavação do solo ou pelo bombeamento da água, visto que tanto o solo quanto o efluente podem ser submetidos a esta técnica. Embora pareça não ser vantagem realizar a técnica *ex situ*, ambas possuem uma gama de pontos positivos e negativos (BARDOS; MORGAN; SWANNELL, 2000; SONG *et al.*, 2017; SOUZA; POMAROLLI; VEIGA, 2020).

A técnica *in situ*, para Sharma (2012), apresenta menor custo, já que não é necessário que se realize qualquer transporte pra concluí-la. Ademais, por ser feita no local, a técnica não é considerada invasiva e acaba se apresentando como sendo mais passiva em relação à técnica *ex situ*, ou seja, acaba sendo considerada mais natural. Entretanto, essa técnica de biorremediação torna-se muito difícil quando o solo ou o efluente contam com a presença de muitos metais, isso porque há uma concorrência entre eles, conforme afirma Vullo (2003). Como vantagens da estratégia *ex situ*, é contundente que, mesmo havendo deslocamento, ela se apresente como uma técnica barata e o fato de não ser feita no local original, não significa que ela não possa ser realizada em ambiente bem próximo, como em um compartimento à parte, a fim de diminuir o custo. Esses compartimentos, segundo Oliveira *et al.* (2008), podem ser biorreatores ou apenas um local onde os parâmetros para a realização da biorremediação sejam controlados, o que necessita, ainda assim, de espaço. Contudo, se esse compartimento for um biorreator a técnica acaba encarecendo.

Em se tratando do tipo de biomassa para que haja o aprimoramento da remediação, encontram-se alguns itens listados e discorridos a seguir:

- a) Subprodutos agrícolas: A começar pelos materiais biológicos, como cascas, bagaços e sementes, por exemplo, há pesquisas como a de Pino (2005). A autora fez uso do pó da casca de coco da espécie *Coco nucifera L.* para remediar efluentes contendo metais pesados. Em sua pesquisa, foi descoberto que os resultados eram promissores para o cromo (IV), o cromo (III) e o cádmio, removendo respectivamente 86%, 90% e 99% desses metais, nessa ordem, em concentrações de 20 ppm. Já Kieling (2009) usou a casca de arroz e arroz moído para fazer a remoção de cromo hexavalente, obtendo melhores resultados com o uso do grão moído;

- b) Algas: Esses macro-organismos já foram utilizados por pesquisadores como Moreira (2007). A autora utilizou a alga marinha feofíceia da espécie *Sargassum* sp. para realizar a remoção de ferro e cobre em óleos lubrificantes automotivos já usados. Esses óleos foram coletados de uma frota de ônibus da cidade de Natal, Rio Grande do Norte, Brasil. Moreira (2007) fez uso da biomassa inativa de *Sargassum* sp. Desse modo, as algas foram pulverizadas, segundo a própria autora, perante a premissa da literatura que indica esta como sendo a forma mais efetiva na retenção e no acúmulo de elementos metálicos. Logo, a interação ocorrida entre os íons metálicos e a alga foi de adsorção, isto é, atrações eletrostáticas entre as espécies químicas positivamente carregadas e os sítios negativos na superfície das feofíceas;
- c) Plantas aquáticas: Também entre os macro-organismos estão as plantas aquáticas e o método de biorremediação realizado por elas recebe o nome de fitorremediação. Um exemplo de planta utilizada em experimentos é a *Typha domingensis*, popularmente conhecida como taboa. Martins *et al.* (2007) realizaram os testes de remediação de nitrogênio (N) e fósforo (P) com cinco diferentes concentrações dentro de um sistema fechado. Nesse trabalho, a espécie aquática, após 162 dias – pois a fitorremediação leva mais tempo para ser concluída em relação à biorremediação realizada com outros tipos de materiais biológicos –, se mostrou adequada para remoção, principalmente de N, tendo seu máximo desempenho para o elemento na marca de 87,3%;
- d) Bactérias: Concernente ao uso de microrganismos, Andreatza *et al.* (2013) realizaram a remediação de cobre (Cu) fazendo o uso de bactérias que têm a possibilidade de desenvolver diversos mecanismos de resistência ao metal. Tal resistência tem probabilidade de ocorrer tanto no cromossomo, quanto no plasmídeo, através de genes específicos. Alguns desses plasmídeos já foram identificados, como o R124 de *Escherichia coli*, que codifica a repressão da síntese da proteína OmpF, e o Rts1. Eles proporcionam a esses microrganismos a diminuição no fluxo de transporte de Cu para o interior da célula bacteriana e o aumento da capacidade de acumular concentrações do metal;



e) Fungos: Microrganismos que atuam em um método denominado “micorremediação”. Eles são utilizados em pesquisas como a de Farias e Lemos (2008), que fizeram uso de cinco linhagens fúngicas para realizar a remoção de cobre, zinco e manganês de efluentes sintéticos, separadamente. Resultados favoráveis foram obtidos, principalmente com a espécie filamentosa *A. versicolor*, para a remoção de zinco, e a levedura, fungo unicelular, da espécie *S. cerevisiae*, em se tratando da remoção de cobre. Rocha (2017) também testou em sua pesquisa quatro linhagens fúngicas e obteve resultados promissores com a utilização de *A. versicolor* na remediação de Zn ao utilizar a xilose como fonte de carbono. Os experimentos foram realizados tanto com a biomassa ativa quanto com a inativa e os resultados mostraram-se melhores com a biomassa inativa, que conseguiu realizar 77,9% de remoção do metal.

O Quadro 1 (extraído e adaptado do artigo de ZWAIN, VALIKI e IRVAN, 2014, p. 9), logo a seguir, faz um comparativo entre diversos materiais biológicos, passando por cada categoria citada nos itens acima.

Quadro 1 – Quadro comparativo entre diferentes materiais biológicos utilizados na literatura para a realização da biorremediação.

Material biológico	Valor Q (mg/g)	Referência
Lignina	73,2	Srivastava, Singh e Sharma (1994)
Bentonita	52,91	Mellah e Chegrouche (1997)
Polpa de beterraba	17,78	Reddad <i>et al.</i> (2002)
Resíduos de mandioca com tratamento de ácido tioglicólico e ácido nítrico	559,74	Horsfall e Abia (2003)
Resíduos de cenoura sem tratamento	55,82	Nasernejad <i>et al.</i> (2005)
Cinzas de casca de arroz	14,30	Saeed, Akhter e Iqbal (2005)
Madeira de mamoeiro	13,64	Saeed, Akhter e Iqbal (2005)
Musgo	14,7	Martins, Pardo e Boaventura (2004)
Macroalga verde marinha seca	128,8	Ajjabi e Chouba (2009)
<i>Caulerpa lentillifera</i> (alga)	2,66	Pavasant <i>et al.</i> (2006)
<i>Chondrus crispus</i> (alga vermelha)	42,5	Romera <i>et al.</i> (2008)
<i>Ascophyllum nodosum</i> (alga marrom)	41,2	Romera <i>et al.</i> (2008)
<i>Streptomyces lunalinharesii</i> (bactéria)	13,64	Veneu, Torem e Pino (2013)
Estirpe XZN4 (bactéria)	34,23	Huang <i>et al.</i> (2020)
<i>Botrytis cinerea</i> (fungo filamentoso)	12,98	Tunali e Akar (2006)
<i>Auricularia polytricha</i> (cogumelo)	6,1	Li <i>et al.</i> (2018)

Fonte: Adaptado de ZWAIN; VALIKI; IRVAN, 2014.

A maneira como se encontra a biomassa a ser utilizada no processo também é uma questão bastante relevante, mas basicamente ela pode estar na forma ativa ou inativa. Esse conceito de atividade, ou mesmo de sua falta, está relacionado, para Dias *et al.* (2019), ao metabolismo. A biomassa ativa é uma biomassa viável, ou seja, o organismo se encontra vivo, sendo possível, dessa forma, utilizar de seu metabolismo no processo de biorremediação. Já a biomassa inativa ou inerte, segundo Lapidou e Rittman (2004), está “morta”, pois sua atividade metabólica está inativa, o que culmina no uso de processos que dependem de outros fatores, como a parede celular e as interações passíveis de ocorrer nesse local para que seja realizado o processo de remediação com materiais biológicos.

### 1.3.1 Micorremediação

Segundo Quintelas (2007), os fungos são excelentes organismos para serem usados na remoção de metais, visto que eles crescem facilmente em condições de estresse ambiental. Normalmente, para Paustian e Schnürer (1987), eles o fazem por meio do alongamento e das ramificações de suas hifas, que crescem em direção à fonte de carbono, produzindo, assim, uma elevada quantidade de biomassa. Quintelas (2007) ainda aponta outra vantagem que é o fato de os fungos poderem ser manipulados sem muita dificuldade, seja essa manipulação genética ou morfológica.

A forma com que eles realizam o processo de biorremediação varia de acordo com as condições em que se encontra a sua biomassa. Se a biomassa do fungo estiver ativa, o metabolismo entra em cena e o metal é transportado para o interior da célula, sendo posteriormente depositado em organelas específicas, conforme indicam Srinath *et al.* (2002). Contudo, esse método de ação pode envolver processos ainda mais complexos, como é o caso da ocorrência de ligação de metalotioneínas, o uso de enzimas para degradação de moléculas e o uso das bombas de efluxo, segundo Huang *et al.* (2014). Por outro lado, para, Akar e Tunali (2006), a biomassa inativa não possui atividade metabólica, portanto, a retenção de metais ocorre mediante interação entre os íons metálicos e estruturas presentes na parede celular fúngica, como polissacarídeos e proteínas. Tanto um quanto outro estão presentes nas células de maneira abundante, ambos também são compostos por diversos grupos funcionais, sendo eles, as carboxilas, as hidroxilas, o grupamento amina, o grupamento fosfato e o grupamento sulfato. Os autores Veglio e Beolchini (1997) reforçam que esses grupos funcionam como sítio de ligação para os metais, tornando possível a realização da adsorção.

Discorrendo melhor sobre as metalotioneínas, elas são proteínas de baixo peso molecular e Andrezza *et al.* (2013) indicaram que sua produção é realizada pelas células eucariotas para proteção e resistência quando presentes em efluentes ricos em alguns metais, como o próprio zinco. Por isso essas ligações podem ocorrer quando for usada a biomassa ativa. De um modo geral, Oliveira *et al.* (2008) expuseram que os fungos absorvem, como nutrientes e através da membrana plasmática, moléculas que possuem baixo peso molecular e que sejam solúveis em água. Entretanto, se as moléculas do meio não apresentarem baixo peso, as células fúngicas secretam enzimas para seu exterior. Dessa forma, essas enzimas realizam a quebra das moléculas, aumentando a solubilidade delas, bem como a possibilidade de assimilação das mesmas. Contudo, pode ocorrer de algumas enzimas serem incorporadas às moléculas clivadas, fazendo agora parte de sua composição.

Em se tratando das bombas de efluxo, segundo Borges-Walmsley, McKeegan e Walmsley (2003), elas nada mais são do que proteínas transmembranas que fazem o transporte de substâncias para fora da célula, quando esta se encontra saturada. Mecanismo que também pode ocorrer quando com o uso da atividade metabólica do fungo.

Diante da complexidade que se apresenta em uma célula fúngica com metabolismo ativo, Bishnoi e Garima (2005) apontam que trabalhar com a biomassa inativa do fungo tem sido a preferência dentre as pesquisas acerca da remoção de contaminantes. E isso provavelmente se dá por conta da ausência de limitações, em se tratando de toxicidade, além de não haver a necessidade de controlar os nutrientes, visto que não há crescimento, sem contar com a possível recuperação dos metais, o reuso da biomassa fúngica e a maior facilidade para se trabalhar com ela, caso seja utilizado um reator.

Concernente à recuperação da espécie metálica, o fato de a biomassa estar ativa ou inativa também faz toda a diferença. No caso do uso da biomassa ativa, para o resgate dos metais são usados métodos que destroem a célula. Porém, sem o reuso da biomassa o processo deixa de ser tão econômico. Já com a biomassa inativa a recuperação é feita por dessorção – processo que será explicado adiante – e ela pode ser utilizada novamente até o momento em que os sítios de ligação estiverem saturados e o resgate tanto do metal quanto da espécie fúngica precisem ser realizados, o que pode ser repetido sucessivas vezes tanto quanto as células fúngicas aguentarem (BISHNOI; GARIMA, 2005; MUNARO *et al.*, 2015).

Enfim, no que diz respeito à dessorção, essa é a técnica utilizada para que sejam retirados os compostos metálicos da superfície das células dos fungos. Para tal podem ser utilizados como agentes de dessorção os ácidos, as bases ou até mesmo os alcoóis, contudo, sempre sendo necessária uma análise para avaliar qual é o composto menos prejudicial para aquele complexo formado, ou seja, qual das opções irá garantir que a biomassa não seja perdida após a adsorção. Além do mais, um fator muito importante a ser levado em consideração para que esse procedimento ocorra é a carga dos metais adsorvidos pelo microrganismo, haja vista que para a remoção de cátions é necessário que o agente de dessorção tenha pH básico. Assim como para a remoção de ânions, o pH precisa ser ácido. Afinal, cátions não podem ser recuperados em pH ácido, bem como soluções básicas não auxiliam na recuperação de ânions (CHATTERJEE; ABRAHAM, 2019).

#### 1.4 Pesquisa prévia

A vigente pesquisa trata da continuação de um trabalho realizado previamente, cujo título é “Biorremediação de zinco utilizando fungos filamentosos”, de Rocha (2017). Durante sua execução foram feitas avaliações com quatro espécies de fungos filamentosos no intuito de saber se eles se apresentariam como bons agentes removedores zinco de efluentes sintéticos. As espécies avaliadas foram: *Aspergillus niger*, *Aspergillus versicolor*, *Penicillium chrysogenum* e *Penicillium coryophilum*. Para o crescimento das estirpes, foram empregadas três fontes de carbono, separadamente, o que também foi um parâmetro para a avaliação. Essas fontes foram os açúcares: galactose, maltose e xilose, sendo tanto o primeiro quanto o último classificados como monossacarídeos e o segundo, como um dissacarídeo.

A escolha dos fungos não se deu de maneira aleatória. Todos foram tirados da literatura, visto que Farias e Lemos (2008) já tinham utilizado as espécies em questão para testar a remoção de cobre, de manganês e também de zinco. As autoras, que empregaram os mesmos açúcares como nutriente, acabaram obtendo resultados promissores no que diz respeito à remoção de zinco e de cobre. Em relação ao zinco, Farias e Lemos (2008) observaram que o fungo *A. versicolor*, quando tinha empregada como fonte de carbono a xilose, se apresentava como sendo o melhor agente de remoção. Para o cobre, o melhor resultado não foi adquirido através do uso de uma das quatro linhagens citadas e, sim, com a utilização da levedura *Saccharomyces cerevisiae*, porém com a mesma fonte de carbono: xilose. Em se tratando da remediação do manganês, as autoras não conseguiram obter resultados significativos, visto que nenhuma das espécies chegou, sequer, a 20 % de extração do metal.

