

**GUILHERME DE OLIVEIRA FERREIRA DOS SANTOS**

**Avaliação do tratamento de efluentes do banho de tingimento de indústria têxtil por fungos basidiomicetos em biorreatores**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia USP/Instituto Butantan/IPT, para obtenção do Título de Doutor em Biotecnologia

São Paulo  
2016

**GUILHERME DE OLIVEIRA FERREIRA DOS SANTOS**

**Avaliação do tratamento de efluentes do banho de tingimento de indústria têxtil por fungos basidiomicetos em biorreatores**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia USP/Instituto Butantan/IPT, para obtenção do Título de Doutor em Biotecnologia

Área de Concentração: Biotecnologia

Orientador: Dr. Dácio Roberto Matheus

Versão corrigida. A versão original eletrônica encontra-se disponível tanto na Biblioteca do ICB quanto na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP (BDTD)

São Paulo  
2016

DADOS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)  
Serviço de Biblioteca e Informação Biomédica do  
Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo

reprodução não autorizada pelo autor

Santos, Guilherme de Oliveira Ferreira dos.

Avaliação do tratamento de efluentes do banho de tingimento de indústria têxtil por fungos basidiomicetos em biorreatores / Guilherme de Oliveira Ferreira dos Santos. -- São Paulo, 2016.

Orientador: Prof. Dr. Dácio Roberto Matheus.

Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo. Instituto de Ciências Biomédicas. Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia USP/IPT/Instituto Butantan. Área de concentração: Biotecnologia. Linha de pesquisa: Biotecnologia aplicada ao desenvolvimento sustentável, saneamento ambiental e biorremediação.

Versão do título para o inglês: Treatment evaluation of textile dyeing by basidiomycete fungi in bioreactors.

1. Efluente têxtil 2. *Pleurotus ostreatus* 3. *Trametes villosa* 4. Toxicidade 5. Descoloração 6. *Luffa cylindrica* I. Matheus, Prof. Dr. Dácio Roberto II. Universidade de São Paulo. Instituto de Ciências Biomédicas. Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia USP/IPT/Instituto Butantan III. Título.

ICB/SBIB030/2016

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
**Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia**  
Universidade de São Paulo, Instituto Butantan, Instituto de Pesquisas Tecnológicas

---

Candidato(a):                      Guilherme de Oliveira Ferreira dos Santos.

Título da Tese:                      Avaliação do tratamento de efluentes do banho de tingimento de indústria têxtil por fungos basidiomicetos em biorreatores.

Orientador(a):                      Prof. Dr. Dácio Roberto Matheus.

A Comissão Julgadora dos trabalhos de Defesa da Tese de Doutorado, em sessão pública realizada a ...../...../....., considerou

**Aprovado(a)**

**Reprovado(a)**

Examinador(a):      Assinatura: .....  
                                 Nome: .....  
                                 Instituição: .....

Examinador(a):      Assinatura: .....  
                                 Nome: .....  
                                 Instituição: .....

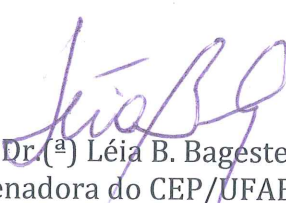
Examinador(a):      Assinatura: .....  
                                 Nome: .....  
                                 Instituição: .....

Examinador(a):      Assinatura: .....  
                                 Nome: .....  
                                 Instituição: .....

Presidente:              Assinatura: .....  
                                 Nome: .....  
                                 Instituição: .....

Santo André, 26 de Abril de 2012.

Declaro para os devidos fins que o projeto intitulado: **“Caracterização e proposta de tratamento de efluentes industriais têxteis utilizando fungos basidiomicetos em biorreatores”** sob a responsabilidade de Guilherme de Oliveira Ferreira dos Santos, e orientação do Prof. Dr. Dácio Roberto Matheus (Professor Titular desta Universidade), não necessita análise deste Comitê, que atua conforme Resolução CNS 196/1996 (regulamentadora das diretrizes e normas de pesquisas envolvendo seres humanos), pois o referido projeto de pesquisa não envolvera experimentos com seres humanos.



Prof.<sup>(a)</sup> Dr.<sup>(a)</sup> Léia B. Bagesteiro  
Coordenadora do CEP/UFABC

*Dedico este trabalho a toda minha família.*

*Em especial, a minha avó Maria (in memoriam), por ter sido um exemplo de mulher guerreira, amorosa, sábia, humilde; por todos os ensinamentos transmitidos.*

*A senhora sempre me dizia que eu tinha “cara de doutor”... Não serei bem o doutor que a senhora imaginou, mas estou quase lá, minha querida! Tenho orgulho de ter sido um “menino criado com vó”.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo que tenho e sou, pela vida, pelas oportunidades, pela família e amigos.

Ao meu pai Edson por sempre acreditar em mim e nos meus sonhos, pelas preocupações, pelas comemorações, por ser a única pessoa que vibra na mesma intensidade que a minha, por ser tão igual e ao mesmo tempo tão diferente, por ser PAI em todos os momentos e em todas as situações. Que privilégio ser seu filho! Obrigado por tudo!

À minha mãe Alda pelo carinho, conversas, apoio, confiança; pelos momentos de descontração, pelos passeios, pela paciência, pelo amor! Obrigado por tudo!

À minha esposa Raíssa pela parceria, pelo companheirismo, por ser a minha razão, por ajudar a controlar a minha emoção, pela ajuda em todas as ocasiões, por ter participado do início ao fim desse projeto. Todas as palavras do mundo não expressariam minha gratidão, meu respeito e minha admiração por você.

Ao Dr. Dácio R. Matheus, pela orientação, apoio, ajuda, ensinamentos, incentivo, confiança e oportunidade de crescimento profissional.

Ao Dr. Jorge M. Rosa, por toda ajuda e apoio que nunca me foram negados ao longo desse período e por todos os ensinamentos transmitidos sobre o processo têxtil.

Ao futuro Engenheiro Ambiental Filipe C. Bellato, pela dedicação, pela ajuda inestimável e indispensável para a conclusão deste trabalho, pelos momentos de descontração e pela amizade que vou levar por toda a minha vida. Muito Obrigado!

A todos os professores da Engenharia Ambiental da UFABC que me ajudaram de alguma forma, por todos os ensinamentos e apoio ao longo desse projeto.

Aos colegas do Laboratório de Processos Biológicos, do Laboratório de Análises Ambientais e do Laboratório de Caracterização de Bioprodutos, da UFABC, pela ajuda durante os experimentos.

A todos os envolvidos no Programa SENAI-SP de Apoio à Pesquisa, por permitirem a utilização das instalações e equipamentos do SENAI, indispensáveis para este trabalho.

Ao pessoal do Laboratório de Ensaio Biológicos e Ambientais e do Laboratório de Ecotoxicologia, do IPEN, por toda ajuda com as análises de toxicidade.

Ao pessoal do Setor de Análises Toxicológicas da CETESB, pela ajuda com as análises de toxicidade.

À Dra. Vera M. V. Vitalli e Nara Ballaminut pela ajuda para encontrar o biorreator e por todas as lições aprendidas durante este período.

À Eppendorf por disponibilizar o biorreator para execução dos experimentos.

À CAPES, pela concessão da bolsa de doutorado pelo programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia, da Universidade de São Paulo.

À Universidade de São Paulo e Universidade Federal do ABC pela oportunidade de realizar o doutorado e por possibilitarem meu amadurecimento profissional e pessoal.

Aos colegas do Curso Mafalda pela troca de experiências, aprendizado constante e momentos de descontração.

Aos queridos (as) Nice, Dijane, Matheus, Lucas, vó, tias, tios, primos, primas, por estarem comigo nos meus melhores momentos, pelos dias de afeto. Saber que tenho vocês por perto me ajuda a viver.

À minha família “adquirida” de Maranguape, minhas cunhadas queridas, meu sogros, pelo carinho e apoio, e especialmente minha sogra, pela garra e coragem, um exemplo de vida.

Aos amigos que MG me deu: Nathália, Skarlen, Priscila, Daniel, Carla, Mariana's, Lanna, Rodrigo e Isabella, e os novos amigos cearenses: Gervina e Germano, por todo apoio e amizade em todos os momentos.

A todos os professores que passaram pela minha vida, desde os tempos da escola até a pós-graduação. Sou grato a todos vocês por ter chegado até aqui... Vocês foram muito importantes!

A todas as pessoas que contribuíram ou colaboraram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.



*“Estamos na situação de uma criancinha que entra em uma imensa biblioteca, repleta de livros em muitas línguas. A criança sabe que alguém deve ter escrito aqueles livros, mas não sabe como. Não compreende as línguas em que foram escritos. Tem uma pálida suspeita de que a disposição dos livros obedece a uma ordem misteriosa, mas não sabe qual ela é”.*

*(Albert Einstein)*

## RESUMO

SANTOS, G. O. F. **Avaliação do tratamento de efluentes do banho de tingimento de indústria têxtil por fungos basidiomicetos em biorreatores.** 2016. 174 f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) – Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

Na cadeia têxtil, o processo de tingimento apresenta-se como um dos mais críticos, gerando efluentes coloridos, alcalinos e salinos que podem acarretar danos ambientais graves, quando não tratados. Pesquisas envolvendo a utilização de fungos basidiomicetos na descoloração de efluentes têxteis mostram-se bastante promissoras, devido à capacidade inespecífica destes fungos em degradar moléculas recalcitrantes, por meio de um complexo multienzimático. Este trabalho teve como objetivo avaliar o potencial da aplicação de fungos basidiomicetos no tratamento intermediário de efluentes reais oriundos do banho de tingimento. A descoloração e a toxicidade de efluentes (azul, vermelho e amarelo) tratados por fungos (*Peniophora cinerea*, *Pleurotus ostreatus* e *Trametes villosa*) imobilizados em bucha vegetal foram avaliadas em pequena escala e em biorreator. Em pequena escala (300 mL), *P. ostreatus* foi o mais efetivo para a descoloração do efluente azul (35,92% - com alveijamento; 44,13% - sem alveijamento, em 24 h) e *Trametes villosa* foi o mais efetivo para a descoloração do efluente amarelo (38,88% - com alveijamento; 21,12% - sem alveijamento, em 72 h), enquanto que ambos destacaram-se para o efluente vermelho (*P. ostreatus*: 32,77% - com alveijamento; 33,75% - sem alveijamento, em 24 h; *T. villosa* 28,36% - com alveijamento; 36,40% - sem alveijamento, em 24 h). Verificou-se que substâncias presentes no banho de alveijamento interferiram no tratamento. Análises de toxicidade aguda (*Vibrio fischeri*) e fitotoxicidade (*Sorghum vulgare* e *Lactuca sativa*) revelaram diferentes respostas dos organismos, observando-se redução da toxicidade na maior parte dos tratamentos. Em biorreator (5000 mL) utilizaram-se as melhores condições verificadas em pequena escala. O aumento de escala mostrou-se eficiente quanto aos níveis de descoloração: 65,64% e 52,91% para efluente azul e vermelho, respectivamente, tratado por *P. ostreatus*, em 48 h e 43,35% para o efluente amarelo tratado por *T. villosa*, em 72 h. A reutilização da biomassa fúngica por mais um ciclo de tratamento foi avaliada, garantindo níveis de descoloração relevantes (47,38%, 43,18% e 39,83%, para os efluentes azul, vermelho e amarelo, respectivamente, pelas mesmas espécies e mesmo intervalo de tempo do processo inicial), porém com aumento da toxicidade aguda na maioria dos casos. Os tratamentos fúngicos não reduziram valores de DQO, COT, SST, turbidez e condutividade. Os resultados mostraram que o tratamento intermediário de efluentes têxteis por fungos basidiomicetos foi satisfatório por promover, em um curto espaço de tempo, a redução da cor e, na maior parte dos casos, da toxicidade, que são os maiores problemas encontrados em efluentes têxteis.

**Palavras-chave:** Efluente têxtil. *Pleurotus ostreatus*. *Trametes villosa*. Toxicidade. Descoloração. *Luffa cylindrica*.

## ABSTRACT

SANTOS, G. O. F. **Treatment evaluation of textile dyeing effluents by basidiomycete fungi in bioreactors.** 2016. 174 p. Ph. D. thesis (Biotechnology) - Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016

In the textile chain, the dyeing process is one of the most critical because it generates colored, alkaline and saline effluents that can cause serious environmental damage if not treated. Researches involving the use of basidiomycete fungi in textile effluent decolorization are very promising, due to the nonspecific ability of these fungi to degrade recalcitrant molecules by using a multienzyme complex. This study aimed to evaluate the potential application of basidiomycete fungi in the intermediate treatment of real effluents from the dye bath. The decolorization and toxicity of effluents (blue, red and yellow) treated by fungi (*Peniophora cinerea*, *Pleurotus ostreatus* and *Trametes villosa*) immobilized in *Luffa cylindrica* were evaluated in a small-scale and in bioreactor. In the small scale (300 mL), *P. ostreatus* was the most effective for the blue effluent (35.92% - with bleaching; 44.13 % - without bleaching, after 24 h) and *T. villosa* was the most effective for the yellow effluent (38.88% - with bleaching; 21.12% - without bleaching, after 72 h), while both stood out for the red effluent (*P. ostreatus*: 32.77% - with bleaching; 33.75% - without bleaching, after 24 h; *T. villosa* 28.36% with bleaching; 36.40% - without bleaching, after 24 h). It was found that substances present in the bleaching bath interfered with the treatment. Analysis of acute toxicity (*Vibrio fischeri*) and phytotoxicity (*Sorghum vulgare* and *Lactuca sativa*) revealed different responses of the organisms, with a reduction of toxicity in most treatments. The best conditions obtained in the small scale were applied to the bioreactor (5000 mL). The increased scale was efficient in reducing the degree of decolorization: 65.64% and 52.91% for the blue and red effluents, respectively, treated by *P. ostreatus* after 48 h and 43.35% for the yellow effluent treated by *T. villosa* after 72 h. The reuse of the fungal biomass for a further treatment cycle was evaluated and provided a significant decolorization level (47.38%, 43.18% and 39.83% for the blue, red and yellow effluents, respectively, for the same species and time period as the initial process) but increased the acute toxicity in most cases. The fungal treatments did not reduce COD, TOC, TSS, turbidity, and conductivity. The results showed that the intermediate treatment of textile effluents by basidiomycete fungi was satisfactory because it promoted, in a short period, the reduction of color and, in most cases, toxicity, which are the biggest problems encountered in textile effluents.

**Keywords:** Textile effluent. *Pleurotus ostreatus*. *Trametes villosa*. Toxicity. Decolorization. *Luffa cylindrica*.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Consumo de água e geração de efluentes de alguns processos têxteis.....	24
Figura 2 – Fórmula geral de alguns dos principais cromóforos. ....	28
Figura 3 – Produção de corantes têxteis pela fábrica de corantes Clariant no Brasil, em 2010. ....	29
Figura 4 – Representação da reação de um corante reativo, contendo o grupo vinilsulfona como grupo reativo com a fibra de celulose. ....	29
Figura 5 – Representação das unidades que compõem o corante reativo azo C. I. Reactive Yellow 160.....	30
Figura 6 – Representação de uma típica estação de tratamento de efluente de uma indústria têxtil. ....	37
Figura 7 – Modelo estrutural da lignina.....	40
Figura 8 – Precursores da lignina. ....	40
Figura 9 – Ciclo catalítico da Lignina Peroxidase (LiP). ....	42
Figura 10 – Ciclo catalítico da Manganês Peroxidase (MnP).....	43
Figura 11 – Ciclo catalítico da Lacase. ....	44
Figura 12 – Via proposta para a degradação de corante azo sulfonado catalisada por peroxidase. ....	46
Figura 13 – Mecanismo proposto de degradação de corante azo por Lacase e Lignina Peroxidase (LiP).....	47
Figura 14 – Fluxograma da metodologia proposta. ....	54
Figura 15 – Visão Parcial do Laboratório de Química Têxtil da Faculdade de Tecnologia SENAI Antoine Skaf. ....	56
Figura 16 – Máquina de lavanderia Suzuki. ....	58
Figura 17 – Algodão antes do processo de alvejamento.....	58
Figura 18 – Tecidos tingidos pelos corantes: RY 160, RB 222 e RR 239. ....	58
Figura 19 – Etapas de preparação do inóculo fúngico. ....	60
Figura 20 – Efluentes têxteis adicionados aos sistemas contendo fungos imobilizados em bucha vegetal.....	61
Figura 21 – Frasco de bactéria ( <i>Vibrio fischeri</i> ) liofilizada e aparelho Microbics M500 Toxicity Analyzer para realização das análises de toxicidade.....	62
Figura 22 – Esquema do procedimento da avaliação de toxicidade aguda com a bactéria <i>Vibrio fischeri</i> . ....	63
Figura 23 – Esquema do procedimento do ensaio de toxicidade aguda com o microcrustáceo <i>Daphnia similis</i> . ....	65
Figura 24 – Representação esquemática do biorreator utilizado no presente estudo.....	68
Figura 25 – Biorreator New Brunswick™ BioFlo® 310 (A) e Impelidor com discos Fibra-Cel® (B). ....	68

Figura 26 – Bucha vegetal entre os discos Fibra-Cel® (A) e Dorna com a bucha submersa em meio basal após esterilização em autoclave (B). .....	69
Figura 27 – Esquema do procedimento de preparo do inóculo para o biorreator.....	70
Figura 28 – Biorreatores com efluentes têxteis. ....	71
Figura 29 – Esquema do procedimento do ensaio de toxicidade aguda com sementes de <i>Sorghum vulgare</i> (sorgo) e <i>Lactuca sativa</i> (alface). ....	73
Figura 30 – Descoloração de efluente do banho de tingimento da indústria têxtil contendo o corante azul (C. I. Reactive Blue 222) por <i>Pleurotus ostreatus</i> , <i>Peniophora cinerea</i> e <i>Trametes villosa</i> . ....	81
Figura 31 – Descoloração de efluente do banho de tingimento da indústria têxtil contendo o corante vermelho (C. I. Reactive Red 239) por <i>Pleurotus ostreatus</i> , <i>Peniophora cinerea</i> e <i>Trametes villosa</i> . ....	83
Figura 32 – Descoloração de efluente do banho de tingimento da indústria têxtil contendo o corante amarelo (C. I. Reactive Yellow 160) por <i>Pleurotus ostreatus</i> , <i>Peniophora cinerea</i> e <i>Trametes villosa</i> . ....	85
Figura 33 – Avaliação da descoloração de efluente do banho de tingimento da indústria têxtil contendo o corante azul (C. I. Reactive Blue 222) por <i>Pleurotus ostreatus</i> , com diferentes combinações de substâncias utilizadas na etapa de alvejamento. ....	89
Figura 34 – Teste qualitativo para detecção residual de peróxido de hidrogênio em efluente têxtil. ....	90
Figura 35 – Descoloração de efluente do banho de tingimento contendo o corante azul C. I. Reactive Blue 222 por <i>Pleurotus ostreatus</i> , em biorreator (com e sem reutilização da biomassa fúngica). ....	91
Figura 36 – Descoloração de efluente do banho de tingimento contendo o corante vermelho C. I. Reactive Red 239 por <i>Pleurotus ostreatus</i> , em biorreator (com e sem reutilização da biomassa fúngica). ....	92
Figura 37 – Descoloração de efluente do banho de tingimento contendo o corante amarelo C. I. Reactive Yellow 160 por <i>Trametes villosa</i> , em biorreator (com e sem reutilização da biomassa fúngica). ....	93
Figura 38 – Descoloração de efluentes a partir de diferentes inóculos fúngicos (sólido e líquido). ....	96
Figura 39 – Colonização fúngica da bucha vegetal por inóculos diferentes de <i>P. ostreatus</i> . ....	97
Figura 40 – Regressão linear dos resultados transformados (ln) da absorvância e (ln) da descoloração. ....	98

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros de caracterização de efluente têxtil. ....	35
Tabela 2 – Etapas do processo de tingimento. ....	57
Tabela 3 – Composição do meio líquido basal. ....	60
Tabela 4 – Etapas do processo de tingimento para análise de agentes presentes no banho de alvejamento. ....	67
Tabela 5 – Esgotamento do corante CI RB222 (azul). ....	78
Tabela 6 – Esgotamento do corante CI RR239 (vermelho). ....	79
Tabela 7 – Esgotamento do corante CI RY160 (amarelo). ....	79
Tabela 8 – Valores de CE <sub>50</sub> <sub>15min</sub> (%), CE <sub>20</sub> <sub>15min</sub> (%), e as respectivas UT para <i>Vibrio fischeri</i> , nas amostras de efluentes tratados e não tratados. ....	87
Tabela 9 – Eficiência da redução da toxicidade para <i>Vibrio fischeri</i> em efluentes tratados. ....	88
Tabela 10 – Valores de CE <sub>50</sub> <sub>48h</sub> (%) e UT para <i>Daphnia similis</i> , nas amostras de efluentes brutos. ....	88
Tabela 11 – Valores de CE <sub>20</sub> <sub>15min</sub> (%), UT e ER <sub>tox</sub> para <i>Vibrio fischeri</i> , nas amostras de efluentes: brutos; tratados em biorreator; tratados em biorreator, reutilizando a biomassa fúngica; e tratados em pequena escala. ....	94
Tabela 12 – Valores de CI <sub>50</sub> <sub>120h</sub> (%), UT e ER <sub>tox</sub> para <i>Lactuca sativa</i> , nas amostras de efluentes: brutos; tratados em biorreator e tratados em pequena escala. ....	95
Tabela 13 – Valores de CI <sub>50</sub> <sub>120h</sub> (%), UT e ER <sub>tox</sub> para <i>Sorghum vulgare</i> , das amostras de efluentes: brutos; tratados em biorreator e tratados em pequena escala. ....	95
Tabela 14 – Absorvância inicial de efluentes oriundos do processo de tingimento e o respectivo percentual de descoloração.....	98
Tabela 15 – Parâmetros físico-químicos do efluente azul. ....	100
Tabela 16 – Parâmetros físico-químicos do efluente vermelho. ....	101
Tabela 17 – Parâmetros físico-químicos do efluente amarelo. ....	102

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1 – Processos de beneficiamento têxtil. ....</b>	<b>25</b>
<b>Quadro 2 – Principais corantes utilizados no processo de tingimento, classificados de acordo com o modo de fixação à fibra. ....</b>	<b>27</b>
<b>Quadro 3 – Classificação de corantes têxteis por classe química e aplicação (fixação). .</b>	<b>27</b>
<b>Quadro 4 – Organismos utilizados em estudos de toxicidade de corantes e efluentes têxteis. ....</b>	<b>32</b>
<b>Quadro 5 – Resumo de tecnologias para tratamento de efluentes têxteis. ....</b>	<b>38</b>
<b>Quadro 6 – Descoloração de corantes e efluentes têxteis por fungos basidiomicetos. ....</b>	<b>50</b>
<b>Quadro 7 – Corantes utilizados no processo de tingimento .....</b>	<b>55</b>
<b>Quadro 8 – Finalidade das substâncias aplicadas no processo de tingimento têxtil. ....</b>	<b>57</b>
<b>Quadro 9 – Parâmetros físico-químicos, métodos de análise e local do experimento. ....</b>	<b>75</b>

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIQUIM	Associação Brasileira de Indústria Química
ABIT	Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Abs	Absorvância
ABTS	ácido 2,2'-azinobis-(3-etilbenzotiazolona-6)-sulfônico
APHA	American Public Health Association
ASTM	American Society for Testing and Materials
AV	Álcool veratrílico
BD	Batata dextrose
BDA	Ágara batata dextrose
CBMM	Compostos de baixa massa molar
CE20	Concentração do efluente que causa efeito a 20% dos organismos
CE50	Concentração do efluente que causa efeito a 50% dos organismos
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
CI	Colour Index
CI50	Concentração de efluente que inibe em 50% o índice de germinação da semente testada
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DNA	Ácido desoxirribonucleico
DQO	Demanda química de oxigênio
EC	Enzyme Commission
ED	Eficiência de descoloração
FEAM	Fundação Estadual de Meio Ambiente
FIEMG	Federação das Indústrias do Estado de Minas Gerais
GC	Grupo cromóforo
GF	Grupo de fuga
GR	Grupo reativo
GS	Grupo solubilizante
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Peróxido de hidrogênio
HBT	Hidroxibenzotriazol
IG	Índice de germinação
LiP	Lignina Peroxidase
LME	Lignin-modifying enzymes
MnP	Manganês Peroxidase
NBR	Norma brasileira
NTU	Unidade nefelométrica de turbidez
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
OWWA	American Water Works Association
pH	Potencial hidrogeniônico
PL	Ponte de ligação
PT	Pronto(s) para tingir
PVs	Peroxidases versáteis
RB222	Reactive Blue 222
rpm	Rotações por minuto
RR239	Reactive Red 239



<b>RY160</b>	<b>Reactive Yellow 160</b>
<b>SHP</b>	<b>sulfofenil hidroperóxido</b>
<b>SST</b>	<b>Sólidos em suspensão totais</b>
<b>UT</b>	<b>Unidade tóxica ou unidade de toxicidade</b>
<b>UV</b>	<b>Radiação Ultravioleta</b>

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>20</b>
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>22</b>
<b>2.1 Indústrias Têxteis: Aspectos econômicos e ambientais</b> .....	<b>22</b>
<b>2.2 Processos Têxteis: Consumo de água e geração de efluentes</b> .....	<b>23</b>
<b>2.3 Corantes têxteis</b> .....	<b>26</b>
<b>2.4 Toxicidade de efluentes</b> .....	<b>31</b>
<b>2.5 Caracterização e tratamento de efluentes têxteis</b> .....	<b>34</b>
2.5.1 <i>Tratamento convencional de efluentes têxteis</i> .....	36
2.5.2 <i>Tratamento terciário e alternativas para o tratamento de efluentes têxteis</i> .....	38
<b>2.6 Fungos basidiomicetos e enzimas ligninolíticas: degradação da lignina e de corantes</b> .....	<b>39</b>
2.6.1 <i>Degradação de corantes por enzimas fúngicas</i> .....	45
<b>2.7 Aplicação de fungos basidiomicetos nos processos de descoloração de corantes e efluentes têxteis</b> .....	<b>48</b>
2.7.1 <i>Descoloração de corantes e efluentes sintéticos</i> .....	51
2.7.2 <i>Descoloração de efluentes reais em biorreatores</i> .....	51
2.7.3 <i>Descoloração de corantes e efluentes por processos combinados</i> .....	52
<b>3 OBJETIVOS</b> .....	<b>53</b>
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>54</b>
<b>4.1 Corantes têxteis</b> .....	<b>54</b>
<b>4.2 Tingimento e geração dos efluentes</b> .....	<b>55</b>
4.2.1 <i>Análise da eficiência de tingimento em fibra de algodão</i> .....	58
<b>4.3 Fungos basidiomicetos</b> .....	<b>59</b>
<b>4.4 Descoloração de efluentes</b> .....	<b>59</b>
4.4.1 <i>Operação em pequena escala</i> .....	59
4.4.2 <i>Avaliação da descoloração</i> .....	61
4.4.3 <i>Análise Estatística</i> .....	62
<b>4.5 Ensaios de toxicidade de efluentes “COM alvejamento” e “SEM alvejamento”</b> .....	<b>62</b>
4.5.1 <i>Ensaio de toxicidade com <u>Vibrio fischeri</u></i> .....	62
4.5.2 <i>Ensaio de toxicidade com <u>Daphnia similis</u></i> .....	64
4.5.3 <i>Eficiência dos tratamentos na redução da toxicidade</i> .....	65

<b>4.6 Avaliação da presença de agentes do banho de alvejamento na descoloração de efluente.....</b>	<b>66</b>
<b>4.7 Operação em biorreator.....</b>	<b>67</b>
4.7.1 <i>Preparo da bucha vegetal.....</i>	68
4.7.2 <i>Inóculo fúngico.....</i>	69
4.7.3 <i>Avaliação da descoloração e reutilização da biomassa fúngica.....</i>	70
4.7.4 <i>Avaliação da toxicidade.....</i>	71
4.7.5 <i>Avaliação da fitotoxicidade.....</i>	72
<b>4.8 Ensaios complementares de descoloração.....</b>	<b>74</b>
4.8.1 <i>Interferência do tipo de inóculo no percentual de descoloração.....</i>	74
4.8.2 <i>Avaliação da concentração do corante.....</i>	74
<b>4.9 Avaliação de parâmetros físico-químicos dos efluentes.....</b>	<b>75</b>
4.9.1 <i>Potencial hidrogeniônico (pH).....</i>	76
4.9.2 <i>Demanda química de oxigênio (DQO).....</i>	76
4.9.3 <i>Condutividade elétrica.....</i>	76
4.9.4 <i>Turbidez.....</i>	76
4.9.5 <i>Sólidos sedimentáveis.....</i>	77
4.9.6 <i>Sólidos em Suspensão Totais.....</i>	77
4.9.7 <i>Carbono Orgânico Total.....</i>	77
<b>5 RESULTADOS.....</b>	<b>78</b>
<b>5.1 Esgotamento dos corantes na fibra de algodão.....</b>	<b>78</b>
<b>5.2 Descoloração dos efluentes têxteis em pequena escala.....</b>	<b>80</b>
5.2.1 <i>Efluentes contendo o corante azul (C. I. Reactive Blue 222).....</i>	80
5.2.2 <i>Efluentes contendo o corante vermelho (C. I. Reactive Red 239).....</i>	82
5.2.3 <i>Efluentes contendo o corante amarelo (C. I. Reactive Yellow 160).....</i>	84
<b>5.3 Ensaios de toxicidade (pequena escala).....</b>	<b>86</b>
5.3.1 <i>Ensaios de toxicidade com <u>Vibrio fischeri</u>.....</i>	86
5.3.2 <i>Ensaios de toxicidade com <u>Daphnia similis</u>.....</i>	88
<b>5.4 Avaliação da presença dos agentes de alvejamento na descoloração de efluente.....</b>	<b>89</b>
<b>5.5. Análise da descoloração em biorreator e reúso da biomassa fúngica.....</b>	<b>90</b>
<b>5.6 Análise da toxicidade de efluentes tratados em biorreator.....</b>	<b>93</b>
5.6.1 <i>Análise da toxicidade para <u>Vibrio fischeri</u>.....</i>	93
5.6.2 <i>Análise da fitotoxicidade.....</i>	95
<b>5.7 Ensaios complementares de descoloração.....</b>	<b>96</b>
5.7.1 <i>Avaliação do tipo de inóculo no percentual de descoloração.....</i>	96

5.7.2 Avaliação da concentração inicial do corante e relação com percentual de descoloração.....	97
<b>5.8 Parâmetros físico-químicos.....</b>	<b>99</b>
<b>6 DISCUSSÃO .....</b>	<b>103</b>
<b>6.1 Descoloração de efluentes .....</b>	<b>103</b>
<b>6.2 Toxicidade de efluentes .....</b>	<b>109</b>
<b>6.3 Parâmetros físico-químicos.....</b>	<b>113</b>
<b>7 CONCLUSÕES.....</b>	<b>117</b>
<b>7.1 Sugestões para trabalhos futuros .....</b>	<b>118</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>119</b>
<b>APÊNDICES</b>	
<b>A – Curva padrão para estimar a concentração de corante no efluente final .....</b>	<b>133</b>
<b>B – Análise estatística da descoloração do efluente azul em pequena escala .....</b>	<b>134</b>
<b>C – Análise estatística da descoloração do efluente vermelho em pequena escala.....</b>	<b>137</b>
<b>D – Análise estatística da descoloração do efluente amarelo em pequena escala.....</b>	<b>144</b>
<b>E – Análise estatística das substâncias inibidoras presentes na etapa de alvejamento.....</b>	<b>153</b>
<b>F – Índices de germinação (IG) de <i>Lactuca sativa</i> e <i>Sorghum vulgare</i> .....</b>	<b>156</b>
<b>G – Avaliação do tipo de inóculo em relação à descoloração.....</b>	<b>158</b>
<b>H – Análise da regressão linear: Concentração inicial dos efluentes e percentual de descoloração .....</b>	<b>161</b>
<b>I – Análise estatística de parâmetros físico-químicos para o efluente azul.....</b>	<b>162</b>
<b>J – Análise estatística de parâmetros físico-químicos para o efluente vermelho.....</b>	<b>166</b>
<b>K – Análise estatística de parâmetros físico-químicos para o efluente amarelo.....</b>	<b>170</b>
<b>L – Análise estatística do fator “diluição” sobre o percentual de descoloração do efluente amarelo .....</b>	<b>174</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O setor têxtil apresenta significativa importância no cenário econômico nacional. No entanto, é também destacado como um setor poluidor. A liberação de efluentes coloridos no ambiente, oriundos do processo de tingimento têxtil, representa um grave problema ambiental. Os efluentes da indústria têxtil apresentam uma composição complexa, formada por corantes, surfactantes, dispersantes, ácidos, bases, sais, aditivos, óleos, entre outras substâncias potencialmente tóxicas. Como resultado do processo têxtil tem-se, portanto, um efluente extremamente colorido com altos valores de DQO, condutividade, turbidez, sólidos, COT, que apresentam um difícil tratamento e com grandes possibilidades de ser tóxico para diferentes organismos. Quando não tratados adequadamente, esses efluentes podem causar desequilíbrio nos ambientes naturais, comprometendo a vida aquática e podendo trazer complicações à saúde humana.

Os métodos convencionais de tratamento aplicados nas indústrias raramente resolvem o problema da cor encontrada nos efluentes têxteis. O tratamento destes efluentes incluem processos físicos e químicos, que nem sempre se mostram efetivos, necessitando de tecnologias de tratamento avançado, como os processos de oxidação avançada. Estas tecnologias avançadas quando efetivas, podem ser consideradas de difícil aplicação em escala industrial, devido ao custo elevado de operação e manutenção. Ao consultar os diagnósticos da situação de diversas bacias hidrográficas brasileiras, constata-se com frequência problemas de poluição por corantes de indústrias têxteis. A efetivação de um tratamento que garanta a remoção da cor torna-se, portanto, indispensável. Pesquisas por tratamentos alternativos que apresentem efetividade vêm sendo exploradas. Diante deste cenário, a utilização de fungos basidiomicetos desponta como alternativa promissora e de baixo custo operacional. Estes organismos apresentam um complexo multienzimático inespecífico, que possibilita a biodegradação de uma série de compostos recalcitrantes, incluindo os corantes têxteis.

Nos últimos anos, diferentes espécies de fungos basidiomicetos têm sido estudadas para descoloração de corantes e efluentes têxteis: *Trametes versicolor*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Trametes trogii*, *Schizophyllum commune*, *Pleurotus eryngii*, *Irpex lacteus*, *Coprinus plicatilis*, *Pleurotus ostreatus*, *Peniophora cinerea*, *Trametes villosa*, entre outros. Neste contexto, o grupo de pesquisa multi-institucional “Taxonomia, Ecologia e Biotecnologia de fungos basidiomicetos”, formado por pesquisadores da Universidade Federal do ABC, Universidade de São Paulo, Instituto de Botânica e Universidade Católica de

Santos, vem desenvolvendo projetos relacionados ao tratamento de corantes e efluentes têxteis por fungos basidiomicetos.

A grande maioria dos trabalhos utilizando fungos basidiomicetos encontrados na literatura concentra-se no estudo de descoloração e degradação apenas de corantes têxteis. Poucas pesquisas avaliam o potencial fúngico na descoloração de efluente têxtil real. A utilização desses fungos em biorreatores, com o objetivo de avaliar um maior volume reacional de efluente real, ampliando a escala de trabalho, é ainda mais escassa. O efluente têxtil real apresenta uma complexa composição, o que representa uma maior dificuldade de tratamento, quando comparado aos corantes têxteis em solução.

Na cadeia têxtil, há diversas etapas geradoras de efluentes, incluindo o tingimento, responsável pela geração de efluentes coloridos, constituídos por corantes de difícil degradação. O tratamento convencional geralmente é realizado somente no efluente final, formado por todos os efluentes das diferentes etapas do processo têxtil, tornando difícil o tratamento integral do efluente. Neste panorama, a presente tese de Doutorado é o primeiro trabalho do grupo de pesquisa anteriormente citado, que estudou a aplicação de fungos basidiomicetos no estudo de efluentes têxteis reais, tendo como objetivo principal avaliar a utilização de espécies fúngicas como tratamento intermediário do efluente têxtil real, analisando a descoloração e redução da toxicidade dos efluentes do banho de tingimento. O tratamento fúngico realizado após a etapa de tingimento pode diminuir os níveis de cor e toxicidade do efluente intermediário gerado, possibilitando que o tratamento convencional posterior da própria indústria consiga um resultado mais satisfatório. Desta forma, como resultado final, ter-se-ia um tratamento ambientalmente correto, de alta eficiência e com baixo custo operacional.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Indústrias Têxteis: Aspectos econômicos e ambientais

A indústria têxtil apresenta-se como um dos segmentos mais tradicionais da indústria mundial, estando presente em todos os países, em maior ou menor número. A sociedade humana necessita dos mais distintos tipos de vestuário, seja no cotidiano, ou em atividades específicas, como área hospitalar, militar e moda, o que ressalta a grande importância econômica e social desta indústria (FUJITA; JORENTE, 2015; MELO et al., 2007).

A Ásia responde por 73% do volume total de produção de têxtil no mundo, tendo destaque China, Índia, Paquistão e Indonésia. O Brasil aparece, no contexto mundial, como o quarto maior produtor de vestuário e quinto maior produtor de manufaturas têxteis. Todavia, a participação brasileira no comércio mundial ainda é comparativamente pequena, menor que 0,5%, o que o coloca em 23º no ranking de exportadores (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIA TÊXTIL E DE CONFECÇÃO, 2015).

O setor têxtil e de confecção no Brasil evidencia-se como uma importante indústria nacional, reunindo mais de 33 mil empresas e empregando cerca de 1,6 milhão de trabalhadores. Em 2014 apresentou uma estimativa de faturamento de US\$ 55,4 bilhões, que embora alto, reflete uma queda em relação a 2013 (US\$ 58,2 bilhões), sendo este panorama associado a uma queda na produção industrial e à desvalorização da moeda nacional (ABIT, 2015). Grandes eventos, tais como a Olimpíada de 2016, que acontecerá no Rio de Janeiro, poderão expandir as atividades da indústria têxtil brasileira, permitindo uma exploração do mercado internacional, por meio de produtos que ressaltem a ideologia artística e cultural do evento (FUJITA; JORENTE, 2015).

Por outro lado, deve ser ressaltado, que em seu processo industrial, o setor têxtil possui diversas etapas que são potencialmente geradoras de impactos ambientais, dentre as quais se destacam (BASTIAN et al., 2009):

I. Ruído e vibração: muitos equipamentos utilizados pelo setor apresentam potencial para emitir ruídos e vibrações que podem gerar desconforto nos arredores da indústria.

II. Odor do óleo de enzimação: alguns processos utilizam-se de óleos para lubrificação de tecidos e em altas temperaturas (em torno de 160 °C), estes óleos podem ser volatilizados e, ao serem descartados à atmosfera, geram forte odor e incômodo às proximidades.

III. Geração de resíduos sólidos: resíduos oriundos do descaroçamento do algodão, restos de fios e tecidos, e embalagens de compostos perigosos constituem-se como um problema ambiental do processo têxtil.

IV. Geração de efluente e cor: este é o mais grave problema desta indústria. Alguns setores geram efluentes líquidos com grandes concentrações de matéria orgânica. Efluentes coloridos são gerados, necessitando de tratamento adequado que atenda à legislação ambiental.

Quando não tratados adequadamente, antes de serem lançados em águas naturais, os efluentes contendo corantes e outras substâncias químicas, podem modificar o ecossistema e comprometer a saúde da população. Estes efluentes podem diminuir a transparência da água, impossibilitando a penetração da radiação solar, o que ocasiona a redução da atividade fotossintética. Somado a isso, perturbam a solubilidade dos gases, acarretando danos aos organismos aquáticos. Os riscos para a saúde humana dependem da forma e do tempo de exposição ao corante, se houve a ingestão do mesmo, ou ainda se houve reação com a pele e vias respiratórias. Dentre as possíveis complicações, têm-se dermatites e problemas respiratórios, e em casos mais graves, por meio de biotransformação catalisada por enzimas específicas, substâncias com propriedades carcinogênicas e mutagênicas podem ser geradas, como aminas aromáticas, toluidinas, benzidinas, entre outras. Há indícios de associação de alguns corantes ao câncer de bexiga e de fígado em humanos e, anomalias nucleares e aberrações cromossômicas em animais (KUNZ et al., 2002; ZANONI; CARNEIRO, 2001).

## **2.2 Processos Têxteis: Consumo de água e geração de efluentes**

Dentre os processos têxteis, alguns são destacados pela geração de efluentes líquidos. Tais processos constituem, majoritariamente, o beneficiamento têxtil. O beneficiamento têxtil produz, em quase todas as suas etapas, grandes volumes de efluentes além de um grande consumo de água (ROSA, 2013; SILVA, 2007). A Figura 1 representa algumas etapas de processamento da indústria têxtil.

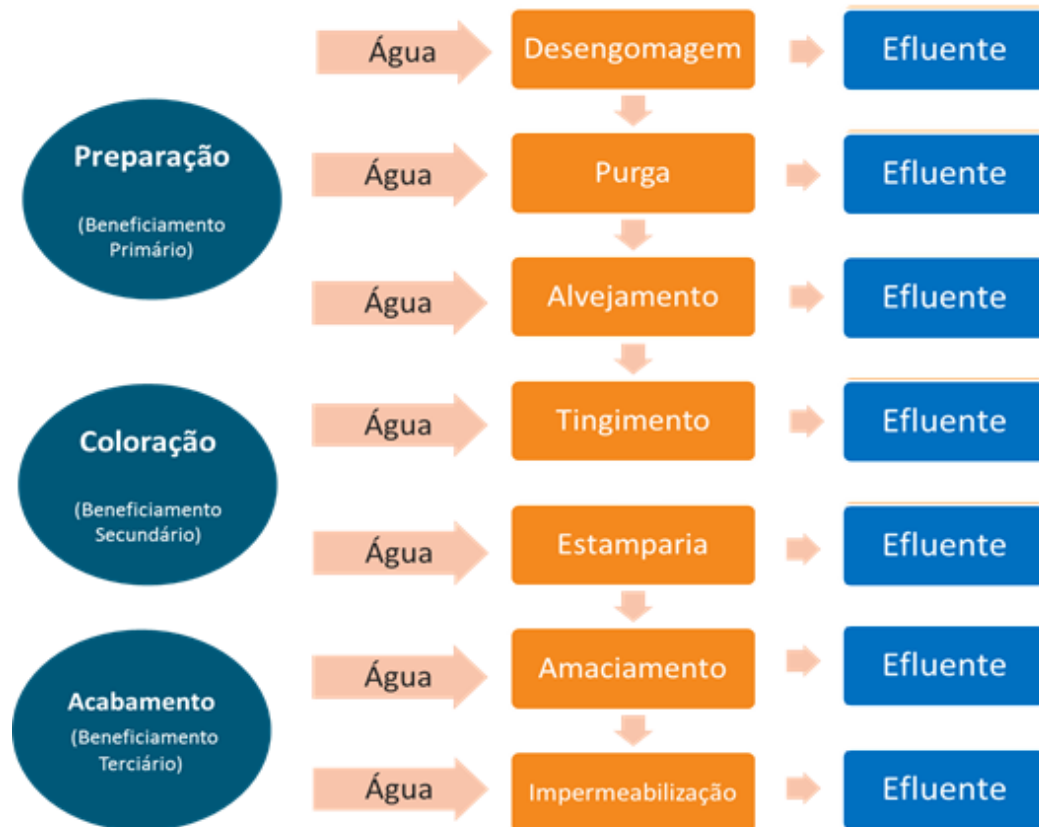
O beneficiamento têxtil pode ser dividido em (ROSA, 2013):

I. Beneficiamento primário: processos de preparação do tecido antes do recebimento de coloração, engloba processos como: purga, alveijamento, desengomagem, merceirização, entre outros.

II. Beneficiamento secundário: processos que envolvem coloração do tecido. Tingimento e estamparia estão inseridos nesta categoria.



III. Beneficiamento terciário: processos que visam “sofisticar” o tecido após as etapas de tingimento ou estamparia, também denominado de acabamento. São exemplos de tais processos: amaciamento, impermeabilização e acabamento antimicrobiano.



**Figura 1 – Consumo de água e geração de efluentes de alguns processos têxteis** (Adaptado de Silva, 2007).

As etapas de processamento da fibra mostrados na Figura 1 não são realizadas por todas as indústrias. Algumas indústrias (tinturarias) podem utilizar os chamados tecidos “PT” (tecidos prontos para tingir). Esta denominação indica que o tecido comercializado já passou por processos anteriores ao tingimento (beneficiamento primário), como a purga e o alvejamento. Nestes casos, o efluente líquido do beneficiamento desta indústria, não terá efluentes da etapa de preparação do tecido (Comunicação pessoal, Rosa 2014)<sup>1</sup>. Uma síntese de algumas das principais etapas do processo de beneficiamento é mostrada no Quadro 1. – ses

<sup>1</sup> Informação fornecida pelo Prof. Dr. Jorge Marcos Rosa (SENAI-SP) em São Paulo, em 2014.

**Quadro 1 – Processos de beneficiamento têxtil** (BASTIAN et al., 2009; ROSA, 2013).

<b>Processo</b>	<b>Designação</b>
<b>Desengomagem</b>	Retirar a goma (amido) que foi aplicado ao tecido
<b>Purga</b>	Retirar impurezas, materiais oleosos do tecido
<b>Alvejamento</b>	Conferir maior brancura ao tecido, remover coloração amarelada (natural) do substrato têxtil
<b>Mercerização</b>	Melhorar propriedades físico-químicas de fios e tecidos (brilho, estabilidade dimensional)
<b>Tingimento</b>	Colorir o tecido (coloração total)
<b>Estamparia</b>	Colorir o tecido (coloração localizada/parcial)
<b>Secagem</b>	Remover o excesso de umidade
<b>Amaciamento</b>	Imprimir maciez ao substrato
<b>Impermeabilização</b>	Proporcionar repelência à água e sujidades.
<b>Acabamento Antimicrobiano</b>	Promover a desinfecção e proliferação de micro-organismos no tecido
<b>Acabamento Antirrugas</b>	Inibir o amarrotamento do tecido

□ Beneficiamento primário, ■ Beneficiamento secundário, ▤ Beneficiamento terciário

A economia de água durante os processos têxteis ganha cada vez mais importância diante da atual crise hídrica que se vivencia por todo o planeta. A água é indispensável para a maioria das etapas dos processos produtivos têxteis, sendo nas tinturarias e lavanderias industriais, sua maior utilização. São gastos em torno de 75 litros de água para cada quilograma de substrato beneficiado. A adoção de medidas que minimizem este cenário torna-se cada vez mais urgente (ROSA, 2013). Uma destas medidas, já há algum tempo adotada em algumas indústrias, reside na utilização da enzima catalase para remoção do residual de peróxido, após a etapa de alvejamento. Em processos industriais anteriores, após o alvejamento, utilizava-se bissulfito de sódio para neutralizar este residual, gastando, posteriormente, cerca de 30 a 40 litros de água por quilograma de fibra para remover o excesso de bissulfito de sódio. Com a adição de catalase não são necessárias lavagens para remoção de peróxido residual, tendo assim, economia de água (DOSHI; SHELKE, 2001). Pesquisas por tecnologias que permitam a diminuição do consumo de água, bem como sua reutilização no processo têxtil vem sendo exploradas, colocando o tema sustentabilidade como uma demanda do setor (BARREDO-DAMAS et al., 2006; BLANCO et al., 2014; ROSA et al., 2015).

O tingimento têxtil aparece como um dos grandes vilões do setor, devido ao alto consumo de água e à geração de efluentes coloridos. O processo de tingimento pode ser:

1. Contínuo: onde o tecido passa, de forma contínua, por um banho de impregnação (tingimento) que permanece estacionado e, posteriormente, o substrato é espremido e fixado por calor seco, calor úmido ou repouso prolongado (TWARDOKUS, 2004).

2. Descontínuo: também conhecido como esgotamento. O corante desloca-se do banho para a fibra. Há contato constante entre a fibra e o corante, por meio da movimentação de um deles ou dos dois; o sucesso do processo depende da agitação mecânica, temperatura e produtos auxiliares utilizados. Neste tipo de processo, há uma considerável geração de efluentes com produtos químicos que não se fixam ao tecido, principalmente alguns tipos de corantes (FERRARI, 2007; TWARDOKUS, 2004).

O despejo final oriundo dos processos de tingimento tem como principal problema a presença de cor nos efluentes. A presença de corantes têxteis de difícil degradação é um grande problema ambiental enfrentado pelo setor.

### **2.3 Corantes têxteis**

A cor é um dos fatores de êxito comercial dos produtos têxteis (SOARES, 2000). Considerando a cadeia têxtil, não se pode deixar de mencionar os corantes utilizados no processo de tingimento. Para identificação dos corantes, comercializados com diversos nomes, utiliza-se o *Colour Index* (CI), publicação da *American Association of Textile Chemists and Colorists* e da *British Society of Dyers and Colorists*, que contém uma lista de nomes e números para designar os diversos tipos de corantes (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIA QUÍMICA, 2016). O nome descrito no *Colour Index* indica a classe, cor e número do registro do corante em questão, por exemplo, *C.I. Reactive Blue 222* trata-se de um corante reativo, de cor azul, e com número de registro 222 (ROSA, 2013).

Os corantes podem ser classificados de acordo com sua fixação à fibra (ou utilização por substrato) e/ou de acordo com as classes químicas a que pertencem. O Quadro 2 apresenta a classe do corante em relação à sua fixação, apresentando os principais tipos de fibra e sua fixação típica. Já no Quadro 3 são apresentados alguns dos principais corantes têxteis, classificados de acordo com a estrutura química pelo CI e suas respectivas classificações por fixação (aplicação).