Rocha (2017) repetiu alguns dos experimentos para confirmar, dentre as quatro espécies, qual realmente agia como melhor agente para remoção de zinco. A autora confirmou que a espécie *Aspergillus versicolor* era a melhor, bem como a melhor fonte de carbono era de fato o monossacarídeo xilose. Foram feitos também testes utilizando tanto a biomassa ativa quanto a biomassa inativa para que fosse descoberta qual delas apresentava maior eficiência na remoção. Como resultado, a biomassa ativa apresentou boa remoção utilizando xilose, açúcar usado pelos próprios fungos para o crescimento de seus *pellets* – ou pequenas pelotas, como abordado por Barroso (2006). Por outro lado, os resultados realizados com a biomassa inativa foram ainda mais propícios, repetindo as mesmas condições empregadas nos experimentos da biomassa ativa. Inclusive os melhores resultados foram obtidos utilizando o mesmo monossacarídeo, ainda que não tivesse havido crescimento da biomassa, visto que esta se encontrava inativa. Isso significa que não houve formação de *pellets*, e sim apenas a presença de conídios.

O resultado foi mais favorável para a forma inativa porque com uma menor quantidade de biomassa fúngica obteve-se uma maior extração de íons metálicos. Expressos em números e de forma mais concreta, o *Aspergillus versicolor* ativo, tendo a xilose como nutriente, resultou em um valor de remoção equivalente a 217,28 mg/g, que é o valor Q e ele representa a quantidade de metal removido (em miligrama) pela quantidade de biomassa fúngica utilizada (em grama), portanto significa, segundo Rocha (2017), que foram removidos 217,28 miligramas de zinco para cada 1 grama de biomassa fúngica.

Em se tratando do *Aspergillus versicolor* inativo, esse resultado foi de 370,34 mg/g, isto é, apresentou um valor Q bem mais elevado que o da biomassa ativa, sendo que ambos os valores foram maiores quando comparados aos das outras três espécies de fungo utilizadas. Dessa forma, transformando em porcentagem o maior valor Q obtido (370,34 mg/g), infere-se que a eficácia de remoção foi equivalente a 77,9 % (ROCHA, 2017).

Esses resultados são importantes porque a vigente pesquisa funcionou em torno das testagens anteriores. Entretanto, aqui os resultados referentes ao *Aspergillus versicolor* foram comparados com os de uma nova espécie fúngica, que não constava no trabalho anterior: o fungo *Penicilium purpurogenum*. Essa estirpe foi utilizada com base no trabalho de Say, Yilmaz e Denizli (2003). Ela mostrou-se eficaz para biorremediar mercúrio, então surgiu a dúvida se ela também não poderia ser uma espécie promissora pra remediar outro metal pesado: o zinco.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo geral

O objetivo da presente pesquisa foi avaliar o desempenho de três cepas para a remoção de zinco de efluentes sintéticos, sendo elas: *Aspergillus versicolor* IOC 4266, previamente estudada, *Aspergillus versicolor* IOC 4271 e *Penicillium purpurogenum* IOC 3918. Todas obtidas através da Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ).

### 2.2 Objetivos específicos

- a) Avaliar as cepas de *Aspergillus versicolor* IOC 4266 e IOC 4271 e *Penicillium purpurogenum* IOC 3918 para remoção de zinco em efluente sintético, empregando três diferentes fontes de carbono: maltose (dissacarídeo), galactose e xilose (monossacarídeos), separadamente;
- b) Avaliar a eficácia das espécies fúngicas para a remoção de Zn com a biomassa ativa e inativa, comparativamente;
- c) Confirmar a potencialidade de remoção de Zn de *Aspergillus versicolor* IOC 4266 quando comparado com *A. versicolor* IOC 4271 e *Penicillium purpurogenum* IOC 3918.

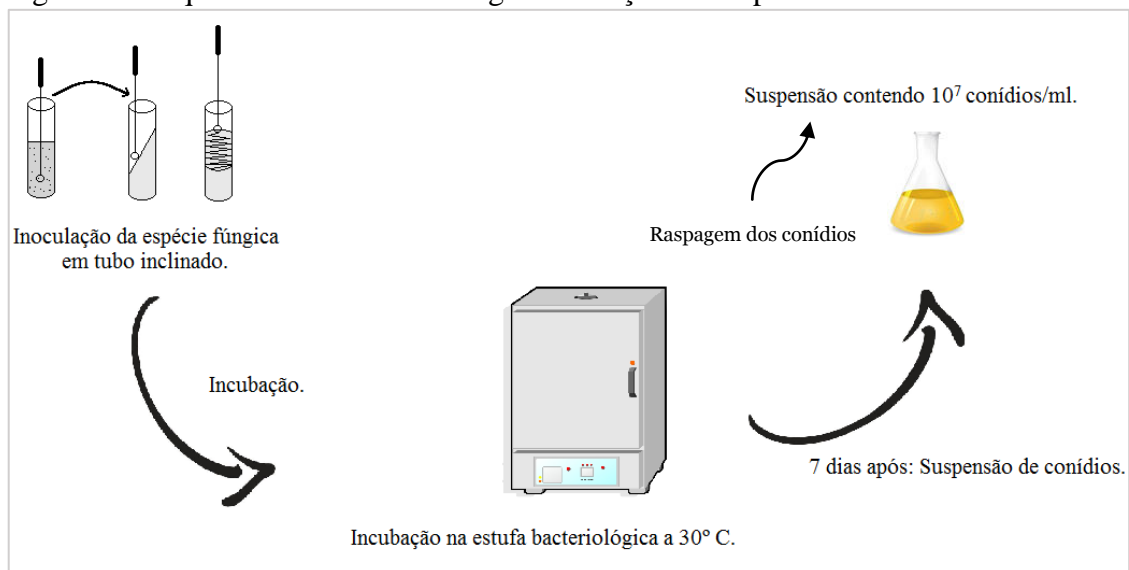


### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 Cultivo das linhagens fúngicas

Para o cultivo das linhagens fúngicas, foram, primeiramente, selecionadas duas cepas de *Aspergillus versicolor* (IOC 4271 e IOC 4266) e uma de *Penicillium purpurogenum* (IOC 3918). Todas as cepas empregadas nessa pesquisa foram cedidas pela Coleção de Culturas de Fungos Filamentosos (CCFF) da Fiocruz. Elas foram cultivadas em meio Batata-Dextrose-Ágar (BDA) da Kasvi® em tubos inclinados, no Laboratório de Pesquisas em Biotecnologia Ambiental (LPBA) da Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ), campus Zona Oeste. Os tubos de vidro, contendo as espécies inoculadas separadamente, foram incubados em estufa Nova Ética®, durante 7 dias a uma temperatura de 30° C. Após esse período, os conídios de cada amostra foram suspensos em 50 mL de água destilada estéril e a suspensão foi, então, reservada. O procedimento foi realizado dentro da câmara de fluxo laminar e se encontra exposto em um esquema na Figura 3 (extraída e adaptada da monografia de ROCHA, 2017, p. 38).

Figura 3 – Esquema do cultivo de fungo e obtenção da suspensão de conídios.



Fonte: Adaptado de ROCHA, 2017.

### 3.1.1 Preparo do meio mineral

Foi preparado um meio de cultivo mineral, seguindo o proposto pelas autoras Farias e Lemos (2008), com pH em torno de 4,0, cuja composição química encontra-se descrita no Quadro 2 (extraído e adaptado da monografia de ROCHA, 2017, p. 40). A escolha é um dado da literatura que pode ser explicado pelo que expõem Lemos *et al.* (2008). Eles apontaram que o pH afeta tanto o processo de biossorção quanto o de bioacumulação, passíveis de ocorrer dentro da biorremediação, visto que interfere na solubilidade do metal e na carga da parede celular fúngica. Segundo os autores, caso o pH esteja com valor igual ou acima de 5, o  $Zn^{2+}$  pode sofrer precipitação. Dessa forma, não seria possível a remoção do cátion pelos microrganismos. Entretanto, em valores de pH muito baixos a superfície do fungo fica carregada positivamente, acarretando a repulsão dos cátions metálicos. Além do mais, fazendo-se uma observação do meio em laboratório, foi visto que esse apresentava alta turbidez quando em pH básico ou neutro. Conforme o pH foi sendo ajustado, o meio tornava-se mais translúcido. A acidificação foi realizada utilizando HCl a 0,1 M e sua verificação foi feita por meio de papel de pH *Macherey-Nagel*®. Foram preparados três meios diferentes, em triplicatas, que eram diferenciados apenas quanto aos açúcares que continha neles. Esses açúcares eram: galactose *Merck*®, maltose *Merck*® e xilose *Vetec*®. Cada litro de meio mineral recebeu 5 g de seu açúcar específico. Após isso, os meios minerais preparados foram esterilizados em autoclave *Prismatec*® e reservados.

Quadro 2 – Composição do meio de cultivo mineral para remoção de Zn.

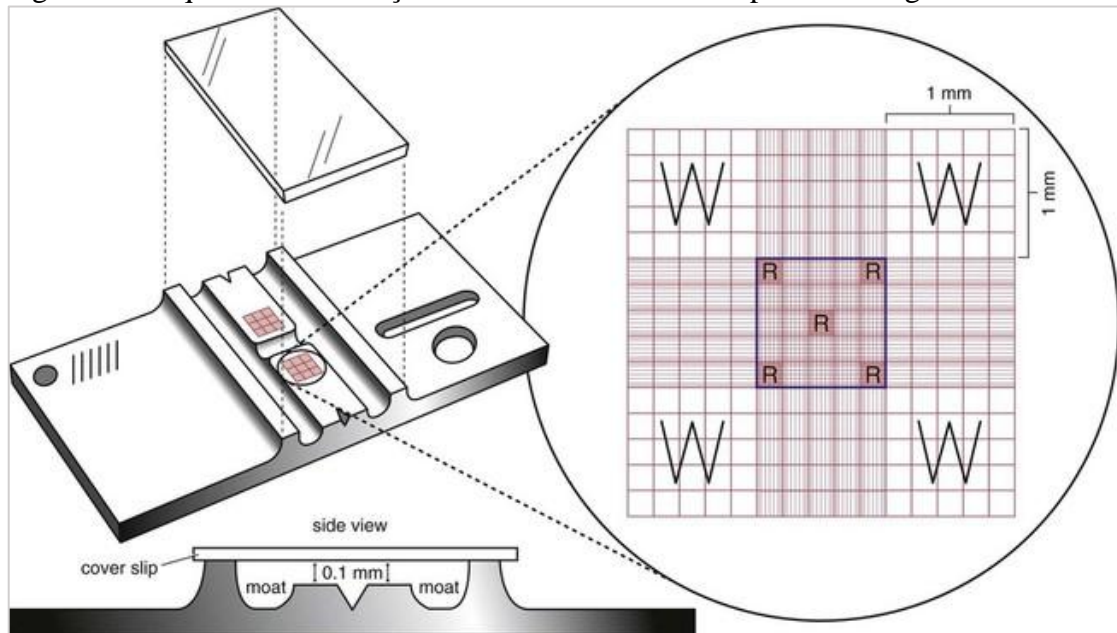
Reagentes do Meio Mineral	Peso/L de meio
NaCl <i>Vetec</i> ®	5 g
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> <i>Vetec</i> ®	1 g
(NH <sub>4</sub> )H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <i>Vetec</i> ®	1 g
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> <i>Vetec</i> ®	1 g
MgSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O <i>Vetec</i> ®	0,2 g
NaNO <sub>3</sub>	3 g
ZnSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O <i>Vetec</i> ®	416,24 mg

Fonte: Adaptado de ROCHA, 2017.

### 3.1.2 Contagem de conídios

A suspensão preparada no item 3.1, que foi reservada, teve sua contagem feita com o auxílio da câmara de Neubauer *HBG*®. Para que a contagem dos conídios fosse realizada, porém, foi necessário também o uso do microscópio ótico *Bioval*®. Foi seguido o protocolo proposto pelo *site In silico* (2015), usado anteriormente por Farias (2014). Constam na câmara 25 pequenos quadrantes. Dessa forma, a contagem é realizada apenas nos quadrantes das pontas, tanto da primeira quanto da última fileira, e no que se encontra no centro, totalizando, assim, cinco deles, como apontado na Figura 4 (extraída do *site LAB TESTS GUIDE*, 2020). A partir da contagem são, então, realizados os cálculos para que haja a inoculação dos conídios.

Figura 4 – Esquema da utilização da câmara de Neubauer para a contagem de conídios.

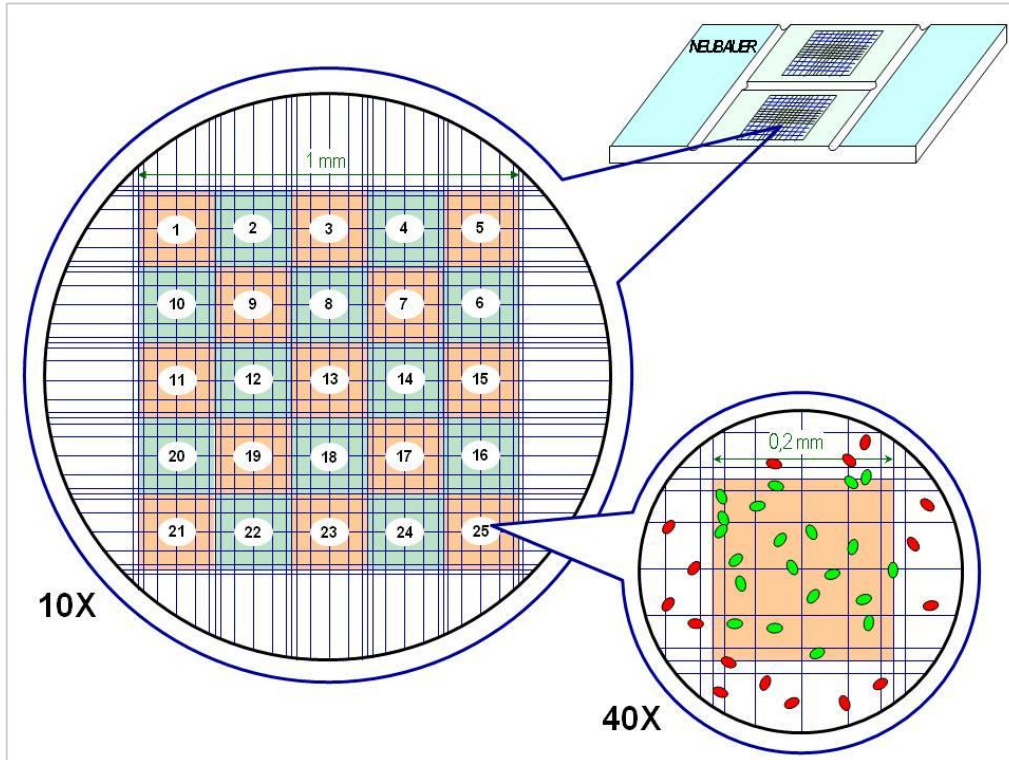


Legenda: Câmara de Neubauer e os quadrantes usados para a contagem dos conídios, que são os quadrantes marcados com um R, isto é, os quatro presentes nas pontas e o quadrante central.