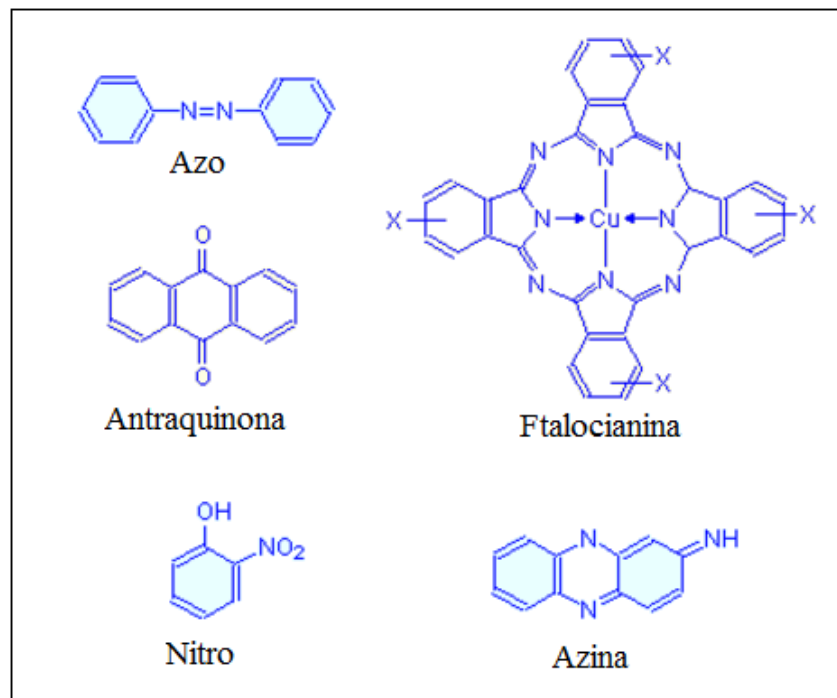
**Quadro 2 – Principais corantes utilizados no processo de tingimento, classificados de acordo com o modo de fixação à fibra** (Adaptado de BASTIAN et al., 2009; ROSA, 2013).

Classe do corante	Tipos de fibras	Fixação típica (%)
Ácido	Lã, seda e poliamida	80-93
À tina	Celulósica	70-95
Básico	Acrílico e alguns tipos de poliéster	97-98
Direto	Celulósica	70-95
Disperso	Poliéster, acetato e outras fibras sintéticas	80-90
Reativo	Celulósica	60-90
Sulfuroso (ao enxofre)	Celulósica	60-70

**Quadro 3 – Classificação de corantes têxteis por classe química e aplicação (fixação)** (Adaptado de ABIQUIM, 2016; BELTRAME, 2000).

Classe química	Classificação por aplicação (fixação)
<b>Acridina</b>	Básicos
<b>Aminocetona</b>	À tina
<b>Antraquinona</b>	Ácidos, à tina, dispersos, básicos, diretos, reativos
<b>Azina</b>	Ácidos, básicos
<b>Azo</b>	Ácidos, diretos, dispersos, básicos, reativos
<b>Estilbeno</b>	Diretos, reativos
<b>Ftalocianina</b>	Ácidos, diretos, reativos
<b>Indigóide</b>	À tina
<b>Metina</b>	Básicos, dispersos
<b>Nitro</b>	Ácidos, dispersos
<b>Nitroso</b>	Ácidos, dispersos
<b>Oxazina</b>	Básicos
<b>Quinolina</b>	Ácidos, básicos
<b>Tiazina</b>	Básicos
<b>Tiazol</b>	Básicos, diretos
<b>Triarilmetano</b>	Ácidos, básicos
<b>Xanteno</b>	Ácidos, básicos

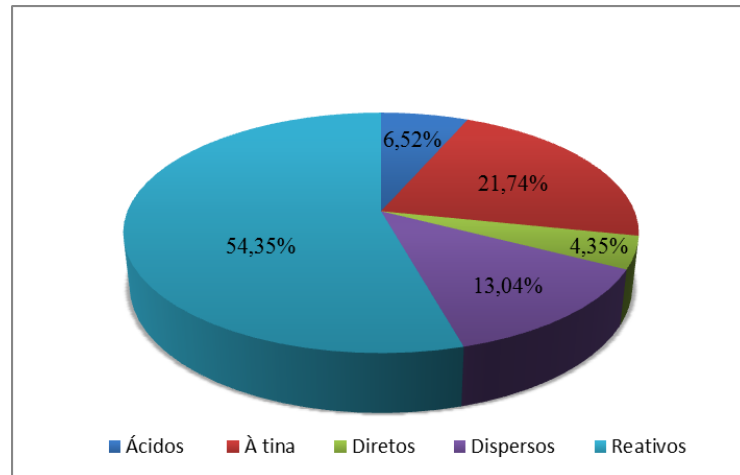
A classificação química está relacionada ao grupo cromóforo, responsável pela cor do corante. A fórmula geral de alguns dos principais cromóforos é apresentada na Figura 2.



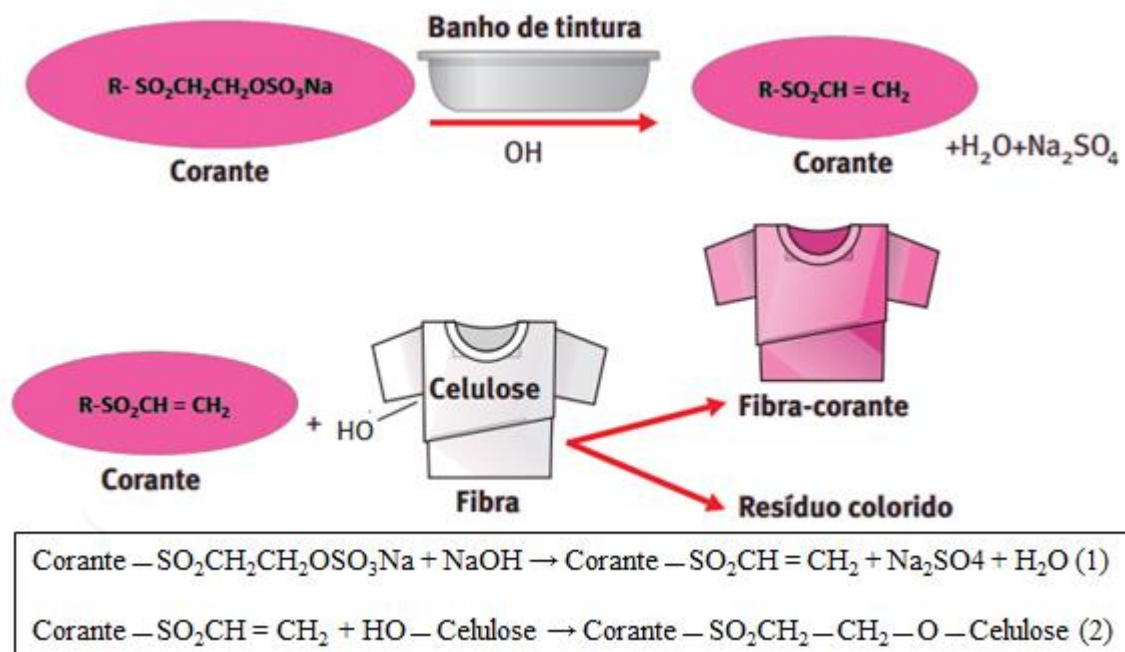
**Figura 2 – Fórmula geral de alguns dos principais cromóforos** (Fonte: <http://stainsfile.info/StainsFile/dyes/class/dye/class.htm>, Acesso em: 20 jan, 2016).

Dentre todos os corantes têxteis, os mais utilizados no Brasil são os corantes reativos para fibras celulósicas, como o algodão e a viscose, que são as fibras mais empregadas na atualidade. Em 2010, a Clariant do Brasil, uma das principais fabricantes de corantes do setor, teve a produção de corantes reativos registrada em 12.500 toneladas, representando 54,35% da produção total de corantes da fábrica (Figura 3) (ROSA, 2013).

Os corantes reativos caracterizam-se por serem altamente solúveis em água, estabelecerem ligações covalentes entre o corante e a fibra e garantirem uma boa estabilidade da cor. Apresentam um grupo cromóforo que dará cor ao tecido e um grupo eletrofílico (reativo) que reage com o radical hidroxila da fibra celulósica, com os grupamentos amino de poliamidas e com os grupos hidroxila, amina e tióis de fibras proteicas (BASTIAN et al., 2009; GUARATINI; ZANONI, 2000). A Figura 4 apresenta um exemplo de adição nucleofílica, onde o radical vinilsulfona (-SO<sub>2</sub>CH=CH<sub>2</sub>) representa o grupo reativo que reage com o grupo hidroxila da celulose (KIMURA et al., 1999).



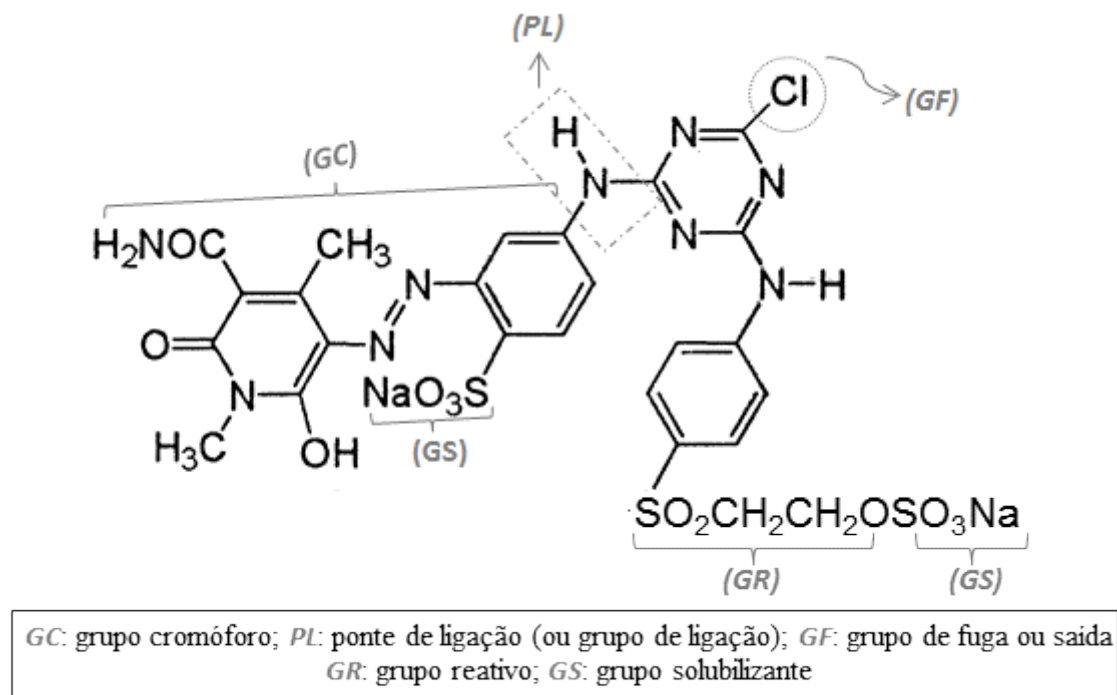
**Figura 3 – Produção de corantes têxteis pela fábrica de corantes Clariant no Brasil, em 2010** (ROSA, 2013). Os dados são apresentados em porcentagem e referem-se a uma produção total de 23 mil toneladas de corantes.



**Figura 4 – Representação da reação de um corante reativo, contendo o grupo vinilsulfona como grupo reativo com a fibra de celulose** (Adaptado de ZANONI; CARNEIRO, 2001).

A estrutura de um corante reativo pode ser definida pelas seguintes unidades: grupo solubilizante (GS), grupo cromóforo (GC), ponte de ligação (PL); grupo reativo (GR); e grupo de fuga (GF). O grupo cromóforo, conforme dito anteriormente, é responsável pela cor. Os principais cromóforos de corantes reativos possuem a função azo e antraquinona. O grupo solubilizante, como o próprio nome deduz, auxilia na solubilização em meio aquoso. Como

exemplo, tem-se o grupo solubilizador  $-\text{SO}_3\text{Na}$ , que pode se dissociar em sulfonato e liberar  $\text{Na}^+$ . A ponte ou grupo de ligação funciona como o elo entre o grupo cromóforo e o grupo reativo, compreendendo, entre outros, os grupos: imino ( $-\text{NH}-$ ), amida ( $-\text{NHCO}-$ ) e sulfona ( $-\text{SO}_2-$ ). Os grupos de fuga nucleofílico, também denominados de grupos de saída, são os grupos que saem da molécula no momento da reação com um reagente nucleofílico, neste grupo estão incluídos íons, como:  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{Br}^-$ . O grupo reativo é responsável pela reação com a fibra. Dentre os grupos reativos mais comuns destacam-se as estruturas de anel heterocíclico e vinilsulfona ( $-\text{SO}_2\text{CH}=\text{CH}_2$ ). Todas as unidades detalhadas anteriormente apresentam efeito sobre as propriedades físicas finais da molécula do corante, que incluem: cor, tamanho molecular, substantividade, solubilidade, entre outros (ASPLAND, 1992; GUARATINI; ZANONI, 2000; KIMURA et al., 1999; ROSA, J. 2013; ROSA, S. 2009; ZOLLINGER, 2003). A Figura 5 mostra a representação das unidades de um corante reativo contendo o grupo “azo” como cromóforo.



**Figura 5 – Representação das unidades que compõem o corante reativo azo C. I. Reactive Yellow 160** (Adaptado de Kimura et al., 1999).

Dentre todos os corantes sintéticos, os corantes com cromóforo “azo” são os mais amplamente utilizados pelo setor têxtil, esses corantes são caracterizados pela presença de um ou mais grupos azo ( $-\text{N}=\text{N}-$ ). Os corantes azo podem conter mais de uma ligação “ $-\text{N}=\text{N}-$ ”, os corantes monoazo possuem apenas uma, enquanto os corantes diazo, triazo e poliazo,

possuem, respectivamente, duas, três e quatro ou mais ligações deste tipo. Contudo, alguns corantes classificados como “azo”, juntamente com seus subprodutos vêm demonstrado apresentar toxicidade, visto que a biotransformação de alguns deles pode formar benzidinas, aminas e outros intermediários com potencial carcinogênico. Diante disso, torna-se inevitável intensificar os tratamentos já existentes e buscar novas tecnologias que imobilizem ou degradem estes compostos presentes em efluentes têxteis (GUARATINI; ZANONI, 2000; KUNZ et al., 2002; RODRÍGUEZ-COUTO, 2015).

#### **2.4 Toxicidade de efluentes**

A toxicidade originada do lançamento dos efluentes em corpos receptores tem sido objeto de interesse para os pesquisadores e ganhado atenção. Para se realizar uma estimativa do impacto que um dado efluente pode ocasionar em um corpo receptor, são feitos ensaios ecotoxicológicos, que tem por finalidade, a simulação do que seria observado no corpo receptor após ser lançado o efluente (ARENZON; PEREIRA NETO; GERBER, 2011). Esses ensaios avaliam a toxicidade de agentes químicos, utilizando-se organismos representativos (MARTINS, 2008). Os bioensaios de ecotoxicidade são os testes laboratoriais que avaliam experimentalmente a toxicidade de uma amostra ambiental. Estes ensaios permitem avaliar a qualidade da água, preservar e proteger o meio aquático e avaliar a eficiência de algumas metodologias de tratamento. No entanto, é difícil extrapolar os resultados dos ensaios de ecotoxicidade para os seres humanos, e assim não se tem uma resposta absoluta sobre o risco que uma dada amostra representa para a população humana. Além disso, os níveis de toxicidade obtidos para uma espécie não podem ser extrapolados para outra (ALVES, 2014; RIBO, 1997).

Muitos ensaios de ecotoxicidade já estão bem difundidos e estabelecidos, sendo alguns padronizados pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), bem como por organizações internacionais, como a *American Water Works Association* (AWWA) e *Organisation for Economic Co-operation and Development* (OECD) (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006). Os tipos de ensaios ecotoxicológicos podem ser agudos, que indicam a capacidade do efluente causar efeito danoso ao organismo testado em um período curto de tempo; ou crônicos, onde os organismos são expostos ao efluente por um período mais longo. Os efeitos crônicos podem ser manifestados por um longo período de tempo. A escolha do



tipo de teste dependerá das normas e exigências para atender a legislação ambiental (ARENZON; PEREIRA NETO; GERBER, 2011).

As indústrias têxteis representam importantes fontes de descarga tóxica e contribuem substancialmente para a deterioração da água, portanto, mais atenção deve ser dada para a toxicidade destes efluentes (ZHANG et al., 2012). Muitos processos utilizados para tratamento de efluentes podem ser eficientes na descoloração, porém torna-se necessário avaliar a formação de substâncias tóxicas durante o processo de tratamento (ULSON DE SOUZA; FORGIARINI; ULSON DE SOUZA, 2007). A toxicidade de um efluente é resultado da interação dos diferentes elementos nele presentes (ARENZON; PEREIRA NETO; GERBER, 2011). O Quadro 4 apresenta alguns organismos utilizados no estudo de toxicidade de corantes e efluentes têxteis.

**Quadro 4 – Organismos utilizados em estudos de toxicidade de corantes e efluentes têxteis.**

<b>Organismo-teste</b>	<b>Espécie</b>	<b>Parâmetro avaliado</b>	<b>Referência</b>
Algas verdes	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Inibição do crescimento da biomassa	Anastasi et al. (2011); Fang et al. (2012); Tigini et al. (2011)
	<i>Scenedesmus subspicatus</i>		Cordova Rosa et al. (2001); Kunz et al. (2001)
Plantas	<i>Allium cepa</i>	Extensão das raízes	Kulshrestha e Husain (2007); Phugare et al. (2011); Samuel et al. (2010)
	<i>Lactuca sativa</i>	Germinação de sementes e alongamento das raízes	Almeida e Corso (2014); Garcia et al. (2009); Palácio et al. (2009); Silva et al. (2012)
	<i>Sorghum vulgare</i>		Ghodake et al. (2009); Kalyani et al. (2008); Watharkar et al. (2015)
Microcrustáceos	<i>Artemia salina</i>	Sobrevivência / Imobilidade	Almeida e Corso (2014); Palácio et al. (2009); Ulson de Souza et al. (2007)
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>		De Luna et al. (2014); Fang et al. (2012)
	<i>Daphnia magna</i>		Fang et al. (2012); Flohr et al. (2012); Tigini et al. (2011)
	<i>Daphnia similis</i>		Borrely et al. (2015); Corso e Almeida (2009); De Luna et al. (2014)
Rotífero	<i>Brachionus plicatilis</i>	Sobrevivência	Borrely et al. (2015)
Bactéria	<i>Salmonella typhimurium</i>	Mutagenicidade	Lima et al. (2007); Umbuzeiro et al. (2005)
	<i>Vibrio fischeri</i>	Inibição da luminescência	Anastasi et al. (2011); Borrely et al. (2015); Fang et al. (2012); Flohr et al. (2012)

Os organismos-teste podem apresentar diferenças na sensibilidade à determinada amostra ambiental, de modo que, organismos de níveis tróficos distintos podem apresentar respostas diferentes sobre a toxicidade de um mesmo efluente (ARENZON; PEREIRA NETO; GERBER, 2011). Para fins de rotina, os ensaios utilizados para avaliar a toxicidade de amostras devem ser representativos, sensíveis, baratos e rápidos (RIBO, 1997).

Os testes ecotoxicológicos que empregam a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* é, atualmente, um dos ensaios mais utilizados para análise de toxicidade aguda, por ter a vantagem de apresentar resultados de modo rápido e simples: um equipamento capta a intensidade luminosa da bactéria (bioluminescência), antes e após a exposição à amostra com potencial tóxico, em poucos minutos. O equipamento, vinculado a um computador, e por meio de um programa computacional, fornece os resultados da toxicidade da amostra, aplicando-se a avaliação estatística adequada (MARTINS, 2008). No Brasil, os testes ecotoxicológicos utilizando este micro-organismo baseiam-se principalmente na Norma ABNT NBR 15411, que descreve detalhadamente três procedimentos (utilizando bactérias recém-cultivadas, desidratadas ou liofilizadas) para determinação do efeito inibitório de amostras aquosas sobre a bioluminescência de *V. fischeri*. Uma crítica a este método reside no fato desta bactéria ser marinha, requerendo por isso, uma mínima concentração de sal para sobrevivência. Dependendo da amostra é necessário um ajuste na concentração de sal, o que poderia ser considerado como uma alteração das características dessa amostra (ARENZON; PEREIRA NETO; GERBER, 2011).

Ensaio ecotoxicológicos utilizando microcrustáceos, como os pertencentes ao gênero *Daphnia* são bem estabelecidos e difundidos em publicações científicas, sendo ainda organismos incluídos e exigidos em alguns relatórios de qualidade de água para estudo da toxicidade (MORAIS, 2015). Estes organismos são sensíveis a um grande número de contaminantes aquáticos, são importantes em cadeias alimentares de ambientes aquáticos, são de fácil cultivo laboratorial e possuem reprodução assexuada por partenogênese, o que permite a geração de organismos com sensibilidade constante (BURATINI; BERTOLETTI; ZAGATTO, 2004). A Norma ABNT NBR 12703 esclarece uma metodologia para avaliação da toxicidade aguda de amostras para *Daphnia magna* e *Daphna similis*, sendo uma das principais referências para estudos de ecotoxicologia com tais organismos no Brasil.

A fitotoxicidade é o estudo da toxicidade por meio de bioensaios com plantas. A aplicação destes ensaios representa uma alternativa de fácil execução. Quando comparados aos testes com animais, os bioensaios com plantas são considerados mais simples e, muitas vezes, mais sensíveis (FERNANDES; MAZZEO; MARIN-MORALES, 2007). Além disso,

apresenta baixo custo de operação e sua utilização permite a análise de uma extensa diversidade de parâmetros como crescimento vegetal, biomassa da planta, germinação de sementes e alongamento das raízes (CZERNIAWSKA-KUSZA; KUSZA, 2011; ŽALTAUSKAITĖ; ČYPAITĖ, 2008).

No Brasil, as exigências para monitoramento da ecotoxicidade de efluentes, podem ser verificadas na Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) 430/2011. Esta resolução preconiza em seu artigo 18, que o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor. Segundo esta Resolução, os critérios de ecotoxicidade devem ter como base resultados de ensaios ecotoxicológicos executados no efluente, utilizando indivíduos aquáticos pertencentes, no mínimo, a dois diferentes níveis da cadeia trófica.

Dependendo da legislação em vigor, após a comprovação de que o efluente não apresenta toxicidade aguda ou crônica, ainda é necessário que se comprove a inexistência de efeito genotóxico, ou seja, que este efluente não cause danos ao material genético dos organismos do corpo receptor. O ensaio mais utilizado para avaliação da mutagenicidade de efluentes industriais é o Teste de Ames, que apresentando um resultado positivo, indica que naquele efluente testado, há alguma substância interagindo com o DNA do organismo-teste, e por consequência provocando mutação (ARENZON; PEREIRA NETO; GERBER, 2011). Os custos destes testes, em muitos casos, podem inviabilizar sua aplicação em projetos de pesquisa, sendo utilizados apenas nas fases conclusivas dos experimentos.

## **2.5 Caracterização e tratamento de efluentes têxteis**

Os efluentes têxteis de uma indústria possuem substâncias químicas diversas, como: corantes, surfactantes, sais, aditivos, óleos. O resíduo final terá uma composição variável e complexa, sendo dependente dos processos aplicados na indústria: engomagem, alvejamento, tingimento, acabamento, entre outros (BARREDO-DAMAS et al., 2006; BASTIAN et al., 2009; SILVA, 2007). Além disso, outros fatores como a natureza do tecido, classe dos corantes empregados no tingimento, tipo de máquinas e equipamentos utilizados no processo também influenciam as características do efluente gerado (ZANONI; CARNEIRO, 2001).

Os despejos têxteis normalmente apresentam cor intensa, temperaturas altas, pH bastante alcalino, presença de sólidos, altos valores de DBO e DQO, turbidez (BELTRAME, 2000; OLIVEIRA, 2013) . A caracterização é complexa devido à grande diversidade de substâncias empregadas. Os valores destes parâmetros físico-químicos para o efluente bruto

diferem muito de uma indústria para outra, devido aos diferentes processos empregados pelas mesmas (ANDRADE, 2003; OLIVEIRA, 2013). A Tabela 1 apresenta os valores de alguns parâmetros de efluentes têxteis brutos analisados por alguns autores, indicando inclusive, que em um mesmo trabalho há grandes variações quando se analisa mais de um efluente.

**Tabela 1 – Parâmetros de caracterização de efluente têxtil**

Referência	pH	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Condutivi- dade (mS cm <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	COT (mg.L <sup>-1</sup> )	Turbidez (NTU)
Santos e Santaella (2002)	5-12	887-14200	3,67-6,06	588-781	400-4000	N.A.	N.A.
Can et al. (2006)	6,95	3422	3,99	1112	N.A.	900	5700
Hassemer (2006)	10-12	614-2851	4,88 ± 0,33	96 ± 25	222 ± 18	171 ± 51	48 ± 10
Sahinkaya et al. (2008)	9-13	2300 ± 800	9 ± 3	150-300	N.A.	N.A.	N.A.
Aouni et al. (2009)	13	4800	1,52	N.A.	N.A.	N.A.	252
Cerqueira et al. (2009)	9,9-11,6	1179-2553	2,2-4,61	N.A.	N.A.	N.A.	8,0-75,3
Barredo-Damas et al. (2010)	10,8-12,4	960-2525	2,45-7,78	N.A.	N.A.	N.A.	35,84-83,34
Ciabatti et al. (2010)	6,5-8,5	550-1000	3,5-7,5	100-400	N.A.	N.A.	15-200
Jerônimo (2012)	12,38 ± 0,1	4006,4 ± 88	12,93 ± 0,12	N.A.	N.A.	N.A.	417 ± 4
Zorpas et al. (2012)	8,31 ± 0,46	1420 ± 267	2,88 ± 0,24	205 ± 11	339 ± 121	692 ± 109	N.A.
Blanco et al. (2014)	7,29 ± 0,07	1560	N.A.	N.A.	N.A.	390,4 ± 1,5	66,75 ± 6,08
Koby et al. (2014)	6,5-7,1	1960-2080	2,25-2,35	1112	N.A.	450-520	1850-2600

(N.A.) – Não avaliado

Os efluentes líquidos industriais devem atender aos padrões de emissão, bem como, respeitar as classes de enquadramento dos corpos hídricos receptores. A legislação ambiental, a pressão de órgãos de proteção ambiental, a opinião pública e as exigências de mercado obrigam as empresas do setor têxtil a tomarem medidas que mudem ou minimizem os danos causados ao meio ambiente (BELTRAME, 2000). Os parâmetros, características e limites a serem obedecidos para padrão de emissão devem atender as exigências da Legislação Nacional ou de algum Órgão de Competência Nacional. No Brasil, a resolução nº 430 de 2011 do CONAMA, que complementou e alterou a resolução nº 357 de 2005, dispõe sobre as

condições, diretrizes, padrões e parâmetros para o lançamento de efluentes em corpo receptores. Em seu artigo 3º, reforça que os efluentes somente poderão ser lançados nos corpos de água após o devido tratamento e desde que obedeçam aos padrões impostos por esta Resolução. Diante disso, torna-se imperativo que as indústrias têxteis tomem as devidas providências, adotando medidas para tratamento de seus despejos, para que não sofram punições de órgãos ambientais de fiscalização.

### *2.5.1 Tratamento convencional de efluentes têxteis*

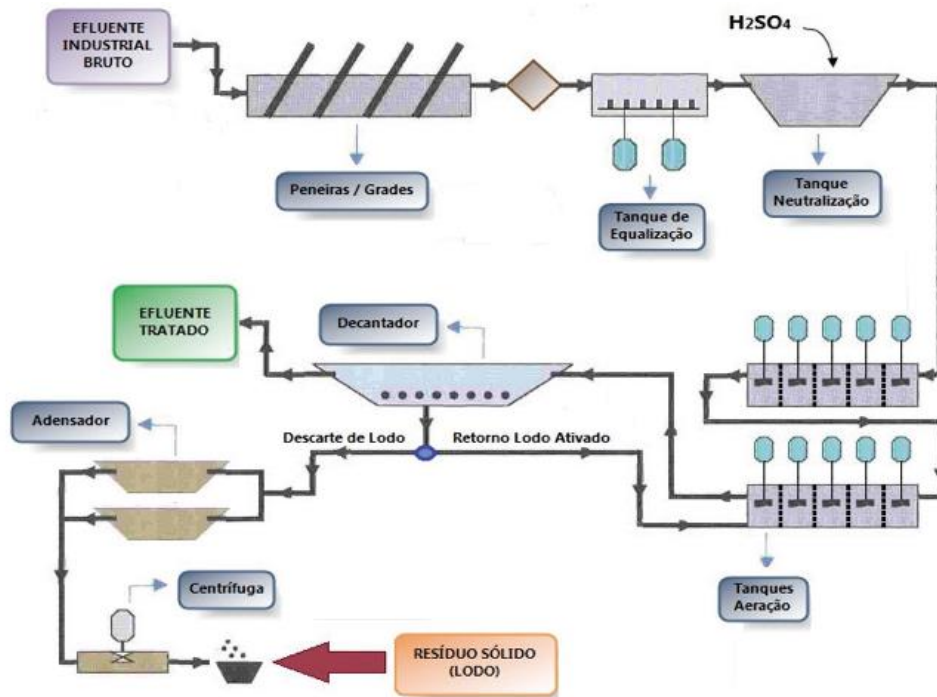
O tratamento convencional de efluentes industriais, de um modo geral, pode ser dividido em três grupos principais: tratamento físico, tratamento químico e tratamento biológico. Os processos físicos visam à separação e remoção de sólidos (grosseiros, sedimentáveis, em suspensão), os processos químicos envolvem a utilização de produtos químicos, com o objetivo de alterar as característica ou estrutura de um contaminante, e também para aumentar a eficiência de remoção do poluente, aqui se inclui processos como floculação-coagulação, oxidação e neutralização; os processos biológicos são os processos que ocorrem pela ação de micro-organismos visando, principalmente, a remoção de matéria orgânica, os mais utilizados são lodos ativados e lagoas anaeróbicas. A escolha do processo mais apropriado dependerá dos tipos e características do contaminante (MARTINS, 2011).

Nas indústrias têxteis, de um modo geral, o tratamento dos despejos envolve processos biológicos e processos físico-químicos, podendo ser descritas as seguintes etapas:

- Pré-Tratamento - Retirada de sólidos grosseiros (fiapos, trapos), que poderiam prejudicar as próximas etapas. Equipamentos: peneiras e grades (FIEMG; FEAM, 2015).
- Tratamento Primário - Etapa de equalização. Neutralização do efluente e retirada de sólidos suspensos, pode haver adição de produtos químicos com a finalidade de melhorar o tratamento. Preparação do efluente para o tratamento secundário (biológico) (FIEMG; FEAM, 2015).
- Tratamento Secundário - Visa à retirada da matéria orgânica em suspensão ou dissolvida, por meio de processos biológicos. Engloba o tratamento por lodos ativados em tanques de aeração e/ou lagoas anaeróbicas. Após esta etapa, o efluente passa por um tanque de decantação que separa o lodo do efluente (FIEMG; FEAM, 2015).
- Tratamento Terciário – É menos utilizado que os anteriores, devido ao custo envolvido. Na indústria têxtil, a principal função deste tratamento é garantir a remoção de cor,

envolve processos como: coagulação química, adsorção em carvão ativado, ozonização, osmose reversa, entre outros (MARTINS, 2011).

A Figura 6 ilustra uma estação de tratamento de efluentes, tipicamente empregada para tratamento de efluente têxtil utilizando tratamento físico-químico e lodos ativados (tanques de aeração).



**Figura 6 – Representação de uma típica estação de tratamento de efluente de uma indústria têxtil** (Fonte: FIEMG; FEAM, 2015).

Os métodos convencionais empregados na indústria têxtil (tratamento físico-químico e tratamento biológico por lodos ativados) geralmente alcançam bons níveis de redução de sólidos e carga orgânica, no entanto, embora os resíduos possam ser diminuídos, a disposição das fases sólidas continua sendo um problema (KUNZ et al., 2002; LAGUNAS; LIS, 1998). Além disso, a remoção da cor mostra-se, muitas vezes, deficiente. A Resolução CONAMA 357/2005 não é objetiva em relação a este problema, uma vez que aponta a não permissão de corantes provenientes de fontes antrópicas, ou que a presença de corantes seja virtualmente ausente (que não seja perceptível pela visão). A diluição de corantes nos corpos receptores pode indicar uma ilusória ausência e, ainda assim, gerar distúrbios ao ecossistema. Visto que os tratamentos primários e secundários não conseguem a remoção de cor de maneira plenamente satisfatória, o emprego e estudo de tratamento terciário/avançado tornam-se relevantes.

### 2.5.2 Tratamento terciário e alternativas para o tratamento de efluentes têxteis

O desenvolvimento de tecnologias mais eficientes para o tratamento de efluentes têxteis, incluindo uma remoção satisfatória da cor, torna-se indispensável para indústrias ambientalmente corretas que primam pela sustentabilidade. Dentre as tecnologias estudadas evidenciam-se processos oxidativos, processos fotoquímicos, adsorção e tratamento por membranas. O Quadro 5 apresenta algumas tecnologias de tratamento disponíveis, apontando as vantagens e desvantagens de cada método.

**Quadro 5 – Resumo de tecnologias para tratamento de efluentes têxteis** (SOUTHERN, 1995<sup>1</sup> apud BARCLAY; BUCKLEY, 2000).

Tecnologia	Exemplos	Vantagens	Desvantagens
Coagulação/ Floculação	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Alumínio,</li> <li>▪ Cal</li> <li>▪ Ferro</li> <li>▪ Polietrólitos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Equipamento simples</li> <li>▪ Remoção de cor relativamente rápida</li> <li>▪ Redução significativa na DQO</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Pode gerar grandes volumes de lodos</li> <li>▪ Adição de produtos químicos</li> <li>▪ Altos custos operacionais</li> <li>▪ Produtos geralmente inadequados para reuso</li> <li>▪ Controle preciso de pH</li> </ul>
Membranas	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Osmose reversa</li> <li>▪ Nanofiltração</li> <li>▪ Ultrafiltração</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Remove impurezas de massas moleculares específicas</li> <li>▪ Boa remoção de cor</li> <li>▪ Processos rápidos</li> <li>▪ Pode trabalhar com grandes volumes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Alto custo de investimento</li> <li>▪ Alguns efluentes não são tratados</li> <li>▪ Exige pré-tratamento</li> <li>▪ Necessária limpeza regular</li> <li>▪ Concentrado necessita de tratamento antes da eliminação</li> </ul>
Adsorção	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Carvão ativado</li> <li>▪ Sílica</li> <li>▪ Carvão vegetal</li> <li>▪ Polímeros sintéticos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Boa remoção de cor</li> <li>▪ Tecnologia simples</li> <li>▪ Alguns adsorventes apresentam baixo custo</li> <li>▪ Remoção de solventes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Alto custo de investimento</li> <li>▪ Envolve custos para regeneração ou eliminação do adsorvente</li> <li>▪ Um único adsorvente não se adequa a todos os tipos de corante</li> </ul>
Oxidação	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Ozônio</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Boa remoção de cor</li> <li>▪ Pode trabalhar com grandes volumes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Altos custos operacionais</li> <li>▪ Não remove todos os corantes</li> <li>▪ Produtos de oxidação desconhecidos</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Reagente de Fenton</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Descoloração rápida</li> <li>▪ Operação simples</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Altos custos operacionais</li> <li>▪ Produtos de oxidação desconhecidos</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ UV/catálise</li> <li>▪ UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Boa remoção de cor</li> <li>▪ Potente oxidante</li> <li>▪ Efetivo na destruição de compostos orgânicos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Altos custos de investimento</li> <li>▪ Produtos de oxidação desconhecidos</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Cloração</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Boa remoção de cor</li> <li>▪ Custos mais baixos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Geração de organoclorados</li> </ul>

<sup>1</sup> Southern, T. G. (1995) **Technical Solutions to the Colour Problem : a Critical Review**. In *Colour in Dyehouse Effluents*, (Ed : P Cooper), Society of Dyers and Colourists, Oxford, UK.

Os métodos apresentados no Quadro 5 apresentam bons resultados no tratamento de efluentes têxteis, incluindo em alguns casos, a remoção de cor. No entanto, quando efetivos, estes tratamentos podem apresentar custos muito elevados, e as indústrias, possivelmente, não estariam dispostas a arcar com tais custos. O avanço da biotecnologia, aliado às limitações dos métodos anteriormente descritos, tem possibilitado o estudo de alternativas que viabilizem tratamentos alternativos dos efluentes da indústria têxtil, com menores custos de investimento e operação. As pesquisas sobre a degradação de compostos químicos mostram extrema versatilidade de micro-organismos em degradar substâncias recalcitrantes (KAMIDA et al., 2005). Neste contexto, vem crescendo o interesse pelos fungos basidiomicetos degradadores de lignina. Estes fungos podem mineralizar vários poluentes recalcitrantes (incluindo os corantes têxteis) e apresentam vantagens sobre os demais micro-organismos, no que se refere à aplicação em processos de descontaminação ambiental (KAMIDA et al., 2005).

## **2.6 Fungos basidiomicetos e enzimas ligninolíticas: degradação da lignina e de corantes**

Os fungos basidiomicetos estão inseridos taxonomicamente no Filo Basidiomycota. Até 2008 foram descritas 31.515 espécies, 1.589 gêneros, 177 famílias, 52 ordens e 16 classes pertencentes a este filo (KIRK et al., 2008).

Grande parte dos fungos basidiomicetos é capaz de atacar e degradar a madeira. A madeira tem como constituintes principais: celulose, hemicelulose e lignina. Esta última é um polímero amorfo, complexo, bastante robusto, recalcitrante, que confere resistência mecânica à madeira, sendo de difícil degradação química e biológica (HATAKKA; HAMMEL, 2010; MARTÍNEZ et al., 2005). A lignina (Figura 7) é formada pela polimerização de três precursores principais: álcool cumarílico, álcool coniferílico e álcool sinapílico (Figura 8) que estão conectados por diferentes ligações éter e carbono-carbono. A proporção desses monômeros é variável entre as espécies de plantas, e a ligação mais frequente entre eles é a ligação  $\beta$ -O-4 (JEFFRIES, 1994; ONNERUD et al., 2002).



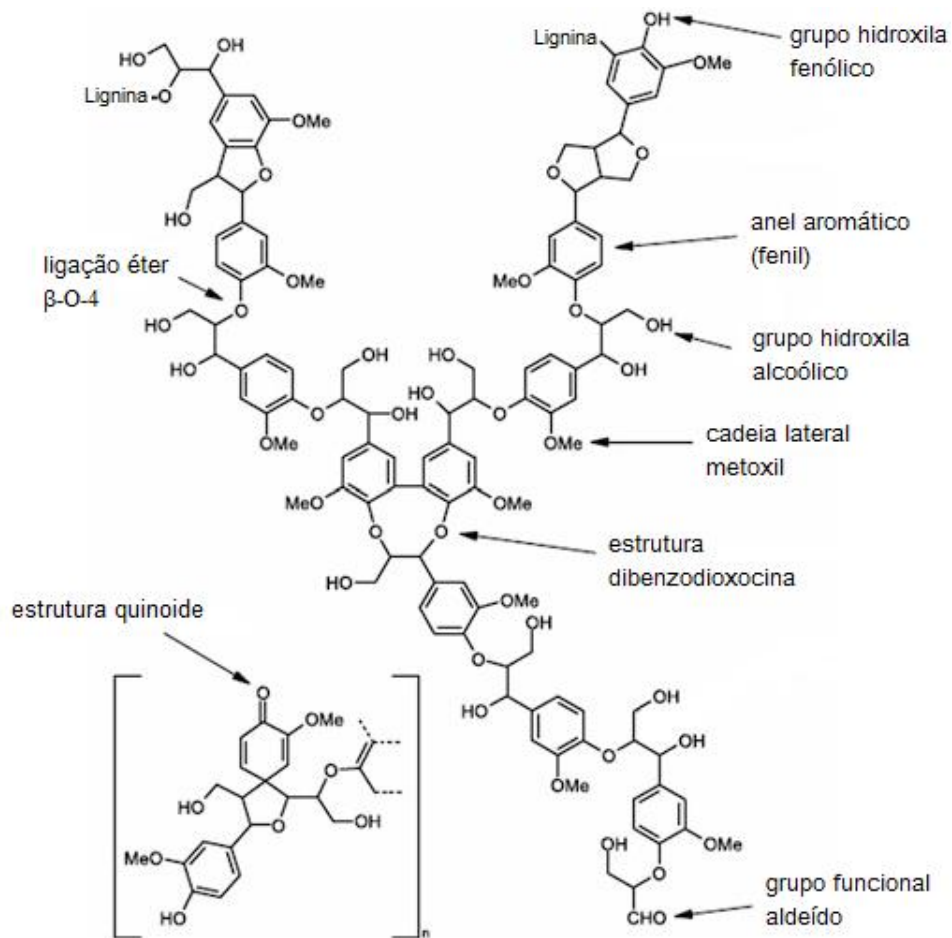


Figura 7 – Modelo estrutural da lignina (Fonte: BRUNOW, 2001).

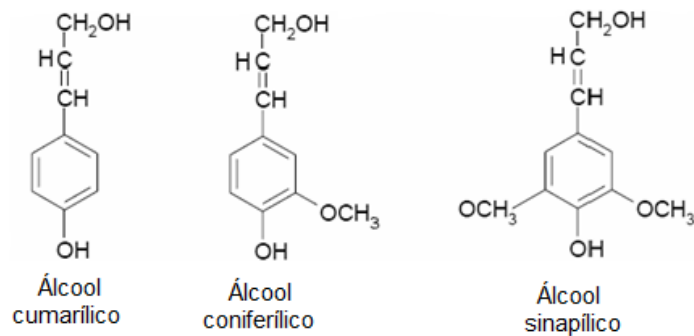


Figura 8 – Precursores da lignina (Fonte: ONNERUD et al., 2002).

Com base na capacidade de modificação ou degradação da lignina, os basidiomicetos podem ser divididos em dois grupos principais: fungos de podridão parda e os fungos de podridão branca. Os fungos de podridão parda decompõem os componentes da celulose e hemicelulose, e podem provocar modificações na lignina. A lignina modificada (não degradada) confere cor marrom (parda) à madeira que sofreu o processo de degradação. Já os

fungos de podridão branca são considerados os únicos organismos capazes de mineralizar eficientemente a lignina, além de degradar os outros componentes da madeira, celulose e hemicelulose. Recebem este nome pelo aspecto da madeira remanescente atacada, que devido à remoção da lignina, mostra-se esbranquiçada (HATAKKA; HAMMEL, 2010; MARTÍNEZ et al., 2005). A degradação de lignina por fungos basidiomicetos de podridão branca deve-se à produção de uma ou mais enzimas extracelulares não específicas modificadoras de lignina (do inglês *LMEs - lignin-modifying enzymes*), que possibilita a geração de radicais livres que atacam aleatoriamente a molécula de lignina. As principais LMEs que atuam na degradação da lignina são: Lignina Peroxidases, Manganês Peroxidases e as Lacases. Alguns fungos possuem a capacidade de produzir todas as enzimas, enquanto outros produzem somente algumas delas. (WESENBERG; KYRIAKIDES; AGATHOS, 2003).

As isoenzimas de Lignina Peroxidase (LiP, E.C. 1.11.1.14) constituem-se como peroxidases glicosiladas contendo grupo prostético heme (hemeproteínas), possuem massa molecular de 38 a 47 kDa, faixa de pH ótimo entre 2 e 5. Catalisam a oxidação de estruturas aromáticas fenólicas e não-fenólicas, promovendo a clivagem de ligações C-C e C-O, na presença de  $H_2O_2$ . A Figura 9 apresenta o ciclo catalítico de LiP. Primeiramente, no grupo heme da LiP, o  $H_2O_2$  (aceptor de elétrons) promove a oxidação do Fe (III) para Fe (IV), gerando o composto I (intermediário oxidado, radical catiônico de LiP, diminuto em dois elétrons). O composto I é reduzido (transferência de um elétron), originando o composto II (intermediário reduzido, ainda contendo Fe (IV)). Por fim, a enzima retorna ao seu estado inicial, por meio de uma redução (doação de um elétron de um substrato). O álcool veratrílico (AV), metabólito produzido por alguns fungos, é um exemplo de um agente redutor (MARTÍNEZ, 2002).

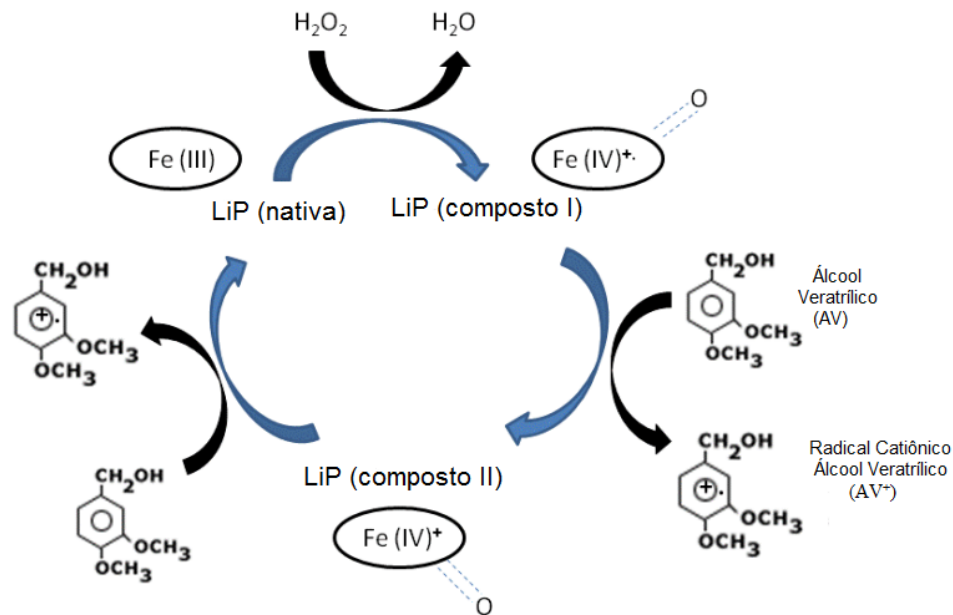
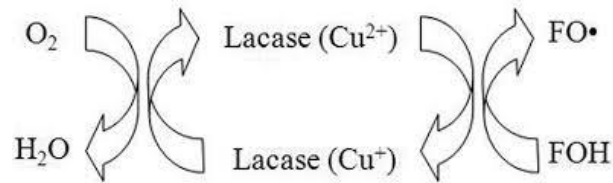


Figura 9 – Ciclo catalítico da Lignina Peroxidase (LiP) (Fonte: MOREIRA NETO, 2006).

Quando não há um agente redutor, como o AV, o composto II descrito anteriormente, pode ser oxidado por H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, gerando um composto III, que se apresenta como uma LiP com limitada atividade catalítica, podendo perder a atividade com excesso de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. O AV exerce um efeito protetor contra a inativação da enzima em excesso de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> além de ser um mediador entre LiP e seus substratos (HAMMEL; CULLEN, 2008; MARTÍNEZ, 2002).

As peroxidases dependentes de manganês (MnP, E.C. 1.11.1.13) ou manganês peroxidases também são hemoproteínas glicosiladas, possuem massa molecular de 32 a 62,5 kDa, dependem do manganês e peróxido para sua atividade (MARTÍNEZ, 2002). O ciclo catalítico de MnP (Figura 10) é similar ao ciclo de LiP, iniciando-se com a ligação do H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ao Fe da enzima, formando um complexo ferro-peróxido. Em seguida, ocorre uma quebra na ligação O-O do peróxido (oxidação), requerendo a transferência de dois elétrons do grupo heme da enzima, que resulta na formação do Mn-composto I (complexo Fe<sup>4+</sup>-oxo-porfirina-radical). Posteriormente, ocorre uma quebra na ligação dos oxigênios, liberando uma molécula de água. Em seguida, tem-se uma redução que formará o Mn-composto II (complexo Fe<sup>4+</sup>-oxo-porfirina). Um íon Mn<sup>2+</sup> doa um elétron para esse complexo intermediário (sendo oxidado a Mn<sup>3+</sup>). De maneira similar ocorre a redução de Mn-composto II (gerando outro Mn<sup>3+</sup>) e a enzima volta ao seu estágio inicial (liberando mais uma molécula de água). Mn-composto I pode ser reduzido por outros doadores de elétrons além do Mn<sup>2+</sup>, enquanto que Mn-composto II é reduzido muito lentamente por outros substratos, requerendo Mn<sup>2+</sup> para completar o ciclo catalítico (HOFRICHTER, 2002). O Mn<sup>3+</sup> formado durante o processo é estabilizado por ácidos orgânicos, como o ácido málico e ácido oxálico, formando





**Figura 11 – Ciclo catalítico da Lacase (FOH = substrato fenólico)** (Fonte: AGUIAR; FERRAZ, 2011).

Além das principais enzimas ligninolíticas descritas anteriormente, outras enzimas presentes em alguns fungos basidiomicetos, podem ser relacionadas com a degradação da lignina, tais como: peroxidases versáteis (PVs) e peroxidases independentes de manganês (MiP), que são capazes de oxidar diferentes substratos na presença de  $H_2O_2$  (CAMARERO; MARTINEZ; MARTINEZ, 2001; HEINFLING et al., 1998). Outras enzimas, acessórias às peroxidases, tem importante papel na produção de peróxido de hidrogênio: glioxal oxidase (E.C.1.2.3.5), glicose oxidase (E.C. 1.1.3.4) e aril-álcool oxidase (E.C. 1.1.3.7) (LEONOWICZ et al., 1999). Outra classe de enzimas importantes são as superóxido dismutases (SOD, E.C. 1.15.1.1), que protegem as células fúngicas contra o estresse oxidativo, ocasionadas pela geração de espécies de oxigênio reativo, provenientes da ação de peroxidases e lacases (GONZALES et al., 2002; LEONOWICZ et al., 1999).