Fonte: LAB TESTS GUIDE, 2020.

Foram contados apenas os conídios dentro do quadrante, de acordo com o espaço demarcado na câmara, de acordo com a Figura 5 (extraída do *site MEDICOINFO*).

Figura 5 – Aproximação dos quadrículos da câmara de Neubauer e demonstração do padrão utilizado para contagem.



Legenda: Estão sendo apontados nesta figura os conídios que devem ser contados e os que devem ser excluídos da contagem. Aqueles representados por pontos vermelhos são os que estão fora e não devem ser contados. Os conídios representados por pontos verdes se encontram dentro dos quadrículos, portanto, sua contagem é realizada. A figura aponta também as lentes a serem utilizadas no microscópio de acordo com suas ampliações.

Fonte: MEDICOINFO.

Após esses procedimentos, foi realizado um cálculo para concluir a etapa de contabilização de conídios. A fórmula utilizada faz parte do protocolo do *site In silico* (2015), adaptada para incluir todos os quadrantes, e encontra-se representada pela equação abaixo:

$$\Sigma \text{ conídios dos 5 quadrículos} \times 5 \times 10^4 \times \text{diluição} = \text{células/mL}$$

Foi a partir dela que foram obtidos os resultados acerca da suspensão de células fúngicas padronizada,  $10^7$  conídios/mL. Sendo assim, com o resultado obtido, cerca de 2 mL da suspensão foram adicionados a cada *erlenmeyer* que continha 100 mL do meio mineral. Logo em seguida, cada um dos *erlenmeyers* com a suspensão foi colocado em *shaker* da marca Nova Ética®, a uma temperatura de 30 °C e com rotação igual a 150 rpm durante 5 dias ininterruptos.

### 3.2 Recuperação da biomassa dos fungos cultivados

Os *erlenmeyers* onde foram cultivados os conídios foram retirados do *shaker*, agora contendo *pellets*, bem visíveis. Esses meios foram filtrados em papéis filtro qualitativos *Unifil*® com a ajuda de uma bomba a vácuo *Prismatec*®, um kitassato de vidro e um funil de *Büchner* de porcelana. O papel de filtro utilizado foi previamente pesado dentro dos padrões, como será explicado no próximo item.

### 3.3 Avaliação do peso seco dos fungos

Os papéis utilizados para a filtração foram previamente identificados, a fim de que estivessem organizados, e foram levados à estufa de secagem *Solab*®, na qual permaneceram durante meia hora a 100° C. Ao sair da estufa, eles foram acondicionados em dessecador de vidro por 15 minutos e, após isso, foram pesados na balança analítica *Bel*®, tendo seu peso anotado para, em seguida, serem reservados em recipiente livre de umidade. Logo em seguida às pesagens dos papéis, os meios com os *pellets* foram filtrados, cada um no seu respectivo papel. As amostras de efluente sintético filtradas foram devidamente armazenadas em frascos de vidro estéreis e reservadas em geladeira *Electrolux*®. Essas porções foram usadas somente na etapa de determinação de zinco, que se encontra detalhada no próximo item. Os papéis foram conduzidos à estufa de secagem, permanecendo lá por uma hora a uma temperatura de 100° C. O próximo passo foi conduzi-los ao dessecador por 15 minutos e, posteriormente, realizar a pesagem. A partir da etapa em que os papéis contendo os *pellets* foram levados à estufa por uma hora, esse procedimento foi repetido até que o peso desse sistema (papel filtro + *pellets*) se estabilizasse. Dessa maneira é que se chegou ao peso final, seguindo o protocolo proposto por Farias e Lemos (2008).

Para se obter apenas o peso dos *pellets*, é necessário subtrair o peso do papel do peso total do sistema, como demonstrado abaixo:

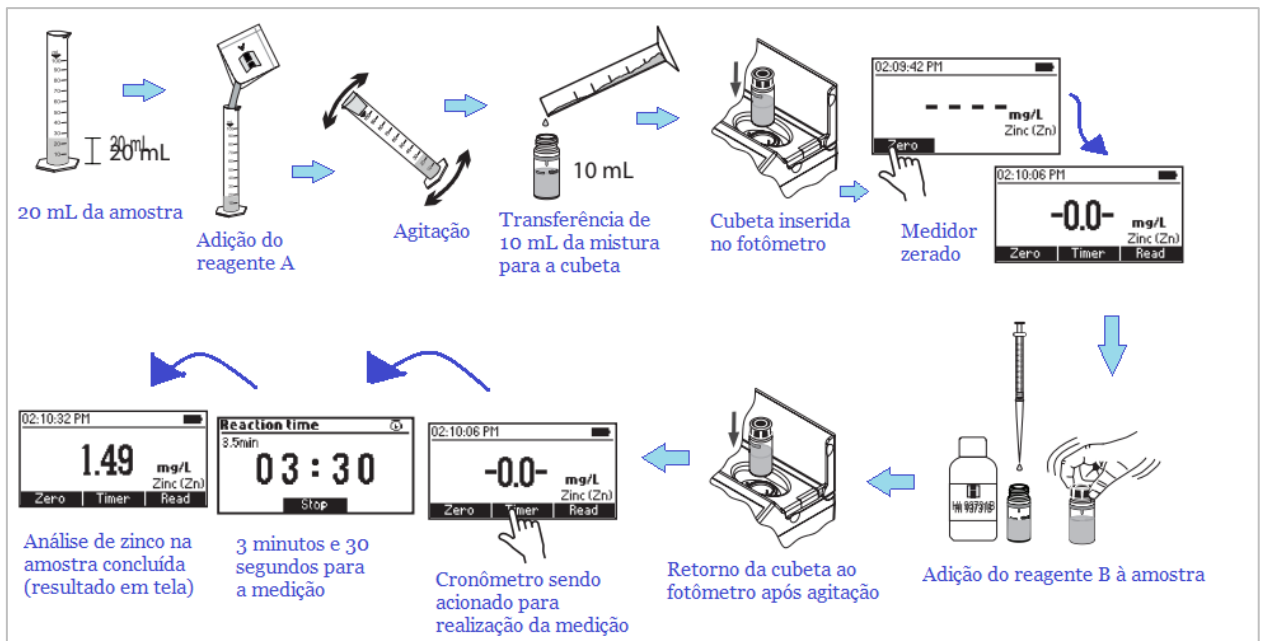
Peso seco do sistema - Peso seco do papel filtro = Peso seco da biomassa fúngica

O resultado adquirido acerca do peso seco é muito importante para se efetuar o cálculo do valor Q, que será explicado mais à frente.

### 3.4 Determinação de zinco

As concentrações de zinco foram realizadas dentro do próprio LPBA, utilizando-se o fotômetro de bancada multiparâmetro *Hanna Instruments*® modelo HI83399. Para tal, foram realizados os passos demonstrados na Figura 6 (extraída do manual da *HANNA INSTRUMENTS*).

Figura 6 – Esquema da determinação de Zn em fotômetro de bancada multiparâmetro, modelo HI83399 da *Hanna Instruments*®.



Legenda: Primeiramente foram medidos 20 mL de cada uma das, separadamente, em uma proveta de vidro. Então, foi despejado nessa proveta o conteúdo do sachê de reagente A. Após homogeneização, 10 mL dessa mistura foram passados para a cubeta, que foi agitada por 15 segundos e, então, posta no suporte do aparelho. O medidor foi zerado e 0,5 mL do reagente B foram adicionados à amostra presente na cubeta, que foi agitada por 30 segundos. De volta ao suporte, a leitura foi realizada dentro de três minutos e 30 segundos.

Fonte: Manual *Hanna Instruments*.

### 3.5 Cálculo do valor Q

Com os resultados do peso seco da biomassa fúngica e da determinação de zinco obtidos, o valor Q pôde ser calculado. Este valor, segundo Moreira (2007), representa a quantidade de metal removida por cada 1 grama de biomassa do microrganismo. A fórmula para seu cálculo se encontra abaixo:

$$Q = \frac{V \times (C_i - C_f)}{M}$$

Onde, Q é a quantidade de metal removida por 1 grama de biomassa fúngica (mg/g), V é o volume da amostra (L), C<sub>i</sub> é a concentração inicial do metal (mg/L), C<sub>f</sub> é a concentração final do metal (mg/L) e M é a massa do peso seco da biomassa fúngica utilizada (g).

### 3.6 Escolha da espécie fúngica – biomassa ativa

As três cepas fúngicas utilizadas, com cada um dos três açúcares como fonte de carbono e cada triplicata produzida teve seu valor Q calculado. A partir dos resultados obtidos, foi selecionado o fungo capaz de remover maior massa de zinco utilizando a menor massa de biomassa fúngica possível quando comparados entre eles. Além do mais, foi feita a comparação do resultado entre as duas cepas de *Aspergillus versicolor* (IOC 4271 e IOC 4266) para constatar se ambas tiveram resultados similares ou muito díspares.

### 3.7 Procedimentos com a biomassa inativa

Todos os procedimentos realizados com a biomassa ativa foram repetidos utilizando a biomassa inativa. Com exceção do item relativo ao preparo do meio mineral, concernente ao cultivo das linhagens fúngicas, que foi executado exatamente da mesma forma para ambos os tipos de biomassa, os outros se deram de maneira um pouco diferente. Os procedimentos descritos no item relativo à contagem dos conídios seguiram da mesma forma. Entretanto, sabendo quanto da suspensão deveria ser inoculada no efluente sintético, a suspensão foi antes colocada em autoclave pra que as células fúngicas fossem inativadas por calor e lá ela permaneceu por 30 minutos a 1,0 atm. Após a inativação, a suspensão foi inoculada. Com os conídios inativos, não havia a necessidade de os *erlenmeyers* inoculados ficarem uma semana no *shaker*, visto que esse é o tempo de crescimento dos fungos. Logo, eles permaneceram em rotação por apenas 1 hora, a 30° C, tempo suficiente para que ocorresse o contato entre a parede celular dos fungos e o metal presente no meio mineral, segundo o que fora proposto por Farias (2014).

Passada uma hora, eles foram igualmente filtrados e os procedimentos envolvendo o uso do papel filtro e a determinação do peso seco se deu exatamente da mesma forma que com a biomassa ativa. A determinação do zinco também ocorreu da mesma maneira, bem como o cálculo do valor Q e a escolha da biomassa.

A cepa que apresentou melhor desempenho com a biomassa inativa foi então selecionada. Logo, ela pôde ser comparada ao fungo que havia sido eleito como o melhor após os testes com biomassa ativa. Dessa forma, pôde ser feita a seleção não só do melhor agente de remoção, mas também da condição em que esse agente pode ser mais bem aproveitado.



## 4 RESULTADOS

### 4.1 Avaliação da biorremediação de zinco pelos *pellets*

A começar pelo peso seco da biomassa, ponto muito importante porque a partir dele pode ser calculado o valor Q, ele foi obtido após a filtragem das triplicatas. Essa média foi realizada para cada uma das cepas e para cada fonte de carbono empregada, tanto para o uso da biomassa ativa quanto para o uso da biomassa inativa. Na Tabela 1 estão apresentados os valores obtidos a partir das médias calculadas de cada uma das cepas e suas respectivas fontes de carbono utilizando-se a biomassa ativa. Já na Tabela 2 encontram-se os valores referentes ao uso da biomassa inativa.

Tabela 1 – Resultado do peso seco da biomassa ativa das três cepas utilizadas com o emprego das três fontes de carbono diferentes.

<b>Peso Seco – Biomassa Ativa</b>			
<b>Cepa</b>	<b>Galactose</b>	<b>Maltose</b>	<b>Xilose</b>
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4266	0,1963 g	0,1116 g	0,2314 g
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4271	0,2415 g	0,2018 g	0,1398 g
<i>Penicillium purpurogenum</i> IOC 3918	0,1368 g	0,1071 g	0,0862 g

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 2 – Resultado do peso seco da biomassa inativa das três cepas utilizadas com o emprego das três fontes de carbono diferentes.

<b>Peso Seco – Biomassa Inativa</b>			
<b>Cepa</b>	<b>Galactose</b>	<b>Maltose</b>	<b>Xilose</b>
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4266	0,0553 g	0,0407 g	0,0578 g
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4271	0,0878 g	0,0449 g	0,0427 g
<i>Penicillium purpurogenum</i> IOC 3918	0,0387 g	0,0348 g	0,0866 g

Fonte: Elaboração própria.

Em questão de observação, após o período de incubação dos conídios em efluente sintético, foi notado que, ao saírem do *shaker*, os fungos, já na forma de *pellets*, no caso do uso da biomassa ativa, apresentaram-se em pelotas de diferentes tamanhos, mesmo sendo os fungos pertencentes à mesma cepa. A diferença entre eles era a fonte de carbono utilizada. Conforme elas se diferenciavam, o crescimento também se dava de forma diferente, apontando a interferência do açúcar no desenvolvimento dos microrganismos.

#### 4.2 Avaliação de zinco, nas amostras biorremediadas e filtradas, por fotometria

As amostras já filtradas que haviam sido armazenadas em geladeira foram analisadas por fotometria. A concentração de zinco após o tratamento de biorremediação foi, então, determinada. Para entender o parâmetro usada para comparação, é válido salientar que a concentração inicial de zinco no efluente sintético era equivalente a 94,6 mg/L. A partir dos resultados obtidos através de fotometria, que se encontram na Tabela 3 para a biomassa ativa e na Tabela 4 para a biomassa inativa, foi possível saber o quanto de zinco havia sido removido da amostra, como consta nas Tabelas 5 e 6 para biomassa ativa e inativa, respectivamente. Dessa forma, foi calculada a porcentagem de remoção de cada cepa utilizada para melhor entendimento da eficiência dos fungos estudados. A Tabela 7 é a que aponta a porcentagem de remoção com o uso da biomassa ativa e a Tabela 8, com o uso da biomassa inativa.

Tabela 3 – Concentração de zinco final nas amostras de biomassa ativa das três cepas fúngicas e seus respectivos meios.