O sucesso da biodegradação de materiais lignocelulósicos por fungos basidiomicetos pode envolver além das enzimas já descritas, compostos de baixa massa molar (CBMM) produzido pelos fungos. As enzimas fúngicas são consideradas grandes para penetrar a parede celular lignificada intacta. Nesta situação, os fungos degradadores de lignina produzem os CBMM que conseguem se difundir pela parede celular, provocando alterações estruturais que aumentam a sua porosidade e permitem a transposição das enzimas ligninolíticas (BLANCHETTE; KRUEGER; HAIGHT, 1997; GOODELL et al., 1997). Os CBMM gerados como produto do metabolismo dos fungos basidiomicetos apresentam diferentes mecanismos de atuação sobre a parede celular, podendo ser de forma direta ou como mediadores de enzimas. Dentre os CBMM produzidos pelos fungos, tem-se como exemplos: ácidos carboxílicos (como o ácido oxálico), ácidos graxos insaturados (como o ácido linoleico), peptídeos, compostos redutores de  $Fe^{3+}$  e álcool veratrílico (AGUIAR; FERRAZ, 2011; ARANTES, 2008)

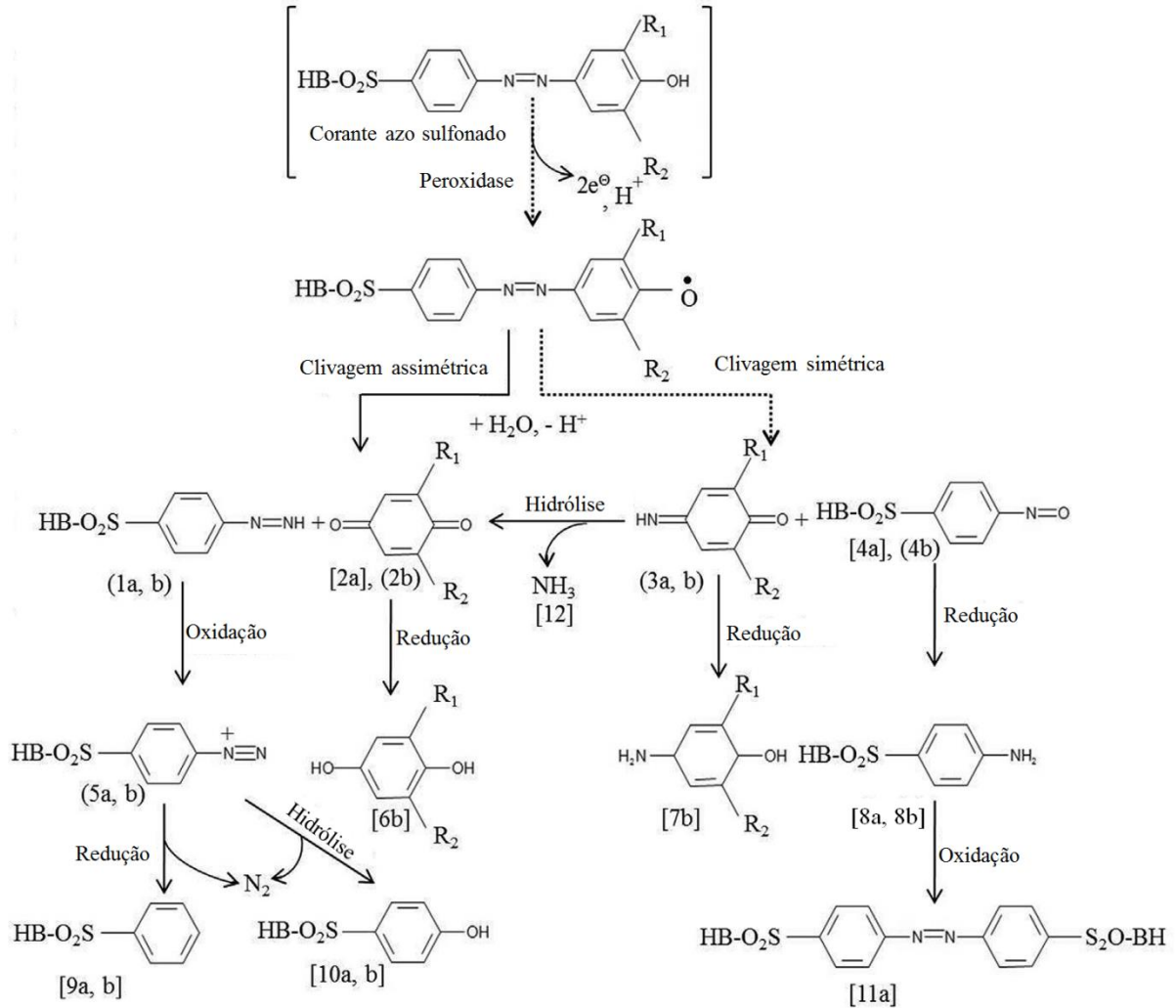
### 2.6.1 Degradação de corantes por enzimas fúngicas

Em virtude do complexo enzimático inespecífico, capaz de degradar vários poluentes, como os corantes têxteis, a aplicação de fungos basidiomicetos ligninolíticos e/ou suas enzimas vem sendo extensamente estudada para a degradação de corantes recalcitrantes (RODRÍGUEZ-COUTO, 2015). No entanto, ainda são pouco evidenciados estudos que abordem o mecanismo enzimático sobre a degradação de corantes por enzimas fúngicas. Neste tópico serão apresentados dois modelos elucidados de degradação de corantes por peroxidases e lacases.

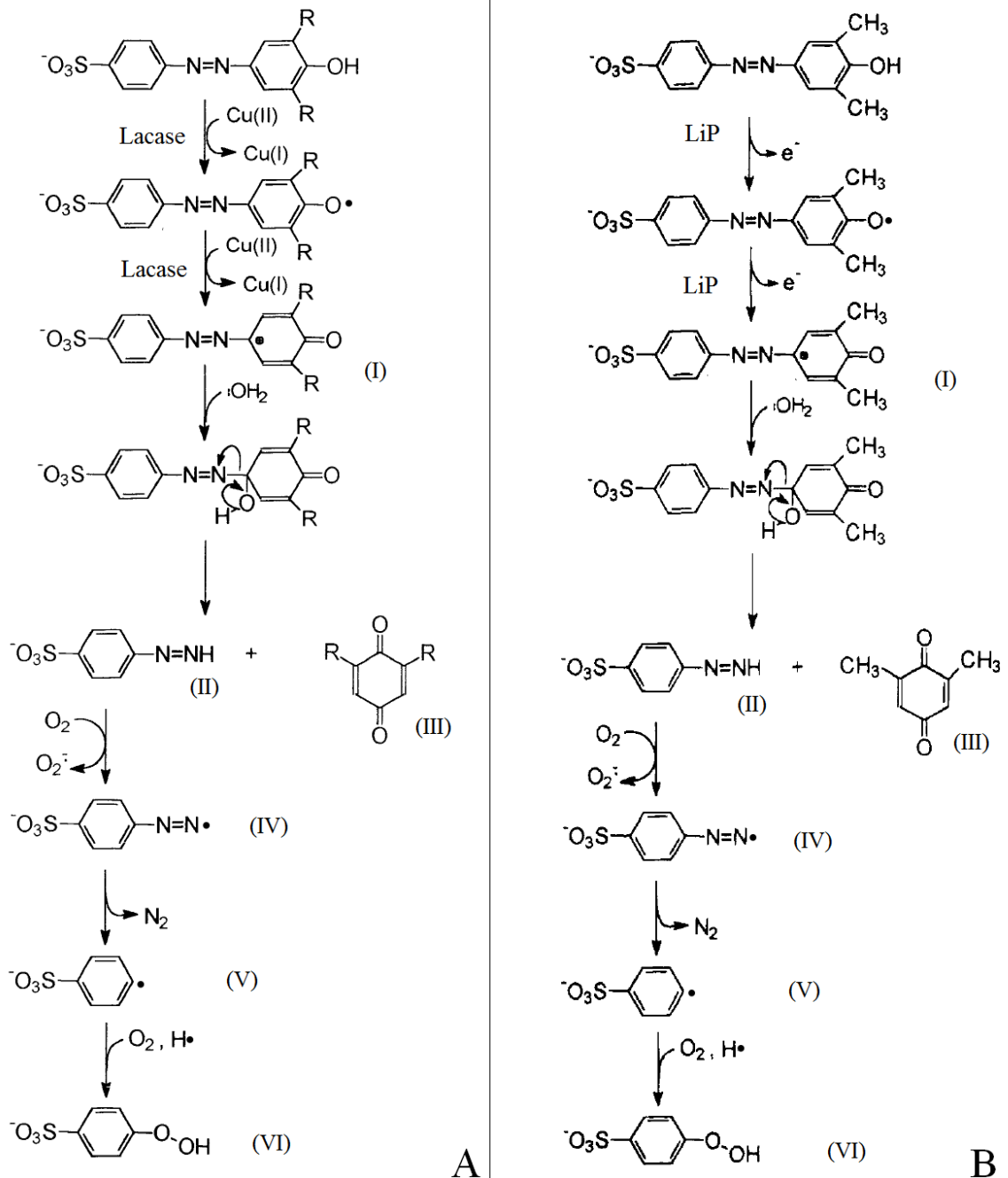
Goszczyński et al. (1994) propuseram uma via de degradação utilizando dois corantes azo sulfonados e preparações de três peroxidases: duas peroxidases do basidiomiceto *Phanerochaete chrysosporium* e uma peroxidase da bactéria filamentosa *Streptomyces chromofuscus*. Em todos os casos, os mesmos produtos foram observados, o que sugere uma via de degradação semelhante para os dois micro-organismos. Os autores sugeriram que as peroxidases convertem os corantes em radicais catiônicos que são susceptíveis ao ataque nucleofílico da água ou peróxido de hidrogênio. Esses corantes podem ser quebrados simetricamente e assimetricamente, gerando produtos intermediários que posteriormente sofrem várias reações redox antes de produzirem intermediários mais estáveis. Foram observados doze produtos metabólicos (Figura 12).

Chivukula e Renganathan (1995) estabeleceram um possível mecanismo de degradação de corante azo por uma lacase comercial do ascomiceto *Pyricularia oryzae* (Figura 13A). De acordo com os autores, a lacase oxida o anel fenólico pela retirada de um elétron para gerar o radical fenóxi que é oxidado mais uma vez pela enzima produzindo um íon carbônio, cuja carga se localiza no átomo de carbono do anel fenólico que tem a ligação azo. O ataque nucleofílico pela água produz 4-sulfofenildiazeno e uma benzoquinona. Sulfofenildiazeno é provavelmente instável em presença de oxigênio, que o oxida para um radical correspondente fenildiazeno. Este último perde o nitrogênio molecular, produzindo um radical sulfofenil, que em presença de O<sub>2</sub> gera sulfofenil hidroperóxido (SHP), um peróxido incomum. Chivukula et al. (1995) descrevem um mecanismo semelhante para degradação de azo corante por uma LiP de *P. chrysosporium* (Figura 13B), também encontrando o SHP como produto. Os autores descrevem duas sucessivas oxidações (retirada de um elétron em cada) do anel fenólico por LiP (já oxidada por H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), que produz um íon carbônio. Este sofre ataque nucleofílico pela água no carbono que possui a ligação azo, formando uma quinona e um 4-sulfofenildiazeno. O<sub>2</sub> e peroxidases podem oxidar sulfofenildiazeno, produzindo o

radical fenildiazeno. Este é instável, e rapidamente elimina a ligação azo, gerando um radical sulfofenil, posteriormente transformado em SHP, por ação do  $O_2$ .



**Figura 12 – Via proposta para a degradação de corante azo sulfonado catalisada por peroxidase** (Fonte: GOSZCZYNSKI et al., 1994). Nesta via, os compostos entre parênteses não foram encontrados, mas sua existência é entendida como necessária para os produtos finais observados. Os compostos representados por números entre colchetes foram encontrados em mistura reacional. Substituição padrão a:  $R_1 = R_2 = O$  e  $B = O$ ; substituição padrão b:  $R_1 = H$ ,  $R_2 = OCH_3$ , e  $B = NH$  (Esse padrão depende dos grupos presente na molécula inicial do corante avaliado). [2a] 2,6-dimetil-1,4-benzoquinona, [4a] ácido 4-nitrobenzenossulfônico, [6b] 2-metoxihidroquinona, [7b] 2-metoxi-4-aminofenol, [8a, 8b] ácido sulfanílico, [8b] sulfanilamida, [9a] ácido-4-hidroxibenzenossulfônico, [9b] 4-hidroxibenzenosulfonamida, [10a] ácido benzenossulfônico, [10b] benzenosulfonamida, [11a] ácido azobenzeno-4,4'-dissulfônico, [12] amônia.



**Figura 13 – Mecanismo proposto de degradação de corante azo por Lacase e Lignina Peroxidase (LiP)** (Fonte: CHIVUKULA; RENGANATHAN, 1995; CHIVUKULA; SPADARO; RENGANATHAN, 1995). Proposta de mecanismo similar de degradação de corante azo é mostrada nas duas situações. Em A, degradação por lacase de *Pyricularia oryzae*; em B, degradação por LiP de *Phanerochaete chrysosporium*. (I) íon carbônio, (II) 4-sulfofenildiazeno, (III) benzoquinona, (IV) radical sulfofenildiazeno, (V) radical sulfofenil, (VI) sulfofenil hidroperóxido.



## 2.7 Aplicação de fungos basidiomicetos nos processos de descoloração de corantes e efluentes têxteis

A aplicação de fungos na descoloração de efluentes é estudada, basicamente, por dois processos: biossorção e biodegradação. Ambos os processos podem sofrer variação em sua eficiência de acordo com parâmetros, como: pH, temperatura, concentração do corante, entre outros (KAUSHIK; MALIK, 2009).

Bayramoğlu e Yakup Arica (2007) verificaram um aumento da capacidade de biossorção de *Trametes versicolor* para os corantes Direct Blue 1 e Direct Red 128, após tratamento térmico à 100 °C, sugerindo que a modificação da superfície pode maximizar a remoção de corante pela biomassa fúngica. Além disso, verificaram que a biossorção de cada corante é fortemente dependente do pH, sendo que a biossorção máxima do corante Direct Blue 1 foi conseguida em pH 6 e do corante Direct Red 128 em pH 3.

A biodegradação é mais empregada, uma vez que há uma predileção por processos destrutivos que realmente possam degradar os compostos de interesse. A pesquisa envolvendo a utilização de fungos basidiomicetos nos estudos de biodegradação mostra-se uma estratégia bastante promissora. Esses organismos versáteis são capazes de degradar um grande número de poluentes, incluindo os corantes, a um baixo custo operacional o que tem apontado seu enorme potencial de uso para tratamento dos efluentes da indústria têxtil (KUNZ et al., 2002)

As enzimas ligninolíticas de fungos mostram uma atividade máxima em baixos valores de pH, com isso, para a maioria dos fungos uma maior eficiência de descoloração é observada em uma faixa de pHs ácidos. No entanto, valores baixos de pH não correspondem a realidade dos valores reais de um efluente têxtil e por esta razão fungos com habilidade de descoloração em uma ampla faixa de pH são desejáveis para aplicações industriais (KAUSHIK; MALIK, 2009). Somado a isso, os efluentes têxteis apresentam grandes quantidades de sais, sendo de extrema importância a seleção de fungos que consigam tolerar este tipo de situação para aplicação em processos de descoloração (MOREIRA NETO et al., 2011).

As fontes de carbono e nitrogênio também influenciam a descoloração por fungos basidiomicetos. As fontes de carbono são necessárias para o crescimento do fungo e síntese enzimática. Entre as possíveis fontes utilizadas em estudos tem-se a glicose, frutose, sacarose, maltose, xilose, entre outros (PAVKO, 2011). As exigências de carbono podem variar de acordo com a espécie fúngica, tipo de efluente e condições ambientais, de modo, que a concentração e o tipo de fonte utilizada podem estimular ou inibir a atividade de descoloração

(SOLÍS et al., 2012). Diferentes fontes de nitrogênio têm sido também estudadas buscando aumento da taxa de descoloração, tais como: peptona, cloreto de amônio, ureia, entre outros. A quantidade de nitrogênio no meio também afeta a descoloração por alterar a produção enzimática do fungo (AKDOGAN; TOPUZ; URHAN, 2014; KAUSHIK; MALIK, 2009). Altos níveis de carbono e baixos níveis de nitrogênio, por exemplo, aumentaram a produção de lacase por *Pyconoporus sanguineus* (POINTING; JONES; VRIJMOED, 2000), ao passo que a produção de lacase em *Trametes galica* foi aumentada com altos níveis de peptona e triptona (LI DONG et al., 2005), o que mostra que as exigências de nitrogênio apresentam variação entre espécies.

Uma estratégia que tem sido empregado algumas vezes no estudo de descoloração de efluentes têxteis por fungos basidiomicetos é a imobilização da biomassa. A imobilização da biomassa fúngica tem sido considerada vantajosa quando o efluente tem substâncias tóxicas e o crescimento celular é dificultado, por não requerer uma contínua suplementação de nutrientes, e pela possibilidade de ser regenerada e reutilizada em mais de um ciclo (SOLÍS et al., 2012). Materiais suportes, para imobilização, como espuma de poliuretano e bucha vegetal têm sido reportados (CASIERI et al., 2008; MAZMANCI; ÜNYAYAR, 2005). Sistemas com células imobilizadas em bucha vegetal têm sido utilizados para o tratamento de efluentes contendo metais tóxicos, corantes e compostos clorados (SAEED; IQBAL, 2013). Buchas vegetais (*Luffa* sp.) são consideradas bons materiais suportes para imobilização devido ao seu alto grau de porosidade, ausência de toxicidade e baixo custo (MAZMANCI; ÜNYAYAR, 2005).

As pesquisas envolvendo a utilização de fungos basidiomicetos para tratamento de efluentes têxteis concentram-se principalmente no estudo de descoloração e degradação de corantes. Outros trabalhos, além do estudo com corantes, analisam a descoloração de efluente sintético, onde substâncias como o cloreto de sódio (NaCl), utilizadas no processo de tingimento, são adicionadas a uma solução de corante. Comparativamente aos estudos anteriores, poucos trabalhos pesquisam o potencial fúngico na descoloração de efluente têxtil real. A utilização desses fungos em biorreatores, com o objetivo de avaliar um maior volume reacional de efluente real, ampliando a escala de trabalho, é ainda mais escassa. O Quadro 6 sintetiza alguns trabalhos de descoloração desenvolvidos nos últimos cinco anos, desde a descoloração de corantes até a aplicação de basidiomicetos em biorreatores para tratamento de efluentes reais.

Quadro 6 – Descoloração de corantes e efluentes têxteis por fungos basidiomicetos.

Espécie fúngica	Análise	Principais resultados de decoloração	Referência
<i>Trametes versicolor</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Corante: Reactive Black 5</li> <li>• Avaliação de suportes para imobilização fúngica;</li> <li>• Utilização de reator de bolhas (525 mL)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 90% de remoção da cor (4 dias) utilizando <i>Luffa cylindrica</i> como suporte</li> </ul>	Castillo-Carvajal et al. (2012)
<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Efluente real contendo corante índigo</li> <li>• Biorreator aeróbio (5 L)</li> <li>• Corante: Amido Black 10B</li> <li>• Adição do corante após certo período de crescimento fúngico</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 98% de decoloração (10 dias).</li> <li>• 98% de decoloração (7 dias), após o fungo ter crescido por 3 dias sem adição de corante</li> </ul>	Miranda et al. (2013) Senthilkumar et al. (2014)
<i>Trametes trogii</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Corantes: Reactive Black e Reactive Violet 5</li> <li>• Utilização da lacase purificada do fungo e mediador HBT</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 100% de decoloração de Reactive Violet 5 em 3h</li> <li>• 85% de decoloração de Reactive Black 5 em 24 h</li> </ul>	Sayahi et al. (2016)
<i>Ganoderma</i> sp	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Corante Reactive Orange 16, Efluente simulado e Efluente real</li> <li>• Adição do corante após certo período de crescimento fúngico</li> <li>• Avaliação da fitotoxicidade</li> </ul>	Descoloração: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Corante: 98,2% (96 horas);</li> <li>• Efluente simulado: 89,5% (10 dias)</li> <li>• Efluente real: 85,2% (8 dias)</li> <li>• Diminuição da fitotoxicidade após o tratamento</li> </ul>	Ma et al. (2014)
<i>Schizophyllum commune</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Corante: Solar brilliant Red 80</li> <li>• Otimização das condições do ensaio: pH, temperatura, fonte de carbono e nitrogênio</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Descoloração completa (4 dias) com condições otimizadas: pH=4, T=30 °C, utilizando maltose e sulfato de amônio</li> </ul>	Asgher et al. (2013)
<i>Irpex lacteus</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Corantes: Congo Red (CR), Orange II (OII) e Reactive Blue 4 (RB4).</li> <li>• Análise da decoloração sob agitação e em condições estáticas e análise da toxicidade</li> </ul>	Descoloração (14 dias): <ul style="list-style-type: none"> <li>• Sob agitação: CR: 95% OII: 53%, RB4: 95%</li> <li>• Estático: CR: 77% OII: 10%, RB4: 44%</li> <li>• Aumento da toxicidade de CR e OII, diminuição da toxicidade de RB4</li> </ul>	Choi et al. (2013)
<i>Pleurotus eryngii</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Corante: Reactive Black 5</li> <li>• Otimização das condições do ensaio: pH, temperatura, adição de surfactante (Tween 80), agitação</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 93,57% de decoloração (72 h) em condições otimizadas: pH=3, T=40 °C, agitação=120 rpm, adição de Tween 80</li> </ul>	Hadibarata et al. (2013)
<i>Bjerkandera</i> sp	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Corantes individuais, mistura de corantes azo (Fracos 120 mL)</li> <li>• Corante Remazol Red biorreator de leite empacotado (400 mL) – Tempo de retenção hidráulica: 3 dias.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 89% de decoloração (8 dias) na mistura de corantes.</li> <li>• 65-90% de decoloração de Remazol Red em biorreator empacotado com madeira, mantida por 12 dias, quando alimentado com glicose.</li> </ul>	Jonstrup et al. (2013)

### 2.7.1 Descoloração de corantes e efluentes sintéticos

O estudo da descoloração de corantes ou efluentes sintéticos sob diferentes condições, é o tipo mais comum de estudo com basidiomicetos e representa a primeira etapa de um processo biotecnológico que visa à descoloração de maiores volumes de efluente têxtil real.

Akdogan et al. (2014) estudaram a descoloração do corante Reactive Blue 19 pelo fungo *Coprinus plicatilis*, avaliando diferentes condições de carbono (glicose, sacarose, amido, maltose, frutose e glicerol), nitrogênio (nitrato de sódio, ureia, tartarato de amônio, carbonato de amônio, oxalato de amônio e peptona) em diferentes concentrações. Avaliaram também diferentes valores de pH e temperatura. A máxima eficiência de descoloração, partindo-se da concentração inicial de corante de 50 mg.L<sup>-1</sup>, foi conseguida com oxalato de amônio e glicose (10 g.L<sup>-1</sup>), em temperatura de 26 °C e pH=5,5. Os valores de descoloração chegaram próximos de 99%, em um período de 15 dias.

### 2.7.2 Descoloração de efluentes reais em biorreatores

Poucos trabalhos são reportados aplicando-se o tratamento de efluente real em biorreatores por fungos basidiomicetos. O desenvolvimento de um biorreator ideal tem dificultado a aplicação desses fungos para tratamento de efluentes em larga escala, dentre alguns motivos por ser um processo de degradação, algumas vezes lento, e pela possibilidade de um crescimento fúngico excessivo. Ainda assim, alguns autores estudaram diferentes desenhos de biorreatores, como: biorreatores de leito empacotado, de leito fluidizado e de membrana, conseguindo bons resultados de descoloração para corantes e efluentes sintéticos (HAI; YAMAMOTO; FUKUSHI, 2006; KAUSHIK; MALIK, 2009; ZHANG; KNAPP; TAPLEY, 1999).

Alguns trabalhos tem buscado uma aproximação da esfera real de tratamento industrial e têm analisado a descoloração de efluentes reais em condições não estéreis.

Blánquez et al. (2008) realizaram um estudo utilizando o basidiomiceto *Trametes versicolor* em biorreator em escala de bancada (0,5 e 1,5 L), depois ampliada para biorreator de ar pulsado em escala piloto com volume útil de 10 L, para avaliar a descoloração de uma mistura comercial contendo vários corantes e reagentes químicos e posteriormente, de um efluente de banho de tingimento têxtil real. Os resultados mostraram que a descoloração de 150 mg.L<sup>-1</sup> da mistura comercial, com tratamento contínuo ou descontínuo, e tempo de detenção hidráulica de 48 h alcançaram níveis de descoloração de 90%, na escala piloto.

Adaptando o sistema para condições industriais, sem esterilização da solução sintética de corantes, e com o sistema piloto operando continuamente por três meses, obtiveram remoção superior a 70%. Finalmente, efluente têxtil real foi tratado durante quinze dias em biorreator, sob condições não estéreis, alimentado continuamente com glicose, conseguindo de 40 a 60% da redução da cor.

### 2.7.3 Descoloração de corantes e efluentes por processos combinados

Efluentes têxteis apresentam uma complexa composição, sendo difícil estabelecer uma forma de tratamento ideal e única, visto que qualquer metodologia apresenta vantagens e desvantagens. Muitas vezes uma combinação de processos mostra-se mais eficiente, uma vez que um dado tratamento pode suprir as deficiências apresentadas por outro. Neste contexto, processos combinados de tratamento envolvendo a utilização de fungos basidiomicetos podem ser considerados atrativos, devido ao baixo custo operacional e a capacidade de mineralização de corantes por estes organismos (KUNZ et al., 2002).

Deveci et al. (2016) utilizaram um processo integrado formado por dois reatores sequenciais para tratamento de efluente têxtil real: biorreator de membrana com fungo *P. chrysosporium* e reator de membrana com semiconductor catalítico ( $\text{TiO}_2$ ), visando alta remoção de cor e DQO. Foram avaliados os dois processos separadamente e dois processos integrados, onde o processo catalítico funcionaria como pré ou pós-tratamento do processo fúngico. Os processos integrados apresentaram resultados superiores, quando comparados aos processos separados, e o sistema utilizando o reator fotocatalítico após o biorreator fúngico apresentou os melhores resultados (99% de remoção de cor e 93% de remoção da DQO), sugerindo a aplicação da fotocatalise como pós-tratamento do processo de biodegradação fúngica para tratamento de efluentes têxteis.

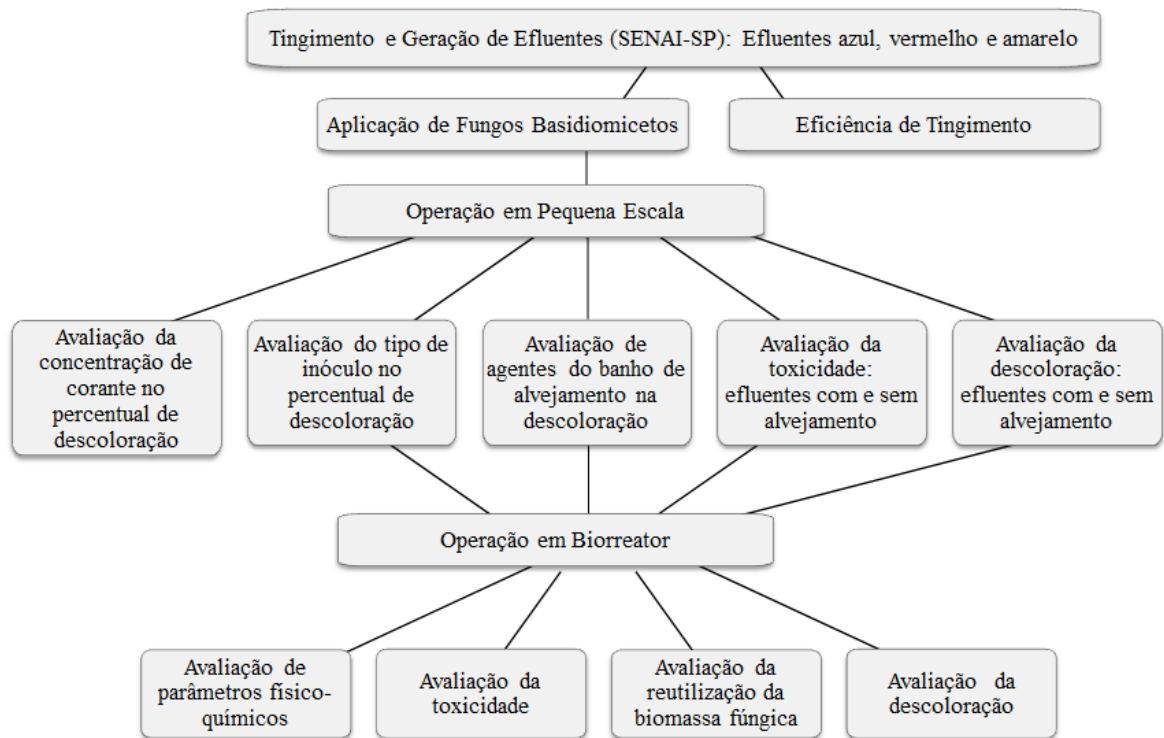
### 3 OBJETIVOS

O presente trabalho tem por objetivo principal analisar a descoloração e redução de toxicidade de efluentes do banho de tingimento, como tratamento intermediário dos efluentes da indústria têxtil, por fungos basidiomicetos. Para tanto, foram delineados os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar em pequena escala (erlenmeyers) a eficiência de descoloração de diferentes formulações de efluente industrial real por fungos basidiomicetos;
- Avaliar a presença de agentes do banho de alvejamento na descoloração de efluentes;
- Avaliar a toxicidade aguda dos efluentes tratados e não tratados;
- Operar reatores com maior volume reacional (5 L), verificando a eficiência de tratamento (descoloração) por fungos basidiomicetos, acompanhando toxicidade aguda, fitotoxicidade e alguns parâmetros físico-químicos do efluente intermediário gerado
- Avaliar a descoloração com a reutilização da biomassa fúngica em biorreatores, acompanhando toxicidade aguda e alguns parâmetros físico-químicos do efluente gerado.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

A Figura 14 apresenta uma visão geral da metodologia proposta, com suas principais etapas. Nos próximos tópicos toda metodologia desenvolvida será descrita.

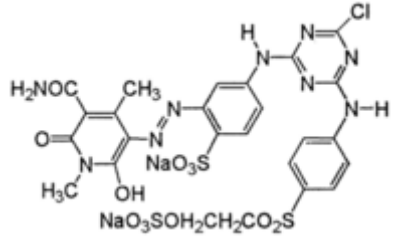
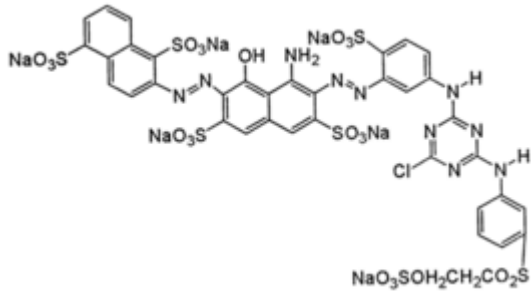
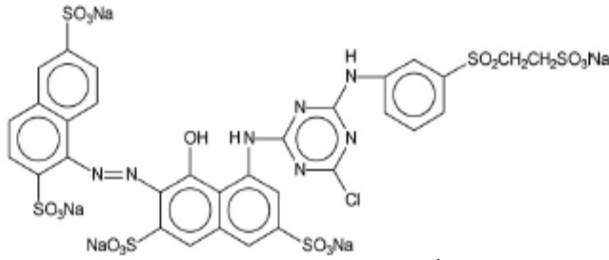


**Figura 14 – Fluxograma da metodologia proposta** (Fonte: Elaborado pelo autor).

### 4.1 Corantes têxteis

Este estudo foi realizado utilizando-se corantes reativos azo, para tingimento de tecido de algodão. No Quadro 7 são apresentados os nomes e as estruturas químicas destes corantes. Utilizou-se apenas um corante por tingimento durante todo o estudo.

Quadro 7 – Corantes utilizados no processo de tingimento

Cor	Classificação	Estrutura Química
Amarelo	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Colour Index: Reactive Yellow 160 (C. I. RY 160)</li> <li>• Fórmula Molecular: <math>C_{25}H_{22}ClN_9Na_2O_{12}S_3</math></li> <li>• Massa Molar: <math>818,123 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}</math></li> </ul>	 <p>(Fonte: World Dye Variety, 2016)</p>
Azul	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Colour Index: Reactive Blue 222 (C. I. RB 222)</li> <li>• Fórmula Molecular: <math>C_{37}H_{23}ClN_{10}Na_6O_{22}S_7</math></li> <li>• Massa Molar: <math>1357,479 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}</math></li> </ul>	 <p>(Fonte: World Dye Variety, 2016)</p>
Vermelho	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Colour Index: Reactive Red 239 (C. I. RR 239)</li> <li>• Fórmula Molecular: <math>C_{31}H_{19}ClN_7Na_5O_{19}S_6</math></li> <li>• Massa Molar: <math>1136,310 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}</math></li> </ul>	 <p>(Fonte: BERGAMINI; AZEVEDO; ARAÚJO, 2009)</p>

#### 4.2 Tingimento e geração dos efluentes

Os processos de tingimento e geração de efluentes ocorreram no Laboratório de Química Têxtil (Figura 15) da Faculdade de Tecnologia SENAI Antoine Skaf. O tingimento foi realizado utilizando-se os corantes anteriormente listados no Quadro 7 em tecido 100% algodão.





**Figura 15 – Visão Parcial do Laboratório de Química Têxtil da Faculdade de Tecnologia SENAI Antoine Skaf** (Foto: Aline Viana de Morais, 2013).

As etapas do processo de tingimento e geração dos efluentes estão detalhadas na Tabela 2. Para cada corante, foram produzidos dois tipos de efluentes:

I) constituído de amostra composta pela mistura de alíquotas de todos os banhos da etapa de preparação (purga/alvejamento), etapa de tingimento e tratamento posterior (banhos de A a H – Tab. 2), que passa a ser denominado Efluente com alvejamento;

II) constituído de amostra composta pela mistura de alíquotas de todos os banhos das etapas de tingimento e tratamento posterior (banhos de C a H – Tab. 2), excluídos os banhos A e B, denominado assim Efluente sem alvejamento.

Este último simula a condição de tingimento em que a indústria adquire tecidos pré-alvejados, os chamados tecidos prontos para tingir, como citado anteriormente.

A função de cada substância utilizada no processo anteriormente apresentado encontra-se no Quadro 8. O processo foi executado com relação de banho 1:12 (1 g de substrato: 12 mL de banho), em máquina de lavanderia horizontal Suzuki (Figura 16) com velocidade periférica de  $40 \text{ m} \cdot \text{min}^{-1}$ . Todo procedimento mostrado acima simula com grande grau de reprodutibilidade os efluentes gerados no processo de alvejamento e tingimento da indústria, com a enorme vantagem de reprodução dos processos em pequena escala e volume. A fibra de algodão antes de ser submetida ao processo de tingimento é apresentada na Figura 17. A Figura 18 apresenta os tecidos tingidos com cada um dos corantes, após o término do processo.

**Tabela 2 – Etapas do processo de tingimento**

Etapa	Banho	Temperatura	Duração	Componentes	Concentração
Preparação (Purga/Alveamento)	A	95 °C	20 min.	Detergente não iônico	1,00 (g.L <sup>-1</sup> )
				Sequestrante/Dispersante	1,00 (g.L <sup>-1</sup> )
				Metassilicato de sódio	0,20 (g.L <sup>-1</sup> )
				Hidróxido de sódio	2,00 (mL.L <sup>-1</sup> )
				Peróxido de Hidrogênio	2,00 (mL.L <sup>-1</sup> )
				B	60 °C
Catalase	1,00 (mL.L <sup>-1</sup> )				
Tingimento	C	60 °C	70 min.	Cloreto de sódio	50,00 (g.L <sup>-1</sup> )
				Corante reativo	1,5 % *
				Carbonato de sódio	12,00 (g.L <sup>-1</sup> )
				Hidróxido de sódio	0,70 (mL.L <sup>-1</sup> )
Tratamento Posterior	D	25 °C	5 min.	Ácido sulfúrico	0,50 (mL.L <sup>-1</sup> )
	E	25 °C	5 min.	Somente água potável	**
	F	80 °C	5 min.	Sequestrante/Dispersante	1,00 (g.L <sup>-1</sup> )
	G	60 °C	5 min.	Somente água potável	**
	H	25 °C	5 min.	Somente água potável	**

\* Porcentagem de corante em relação à massa de tecido (1,5 g de corante: 100 g de tecido)

\*\*O volume de água respeita a razão 1: 12 (1 g de tecido: 12 mL de água)

**Quadro 8 – Finalidade das substâncias aplicadas no processo de tingimento têxtil (ROSA, 2013).**

Substância	Aplicação
Detergente não iônico	Emulsão de óleos presentes na fibra e atuação também como umectante.
Sequestrante/Dispersante	Complexação de íons metálicos, e no pós-tingimento favorece a retirada do corante hidrolisado da fibra.
Metassilicato de sódio (Na <sub>2</sub> SiO <sub>3</sub> )	Estabilização de peróxido (Em pH acima de 8, H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> se decompõe rapidamente).
Hidróxido de sódio (NaOH)	Saponificação do óleo e aumento do pH para que haja decomposição do peróxido.
Peróxido de Hidrogênio (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )	Branqueamento do tecido, remoção da cor natural da fibra.
Ácido sulfúrico (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	Diminuição do pH.
Catalase	Remoção do peróxido residual.
Cloreto de sódio (NaCl)	Minimização da repulsão entre o corante e a fibra.
Corante reativo	Coloração do tecido.
Carbonato de sódio (Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> )	Ionização de grupos hidroxilas da fibra, para ocorrência de reação com o corante.



**Figura 16 – Máquina de lavanderia Suzuki**  
(Foto: MORAIS, 2015).



**Figura 17 – Algodão antes do processo de alvejamento** (Foto: MORAIS, 2015)



**Figura 18 – Tecidos tingidos pelos corantes: RY 160, RB 222 e RR 239** (da esquerda para a direita) (Foto tirada pelo autor, 2016).

#### *4.2.1 Análise da eficiência de tingimento em fibra de algodão*

Na etapa de tingimento da fibra de algodão, a concentração inicial de corante reativo foi a mesma em todos os processos (1,5%), porém o percentual de esgotamento do corante na fibra de algodão pode variar de acordo com o corante. Quanto menos corante reagir com a fibra de algodão durante o processo, maior será sua perda, tendo por consequência uma maior concentração do corante no efluente final do banho de tingimento que será analisado. Sabendo desta possibilidade, foi realizada a análise percentual de esgotamento de cada um dos corantes. Primeiramente determinou-se o comprimento de onda correspondente ao pico de absorvância de cada corante e construiu-se uma curva de calibração com concentrações conhecidas do corante, partindo da concentração de  $1,25 \text{ g.L}^{-1}$  de corante. Para a determinação

do grau de esgotamento dos corantes foram retiradas amostras de cada um dos banhos de (C à H, mostradas anteriormente na Tabela 2). As amostras foram analisadas por espectrofotometria, obtendo-se as possíveis concentrações de corante em cada etapa do processo, de acordo com a absorvância registrada. (ROSA, 2013).

### 4.3 Fungos basidiomicetos

Foram utilizadas três linhagens de basidiomicetos pertencentes à Coleção de Culturas de Algas, Cianobactérias e Fungos do Instituto de Botânica (CCIBT): *Peniophora cinerea* (CCIBT2541), *Pleurotus ostreatus* (CCIBT2347) e *Trametes villosa* (CCIBT2628).

Estes isolados foram previamente selecionados por apresentarem resultados significativos na descoloração de corantes têxteis em condições de pH alcalino e alta salinidade e na presença de auxiliares do banho de tingimento (MOREIRA NETO et al., 2011)

As culturas foram mantidas em ágar batata dextrose (BDA), à temperatura de 4 °C.

### 4.4 Descoloração de efluentes

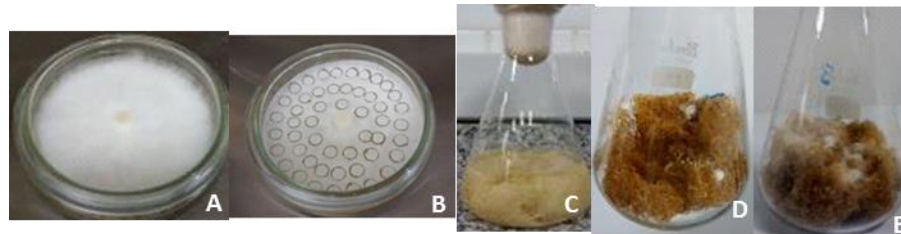
Os ensaios de descoloração de efluentes têxteis utilizando os fungos basidiomicetos acontecerem no Laboratório de Processos Biológicos, da Universidade Federal do ABC (UFABC).

#### 4.4.1 Operação em pequena escala

Primeiramente procedeu-se a preparação de *Luffa cylindrica* para a imobilização. Em cada frasco erlenmeyer de 500 mL foram colocados 6,0 g de bucha, cortada em pedaços de aproximadamente 2 cm<sup>3</sup>, submersa em 300 mL de meio líquido basal (modificado a partir de KIRK et al., 1978) (Tabela 3). Este sistema foi autoclavado (121 °C, 1 atm, por 40 min), após 48 h o meio líquido foi drenado e seis discos de micélio (Ø 7 mm), crescidos em meio BDA por 7 dias, foram inoculados na bucha e incubados por 10 dias, à temperatura de 25 ± 2 °C (GONÇALVES; MATHEUS, 2010). A Figura 19 ilustra algumas etapas citadas.

**Tabela 3 – Composição do meio líquido basal** (modificado a partir de KIRK et al., 1978).

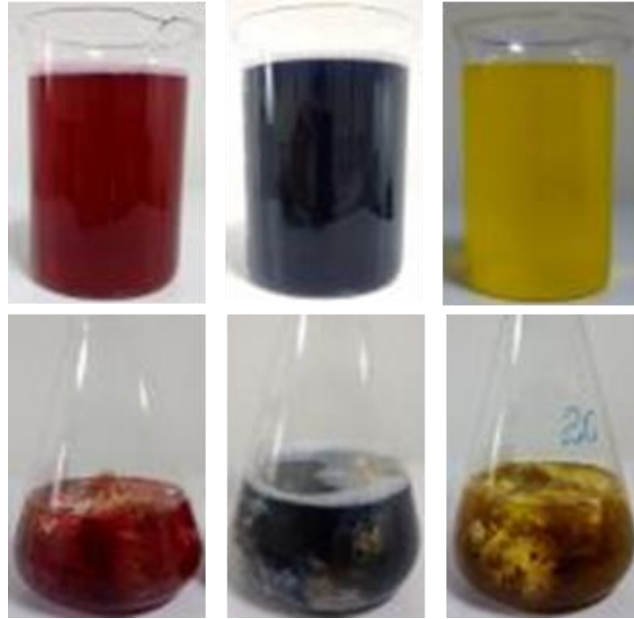
Nutriente	Concentração (g.L <sup>-1</sup> )
Sacarose	9,0
Ureia	0,506
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,2
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	0,05
CuSO <sub>4</sub> .5H <sub>2</sub> O	0,049
MnSO <sub>4</sub> . H <sub>2</sub> O	0,016



**Figura 19 – Etapas de preparação do inóculo fúngico.** A – crescimento fúngico em placa de Petri contendo BDA; B – crescimento fúngico em BDA já com as delimitações (Ø 7 mm), C – bucha vegetal submersa em meio basal, D – bucha vegetal inoculada com discos de micélio com fúngico, E – crescimento fúngico na bucha vegetal (Fonte: Elaborada pelo autor).

O experimento foi realizado em triplicata e separado em dois conjuntos: (a) fungos vivos com 10 dias de crescimento na bucha; e (b) fungos mortos, onde após 10 dias de crescimento na bucha os sistemas foram autoclavados (121 °C, 1 atm, por 20 min). Como controles foram utilizados bucha vegetal sem fungos.

Cada parcela experimental, após os 10 dias de incubação, recebeu 300 mL de efluente adicionado dos componentes do meio basal descrito anteriormente, diluídos no próprio efluente (Figura 20). O pH do meio (efluente adicionado de nutrientes) foi ajustado com ácido sulfúrico para um valor entre 7,2 e 8,5. Os sistemas foram incubados a  $25 \pm 2$  °C sem agitação.



**Figura 20 – Efluentes têxteis adicionados aos sistemas contendo fungos imobilizados em bucha vegetal (Fonte: Elaborado pelo autor)**

#### 4.4.2 Avaliação da descoloração

Foram retiradas amostras (8 mL) do efluente de cada frasco com intervalos de 24 h, durante 2 dias (0, 24 e 48 h, para os efluentes azul e vermelho) e 3 dias (0, 24, 48 e 72 h para o efluente amarelo). As amostras foram centrifugadas a 2422 x g (3500 rpm) por 10 minutos. O sobrenadante foi retirado para verificação da descoloração do efluente têxtil por meio da redução do pico máximo de absorvância de cada efluente.

A descoloração foi avaliada pela redução do pico de absorvância de cada efluente medido em espectrofotômetro (marca Nova Instruments, modelo 1800UV) e a eficiência de descoloração dos tratamentos foi calculada pela equação a seguir:

$$ED(\%) = \frac{Abs_{t_0} - Abs_{t_x}}{Abs_{t_0}} \times 100$$

Onde:

ED = Eficiência de descoloração em %;

Abs<sub>t<sub>0</sub></sub> = absorvância inicial;

Abs<sub>t<sub>x</sub></sub> = absorvância em determinado tempo.

#### 4.4.3 Análise Estatística

Os dados foram analisados pelos programas estatísticos MiniTab 14 (MINITAB, 2003) e Sisvar 5.6 (FERREIRA, 2011). As médias foram comparadas pelo teste de Tukey protegida por análise de variância (ANOVA) ( $\alpha \leq 0,1$ ).

#### 4.5 Ensaio de toxicidade de efluentes “COM alvejamento” e “SEM alvejamento”

Foram realizados ensaios de toxicidade aguda com: *Vibrio fischeri* e *Daphnia similis*. Os ensaios de toxicidade foram realizados com os melhores resultados (fungos) obtidos na etapa de descoloração para cada efluente.

##### 4.5.1 Ensaio de toxicidade com *Vibrio fischeri*

As análises de toxicidade com *Vibrio fischeri* foram realizadas no Laboratório de Ensaio Biológicos e Ambientais (LEBA), localizado no Centro de Tecnologia de Radiações (CTR), do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN). O ensaio teve como base a Norma ABNT NBR 15411-3/12.

As bactérias utilizadas foram adquiridas do laboratório Biolux®, apresentavam-se liofilizadas e foram mantidas à -20 °C até sua utilização. Sua comercialização é sob a forma de “kit”, que acompanha solução tampão de reativação e solução diluente. As análises foram realizadas no aparelho Microbics M500 Toxicity Analyzer (Figura 21).



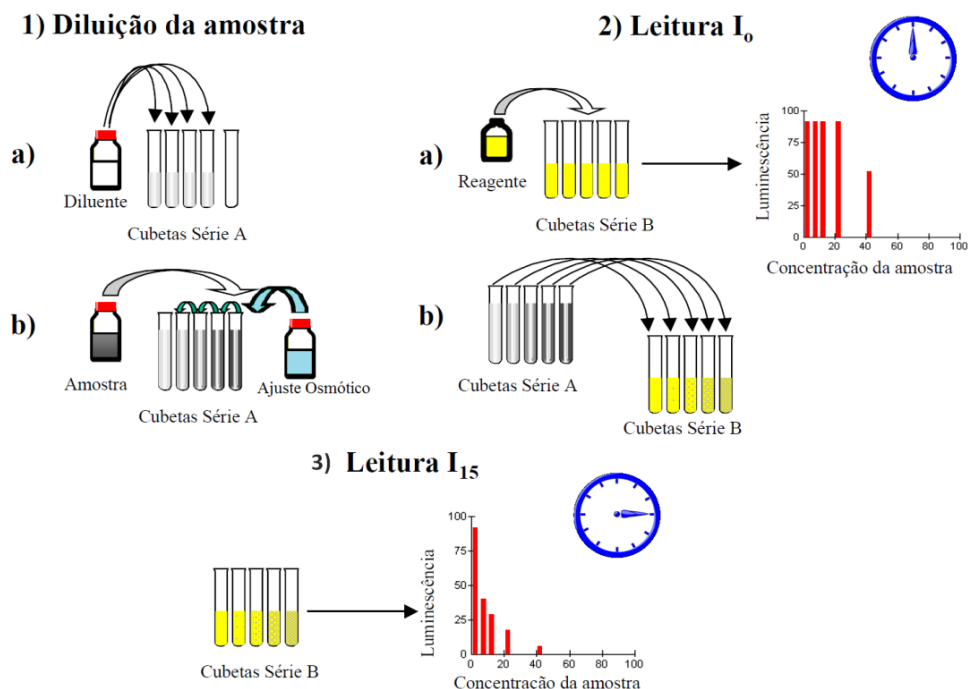
**Figura 21** – Frasco de bactéria (*Vibrio fischeri*) liofilizada e aparelho Microbics M500 Toxicity Analyzer para realização das análises de toxicidade (Foto tirada pelo autor, 2014).