##### Zinco Presente nas Amostras Biorremediadas pelas Cepas Ativas

Cepa	Galactose	Maltose	Xilose
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4266	2,23 mg/L	2,42 mg/L	2,46 mg/L
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4271	1,97 mg/L	2,59 mg/L	2,08 mg/L
<i>Penicillium purpurogenum</i> IOC 3918	2,49 mg/L	1,13 mg/L	1,78 mg/L

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 4 – Concentração de zinco restante nas amostras de biomassa inativa das três cepas fúngicas e seus respectivos meios.

<b>Zinco Presente nas Amostras Biorremediadas pelas Cepas Inativas</b>			
<b>Cepa</b>	<b>Galactose</b>	<b>Maltose</b>	<b>Xilose</b>
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4266	2,33 mg/L	1,76 mg/L	1,54 mg/L
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4271	2,60 mg/L	2,51 mg/L	2,34 mg/L
<i>Penicillium purpurogenum</i> IOC 3918	2,61 mg/L	2,85 mg/L	1,54 mg/L

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 5 – Concentração de zinco em mg/L remediada das amostras de biomassa ativa das três cepas fúngicas em seus respectivos meios.

**Concentração de Zinco Remediada pelos Fungos Ativos (Valor Inicial do metal = 94,6 mg/L)**

<b>Cepa</b>	<b>Galactose</b>	<b>Maltose</b>	<b>Xilose</b>
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4266	92,37 mg/L	92,19 mg/L	92,14 mg/L
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4271	92,63 mg/L	92,01 mg/L	92,52 mg/L
<i>Penicillium purpurogenum</i> IOC 3918	92,11 mg/L	93,47 mg/L	92,82 mg/L

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 6 – Concentração de zinco em mg/L remediada das amostras de biomassa inativa das três cepas fúngicas em seus respectivos meios.

**Concentração de Zinco Remediada pelos Fungos Inativos (Valor Inicial do metal = 94,6 mg/L)**

<b>Cepa</b>	<b>Galactose</b>	<b>Maltose</b>	<b>Xilose</b>
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4266	92,27 mg/L	92,84 mg/L	93,06 mg/L
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4271	92,0 mg/L	92,09 mg/L	92,26 mg/L
<i>Penicillium purpurogenum</i> IOC 3918	91,99 mg/L	91,75 mg/L	93,06 mg/L

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 7 – Porcentagem de zinco que sofreu remediação empregando as amostras de biomassa ativa das três cepas fúngicas em cada um dos seus respectivos meios.

**Porcentagem de Zinco Remediada – Biomassa Ativa**

<b>Cepa</b>	<b>Galactose</b>	<b>Maltose</b>	<b>Xilose</b>
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4266	<b>97,6 %</b>	97,4 %	97,4 %
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4271	<b>97,9 %</b>	97,3 %	97,8 %
<i>Penicillium purpurogenum</i> IOC 3918	97,4 %	<b>98,8 %</b>	98,1 %

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 8 – Porcentagem de zinco que sofreu remediação empregando as amostras de biomassa inativa das três cepas fúngicas em cada um dos seus respectivos meios.

<b>Porcentagem de Zinco Remediada – Biomassa Inativa</b>			
<b>Cepa</b>	<b>Galactose</b>	<b>Maltose</b>	<b>Xilose</b>
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4266	97,5 %	98,1 %	<b>98,4 %</b>
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4271	97,2 %	97,3 %	<b>97,5 %</b>
<i>Penicillium purpurogenum</i> IOC 3918	97,2 %	97 %	<b>98,4 %</b>

Fonte: Elaboração própria.

As informações dadas até aqui são promissoras, mas ainda não definem as melhores cepas. Para isso, é necessário expor os resultados referentes ao cálculo do valor Q.

#### 4.3 Resultado do valor Q e escolha da cepa com maior potencial de remoção de zinco

Seguindo a fórmula para o cálculo do valor Q demonstrada, os resultados alcançados se encontram expostos a seguir nas Tabelas 9 e 10, cujas biomassas são referentes ao uso nas formas ativa e inativa, respectivamente.

Tabela 9 – Resultado do Valor Q para a utilização das cepas com a biomassa ativa.

<b>Valor Q – Biomassa Ativa</b>			
<b>Cepa</b>	<b>Galactose</b>	<b>Maltose</b>	<b>Xilose</b>
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4266	47,05 mg/g	<b>82,6 mg/g</b>	39,82 mg/g
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4271	38,36 mg/g	45,59 mg/g	<b>66,18 mg/g</b>
<i>Penicillium purpurogenum</i> IOC 3918	67,33 mg/g	87,27 mg/g	<b>107,68 mg/g</b>

Fonte: Elaboração própria.

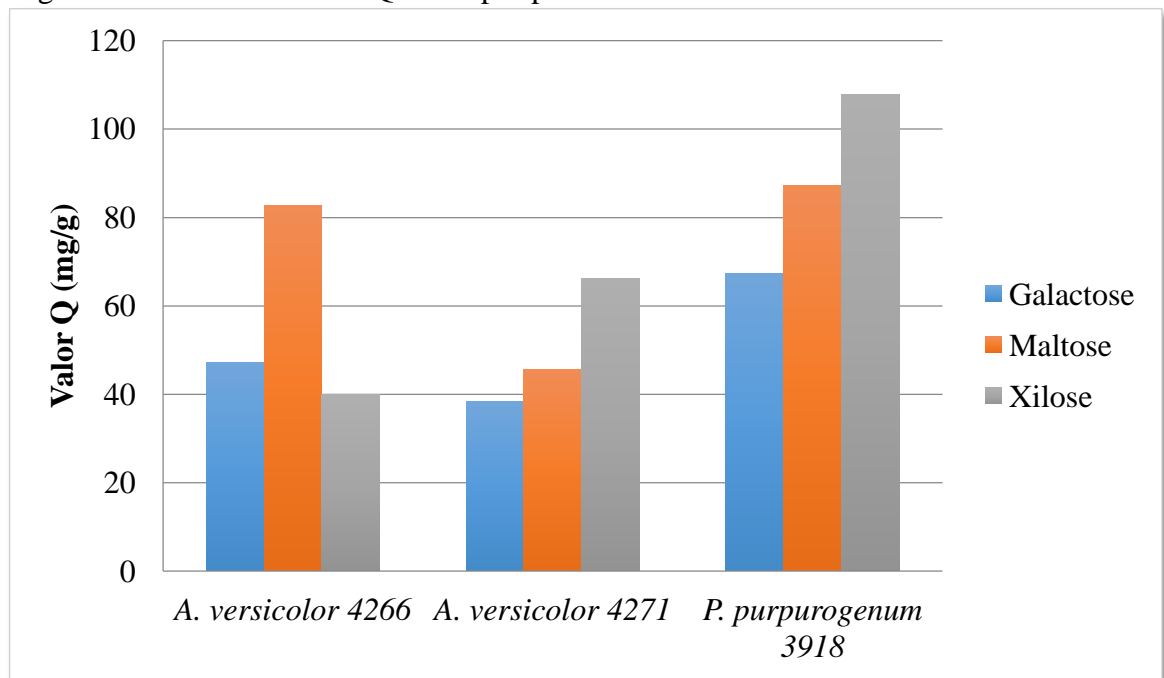
Tabela 10 – Resultado do Valor Q para a utilização das cepas com a biomassa inativa.

<b>Valor Q – Biomassa Inativa</b>			
<b>Cepa</b>	<b>Galactose</b>	<b>Maltose</b>	<b>Xilose</b>
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4266	166,85 mg/g	<b>228,11 mg/g</b>	159,15 mg/g
<i>Aspergillus versicolor</i> IOC 4271	104,78 mg/g	205,1 mg/g	<b>216,07 mg/g</b>
<i>Penicillium purpurogenum</i> IOC 3918	237,7 mg/g	<b>263,65 mg/g</b>	107,46 mg/g

Fonte: Elaboração própria.

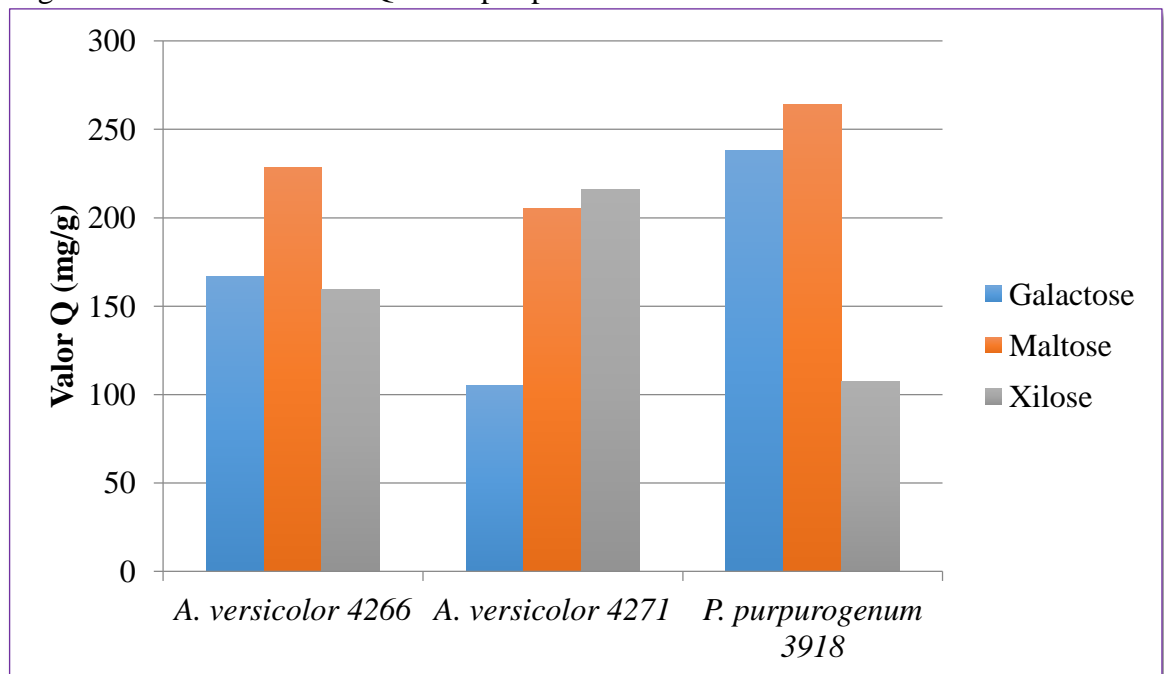
Logo abaixo, a título de comparação, encontram-se os gráficos que demonstram a diferença do valor Q tanto para biomassa ativa, quanto para biomassa inativa, nas Figuras 7 e 8, consecutivamente. E a Figura 9 compara a melhor cepa ativa com a melhor cepa inativa em função do melhor desempenho, bem como o estado em que se encontra a biomassa e a composição do meio.

Figura 7 – Gráfico do valor Q das cepas para a biomassa ativa.



Fonte: Elaboração própria.

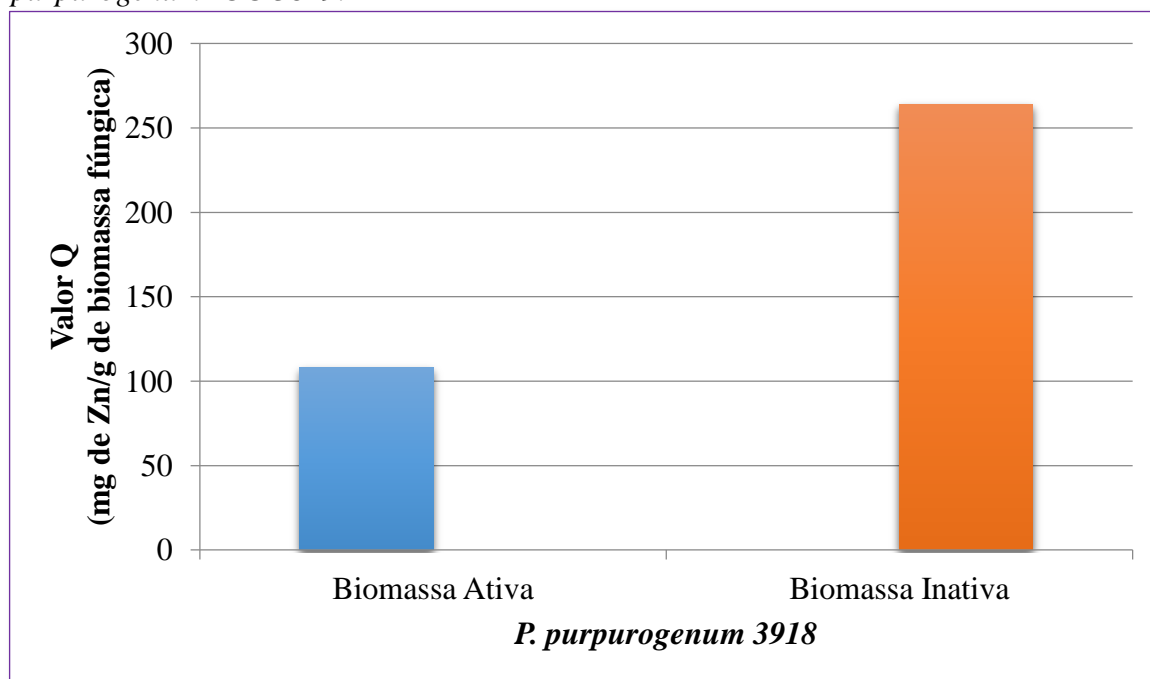
Figura 8 – Gráfico do valor Q das cepas para a biomassa inativa.



Fonte: Elaboração própria.



Figura 9 – Comparação do melhor valor Q das biomassas ativa e inativa de *P. purpurogenum* IOC 3819.



Fonte: Elaboração própria.

Analisando os resultados do cálculo do valor Q, e de acordo com todos os dados apresentados, é possível inferir que o *Penicillium purpurogenum* apresentou melhor desempenho para a remoção de zinco de efluente sintético, sendo que a maior eficiência dessa espécie, em termos de valor Q, que foi referente a 107,68 mg de Zn/g de biomassa fúngica. Foi observada a partir do emprego de xilose como fonte de carbono, com a utilização de sua biomassa ativa. Foi também essa mesma cepa, concernente à utilização de sua biomassa inativa, que apresentou o resultado mais promissor, 216,07 mg/g, contudo, empregando-se o açúcar maltose. Comparando ambos os resultados, o mais satisfatório em relação à remoção de zinco com o menor uso de biomassa veio a ser o *P. purpurogenum* com a biomassa inativa usando a maltose, visto que o valor Q apresentado foi de 263,65 contra 107,68 mg de Zn/g de biomassa fúngica para a biomassa ativa usando xilose.