Adicionou-se 1000  $\mu\text{L}$  de solução diluente em uma série de cubetas. Em uma destas cubetas (maior concentração) adicionou-se 1000  $\mu\text{L}$  de amostra (efluente) e 200  $\mu\text{L}$  de solução salina (2% NaCl) para ajuste osmótico. Desta cubeta retirou-se 1000  $\mu\text{L}$  para as diluições seriadas da amostra.

As bactérias liofilizadas foram ressuspensas em solução tampão de reativação (1000  $\mu\text{L}$ ), no momento do ensaio. Desta cubeta retirou-se 100  $\mu\text{L}$  de bactéria para serem adicionados em 1000  $\mu\text{L}$  de solução diluente. Estas foram diretamente utilizadas no ensaio. As leituras de bioluminescência inicial ( $I_0$ ) foram realizadas colocando-se 100  $\mu\text{L}$  de bactérias diluídas em uma série de 5 cubetas no aparelho. Após a leitura  $I_0$ , adicionou-se 900  $\mu\text{L}$  de cada concentração (diluição) de efluente, e no controle apenas diluente. Aguardou-se 15 minutos e procedeu-se à leitura da bioluminescência final ( $I_{15}$ ) O ensaio foi composto por quatro concentrações e o controle. A Figura 22 representa uma ilustração do processo.

Com os resultados das leituras de  $I_0$  e  $I_{15}$ , obtidos por meio de uma curva de regressão linear, a partir da perda de luminescência ocasionada pelo potencial tóxico da amostra, pode-se calcular o valor da  $CE_{20}$  e  $CE_{50}$  (concentração da amostra que causa efeito agudo a 20% e 50% dos organismos no tempo de exposição, respectivamente).



**Figura 22 – Esquema do procedimento da avaliação de toxicidade aguda com a bactéria *Vibrio fischeri*** (Adaptado de CETESB, 2001). Cubetas Série A – Diluição da amostra. Cubetas Série B – Cubetas com bactérias. 1a) Adição do diluente às cubetas, 1b) Adição da amostra e ajuste osmótico em uma das cubetas (maior concentração), seguida por diluições sucessivas da amostra. 2a) Adição de bactéria às cubetas e leitura da bioluminescência inicial no aparelho, 2b) Adição das amostras às cubetas contendo bactérias, 3) Após 15 minutos procede-se novamente à leitura de bioluminescência.



#### 4.5.2 Ensaio de toxicidade com *Daphnia similis*

As análises de toxicidade com *Daphnia similis* foram realizadas no Laboratório de Ensaio Biológicos e Ambientais (LEBA) do Centro de Tecnologia de Radiações (CTR) e no Laboratório de Ecotoxicologia do Centro de Química e Meio Ambiente (CQMA), ambos os laboratórios localizados no Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN).

O ensaio com *D. similis* teve como base a Norma ABNT NBR 12713/09.

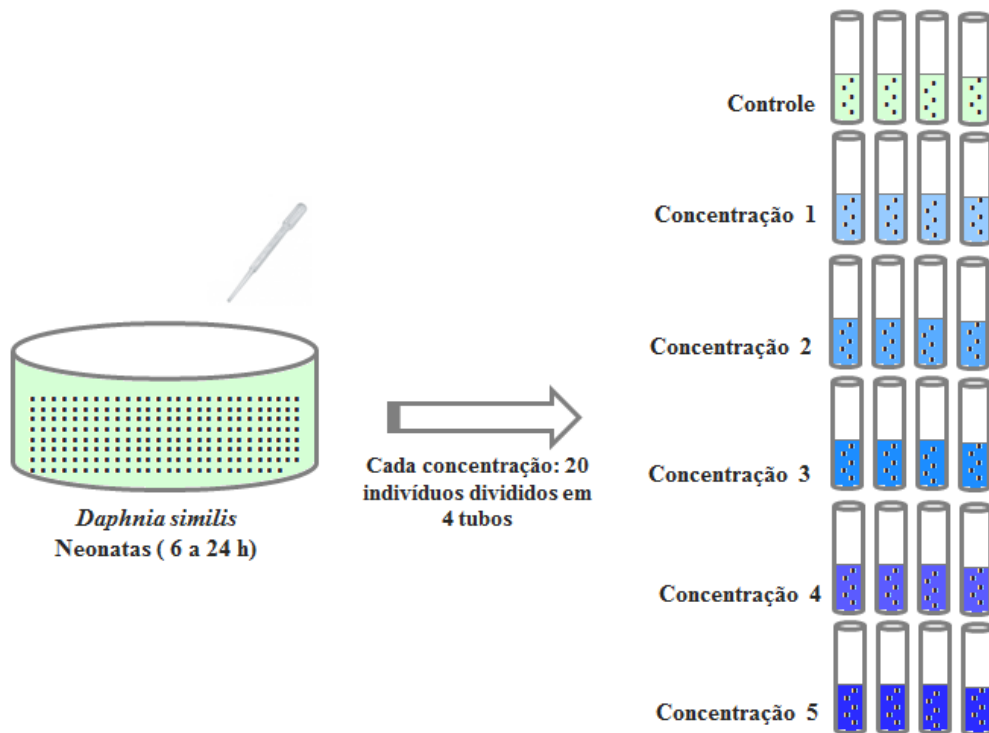
Os organismos utilizados possuíam idade de 6 a 24 horas, provenientes de fêmeas com idade de 7 a 28 dias. Os organismos foram expostos a pelo menos 5 concentrações distintas para cada amostra de efluente e o controle (sem efluente). Os valores destas concentrações variaram para cada amostra testada. As diluições foram feitas com água de cultivo.

Cada concentração da amostra foi composta por 20 indivíduos jovens, divididos em quatro réplicas contendo cinco organismos. Cada réplica continha 10 mL de amostra. A Figura 23 ilustra o procedimento experimental.

Paralelamente a análise de toxicidade, valores de condutividade, pH, e oxigênio dissolvido foram determinados na maior e menor concentração da amostra testada e também no controle, antes e após a exposição dos organismos à amostra, para assegurar que os ensaios estavam nas condições ideais.

Os ensaios foram mantidos no escuro (cobertos com plástico preto ou alumínio), acondicionados em incubadora com temperatura de  $20 \pm 2$  °C e sem alimentação, durante 48 horas.

Ao final da exposição, contabilizou-se o número de organismos imóveis e calculou-se estatisticamente o valor da CE50, com auxílio do programa computacional Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON; RUSSO; THURSTON, 1977).



**Figura 23 – Esquema do procedimento do ensaio de toxicidade aguda com o microcrustáceo *Daphnia similis*.** Neonatas de 6 a 24 h foram distribuídas em pelo menos cinco concentrações, mais o controle. Todas as concentrações e controle recebem o mesmo número de indivíduos em cada tubo (Fonte: Elaborado pelo autor).

#### 4.5.3 Eficiência dos tratamentos na redução da toxicidade

A eficiência da redução da toxicidade foi avaliada pela seguinte expressão:

$$ER_{tox} (\%) = \frac{(UT_{eb} - UT_{et}) \times 100}{UT_{eb}}$$

Onde:

ER<sub>tox</sub> = Eficiência de redução da toxicidade em %;

UT<sub>eb</sub> = Unidade tóxica do efluente bruto (antes do tratamento)

UT<sub>et</sub> = Unidade tóxica do efluente tratado

Unidade tóxica ou unidade de toxicidade (UT) pode ser encontrada a partir dos valores de CE<sub>50</sub> ou CE<sub>20</sub>, pela seguinte equação:

$$UT = \frac{100}{CE_{xx}}$$

Onde: CE<sub>xx</sub> = valor de CE<sub>50</sub> ou CE<sub>20</sub>.

Os resultados dos ensaios de toxicidade descritos nos itens anteriores foram avaliados em termos de CE50 e CE20. Toxicidade e CE<sub>xx</sub> são grandezas inversamente proporcionais, ou seja, quanto maior o valor de CE<sub>xx</sub> menor a toxicidade de uma determinada amostra (SILVA, 2014). A expressão da toxicidade em UT é uma medida direta, que previne o equívoco ocasionado pela apresentação dos resultados em termos de CE<sub>xx</sub>: baixos valores de CE<sub>xx</sub> indicam elevada toxicidade, enquanto que valores baixos de UT indicam baixa toxicidade (GOMES, 2007).

#### **4.6 Avaliação da presença de agentes do banho de alvejamento na descoloração de efluente**

Nesta etapa, trabalhou-se apenas com efluente azul, e com o basidiomiceto que apresentou o melhor resultado na etapa de descoloração. Procurou-se analisar separadamente os efeitos de três agentes presentes na etapa de alvejamento: peróxido, catalase e sequestrante, para isso foram produzidos diferentes efluentes a partir do tingimento de tecido 100% algodão, na Faculdade de Tecnologia SENAI Antoine Skaf. A Tabela 4 ilustra os seis diferentes banhos que foram analisados: (1) efluente sem peróxido; (2) efluente com excesso de peróxido (2,0 mL.L<sup>-1</sup>); (3) efluente sem catalase; (4) efluente com excesso de catalase (1,0 mL.L<sup>-1</sup>); (5) efluente sem sequestrante na etapa de tingimento; e (6) efluente com excesso de sequestrante (2g.L<sup>-1</sup>). A temperatura e a duração de cada etapa mencionada foram as mesmas da Tabela 2. Os banhos com excesso de alguma substância, compreendem os banhos que, ao final de todo o processo, tiveram substâncias adicionadas em 1 L do efluente final. O experimento foi realizado em triplicata. O procedimento para análise da descoloração foi o mesmo anteriormente descritos no item 4.4.

Foi realizado também um teste qualitativo para verificação da presença de peróxido de hidrogênio no efluente contendo o corante C. I. RB 222, logo após um tingimento normal (como descrito anteriormente na Tabela 2). Utilizou-se oxalato de potássio e titânio em solução de concentração 0,10 M, preparada com ácido sulfúrico (1 M) para detecção residual do H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. A presença de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> é identificada pela aquisição de uma coloração marrom-alaranjada do efluente. Na ausência de peróxido não haverá mudança na coloração observada (ROSA, 2013).

**Tabela 4 – Etapas do processo de tingimento para análise de agentes presentes no banho de alvejamento**

Etapa	Banho	Componente	Concentração de cada componente no efluente					
			1	2	3	4	5	6
Preparação (Purga/Alvejamento)	A	Detergente não iônico (g.L <sup>-1</sup> )	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
		Sequestrante/Dispersante (g.L <sup>-1</sup> )	1,00	1,00	1,00	1,00	-	-
		Metassilicato de sódio (g.L <sup>-1</sup> )	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
		Hidróxido de sódio (mL.L <sup>-1</sup> )	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
		Peróxido de Hidrogênio (mL.L <sup>-1</sup> )	-	-	2,00	2,00	2,00	2,00
	B	Ácido sulfúrico (mL.L <sup>-1</sup> )	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
Tingimento	C	Catalase (mL.L <sup>-1</sup> )	1,00	1,00	-	-	1,00	1,00
		Cloreto de sódio (g.L <sup>-1</sup> )	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00
		Corante reativo RB222 (%)	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
		Carbonato de sódio (g.L <sup>-1</sup> )	12,00	12,00	12,00	12,00	12,00	12,00
	D	Hidróxido de sódio (mL.L <sup>-1</sup> )	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70
		Ácido sulfúrico	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
Tratamento Posterior	E	Somente água potável	*	*	*	*	*	*
	F	Sequestrante/Dispersante (g.L <sup>-1</sup> )	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	G	Somente água potável	*	*	*	*	*	*
	H	Somente água potável	*	*	*	*	*	*
Excesso de Peróxido de Hidrogênio (mL.L <sup>-1</sup> ) **		-	2,00	-	-	-	-	
Excesso de Catalase (mL.L <sup>-1</sup> )**		-	-	-	1,00	-	-	
Excesso de Sequestrante (g.L <sup>-1</sup> )**		-	-	-	-	-	2,00	

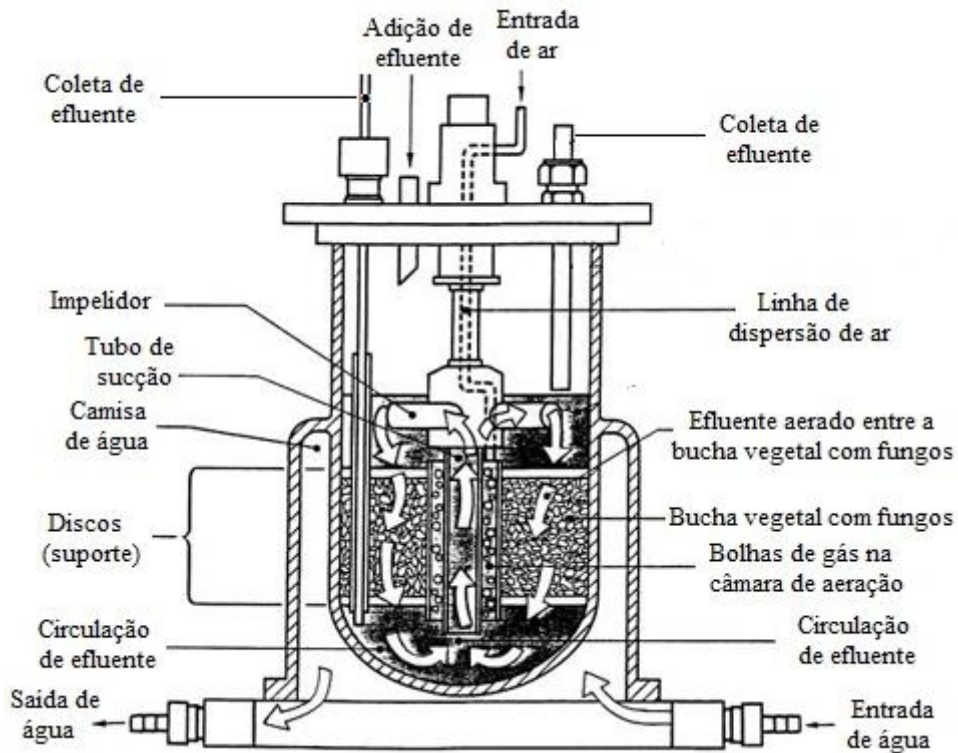
\* O volume de água respeita a razão 1: 12 (1 g de tecido: 12 mL de água).

\*\* Substâncias em excesso foram adicionadas somente ao término do processo (A-H). O valor colocado foi adicionado em exatamente 1L de efluente que foi analisado em seguida.

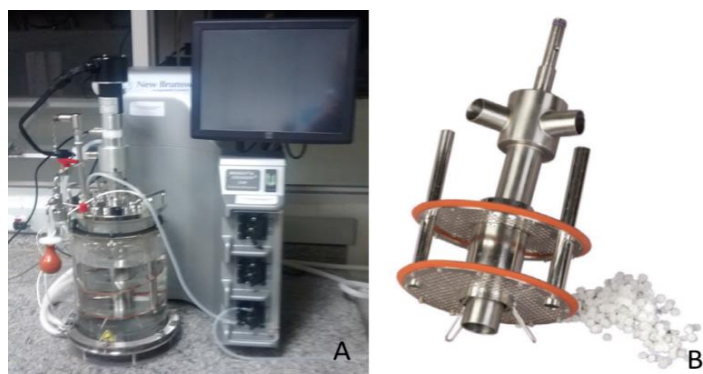
#### 4.7 Operação em biorreator

A Figura 24 apresenta um esquema do sistema de biorreator utilizado no processo. O processo em biorreator foi realizado empregando-se o biorreator New Brunswick™ BioFlo® 310 (Figura 25A) com dorna com volume total de 7,5 L, sendo 5 L o volume de trabalho (reacional) para tratamento dos efluentes. Para se conseguir um sistema que possibilitasse um aumento de escala com maiores chances de sucesso, realizou-se uma adaptação por meio da utilização de disco Fibra-Cel® (Eppendorf) (Figura 25B). Este disco consiste em um material de suporte sólido, muito utilizado em biorreatores de leito empacotado para crescimento de células aderentes de mamíferos, animais e de insetos, para aplicações nas quais se deseja obter

proteínas secretadas, tendo como vantagens: transferência de massa elevada e eficiente para nutrientes e oxigênio, baixa queda de pressão ao longo do leito para melhor eficiência durante o aumento de escala e maior proporção entre superfície e volume (EPPENDORF, 2016).



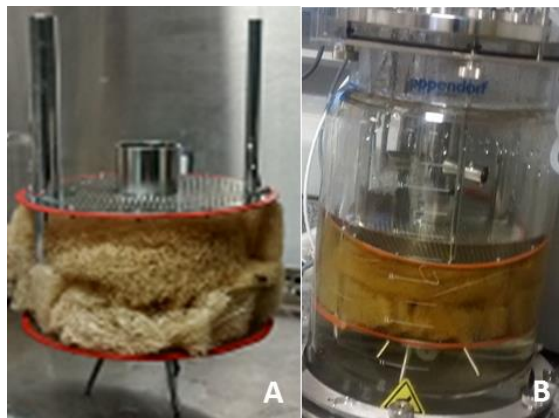
**Figura 24 – Representação esquemática do biorreator utilizado no presente estudo** (Adaptado de Kent, 2003).



**Figura 25 – Biorreator New Brunswick™ BioFlo® 310 (A) e Impelidor com discos Fibra-Cel® (B)** (Foto: (A) tirada pelo próprio autor, 2015; (B) Catálogo Eppendorf, 2016).

#### 4.7.1 Preparo da bucha vegetal

A finalidade de se utilizar os discos foi, portanto, uma tentativa de contornar possíveis problemas de aumento de escala, como transferência de oxigênio e nutrientes. Entre os discos Fibra-Cel® foram colocados  $52 \pm 1$  g de bucha vegetal para imobilização fúngica. Este valor foi proporcionalmente menor ao que era colocado no tratamento em pequena escala (volume de trabalho de 300 mL), isto aconteceu por conta do espaço entre os discos que limitou a quantidade de bucha colocada. A esterilização da bucha seguiu a metodologia descrita por Mazmanci e Unyayar (2005) com as devidas adaptações. Esta foi fervida em água destilada por 40 minutos e posteriormente colocada entre os discos Fibra-Cel® (Figura 26A). Este sistema (bucha entre os discos) foi colocado na dorna de 7,5 L, onde recebeu 4 L de meio basal (composição descrita no item 4.4.1), suficiente para deixar a bucha submersa, e foi posteriormente autoclavado por 20 min (121 °C, 1 atm) (Figura 26B). Após 48 horas, todo o meio foi drenado da dorna, para posteriormente receber o inóculo fúngico.

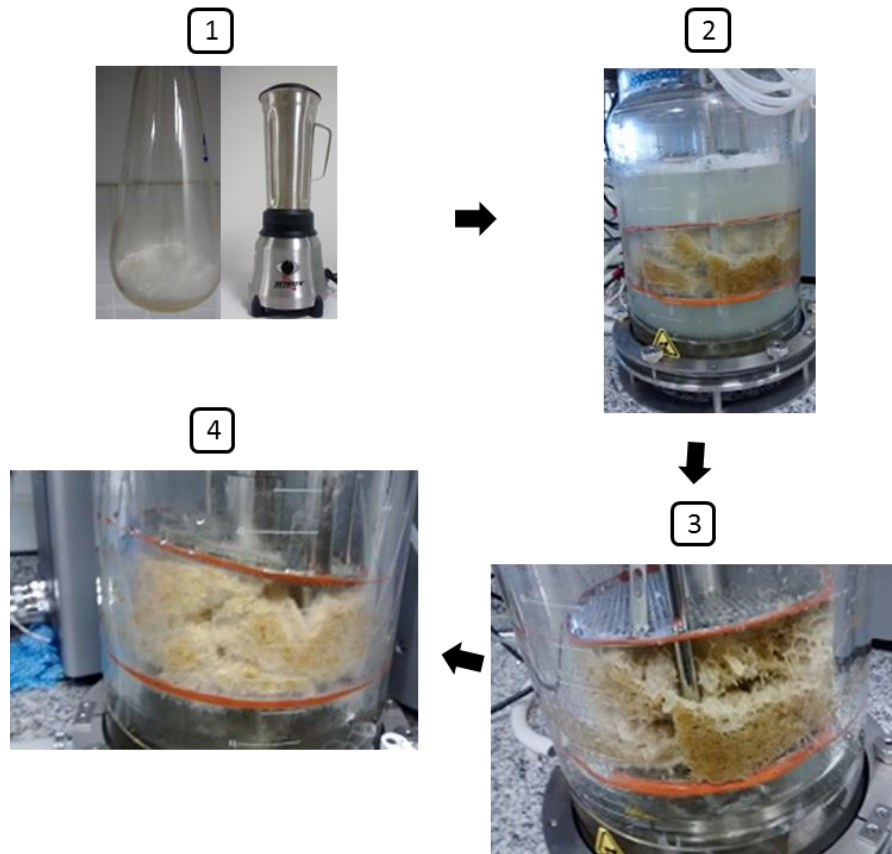


**Figura 26 – Bucha vegetal entre os discos Fibra-Cel® (A) e Dorna com a bucha submersa em meio basal após esterilização em autoclave (B)** (Fotos tiradas pelo próprio autor, 2015).

#### 4.7.2 Inóculo fúngico

Com o aumento da escala, foi necessária uma adaptação do inóculo fúngico, passando a se utilizar um inóculo líquido. Para cada operação do biorreator foram preparados 4 L de inóculo. Oito discos de micélio ( $\varnothing$  7 mm) obtidos de cultura crescidas em BDA por 7 dias foram inoculados em erlenmeyer de 500 mL, contendo 50 mL de caldo BD. Para cada operação utilizou-se um total de 21 erlenmeyers. Após 7 dias de crescimento recolheu-se o sobrenadante (biomassa) fúngico de cada sistema. Estes sobrenadantes foram triturados em blender com 4L de meio basal. Esta suspensão correspondeu ao inóculo do biorreator, que foi

então colocada na dorna após o preparo da bucha descrito no item anterior. O inóculo ficou durante 1 h no biorreator, sob agitação a 180 rpm, sendo posteriormente drenado. Durante 10 dias, à temperatura de  $25 \pm 2$  °C e sem agitação, verificou-se a colonização do fungo por toda bucha vegetal. A Figura 27 ilustra o processo.



**Figura 27 – Esquema do procedimento de preparo do inóculo para o biorreator.** 1- trituração da biomassa fúngica com meio basal em blender; 2- inóculo no biorreator (por 1h, 180 rpm); 3 – Todo inóculo é drenado após 1h; 4- crescimento fúngico por 10 dias sem agitação (Fonte: Elaborado pelo autor).

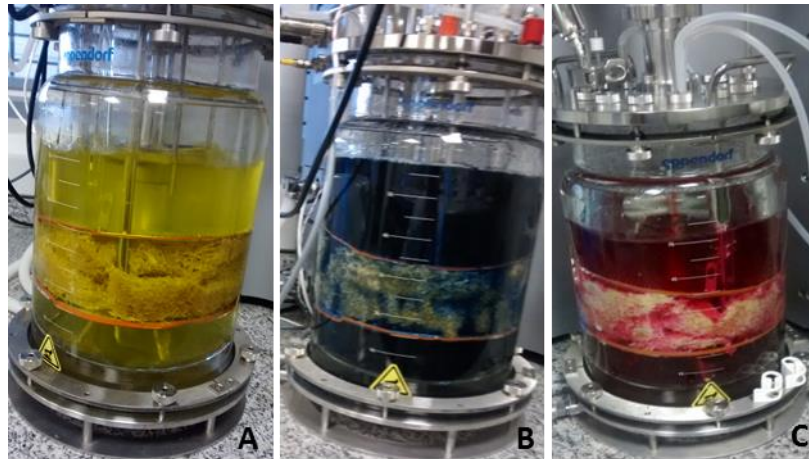
#### 4.7.3 Avaliação da descoloração e reutilização da biomassa fúngica

Para avaliação da descoloração em biorreator, foram utilizadas as espécies fúngicas que apresentaram os melhores resultados nas etapas anteriores, sendo utilizados somente efluentes anteriormente denominados de “efluente sem alveamento”. Os efluentes foram produzidos na Faculdade de Tecnologia Antoine Skaf (Tabela 2, banhos C - H).

Para cada processo, após o período de 10 dias de colonização da bucha pelo fungo, conforme descrito no item 4.7.2, procedeu-se à adição de 5 L do efluente com os nutrientes do



meio basal já diluídos no mesmo (conforme descrito no item 4.4.1). Os experimentos foram controlados automaticamente a uma temperatura de  $25 \pm 3$  °C, agitação de 40 rpm, pH entre 6,2 e 7,8 monitorado utilizando-se um eletrodo de pH esterilizado e controlado mediante a adição de NaOH (1 M) ou H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (1 M), e saturação com ar atmosférico (40%). A Figura 28 apresenta três operações com os diferentes efluentes.



**Figura 28 – Biorreatores com efluentes têxteis.** A - Efluente amarelo, B - Efluente azul, C - Efluente vermelho (Fotos tiradas pelo próprio autor, 2015).

Foram retiradas amostras para análise de descoloração em espectrofotômetro (marca Hach, modelo DR5000) nos tempos: 0, 2, 4, 8, 12, 24, 36 e 48 h (para azul e vermelho) e 0, 2, 8, 12, 24, 36, 48, 60 e 72 h (para o amarelo).