## 5 DISCUSSÃO

Trabalhos anteriores comprovam que o excesso de zinco no meio ambiente pode ser manejado de forma eficiente através da biorremediação, seja através do metabolismo microbológico ou da adsorção por ligação desse metal com a parede celular do microrganismo. De qualquer forma, diversos estudos corroboram a eficácia dessa tecnologia para recuperação e proteção de corpos d'água e de solos contaminados, preferencialmente com baixos teores de zinco, mais especificamente quando sua concentração estiver abaixo de 100 mg/L, pois é sabido que tratamentos convencionais, como precipitação, troca iônica, adsorção, complexação e oxidação/redução, não são efetivos quando a contaminação conta com baixa concentração de qualquer que seja o metal (LEMOS *et al.*, 2008).

O *Aspergillus versicolor* já tinha sido empregado por Rocha (2017) e por Farias e Lemos (2008) para remoção de zinco. Quanto ao *Penicillium purpurogenum*, ele já tinha sido utilizado por Say, Yilmaz e Denizli (2003) e por Torres (2022) para remoção de mercúrio. Microrganismos pertencentes ao reino Fungi foram empregados na presente pesquisa por se ter conhecimento de que eles apresentam grande vantagem para o uso em biorremediação, visto que eles são biodegradadores naturais. Isto posto, era de se esperar que confirmassem sua habilidade biorremediadora. Por fim, as metodologias empregadas aqui foram retiradas de trabalhos como o de Farias e Lemos (2008), Lemos *et al.* (2008) e Farias (2014).

Ao longo de várias pesquisas, independentes umas das outras, o uso da biomassa inativa vem sendo apontado como a forma mais promissora de se trabalhar com células de fungos filamentosos, visto que se apresenta como sendo mais vantajosa em termos prático e de viabilidade econômica, para Andreazza *et al.* (2013). Além do mais, até o presente momento, acredita-se que ela não fornece riscos de contaminação biológica ao meio no qual se realiza a biorremediação. Dessa forma, torna-se mais fácil a realização da biorremediação *in situ*, caso seja essa a melhor escolha, o que irá depender de cada situação. Além do mais, nessa condição, a biomassa permite a realização de experimentos para a investigação da possibilidade de se dessorver o metal da parede celular fúngica. No caso de haver essa possibilidade, segundo Murano *et al.* (2015), torna-se viável o reaproveitamento da célula microbiana, que poderá realizar mais alguns ciclos de adsorção do metal, sem haver a necessidade de cultivá-las novamente após cada ciclo, além da possibilidade de reaproveitar o metal adsorvido. A reutilização do zinco é um ponto benéfico tanto para o meio ambiente quanto para a saúde da população, ademais, o metal poderia ser empregado mais de uma vez em processos produtivos.

Quanto aos resultados alcançados com os experimentos dessa pesquisa, o *Aspergillus versicolor*, apesar de ter tido resultado menor que o do *Penicillium purpurogenum*, apresentou, comparativamente, pouca diferença em termos de biomassa inativa, sendo de 87% para *A. versicolor* IOC 4266 e 82% para *A. versicolor* IOC 4271, em comparação ao *P. purpurogenum*. A discrepância entre os resultados das três cepas está atrelada ao emprego das diferentes fontes de carbono utilizadas, como pode ser observado no gráfico da Figura 8. O mesmo pode-se inferir à respeito do gráfico da Figura 7, que mostra o resultado das biomassas ativas dos fungos empregados. O emprego das cepas resultou das biomassas ativas dos fungos empregados. O emprego das cepas resultou em 77% para *A. versicolor* IOC 4266 e 61% para *A. versicolor* IOC 4271, quando comparadas ao desempenho de *P. purpurogenum*. No entanto, no que tange à observação do gráfico da Figura 9, que representa as biomassas ativa e inativa do próprio *P. purpurogenum*, resultou ser 2,54 vezes superior para a biomassa inativa em relação à biomassa ativa. Então, pode-se depreender que a biomassa inativa foi confirmada como sendo a melhor forma de uso para qualquer uma das cepas fúngicas empregadas. Analisando os resultados obtidos, ambas as espécies, bem como ambas as cepas de *A. versicolor* mostram-se muito eficazes para fazer a biossorção de zinco. Com desempenhos bastante notórios. Desta forma, poderiam as três cepas ser testadas em efluentes reais utilizando amostras de diversos pontos estratégicos dentro da baía de Sepetiba ou de qualquer outra amostra contaminada com Zn. O valor Q mostrou-se maior quando realizado o uso da biomassa inativa, o que se acredita ser uma consequência da adsorção do Zn através das paredes celulares, pois provavelmente essa prática ocorre em escala bem maior do que a tentativa de metabolização do metal por qualquer uma das estirpes.

Levando em consideração resultados já expostos no Quadro 1, que se encontra no tópico relativo à biorremediação, presente na revisão bibliográfica, o valor Q das cepas utilizadas na presente pesquisa é bem mais elevado que o de outros materiais biológicos testados na literatura, como, por exemplo a lignina, estudada por Srivastava, Singh e Sharma (1994), que apresenta um valor Q equivalente a 73,2 mg/g, e a macroalga marinha verde seca, objeto de estudo de Ajjabi e Chouba (2009), com valor Q de 128,8 mg/g. Ficando atrás apenas dos resíduos de mandioca estudados por Horsfall e Abia (2003), que apresentaram valor Q de 559,74 mg/g. Porém, esses resíduos foram previamente tratados com ácido tioglicólico e ácido nítrico. Os fungos filamentosos da presente pesquisa não foram submetidos a qualquer tipo de tratamento.

## CONCLUSÃO

Com os experimentos realizados, foi possível avaliar qual dos fungos desempenhou a função de melhor agente de remoção de zinco, utilizando efluentes sintéticos. Após tais procedimentos, o resultado apontou que o fungo da espécie *Penicillium purupurogenum* foi o mais eficiente para a função determinada, concluindo assim o objetivo geral da pesquisa que era a comparação entre o seu desempenho com o de duas diferentes cepas do *Aspergillus versicolor*.

Além disso, foram testadas todas as estirpes empregando-se diferentes fontes de carbono. Essas fontes foram os açúcares: maltose, galactose e xilose. Cada um foi testado separadamente. A comparação de desempenho entre os açúcares empregados não pôde ser conclusiva, pois, com a biomassa ativa, a xilose influenciou positivamente nos resultados do *P. purupurogenum* IOC 3918 e do *A. versicolor* IOC 4271, em termos de valor Q. Já o *A. versicolor* IOC 4266 sofreu influência positiva da maltose. Em se tratando da biomassa inativa, a xilose apresentou melhor desempenho apenas com o *A. versicolor* IOC 4271 e a maltose foi a que interferiu de maneira benéfica nos resultados do *A. versicolor* IOC 4266 e do *P. purupurogenum* IOC 3918. A eficácia também foi testada para o uso da biomassa ativa e da biomassa inativa. Logo, após os experimentos, foram obtidos como resultado os seguintes fatos: a biomassa inativa mostrou-se mais eficiente, em termos de remoção, além de ser necessária uma quantidade menor de massa em gramas para a remediação do zinco, visto que, dessa forma, ela se dá através de adsorção pela parede celular. Portanto, o resultado alcançado com biomassa inativa por *P. purupurogenum* IOC 3918, (valor Q) foi equivalente a 263,65 mg de Zn/g de usando maltose, contra 216,07 mg de Zn/g de biomassa do *A. versicolor* IOC 4271, usando xilose como fonte de carbono e o valor de 228,11 mg de Zn/g de biomassa do *A. versicolor* IOC 4266, usando também maltose. O resultado supracitado indicou o *P. purupurogenum* como o fungo de melhor desempenho, no que se refere ao valor Q, em comparação ao outro gênero estudado empregando biomassa inativa.

## PROPOSTAS FUTURAS

É de suma importância analisar os resultados obtidos quanto à porcentagem de zinco removida por cada cepa. Comparativamente, em termos de biomassa ativa, a cepa de *A. versicolor* IOC 4266 removeu uma média de 97,6% enquanto a cepa de *A. versicolor* IOC 4271 removeu em média 97,9%, ambas utilizando a galactose como fonte de carbono. Já o *P. purupurogenum* removeu uma média de 98,8% de zinco das amostras, fazendo uso da maltose como fonte de carbono. No que se refere à biomassa inativa, em termos de porcentagem, as três cepas desempenharam melhores resultados na presença de xilose, que não foi usada como fonte de carbono, visto que não há atividade metabólica quando se utiliza a biomassa inativa. Embora ainda não seja sabido o motivo, pois não foi possível realizar uma análise da parede celular e fazer o acompanhamento da atividade de biossorção sob as lentes de um microscópio de varredura, as cepas de *A. versicolor* IOC 4266 e *P. purupurogenum* IOC 3918 apresentaram, ambas, 98,4% de remoção de zinco, enquanto o *A. versicolor* IOC 4271 removeu 97,5 % do zinco. Logo, é importante que sejam realizadas, no futuro, observações quanto à interferência dos açúcares no desempenho da biomassa inativa das espécies abordadas.

Por outro lado, o maior desafio tem sido o de realizar a dessorção do metal para viabilizar a sua reutilização, incluindo o reuso da biomassa fúngica. Essas reutilizações são necessárias para uma maior redução dos custos desse processo. Tendo custos baixos e resultados favoráveis, torna-se mais fácil conseguir a aderência de empresas para o uso dessa técnica, além do investimento do próprio governo, o que irá possibilitar a promoção da qualidade de vida, bem como a limpeza dos ambientes, não só no nível macro, mas também micro. Esse último ponto ainda traz como vantagem uma possível prevenção quanto a futuros gastos com saúde pública ou até com outras consequências que poderão demandar tratamentos mais caros, mas das quais ainda não se obtém conhecimento sobre. Consequências essas que poderão ter grandes chances de serem advindas desse impacto no meio ambiente, que só apresenta sinais graves à saúde após longo prazo.

Portanto, ficam como sugestões para experimentos futuros:

- a) Avaliação da dessorção do zinco;
- b) Avaliação quanto à possibilidade de reuso da biomassa fúngica;
- c) Avaliação da influência dos açúcares na utilização da biomassa fúngica inativa;

- d) Comparação entre métodos usuais e o método de biorremediação para que se tenham resultados mais concretos e atuais;
- e) Avaliação da capacidade de carga da biomassa;
- f) Avaliação de isotermas de adsorção;
- g) Cálculo de gastos para atrair empresas adeptas ao uso da técnica de biorremediação utilizando biomassa fúngica inativada.

## REFERÊNCIAS

- AGUILLAR, Carolina Neri; *et al.* Avaliação do teor de metais pesados na água de Rio Paranaíba–MG. *Brazilian Journal of Development*, Curitiba, PR, v. 6, n. 9, p. 64871-64880, setembro, 2020. Disponível em: <<https://www.brazilianjournals.com/ojs/index.php/BRJD/article/view/16100/13175>>. Acesso em: 12 jan. 2022.
- AJJABI, L. C.; CHOUBA, L. Biosorption of Cu<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup> from aqueous solutions by dried marine green macroalga *Chaetomorpha linum*. *Journal of environmental management*, v. 90, n. 11, p. 3485-3489, August 2009. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030147970900200X>>. Acesso em: 02 nov. 2021.
- AKAR, T; TUNALI, S. Biosorption characteristics of *Aspergillus flavus* biomass for removal of Pb (II) and Cu (II) ions from an aqueous solution. *Bioresource Technology*, v. 97, n. 15, p. 1780-1787, October 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852405004414>>. Acesso em: 15 jan. 2022.
- ALEXANDRE, Juliana R.; *et al.* Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. *Natureza on line*, v. 10, n. 1, p. 23-28, jan./mar. 2012. Disponível em: <<https://www.bibliotecaagptea.org.br/agricultura/defesa/artigos/ZINCO%20E%20FERRO%20-%20DE%20MICRONUTRIENTES%20A%20CONTAMINANTES%20DO%20SOLO.pdf>>. Acesso em: 27 jan. 2022.
- ALVES, Julia Araujo. *Contaminantes emergentes e pesticidas em água superficial e genotoxicidade em tilápias (Oreochromis niloticus), na Lagoa de Jacarepaguá-RJ*. 2021. 85 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública e Meio Ambiente) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2021. Disponível em: <[https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/handle/icict/49215/julia\\_araujo\\_alves\\_ensp\\_mest\\_2021.pdf?sequence=2&isAllowed=y](https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/handle/icict/49215/julia_araujo_alves_ensp_mest_2021.pdf?sequence=2&isAllowed=y)>. Acesso em: 12 mai. 2022.
- ALVES-NETO, José Lucas; *et al.* Transposição de Cádmiio e Zinco da Baía de Sepetiba, e sua Deposição em Sedimentos do Estuário do Rio Cabuçu-Piraquê (Rio de Janeiro, Brasil). *Revista Virtual de Química*, v. 6, n. 5, p. 1295-1315, novembro 2014. Disponível em: <<https://rvq-sub.sbq.org.br/index.php/rvq/article/view/704/502>>. Acesso em: 24 abr. 2022.
- ANDRADE, E. C. B. D.; ALVES, S. P.; TAKASE I. Avaliação do uso de ervas medicinais como suplemento nutricional de ferro, cobre e zinco. *Food Science and Technology*, Campinas, SP, v. 25, n. 3, p. 591-596, setembro 2005. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/cta/a/hxhbmwkQyFTBmRKZ7VhkYZc/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 05 jun. 2022.
- ANDREAZZA, Robson; *et al.* Biorremediação de áreas contaminadas com cobre. *Revista de ciências agrárias*, v. 36, n. 2, p. 127-136, janeiro 2013. Disponível em: <<https://revistas.rcaap.pt/rca/article/view/16290/13248>>. Acesso em: 15 jan. 2022.



ASSRESS, H. A. *et al.* Diversity, co-occurrence and implications of fungal communities in wastewater treatment plants. *Scientific Reports*, v. 9, n. 1, p. 1-15, October 2019. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41598-019-50624-z>>. Acesso em: 08 fev. 2022.

BARDOS, R. P.; MORGAN P.; SWANNELL R. P. J. Application of in situ Remediation. *Land Contamination & Reclamation*, v. 8, n. 4, p. 4, January 2000. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Philip-Morgan-6/publication/288170750\\_Application\\_of\\_in\\_situ\\_remediation\\_technologies\\_-\\_1\\_Contextual\\_framework/links/5717484708ae2679a8c5e0ed/Application-of-in-situ-remediation-technologies-1-Contextual-framework.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Philip-Morgan-6/publication/288170750_Application_of_in_situ_remediation_technologies_-_1_Contextual_framework/links/5717484708ae2679a8c5e0ed/Application-of-in-situ-remediation-technologies-1-Contextual-framework.pdf)>. Acesso em: 10 fev. 2022.

BARRECH, D.; Ali I.; Tareen M. A Review on Mycoremediation—the fungal bioremediation. *Pure and Applied Biology (PAB)*, v. 7, n. 1, p. 343-348, March 2018. Disponível em: <<https://mail.thepab.org/index.php/journal/article/view/402/257>>. Acesso em: 08 fev. 2022.

BARROSO, Cinthya Babá. Produção de pellets livres e imobilizados e mecanismo de solubilização de fosfatos inorgânicos por *Aspergillus niger*. 2006. 94 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2006. Disponível em: <[https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/103916/barroso\\_cb\\_dr\\_jabo.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/103916/barroso_cb_dr_jabo.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>. Acesso em: 10 mai. 2022.

BISHNOI, N. R.; GARIMA, N. Fungus-an alternative for bioremediation of heavy metal containing wastewater: a review. *Journal of Scientific & Industrial Research*, v. 64, n. 2, p. 93-100, February 2005. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/267548113\\_Fungus\\_An\\_alternative\\_for\\_bioremediation\\_of\\_heavy\\_metal\\_containing\\_wastewater\\_A\\_review](https://www.researchgate.net/publication/267548113_Fungus_An_alternative_for_bioremediation_of_heavy_metal_containing_wastewater_A_review)>. Acesso em: 12 mai. 2022.

BORGES-WALMSLEY, M. I.; McKEEGAN, K. S; WALMSLEY A. R. Structure and function of efflux pumps that confer resistance to drugs. *Biochemical Journal*, v. 376, n. 2, p. 313-338, December 2003. Disponível em: <<https://portlandpress.com/biochemj/article-abstract/376/2/313/40851/Structure-and-function-of-efflux-pumps-that-confer>>. Acesso em: 28 abr. 2022.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Diário Oficial da União*, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63. Disponível em: <[https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res\\_conama\\_357\\_2005\\_classificacao\\_corpos\\_agua\\_rtfcd\\_a\\_altrd\\_res\\_393\\_2007\\_397\\_2008\\_410\\_2009\\_430\\_2011.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf)>. Acesso em: 14 out. 2021.

\_\_\_\_\_. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Diário Oficial da União*, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 maio 2005. Seção 1, p. 89. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=114770>>. Acesso em: 14 out. 2021.

\_\_\_\_\_. Resolução RDC nº 269, de 22 de setembro de 2005. Aprova o Regulamento Técnico sobre a Ingestão Diária Recomendada (IDR) de proteína, vitaminas e minerais. *Diário Oficial da União*, Poder Executivo, Brasília, DF, 23 set. 2005. Seção 1, p. 47. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inspecao/produtos-vegetal/legislacao-1/biblioteca-de-normas-vinhos-e-bebidas/resolucao-rdc-no-269-de-22-de-setembro-de-2005.pdf/view>>. Acesso em: 04 dez. 2021.

CAMARGO, Otávio Antonio de. *Uma visão política sobre contaminação de solos com metais pesados*. [S.l.: s.n.], 2007. Disponível em: <[http://www.infobibos.com/Artigos/2007\\_3/contaminacao/index.htm](http://www.infobibos.com/Artigos/2007_3/contaminacao/index.htm)>. Acesso em: 27 jun. 2022.

CAÑIZARES-VILLANUEVA, Rosa Olivia. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, Mexico, v. 42, n. 3, p. 131-143, Jul./Dic. 2000. Disponível em: <<https://www.medigraphic.com/pdfs/lamico/mi-2000/mi003f.pdf>>. Acesso em: 20 jun. 2022.

CARTAXO, Amanda da Silva Barbosa; *et al.* Contaminantes emergentes presentes em águas destinadas ao consumo humano: ocorrência, implicações e tecnologias de tratamento. *Brazilian Journal of Development*, Curitiba, PR, v. 6, n. 8, p. 61814-61827, agosto 2020. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/344559820\\_CONTAMINANTES\\_EMERGENTES\\_PRESENTES\\_EM\\_AGUAS\\_DESTINADAS\\_AO\\_CONSUMO\\_HUMANO\\_OCORRENCIA\\_IMPLICACOES\\_E\\_TECNOLOGIAS\\_DE\\_TRATAMENTO](https://www.researchgate.net/publication/344559820_CONTAMINANTES_EMERGENTES_PRESENTES_EM_AGUAS_DESTINADAS_AO_CONSUMO_HUMANO_OCORRENCIA_IMPLICACOES_E_TECNOLOGIAS_DE_TRATAMENTO)>. Acesso em: 14 jun. 2022.

CETESB – ACOMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (SP). *Ficha de Informação Toxicológica - Zinco*. 2012. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2021/05/Zinco.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2022.

CHATTERJEE, A.; ABRAHAM, J. Desorption of heavy metals from metal loaded sorbents and e-wastes: A review. *Biotechnology letters*, v. 41, n. 3, p. 319-333, January 2019. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10529-019-02650-0>>. Acesso em: 14 jun. 2022.

CHIOQUETTA, Mariana. *Síntese, caracterização e estudo cinético da aquação do complexo nitrato de tetra(amin) carbonatocobalto (III) hidratado [Co(CO<sub>3</sub>)(NH<sub>3</sub>)<sub>4</sub>]NO<sub>3</sub>. H<sub>2</sub>O*. 2016. 35 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Química) – Departamento de Química, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016. Disponível em: <[https://riut.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/15346/4/PB\\_DAQUI\\_2016\\_1\\_8.pdf](https://riut.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/15346/4/PB_DAQUI_2016_1_8.pdf)>. Acesso em: 02 jul. 2022.

CHUKWUMA, M. C.; *et al.* Zinc availability in relation to selected soil properties in a crude oil polluted eutric tropofluent. *International Journal of Environmental Science & Technology*, v. 7, n. 2, p. 261-270, March 2010. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/BF03326136>>. Acesso em: 10 mai. 2022.

COLE, P. M.; SOLE, K. C. Zinc solvent extraction in the process industries. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review*, v. 24, n. 2, p. 91-137, October 2003. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/08827500306897>>. Acesso em: 18 jun. 2022.

COSTA, Lilian Calazans. *Aplicação do sistema de projeção de poluição industrial (Modelo IPPS): Estudo de caso – Bacia hidrográfica da Baía de Sepetiba*. 2010. 97 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública e Meio Ambiente) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <[https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/handle/icict/2358/ve\\_Lilian\\_Costa\\_ENSP\\_2010.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/handle/icict/2358/ve_Lilian_Costa_ENSP_2010.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>. Acesso em: 27 abr. 2022.

DALL'OGGIO, Camila; HOEHNE, Lucélia. Compostos de coordenação e a química inorgânica. *Revista Destaques Acadêmicos*, v. 5, n. 4, p. 79-83, 2013. Disponível em: <<http://univates.br/revistas/index.php/destaques/article/view/326>>. Acesso em: 12 fev. 2022.

DIAS, Guilherme; *et al.* Biorremediation de efluentes por meio da aplicação de microalgas – uma revisão. *Química Nova*, São Paulo, SP, v. 42, n. 8, p. 891-899, August 2019. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/qn/a/8xTnLkqqgyrkCmGgCdBK3Wb/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 12 mai. 2022.

DIAS-JÚNIOR, H. E.; *et al.* Heavy metals, microbial density and activity in a soil contaminated by wastes from a zinc industry. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 22, n. 2, p. 631-640, December 1998. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/XvJgFrwQSR7SWPdPZCjdt9D/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 28 jan. 2022.

DIXIT, R.; *et al.* Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: an overview of principles and criteria of fundamental processes. *Sustainability*, India, v. 7, n. 2, p. 2189-2212, February 2015. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/7/2/2189/htm>>. Acesso em: 15 mar. 2022.

FARIAS, Yaci Maria Marcondes. *Biossorção De Metais Pesados Pelo Fungo Penicillium corylophilum*. 2014. 96 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <<http://epqb.eq.ufrj.br/download/biossorcao-de-metais-pesados-pelo-fungo-penicillium-corylophilum.pdf>>. Acesso em: 10 mai. 2022.

FARIAS, Yaci Pira-Tatá Maria Marcondes; LEMOS Judith Liliana Solórzano. Aplicação de microorganismos na remediação de áreas contaminadas por metais pesados. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA – CETEM, 16., 2008, Rio de Janeiro: s.n., 2008. P. 250-256. Disponível em: <<http://mineralis.cetem.gov.br/bitstream/cetem/634/1/Yaci%20Pira-Tata%20Maria%20Marcondes%20Farias.pdf>>. Acesso em: 10 mai. 2022.

FELLNER, J.; *et al.* Evaluation of resource recovery from waste incineration residues—The case of zinc. *Waste Management*, v. 37, n. 1, p. 95-103, March 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X14004942>>. Acesso em: 11 abr. 2022.

FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A. P.; CUNHA, C. D. L. N. D. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, Lisboa, Portugal, v. 10, n. 2, p. 229-241, junho 2010. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/3883/388340129005.pdf>>. Acesso em: 19 nov. 2021.

FERREIRA, E. C.; SILVA F. C.; SILVA P. K. A. *Avaliação dos métodos de remediação de solos contaminados por chorume*. 2019. 88 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Química) – Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 2019.

Disponível em:

<[https://app.uff.br/riuff/bitstream/handle/1/12556/TCC\\_Emanuelle\\_Fernanda\\_Priscila.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://app.uff.br/riuff/bitstream/handle/1/12556/TCC_Emanuelle_Fernanda_Priscila.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>. Acesso em: 02 jun. 2022.

FERREIRA, R. M.; LOFRANO F. C.; MORITA D. M. Remediation de areas contaminadas: uma avaliação crítica da legislação brasileira. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, Rio de Janeiro, RJ, v. 25, n. 1, p. 115-125, jan./fev. 2020. Disponível em:

<<https://www.scielo.br/j/esa/a/mZy75zwhVPNqDTKr3vcbFdg/?format=pdf&lang=pt>>.

Acesso em: 10 mar. 2022.

FÖRSTNER, U. Lake sediments as indicators of heavy-metal pollution. *Naturwissenschaften*, v. 63, n. 10, p. 465-470, 1976. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Ulrich-Foerstner/publication/255683017\\_Lake\\_sediments\\_as\\_indicators\\_of\\_heavy-metal\\_pollution/links/00b7d52026e6218089000000/Lake-sediments-as-indicators-of-heavy-metal-pollution.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Ulrich-Foerstner/publication/255683017_Lake_sediments_as_indicators_of_heavy-metal_pollution/links/00b7d52026e6218089000000/Lake-sediments-as-indicators-of-heavy-metal-pollution.pdf)>. Acesso em: 14 mar. 2022.

GAMMOH, N. Z.; RINK, L. Zinc and the immune system. *Nutrition and Immunity*, [s.n.], p. 127-158, July 2019. Disponível em: <[https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-16073-9\\_8](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-16073-9_8)> Acesso em: 18 jun. 2022.

GIANSANTE, Ruth Helena. *Potencial de Rizobactérias para a Remoção de Cádmio em Solução*. 2017. 47 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2017. Disponível em:

<[https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/153351/giansante\\_rh\\_me\\_jabo.pdf?sequence=3&isAllowed=y](https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/153351/giansante_rh_me_jabo.pdf?sequence=3&isAllowed=y)> Acesso em: 03 jun. 2022.

HAFEEZ, B.; KHANIF M.; SALEEM M. Role of zinc in plant nutrition-a review. *American journal of experimental Agriculture*, v. 3, n. 2, p. 374, March 2013. Disponível em:

<[https://www.researchgate.net/publication/265932091\\_Role\\_of\\_Zinc\\_in\\_Plant\\_Nutrition-\\_A\\_Review\\_American\\_journal\\_of\\_Experimental\\_Agriculture\\_501\\_374-391#:~:text=Zinc%20deficiencies%20can%20affect%20plant,inferior%20quality%20of%20harvested%20products.](https://www.researchgate.net/publication/265932091_Role_of_Zinc_in_Plant_Nutrition-_A_Review_American_journal_of_Experimental_Agriculture_501_374-391#:~:text=Zinc%20deficiencies%20can%20affect%20plant,inferior%20quality%20of%20harvested%20products.)> Acesso em: 07 mai. 2022.

HANNA INSTRUMENTS. Manual de instruções HI83399, Barueri, SP, [20--]. Disponível em: <[http://www.hanna.pt/fichs/ficheiros/doc\\_1\\_20210121173036.pdf](http://www.hanna.pt/fichs/ficheiros/doc_1_20210121173036.pdf)> Acesso em: 07 mar. 2022.

HORSFALL JR, M.; ABIA, A. A. Sorption of cadmium (II) and zinc (II) ions from aqueous solutions by cassava waste biomass (*Manihot sculenta* Cranz). *Water research*, v. 37, n. 20, p. 4913-4923, December 2003. --]. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135403004792>> Acesso em: 05 jul. 2022.

HUANG, F.; *et al.* Bioaccumulation characterization of cadmium by growing *Bacillus cereus* RC-1 and its mechanism. *Chemosphere*, v. 109, n.1, p. 134-142, August 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653514001325>> Acesso em: 05 jul. 2022.

HUANG, J.; WANG, J.; JIA, L. Removal of zinc (II) from livestock and poultry sewage by a zinc (II) resistant bacteria. *Scientific Reports*, v. 10, n. 1, p. 1-13, December 2020. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41598-020-78138-z>> Acesso em: 25 jun. 2022.

IN SILICO. *Simulation of molecular biology experiments*. Presents informations about Neubauer improved cell counting chamber. Disponível em:

<[http://insilico.ehu.eus/counting\\_chamber/neubauer\\_improved.php](http://insilico.ehu.eus/counting_chamber/neubauer_improved.php)> Acesso em: 04 abr. 2021.

JANYASUTHWIONG, S.; RENE, E. Bioprecipitation—A Promising Technique for Heavy Metal Removal and Recovery from Contaminated Wastewater Streams. *MOJCE*, v. 2, n. 6, p. 191-193, June 2017. Disponível em: <<https://medcraveonline.com/MOJCE/MOJCE-02-00052.pdf>> Acesso em: 17 fev. 2022.

KENSA, V. M. Bioremediation-an overview. *I Control Pollution*, v. 27, n. 2, p. 161-168, 2011. Disponível em: <<https://www.icontrolpollution.com/articles/bioremediation--an-overview-.php?aid=37408>> Acesso em: 08 jan. 2022.

KIELING, Amanda Gonçalves. *Influência da segregação no desempenho de cinzas de casca de arroz como pozolanas e material adsorvente*. 2009. 131 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2009. Disponível em:

<<http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/4445/02c.pdf?sequence=1&isAllowed=y>> Acesso em: 10 dez. 2021.

KONG, L. L.; LIU, W. T.; ZHOU, Q. X. Biochar: an effective amendment for remediating contaminated soil. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 228, n. 1, p. 83-99, 2014. Disponível em: <[https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-01619-1\\_4](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-01619-1_4)> Acesso em: 16 jan. 2022.

KOURY, Josely Correa; DONANGELO, Carmen Marino. Zinc, oxidative stress and physical activity. *Revista de Nutrição*, Campinas, SP, v. 16, n. 4, p. 433-441, out./dez. 2003.

Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Josely-Koury/publication/264943492\\_revista\\_de\\_nutricao\\_2003/links/53f741270cf2888a74978bf7/r](https://www.researchgate.net/profile/Josely-Koury/publication/264943492_revista_de_nutricao_2003/links/53f741270cf2888a74978bf7/r)>

<[https://www.researchgate.net/profile/Josely-Koury/publication/264943492\\_revista\\_de\\_nutricao\\_2003/links/53f741270cf2888a74978bf7/r](https://www.researchgate.net/profile/Josely-Koury/publication/264943492_revista_de_nutricao_2003/links/53f741270cf2888a74978bf7/r)> Acesso em: 10 abr. 2021.

KRAMER, Rafael Duarte. *Avaliação do desempenho ambiental de uma ETE considerando a presença dos contaminantes emergentes*. 2016. 204 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016. Disponível em:

<<https://www.acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/46424/R%20-%20T%20-%20RAFAEL%20DUARTE%20KRAMER.pdf?sequence=1&isAllowed=y>> Acesso em: 12 out. 2021.

LAB TESTS GUIDE. *Platelet count test procedure*. 2020. Disponível em:

<<https://www.labtestsguide.com/platelet-count-test-procedure>>. Acesso em: 10 abr. 2021.

LASPIDOU, C. S.; RITTMANN, B. E. Modeling biofilm complexity by including active and inert biomass and extracellular polymeric substances. *Biofilms*, v. 1, n. 4, p. 285-291, February 2004. Disponível em:

<<https://www.cambridge.org/core/journals/biofilms/article/abs/modeling-biofilm-complexity-by-including-active-and-inert-biomass-and-extracellular-polymeric-substances/9D8EFB750C37EA851E275E3BA9879610>>. Acesso em: 30 nov. 2021.

LEITÃO, A. L. Potential of Penicillium species in the bioremediation field. *International journal of environmental research and public health*, Caparica, Portugal, v. 6, n. 4, p. 1393-1417, April 2009. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1660-4601/6/4/1393/htm>>. Acesso em: 13 jan. 2022.

LE MOS, Judith Liliana Solórzano; *et al.* Revisão acerca da utilização de microrganismos na biorremediação de rejeitos industriais contando metais pesados. In: CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL – CETEM, 43, 2008, Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008. 65 p. Disponível em: <<http://mineralis.cetem.gov.br/bitstream/cetem/326/1/sta-43.pdf>>. Acesso em: 22 mar. 2021.

LEOPOLDO, Paulo de Tarso Gonçalves. Centro de Educação Superior à Distância da Universidade Federal de Sergipe. *Bioquímica*. 2009. Disponível em:

<[https://cesad.ufs.br/ORBI/public/uploadCatalogo/11284016022012bioquimica\\_aula\\_11.pdf](https://cesad.ufs.br/ORBI/public/uploadCatalogo/11284016022012bioquimica_aula_11.pdf)>. Acesso em: 27 jan. 2022.

LI, X.; *et al.* Adsorption characteristics of Copper ( II ), Zinc ( II ) and Mercury ( II ) by four kinds of immobilized fungi residues. *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 147, n. 1, p. 357-366, January 2018. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0147651317305547>>. Acesso em: 24 mai. 2022.

LOPES, Carla Vanessa Alves; ALBUQUERQUE, Guilherme Souza Cavalcanti de.

Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. *Saúde em debate*, Rio de Janeiro, RJ, v. 42, n. 117, p. 518-534, April 2018. Disponível em:

<<https://www.scielo.br/j/sdeb/a/bGBYZvVVKMrV4yzzqfwwKtP/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 17 jun. 2022.

LOUKIDOU, M. X.; *et al.* Equilibrium and kinetic modeling of chromium (VI) biosorption by *Aeromonas caviae*. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Tessalônica, v. 242, n. 1-3, p. 93-104, August 2004. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0927775704002948>>. Acesso em: 19 nov. 2021.

MARREIRO, Dilina do Nascimento; *et al.* Participação do zinco na resistência à insulina. *Arquivos Brasileiros de Endocrinologia & Metabologia*, São Paulo, SP, v. 48, n. 2, p. 234-239, April 2004. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/abem/a/FB4G6Q57KNWV83smbPy5Y4c/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 03 mar. 2022.

MARTINS, Ana Paula Lang; *et al.* Capacidade da *Typha dominguensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí-Paraná. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB, v. 11, n. 3, p. 324-330, junho 2007. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/wrLGNjDBrBgkmmhyfPHxGDM/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 30 jan. 2022.

MARTINS, Bruna Eduarda Bueno; *et al.* Remoção de metais da água utilizando cascas de bananas frescas. *Brazilian Journal of Development*, Curitiba, PR, v. 7, n. 4, p. 36806-36817, abril 2021. Disponível em: <<https://www.brazilianjournals.com/ojs/index.php/BRJD/article/view/27957/22124>>. Acesso em: 02 fev. 2022.

MARTINS, R. J. E; PARDO, R.; BOAVENTURA, R. A. R. Cadmium (II) and zinc (II) adsorption by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*: effect of temperature, pH and water hardness. *Water Research*, v. 38, n. 3, p. 693-699, February 2004. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135403005803>>. Acesso em: 20 out. 2021.

MEDICOINFO. Total thrombocyte count by haemocytometer. PRADHAN J.; PRADHAN T. B. Disponível em: <<https://medicoinfo.org/total-thrombocyte-count-by-haemocytometer/>>. Acesso em: 08 mai. 2021.

MEGHARAJ, M.; *et al.* Bioremediation approaches for organic pollutants: a critical perspective. *Environment international*, v. 37, n. 8, p. 1362-1375, November 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412011001681>>. Acesso em: 08 jan. 2022.

MELLAH, A.; CHEGROUCHE, S. The removal of zinc from aqueous solutions by natural bentonite. *Water research*, v. 31, n. 3, p. 621-629, March 1997. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135496002941>>. Acesso em: 14 nov. 2021.

MOLISANI, M. M.; *et al.* Environmental changes in Sepetiba bay, SE Brazil. *Regional Environmental Change*, v. 4, n. 1, p. 17-27, March 2004. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10113-003-0060-9>>. Acesso em: 17 fev. 2022.

\_\_\_\_\_; *et al.* Water discharge and sediment load to Sepetiba Bay from an anthropogenically-altered drainage basin, SE Brazil. *Journal of Hydrology*, v. 331, n. 3-4, p. 425-433, December 2006. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169406002988>>. Acesso em: 17 fev. 2022.

MOLLEA, C.; BOSCO F.; RUGGERI B. Fungal biodegradation of naphthalene: microcosms studies. *Chemosphere*, v. 60, n. 5, p. 636-643, July 2005. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653505001761>>. Acesso em: 09 out. 2021.

MOREIRA, Albina da Silva. *Biossorção utilizando alga marinha (Sargassum sp.) aplicada em meio orgânico*. 2007. 103f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007. Disponível em:

<<https://repositorio.ufrn.br/bitstream/123456789/15873/1/AlbinaSM.pdf>>. Acesso em: 08 jul. 2021.

MUNARO, Mauricio Tombini; *et al.* Bioadsorção e dessorção dos íons Cu<sup>2+</sup>, Ni<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup> pelo resíduo da extração do alginato da alga *Sargassum filipendula*. *Blucher Chemical Engineering Proceedings*, São Carlos, SP, v. 2, n. 1, p. 824-833, outubro 2015. Disponível em: <[http://pdf.blucher.com.br.s3-sa-east-](http://pdf.blucher.com.br.s3-sa-east-1.amazonaws.com/chemicalengineeringproceedings/enemp2015/PS-363.pdf)

1.amazonaws.com/chemicalengineeringproceedings/enemp2015/PS-363.pdf>. Acesso em: 07 dez. 2021.

NASERNEJAD, B.; *et al.* Comparison for biosorption modeling of heavy metals (Cr (III), Cu (II), Zn (II)) adsorption from wastewater by carrot residues. *Process biochemistry*, v. 40, n. 3-4, p. 1319-1322, March 2005. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0032959204002225>>. Acesso em: 09 fev. 2022.

NIH – NATIONAL INSTITUTES OF HEALTH. *Zinc*. 2021. Disponível em:

<<https://ods.od.nih.gov/factsheets/Zinc-HealthProfessional/>>. Acesso em: 21 jan. 2022.

OLIVEIRA, Sabrina Dias de; *et al.* Emprego de fungos filamentosos na biorremediação de solos contaminados por petróleo: estado da arte. In: CENTRO DE TECNOLOGIA

MINERAL – CETEM, 45., 2008, Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008. 67 p. Disponível em: <<http://mineralis.cetem.gov.br/bitstream/cetem/324/1/sta-45.pdf>>. Acesso em: 18 mai. 2021.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. *Agenda 2030*. New York: ONU, 2015. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>>. Acesso em: 26 jan. 2022.

PARIA, S.; YUET, P. K. Solidification–stabilization of organic and inorganic contaminants using portland cement: a literature review. *Environmental reviews*, v. 14, n. 4, p. 217-255, December 2006. Disponível em: <<https://cdnsiencepub.com/doi/abs/10.1139/a06-004>>.

Acesso em: 26 jun. 2022.

PAULA, Márcio de. Inimigo invisível: metais pesados e a saúde humana. *Tchê Química*, Porto Alegre, RS, v. 3, n. 6, p. 37-44, agosto 2006. Disponível em:

<[https://web.archive.org/web/20210907022859id\\_/http://www.deboni.he.com.br/arquivos\\_jornal/2006/AGOSTO/5.pdf](https://web.archive.org/web/20210907022859id_/http://www.deboni.he.com.br/arquivos_jornal/2006/AGOSTO/5.pdf)>. Acesso em: 16 jan. 2021.



PAUSTIAN, K.; SCHNÜRER, J. Fungal growth response to carbon and nitrogen limitation: a theoretical model. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 19, n. 5, p. 613-620, 1987. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0038071787901076>>. Acesso em: 19 jan. 2022.

PAVASANT, P.; *et al.* Biosorption of Cu<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup>, and Zn<sup>2+</sup> using dried marine green macroalga *Caulerpa lentillifera*. *Bioresource technology*, v. 97, n. 18, p. 2321-2329, December 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852405005122>>. Acesso em: 30 jun. 2021.

PETRIE, B.; *et al.* A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water research*, v. 72, n. 1, p. 3-27, April 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135414006307>>. Acesso em: 13 nov. 2021.

PINO, Gabriela Alejandra Huamán. *Biossorção de metais pesados utilizando pó da casca de coco verde (Cocos nucifera)*. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica) – Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia, Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 2005. Disponível em: <[https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/7596/7596\\_1.PDF](https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/7596/7596_1.PDF)>. Acesso em: 27 out. 2020.

PLUM, L. M.; RINK, L.; HAASE H. The essential toxin: impact of zinc on human health. *International journal of environmental research and public health*, Aachen, Germany, v. 7, n. 4, p. 1342-1365, March 2010. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1660-4601/7/4/1342/htm>>. Acesso em: 13 out. 2021.

PRIGIONE, V.; *et al.* Biotransformation of industrial tannins by filamentous fungi. *Applied microbiology and biotechnology*, v. 102, n. 24, p. 10361-10375, October 2018. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00253-018-9408-4>>. Acesso em: 07 fev. 2022.

QUINTELAS, Cristina Maria Catalão. *Implementação e desenvolvimento de sistemas de biossorção para fixação de metais pesados*. 2007. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química e Biológica) – Escola de Engenharia, Universidade do Minho, Braga, 2007. Disponível em: <<https://repositorium.sdum.uminho.pt/handle/1822/6912>>. Acesso em: 10 mar. 2022.

RADHIKA, V.; SUBRAMANIAN S.; NATARAJAN K. A. Bioremediation of zinc using *Desulfotomaculum nigrificans*: bioprecipitation and characterization studies. *Water research*, v. 40, n. 19, p. 3628-3636, November 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135406003460>>. Acesso em: 01 jun. 2022.

RAMOS, Miriam Gonçalves Martins; GERALDO, Luiz Paulo. Avaliação das espécies de plantas *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* como bioindicadoras de poluição por metais pesados em ambientes de mangues. *Engenharia sanitária e ambiental*, Rio de Janeiro, RJ, v. 12, n. 4, p. 440-445, dezembro 2007. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/esa/a/dLw8pPM9g56Ps3gHsFHhTPd/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 27 mar. 2022.

REDDAD, Z.; *et al.* Ni (II) and Cu (II) binding properties of native and modified sugar beet pulp. *Carbohydrate polymers*, v. 49, n. 1, p. 23-31, July 2002. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0144861701003010>>. Acesso em: 18 set. 2021.

REZANIA, S.; *et al.* Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. *Journal of environmental management*, v. 163, n. 1, p. 125-133, November 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030147971530222X>>. Acesso em: 12 jan. 2022.

RIBEIRO, Elizene Veloso. *Avaliação da qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora-MG: metais pesados e atividades antropogênicas*. 2010. 198 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010. Disponível em: <<https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/MPBB-89JFKJ>>. Acesso em: 04 out. 2021.

ROCHA, Jennifer Fernandes. *Biorremediação de zinco utilizando fungos filamentosos*. 2017. 69 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Centro Setorial de Ciências Biológicas e Saúde, Universidade Estadual da Zona Oeste, Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <<http://www.uezo.rj.gov.br/tcc/cb/Jennifer-Fernandes-Rocha.pdf>>. Acesso em: 17 fev. 2020.

RODRIGUES, Ana Carolina Dornelas; *et al.* Mecanismos de respostas das plantas à poluição por metais pesados: Possibilidade de uso de macrófitas para remediação de ambientes aquáticos contaminados. *Revista Virtual de Química*, v. 8, n. 1, p. 262-276, março 2016. Disponível em: <<https://rvq-sub.s bq.org.br/index.php/rvq/article/view/1488/726>>. Acesso em: 30 jan. 2022.

ROMEIRO, Ademar Ribeiro. Desenvolvimento sustentável: uma perspectiva econômico-ecológica. *Estudos avançados*, São Paulo, SP, v. 26, n. 74, p. 65-92, janeiro 2012. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/ea/a/F9XDcdCSWRS9Xr7SpknNJPv/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 27 abr. 2021.

ROMERA, E.; *et al.* Biosorption of Cd, Ni, and Zn with mixtures of different types of algae. *Environmental Engineering Science*, v. 25, n. 7, p. 999-1008, September 2008. Disponível em: <<https://www.liebertpub.com/doi/abs/10.1089/ees.2007.0122>>. Acesso em: 13 mar. 2022.

SAEED, A.; AKHTER, W.; IQBAL, M. Removal and Recovery of Heavy Metals from Aqueous Solution Using Papaya Wood as a New Biosorbent, *Separation and Purification Technology*, v. 45, n. 1, p. 25-31, September 2005. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1383586605000936>>. Acesso em: 30 mai. 2021.

SAIKIA, N.; *et al.* Production of cement clinkers from municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash. *Waste Management*, v. 27, n. 9, p. 1178-1189, 2007. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X06001905>>. Acesso em: 27 fev. 2022.

SANTIAGO, Johan Carlos Costa; *et al.* Compostos orgânicos versus inorgânicos: um estudo sobre as propriedades físico-químicas entre essas duas classes de compostos. *Enciclopédia Biosfera*, Goiânia, GO v. 11, n. 21, p. 2636-2644, junho 2015. Disponível em: <<http://www.conhecer.org.br/enciclop/2015b/exatas/Compostos%20Organicos%20versus%20Inorganicos.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2022.

SANTOS, Joelma Sales dos; *et al.* Fitoextração de metais pesados em solo contaminado com composto de resíduo urbano e água residuária. *Ciências agrárias: uma jornada científica e tecnológica*, Queimadas, PB, v. 2, n. 1, p. 95-107, 2020. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Mirya-Grazielle-Portela/publication/350081314\\_DISTRIBUICAO\\_ESPACIAL\\_DA\\_BIOMASSA\\_DA\\_VEGETACAO\\_DE\\_UNIDADES\\_DE\\_CONSERVACAO\\_DO\\_LITORAL\\_DO\\_PIAUI/links/6064b7a5a6fdccad3f61f349/DISTRIBUICAO-ESPACIAL-DA-BIOMASSA-DA-VEGETACAO-DE-UNIDADES-DE-CONSERVACAO-DO-LITORAL-DO-PIAUI.pdf#page=95](https://www.researchgate.net/profile/Mirya-Grazielle-Portela/publication/350081314_DISTRIBUICAO_ESPACIAL_DA_BIOMASSA_DA_VEGETACAO_DE_UNIDADES_DE_CONSERVACAO_DO_LITORAL_DO_PIAUI/links/6064b7a5a6fdccad3f61f349/DISTRIBUICAO-ESPACIAL-DA-BIOMASSA-DA-VEGETACAO-DE-UNIDADES-DE-CONSERVACAO-DO-LITORAL-DO-PIAUI.pdf#page=95)>. Acesso em: 04 abr. 2022.

SÃO PAULO. Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, Poder Executivo, São Paulo, SP, 8 jul. 2009. p. 1. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2009/lei-13577-08.07.2009.html#:~:text=Artigo%201%C2%BA%20%2D%20Esta%20lei%20trata,seus%20usos%20atual%20e%20futuro.>>. Acesso em: 10 jan. 2022.

SAY, R.; YILMAZ, N.; DENIZLI A. Biosorption of cadmium, lead, mercury, and arsenic ions by the fungus *Penicillium purpurogenum*. *Separation Science and Technology*, v. 38, n. 9, p. 2039-2053, February 2003. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1081/SS-120020133>>. Acesso em: 03 jul. 2022.

SCHNEIDER, René Peter. Laboratório de Microbiologia Ambiental, Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo. *Biorremediação Não-Catabólica*. 2009, São Paulo. Disponível em: <[https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4947602/mod\\_resource/content/1/PHA%203523%20aula%20%20\\_Prof\\_Ren%C3%A9.pdf](https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4947602/mod_resource/content/1/PHA%203523%20aula%20%20_Prof_Ren%C3%A9.pdf)>. Acesso em: 24 de mai. 2022.

SENA, Karina Cavalcanti Maurício de; PEDROSA Lúcia de Fátima Campos. Efeitos da suplementação com zinco sobre o crescimento, sistema imunológico e diabetes. *Revista de Nutricao*, Campinas, SP, v. 18, n. 2, p. 251-259, mar./abr.2005. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rn/a/8LjWK9MWZ3X8dVtrmmNxvbj/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 02 de jun. 2022.

SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M.. Biological effects of heavy metals: an overview. *Journal of environmental Biology*, v. 26, n. 2, p. 301-313, June 2005. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/7435890\\_Biological\\_effects\\_of\\_heavy\\_metals\\_An\\_overview](https://www.researchgate.net/publication/7435890_Biological_effects_of_heavy_metals_An_overview)>. Acesso em: 07 fev. 2021.

SHARMA, S. Bioremediation: features, strategies and applications. *Asian Journal of Pharmacy and Life Science*, v. 2231, n. 2, p. 4423, apr./jun. 2012. Disponível em: <<https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.1086.2035&rep=rep1&type=pdf>>. Acesso em: 23 mai. 2021.

SHENG, P. X.; *et al.* Sorption of lead, copper, cadmium, zinc, and nickel by marine algal biomass: characterization of biosorptive capacity and investigation of mechanisms. *Journal of colloid and interface science*, v. 275, n. 1, p. 131-141, July 2004. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0021979704000943>>. Acesso em: 18 out. 2021.

SILVA, Enid Rocha Andrade da; *et al.* *Agenda 2030: ODS-Metas nacionais dos objetivos de desenvolvimento sustentável*. [S.l.]: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2018. 546 p. Relatório técnico. Disponível em: <[https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/8855/1/Agenda\\_2030\\_ods\\_metas\\_nac\\_dos\\_obj\\_de\\_desenv\\_susten\\_propos\\_de\\_adequa.pdf](https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/8855/1/Agenda_2030_ods_metas_nac_dos_obj_de_desenv_susten_propos_de_adequa.pdf)>. Acesso em: 11 nov. 2021.

SILVA, Isabela. M. A.; *et al.* Influência dos graus de limpeza de superfície no desempenho anticorrosivo de tinta rica em zinco. In: INTERCORR, 2018, São Paulo. [s.n.]: Abraco, 2018. p. 1-15. Disponível em: <[https://intercorr.com.br/anais/2018/INTERCORR2018\\_170.pdf](https://intercorr.com.br/anais/2018/INTERCORR2018_170.pdf)>. Acesso em: 05 fev. 2022.

SIQUEIRA, Caroline Duarte. *Biotransformação de diterpenos utilizando culturas de Fungos endofíticos e filamentosos*. 2016. 235 f. Tese (Doutorado em Farmacoquímica de Produtos Naturais e Sintéticos Bioativos) – Centro de Ciências da Saúde, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2016. Disponível em: <<https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/11696>>. Acesso em: 20 set. 2021.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. *25o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019*. Brasília: SNIS, 2020. 183 p. Relatório técnico. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2019#:~:text=A%20Secretaria%20Nacional%20de%20Saneamento,do%20ano%20de%20refer%C3%A2ncia%202019.>>. Acesso em: 11 abr. 2021.

SONG, B.; *et al.* Evaluation methods for assessing effectiveness of in situ remediation of soil and sediment contaminated with organic pollutants and heavy metals. *Environment international*, v. 105, n. 1, p. 43-55, August 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412017301435>>. Acesso em: 02 abr. 2022.

SOUZA, L. R. R.; POMAROLLI L. C.; VEIGA, M. A. M. S. D. From classic methodologies to application of nanomaterials for soil remediation: an integrated view of methods for decontamination of toxic metal (oid) s. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, n. 10, p. 10205-10227, April 2020. Disponível em:

<<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-020-08032-8>>. Acesso em: 17 jun. 2021.

SOUZA, Maria Cláudia da Silva Antunes de. Reflexões sobre o limite de tolerabilidade e o dano ambiental. *Jurídicas*, Colombia, v. 10, n. 1, p. 47-62, ene./jun. 2013. Disponível em:

<<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7512699>>. Acesso em: 04 abr. 2021.

SPINA, F.; *et al.* Bioremediation of landfill leachate with fungi: Autochthonous vs. allochthonous strains. *Life*, Turin, Italy, v. 8, n. 3, p. 27, July 2018. Disponível em:

<<https://www.mdpi.com/2075-1729/8/3/27/htm>>. Acesso em: 13 fev. 2022.

SRINATH, T.; *et al.* Chromium (VI) biosorption and bioaccumulation by chromate resistant bacteria. *Chemosphere*, v. 48, n. 4, p. 427-435, July 2002. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653502000899>>. Acesso em: 08 abr. 2021.

SRIVASTAVA, S. K.; SINGH, A. K.; SHARMA, A. Studies on the uptake of lead and zinc by lignin obtained from black liquor—a paper industry waste material. *Environmental technology*, v. 15, n. 4, p. 353-361, January 1994. Disponível em:

<<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09593339409385438>>. Acesso em: 16 nov. 2021.

STEFFEN, G. P. K. STEFFEN, R. B.; ANTONIOLLI Z. I. Contaminação do solo e da água pelo uso de agrotóxicos. *Tecno-lógica*, v. 15, n. 1, p. 15-21, janeiro 2011. Disponível em:

<<https://online.unisc.br/seer/index.php/tecnologica/article/view/2016>>. Acesso em: 11 jan. 2022.

SUTHAR, S.; SINGH, S. Vermicomposting of domestic waste by using two epigeic earthworms (*Perionyx excavatus* and *Perionyx sansibaricus*). *International Journal of Environmental Science & Technology*, v. 5, n. 1, p. 99-106, December 2008. Disponível em:

<<https://link.springer.com/article/10.1007/BF03326002>>. Acesso em: 31 mai. 2022.

TORNISIELO, Sâmia Maria Tauk; SIMÕES, M. L. G. Comparação da técnica tradicional e do método turbidimétrico automatizado no cultivo em diferentes fontes de carbono de fungos filamentosos isolados de solo de área de caatinga. *HOLOS Environment*, Rio Claro, v. 5, n. 2, p. 94, 2005. Disponível em: <<https://holos.emnuvens.com.br/holos/article/view/315/273>>. Acesso em: 31 jul. 2021.

TORRES, Tainá de Sousa Cearense. *Identificação de fungos filamentosos resistentes ao mercúrio para tratamento de efluentes*. 2022. 88 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Centro Setorial de Ciências Biológicas e Saúde, Universidade Estadual do Rio de Janeiro - Zona Oeste, Rio de Janeiro, 2022.

TUNALI, S.; AKAR, T. Zn (II) biosorption properties of *Botrytis cinerea* biomass. *Journal of hazardous materials*, v. 131, n. 1-3, p. 137-145, April 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389405005583>>. Acesso em: 22 fev. 2022.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *National Primary Drinking Water Regulations (NPDWRs)*. United States: EPA, 2009.7 p. Relatório técnico. Disponível em: <[https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-06/documents/npwdr\\_complete\\_table.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-06/documents/npwdr_complete_table.pdf)>. Acesso em: 09 jul. 2021.

VANNUCCI, M. What is so special about mangroves?. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 61, n. 4, p. 599-603, November 2001. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/bjb/a/kwqZ43vrzYvX6b34NLJDG3K/?format=pdf&lang=en>>. Acesso em: 16 set. 2021.

VEGLIO, F.; BEOLCHINI, F. Removal of metals by biosorption: a review. *Hydrometallurgy*, v. 44, n. 3, p. 301-316, March 1997. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304386X9600059X>>. Acesso em: 07 jan. 2022.

VENEU, D. M.; TOREM, M. L.; PINO, G. A. H. Fundamental aspects of copper and zinc removal from aqueous solutions using a *Streptomyces lunalinharesii* strain. *Minerals Engineering*, v. 48, p. 44-50, July 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0892687512003846>>. Acesso em: 08 abr. 2022.

VIDALI, M. Bioremediation. an overview. *Pure and applied chemistry*, Padova, Italy, v. 73, n. 7, p. 1163-1172, Jul./Aug. 2001. Disponível em: <<https://www.degruyter.com/document/doi/10.1351/pac200173071163/html>>. Acesso em: 20 mar. 2022.

VOLESKY, B. Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. *Hydrometallurgy*, v. 59, n. 2-3, p. 203-216, February 2001. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304386X00001602>>. Acesso em: 05 set. 2021.

VOUTSAS, E.; MAGOULAS K; TASSIOS D. Prediction of the bioaccumulation of persistent organic pollutants in aquatic food webs. *Chemosphere*, v. 48, n. 7, p. 645-651, August 2002. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653502001443>>. Acesso em: 07 abr. 2022.

VULLO, Diana Lia. Microorganismos y metales pesados: una interacción en beneficio del medio ambiente. *Química Viva*, Buenos Aires, Argentina, v. 2, n. 3, p. 93-104, diciembre 2003. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/863/86320303.pdf>>. Acesso em: 02 dez. 2021.

WEI, Z. *et al.* Perspectives on phytoremediation of zinc pollution in air, water and soil. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, v. 24, n. 1, p. 100550, December 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352554121001777>>. Acesso em: 10 abr. 2022.

WONG, M. H. Reclamation of wastes contaminated by copper, lead, and zinc. *Environmental management*, v. 10, n. 6, p. 707-713, November 1986. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/BF01867725>>. Acesso em: 06 out. 2021.

ZAMANI, A. A.; YAFTIAN M. R.; PARIZANGANEH A. Multivariate statistical assessment of heavy metal pollution sources of groundwater around a lead and zinc plant. *Iranian journal of environmental health science & engineering*, v. 9, n. 1, p. 1-10, December 2012.

Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1186/1735-2746-9-29.pdf>>. Acesso em: 29 set. 2021.

ZANTA, Viviana Maria; FERREIRA, Cynthia Fantoni Alves. Gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. 1ª edição. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 1, p. 1-14. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Viviana-Zanta/publication/266446543\\_Gerenciamento\\_Integrado\\_de\\_Residuos\\_Solidos\\_Urbanos/links/56f14b7c08aec9e096b31c9c/Gerenciamento-Integrado-de-Residuos-Solidos-Urbanos.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Viviana-Zanta/publication/266446543_Gerenciamento_Integrado_de_Residuos_Solidos_Urbanos/links/56f14b7c08aec9e096b31c9c/Gerenciamento-Integrado-de-Residuos-Solidos-Urbanos.pdf)>. Acesso em: 01 dez. 2021.

ZHANG, YQ. *et al.* Zinc fertilizer placement affects zinc content in maize plant. *Plant and Soil*, v. 372, n. 1, p. 81-92, November 2013. Disponível em:

<<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11104-013-1904-9.pdf>>. Acesso em: 13 set. 2021.

ZOUBOULIS, A. I.; LOUKIDOU M. X.; MATIS K. A. Biosorption of toxic metals from aqueous solutions by bacteria strains isolated from metal-polluted soils. *Process biochemistry*, v. 39, n. 8, p. 909-916, April 2004. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0032959203002000>>. Acesso em: 04 fev. 2022.

ZWAIN, H. M.; VAKILI, M.; DAHLAN, I. Waste material adsorbents for zinc removal from wastewater: a comprehensive review. *International Journal of Chemical Engineering*, v. 2014, n. 1, 13 p. June 2014. Disponível em:

<<https://downloads.hindawi.com/journals/ijce/2014/347912.pdf>>. Acesso em: 09 out. 2021.