Ao final das 48 h para os efluentes azul e vermelho, e das 72 h para o efluente amarelo drenou-se todo o efluente remanescente e, adicionou-se novo efluente (adicionado de nutrientes, idêntico ao do ciclo anterior), para avaliação da descoloração reutilizando a biomassa fúngica por mais um ciclo de experimento. O procedimento de retirada de amostras para análise de descoloração foi o mesmo do descrito no parágrafo anterior.

#### 4.7.4 Avaliação da toxicidade

Análises de toxicidade com a bactéria *Vibrio fischeri* foram realizadas após o término dos experimentos (efluente final) pelo Setor de Análises Toxicológicas da CETESB, seguindo a Norma ABNT NBR 15411-3/12. Foram analisados os efluentes após o tratamento inicial em biorreatores (48 h para azul e vermelho, 72 h para amarelo); efluentes após tratamento em biorreatores com reutilização da biomassa fúngica (48 h para o azul e vermelho, 72 h para



amarelo) e efluentes brutos que não passaram pelo tratamento em biorreator. Além disso, para comparação de tratamentos, ensaios em pequena escala (erlenmeyers) também foram realizados, conforme descrito no item 4.4.1, e analisados em relação à toxicidade para *V. fischeri* (efluentes tratados por 48 h - azul e vermelho, e por 72 h - amarelo).

#### 4.7.5 Avaliação da fitotoxicidade

Ensaio de fitotoxicidade foram realizados no Laboratório de Processos Biológicos da Universidade Federal do ABC (UFABC). Foram utilizadas sementes de *Lactuca sativa* (alface) e *Sorghum vulgare* (sorgo).

Os ensaios foram realizados seguindo a metodologia proposta por Tam e Tiquia (1994), com as devidas adaptações para otimização do ensaio, a partir de observações experimentais. A metodologia avalia o alongamento das raízes e o número de sementes germinadas após um período de tempo (índice de germinação).

Vinte (20) sementes de cada espécie vegetal foram colocadas sobre papel de filtro Whatman n.40 em placas de Petri (Ø 90 mm), com 2 mL (para alface) e 3 mL (para sorgo) de diferentes concentrações (v/v) da amostra de efluente, a partir de uma série geométrica (100; 50; 25; 12,5 e 6,25%). Foram realizadas duplicatas de cada concentração de efluente. Água destilada foi utilizada como controle negativo (representando 0% do efluente). As amostras foram incubadas no escuro, envoltas por papel alumínio, com temperatura controlada de  $25 \pm 2$  °C. O tempo total de duração do teste foi de 120 h.

O número de sementes que germinaram após o período de incubação foi contado e o comprimento das raízes (do ponto de transição entre o hipocótilo e a raiz, até a extremidade da raiz) medido. A Figura 29 ilustra o procedimento realizado.

O índice de germinação (IG) foi calculado combinando o percentual de germinação de sementes e a medida de crescimento das raízes, de acordo com as seguintes equações:

(equação 1)

$$GR (\%) = \frac{Ga}{Gc} \times 100$$

Onde:

GR (%) = Germinação relativa;

Ga = Número de sementes que germinaram na amostra de efluente;

Gc = Número de sementes que germinaram no controle.

(equação 2)

$$CRR (\%) = \frac{Ca}{Cc} \times 100$$

Onde:

CRR (%) = Crescimento relativo das raízes;

Ca = Medida do crescimento das raízes na amostra de efluente, em cm;

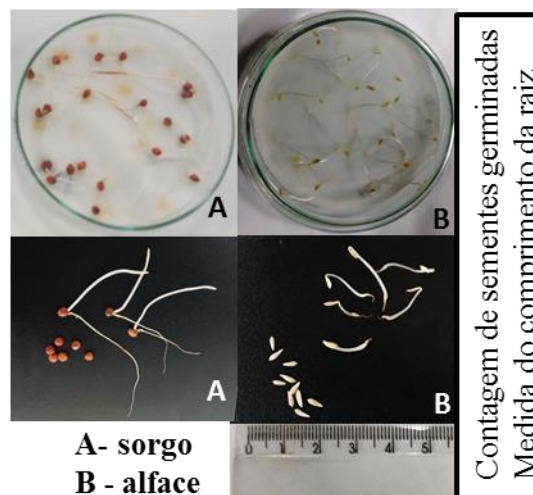
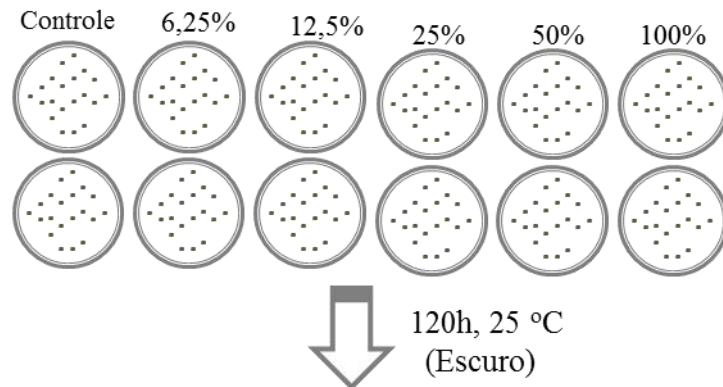
Cc = Medida do crescimento das raízes no controle, em cm.

(equação 3)

$$IG (\%) = \frac{GR (\%) \times CRR (\%)}{100}$$

Onde:

IG (%) = Índice de germinação



**Figura 29** – Esquema do procedimento do ensaio de toxicidade aguda com sementes de *Sorghum vulgare* (sorgo) e *Lactuca sativa* (alface). Experimentos realizados em placa de Petri, em duplicata, com 20 sementes por placa, em 5 diferentes concentrações de efluente, mais o controle com água destilada. Após 120 h cada placa foi avaliada, registrando-se o número de sementes germinadas e o comprimento da raiz. No sorgo percebem-se duas ramificações, considerando-se como radícula a ramificação mais fina (Fonte: Elaborado pelo autor).

O cálculo da concentração inibitória – CI50 (concentração do efluente (v/v) capaz de inibir em 50% o índice de germinação da semente teste), foi realizado por meio de análise de regressão com o auxílio do Programa MiniTab 14 (MINITAB, 2003).

#### **4.8 Ensaios complementares de descoloração**

Com os resultados prévios obtidos nas etapas anteriores, dois estudos para avaliação da descoloração de efluentes “sem alvejamento” foram realizados: interferência do tipo de inóculo e avaliação da concentração do corante, com base na absorvância inicial.

##### *4.8.1 Interferência do tipo de inóculo no percentual de descoloração*

Em erlenmeyers de 500 mL, com um volume de trabalho de 300 mL, realizou-se em triplicata, para cada um dos três efluentes coloridos, dois tipos de inoculação fúngica em bucha vegetal para avaliação da descoloração: inóculo sólido e inóculo líquido.

O inóculo sólido foi feito conforme descrito no item 4.4.1.

O inóculo líquido foi realizado de forma semelhante ao inóculo para o biorreator (item 4.7.2). Discos de micélio ( $\varnothing$  7 mm) obtidas de cultura crescidas em BDA por 7 dias foram inoculados em erlenmeyer de 500 mL, contendo 50 mL de caldo BD. Após 7 dias de crescimento recolheu-se o sobrenadante (biomassa) fúngico dos erlenmeyers. Estes sobrenadantes foram triturados em blender com meio basal, na mesma proporção aplicada ao biorreator. Esta suspensão correspondeu ao inóculo líquido. 300 mL desta suspensão foram adicionados a erlenmeyers de 500 mL que já possuíam bucha vegetal cortada autoclavada. Este sistema permaneceu por 1 h em um mesa agitadora a 60 rpm, sendo posteriormente drenado. Durante 10 dias, à temperatura de  $25 \pm 2$  °C e sem agitação, verificou-se a colonização do fungo por toda bucha vegetal.

Os dados de descoloração obtidos foram analisados pelo programa estatístico MiniTab 14 (MINITAB, 2003). As médias foram comparadas pelo teste de Tukey protegida por análise de variância (ANOVA) ( $\alpha \leq 0,1$ ).

##### *4.8.2 Avaliação da concentração do corante*

Embora os processos de tingimento na Faculdade de Tecnologia Antoine Skaf tenham sido feitos utilizando-se o mesmo protocolo de tingimento, permitindo uma maior

reprodutibilidade das amostras, a concentração de corante no efluente final pode variar. Isto acontece pela forma de armazenamento do corante, fabricante do corante, se é um corante novo ou velho, erros de pesagem das substâncias, tipo de fibra de algodão utilizada, entre outros. Diante disso, pode haver mudanças na interação do corante com a fibra, refletindo em uma maior perda de corante no efluente e isto pode ser indiretamente observado com base no registro de absorvâncias iniciais de cada efluente. Desta maneira, nesta seção foi avaliada a absorvância inicial dos efluentes (analisados separadamente pela cor) em distintas operações de tingimento e o seu percentual de descoloração. Seguiu-se o procedimento descrito no item 4.4.2 para tais análises. Os dados obtidos foram analisados pelo programa estatístico MiniTab 14 (MINITAB, 2003), e por meio de regressão linear, avaliou-se a possibilidade de relação entre percentual de descoloração e concentração inicial de corante dos efluentes deste estudo.

#### 4.9 Avaliação de parâmetros físico-químicos dos efluentes

O tratamento intermediário dos efluentes têxteis por fungos basidiomicetos também foi avaliado em relação a alguns parâmetros físico-químicos. O Quadro 9 apresenta os parâmetros analisados, método empregado e local do ensaio.

**Quadro 9 – Parâmetros físico-químicos, métodos de análise e local do experimento.**

Análise	Método	Laboratório
<b>pH</b>	Potenciométrico – 4500-H <sup>+</sup> B (APHA, 2012)	Laboratório de Processos Biológicos (LPB/UFABC)
<b>Demanda Química de Oxigênio (DQO)</b>	Colorimétrico, Refluxo fechado – 5220 D (APHA, 2012)	Laboratório de Análises Ambientais (LAA/UFABC)
<b>Condutividade</b>	Laboratorial (Potenciométrico) – 2510 B (APHA, 2012)	Laboratório de Análises Ambientais (LAA/UFABC)
<b>Turbidez</b>	Nefelométrico – 2130 B (APHA, 2012)	Laboratório de Análises Ambientais (LAA/UFABC)
<b>Sólidos sedimentáveis</b>	Método do cone Imhoff ABNT NBR 10561/1988	Laboratório de Processos Biológicos (LPB/UFABC)
<b>Sólidos em suspensão Totais (SST)</b>	Sólidos em suspensão totais secos a 103-105 °C – Método 2540 D (APHA, 2012)	Laboratório de Análises Ambientais (LAA/UFABC)
<b>Carbono orgânico total (COT)</b>	Combustão à alta temperatura - Método 5310 B (APHA, 2012)	Laboratório de Caracterização de Bioprodutos (LACABIO/UFABC)

As análises foram realizadas em triplicata, e os efluentes, em cada cor, foram nomeados da seguinte maneira:

1. Efluente bruto - efluente originário do tingimento de fibra de algodão (ver seção 4.2, Tabela 2)
2. Efluente bruto com nutrientes - efluente originário do tingimento de fibra de algodão adicionado de nutrientes do meio basal diluídos no próprio efluente (ver seção 4.4.1)
3. Efluente tratado em pequena escala (erlenmeyers)
4. Efluente tratado em biorreator
5. Efluente tratado em biorreator com reutilização da biomassa fúngica.

Os dados foram analisados pelos programas estatísticos MiniTab 14 (MINITAB, 2003). As médias foram comparadas pelo teste de Tukey protegida por análise de variância (ANOVA) ( $\alpha \leq 0,1$ ).

A seguir são descritas resumidamente as metodologias listadas no Quadro 9.

#### *4.9.1 Potencial hidrogeniônico (pH)*

O pH foi medido, seguindo método 4500 H<sup>+</sup> B (APHA, 2012), por pHmetro digital de bancada, marca Nova Instruments, modelo NI-PHM.

#### *4.9.2 Demanda química de oxigênio (DQO)*

O método utilizado para a determinação da DQO foi o 5220 D (APHA,2012) – Método colorimétrico, refluxo fechado. O método consiste na digestão da amostra em sistema fechado, seguida por análise colorimétrica (600 nm). Após oxidação da matéria orgânica, a DQO é obtida em espectrofotômetro, por meio de uma curva padrão.

#### *4.9.3 Condutividade elétrica*

A condutividade foi determinada por meio de condutivímetro portátil marca Nova Instruments, modelo NI-CVP, segundo método 2510 B (APHA, 2012).

#### *4.9.4 Turbidez*

A turbidez foi medida utilizando-se o tubidímetro digital microprocessado de bancada marca Policontrol, modelo AP2000, conforme método 2130 B (APHA, 2012).

#### *4.9.5 Sólidos sedimentáveis*

A metodologia empregada seguiu a Norma ABNT NBR 10561/1988. O método consiste na sedimentação de partículas em suspensão pela ação da gravidade. Utiliza-se uma amostra com volume exato de 1 L, esta permanece em repouso por 1 h em cone Imhoff.

#### *4.9.6 Sólidos em Suspensão Totais*

A determinação de SST seguiu o método 2540 D (APHA, 2012). Os sólidos em suspensão correspondem à porção do resíduo total retida em um filtro de porosidade de 1,2 µm. A amostra é filtrada a vácuo por filtro de fibra de vidro e o material retido é seco em estufa até peso constante.

#### *4.9.7 Carbono Orgânico Total*

O carbono orgânico total representa a concentração de carbono orgânico oxidado a CO<sub>2</sub> em altas temperaturas e quantificado por meio de analisador de infravermelho. O teor de carbono orgânico total foi determinado pelo método de combustão à alta temperatura (900 °C) - Método 5310 B (APHA, 2012) utilizando o analisador de carbono modelo TOC 5000A, da marca Shimadzu.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Esgotamento dos corantes na fibra de algodão.

As Tabelas 5, 6 e 7 apresentam a absorvância e a concentração do corante ( $\text{g. L}^{-1}$ ) estimada com base em uma curva de calibração (APÊNDICE A) de três efluentes (azul, vermelho e amarelo) produzidos pelo Laboratório de Química Têxtil da Faculdade de Tecnologia Antoine Skaf após tingimento da fibra de algodão. Os dados de absorvância apresentados referem-se aos picos encontrados para cada efluente (600 nm, 530 nm, 420 nm, para azul, vermelho e amarelo, respectivamente). Os resultados indicam, para esta análise, que o corante amarelo (CI RY160) apresentou maior concentração no efluente final ( $0,6403 \text{ g.L}^{-1}$ ), quando comparado aos efluentes azul e vermelho, indicando um percentual de 48,77% de esgotamento do corante. O corante azul (CI RB222) registrou uma concentração de  $0,5694 \text{ g.L}^{-1}$  no efluente final (54,45% de esgotamento), enquanto o corante vermelho (CI RR239) apresentou uma concentração de  $0,586 \text{ g. L}^{-1}$  no efluente final, que corresponde a 53,12% de esgotamento.

**Tabela 5 – Esgotamento do corante CI RB222 (azul).** Concentração obtida baseada em curva de calibração, partindo da concentração de  $1,25 \text{ g. L}^{-1}$  de corante (APÊNDICE A).

Etapa do processo		Absorvância	Concentração ( $\text{g.L}^{-1}$ )
Tingimento	C	0,2967	0,2524
Tratamento posterior	D	0,1210	0,1087
Tratamento posterior	E	0,0563	0,0558
Tratamento posterior	F	0,0942	0,0868
Tratamento posterior	G	0,0307	0,0349
Tratamento posterior	H	0,0256	0,0307
Efluente final			0,5694*

As letras C, D, E, F, G, H correspondem às etapas do processo de tingimento descritas, anteriormente, na Tabela 2.

\* O valor obtido refere-se ao somatório das concentrações de C à H.

**Tabela 6 – Esgotamento do corante CI RR239 (vermelho).**

Concentração obtida baseada em curva de calibração, partindo da concentração de 1,25 g. L<sup>-1</sup> de corante (APÊNDICE A).

Etapa do processo		Absorvância	Concentração (g.L <sup>-1</sup> )
Tingimento	C	0,4572	0,3341
Tratamento posterior	D	0,1589	0,1120
Tratamento posterior	E	0,0708	0,0464
Tratamento posterior	F	0,0925	0,0626
Tratamento posterior	G	0,0345	0,0194
Tratamento posterior	H	0,0241	0,0116
Efluente final			0,5860*

As letras C, D, E, F, G, H correspondem às etapas do processo de tingimento descritas, anteriormente, na Tabela 2.

\* O valor obtido refere-se ao somatório das concentrações de C à H.

**Tabela 7 – Esgotamento do corante CI RY160 (amarelo).**

Concentração obtida baseada em curva de calibração, partindo da concentração de 1,25 g. L<sup>-1</sup> de corante (APÊNDICE A).

Etapa do processo		Absorvância	Concentração (g. L <sup>-1</sup> )
Tingimento	C	0,3971	0,3151
Tratamento posterior	D	0,1417	0,1142
Tratamento posterior	E	0,0713	0,0588
Tratamento posterior	F	0,1154	0,0935
Tratamento posterior	G	0,0379	0,0326
Tratamento posterior	H	0,0298	0,0262
Efluente final			0,6403*

As letras C, D, E, F, G, H correspondem às etapas do processo de tingimento descritas, anteriormente, na Tabela 2.

\* O valor obtido refere-se ao somatório das concentrações de C à H.

Todos os efluentes produzidos apresentavam a mesma concentração inicial e foram produzidos seguindo o mesmo protocolo de tingimento. As diferentes concentrações apresentadas nos efluentes finais sugerem que pode haver uma diferença de afinidade entre os corantes pela fibra de algodão, que resultou em um efluente mais ou menos concentrado, de acordo com o corante empregado. Outros fatores, como o tipo de fibra de algodão utilizada no processo, bem como tempo de uso do corante (se era um corante novo ou mais antigo),



fabricante e modo de armazenamento do corante, podem também interferir na eficiência de coloração, gerando efluentes com concentrações diferentes, mesmo quando o mesmo procedimento foi adotado.

## 5.2 Descoloração dos efluentes têxteis em pequena escala

A porcentagem de descoloração observada nos efluentes variou de acordo com o corante empregado no tingimento. A seguir serão mostrados os resultados de cada efluente separadamente.

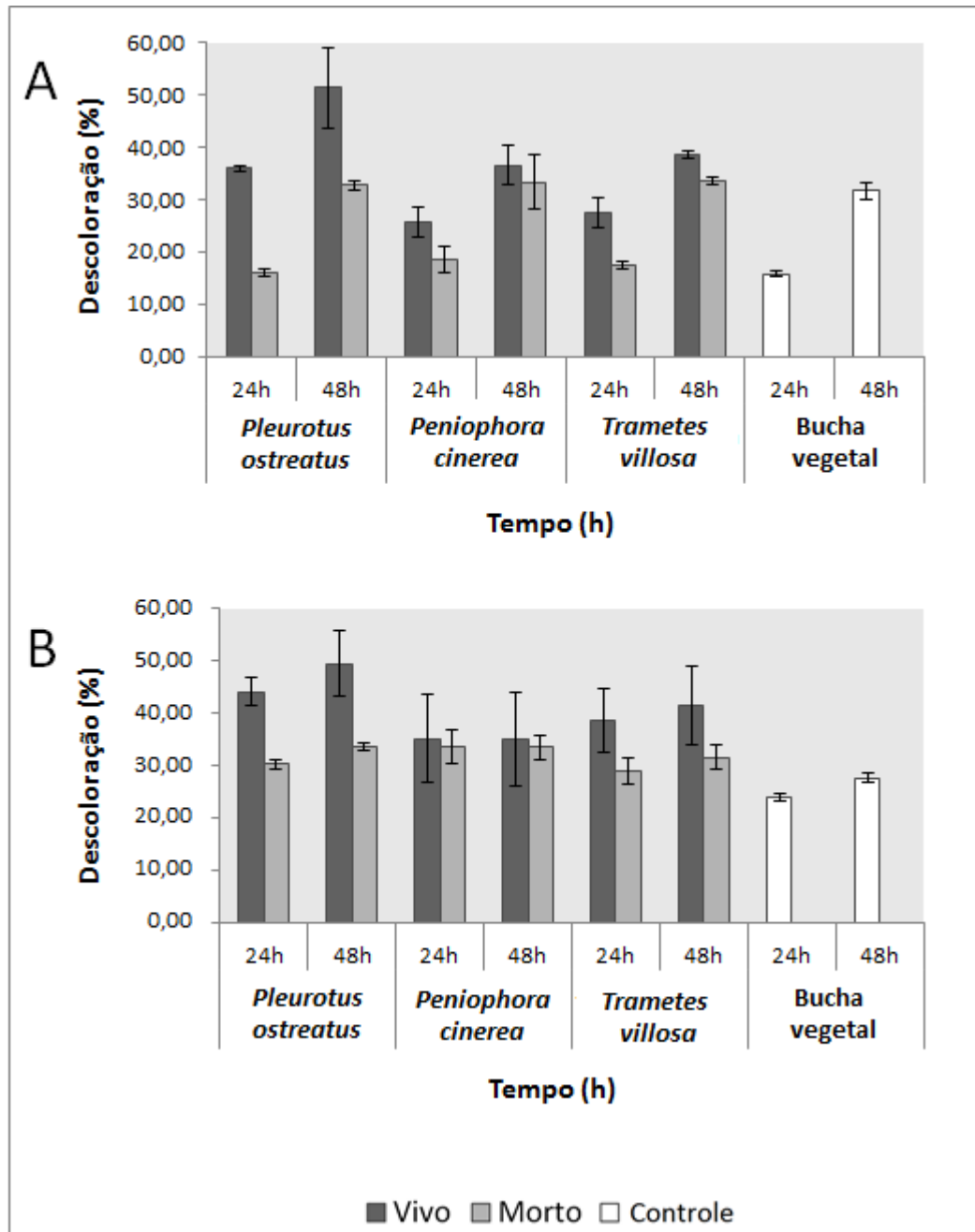
### 5.2.1 Efluentes contendo o corante azul (C. I. Reactive Blue 222)

A Figura 30 apresenta os dados gerais de descoloração para efluentes contendo o corante C. I. Reactive Blue 222. A análise estatística para esse conjunto de dados encontra-se no Apêndice B. As leituras iniciais de absorvância registraram 0,697 para o efluente sem alveamento e 0,422 para o efluente com alveamento. O melhor resultado foi conseguido pelo fungo *P. ostreatus* vivo ( $p < 0,01$ ). Há um aumento na descoloração, entre o período de 24 a 48 h: 35,92% para 51,38% (com alveamento) e 44,13% para 49,53% (sem alveamento). A análise global do tempo (24 e 48 h) mostrou que há diferença significativa na descoloração entre os tempos (tempo de 48 h apresentou-se superior ao tempo de 24 h,  $p < 0,01$ ). No entanto, para o efluente sem alveamento tratado por *P. ostreatus* vivo conseguiu-se em 24 h, descoloração superior a 40%, ao passo que, nas 24 horas finais o incremento não passou de 10%, neste caso não houve diferença significativa. Por este motivo, pensando no tratamento intermediário para aplicação industrial, o tempo de 24 h foi inicialmente, considerado como uma melhor opção para a descoloração do efluente azul por *P. ostreatus*.

Os fungos vivos apresentaram melhores resultados de descoloração, quando comparado aos fungos mortos, indicando atividade de biodegradação. Fungos mortos não apresentaram diferença significativa de descoloração quando comparados ao controle bucha vegetal (*P. ostreatus* morto comparado à bucha vegetal,  $p = 0,6544$ ; *P. cinerea* morto comparado à bucha vegetal,  $p = 0,2055$ ; *T. villosa* morto comparado à bucha vegetal,  $p = 0,7335$ ), indicando que a adsorção ao micélio fúngico não mostrou contribuição significativa ao processo de descoloração.

O banho de alveamento mostrou indícios de inibição da atividade de biodegradação fúngica. Considerando os dados gerais, a descoloração do efluente “sem alveamento”

mostrou-se estatisticamente superior à descoloração do efluente “com alveamento” ( $p < 0,01$ ).



**Figura 30 – Descoloração de efluente do banho de tingimento da indústria têxtil contendo o corante azul (C. I. Reactive Blue 222) por *Pleurotus ostreatus*, *Peniophora cinerea* e *Trametes villosa*.** Foram analisadas duas condições de efluentes: (A) efluente “com alveamento” - efluente do banho de alveamento (antecedendo o tingimento) junto ao efluente do banho de tingimento e as etapas posteriores de lavagem; e (B) efluente “sem alveamento” - efluente do banho de tingimento (sem a etapa de alveamento) e etapas posteriores de lavagem. As colunas representam as médias de triplicatas. Barras indicam o desvio padrão. As colunas brancas representam os controles (sistemas contendo somente bucha vegetal sem inoculação fúngica).

Para prosseguir com os testes de toxicidade, manteve-se o fungo *P. ostreatus* para ambas as condições (com alvejamento e sem alvejamento), após um período de ensaio de descoloração com duração de 24 h.

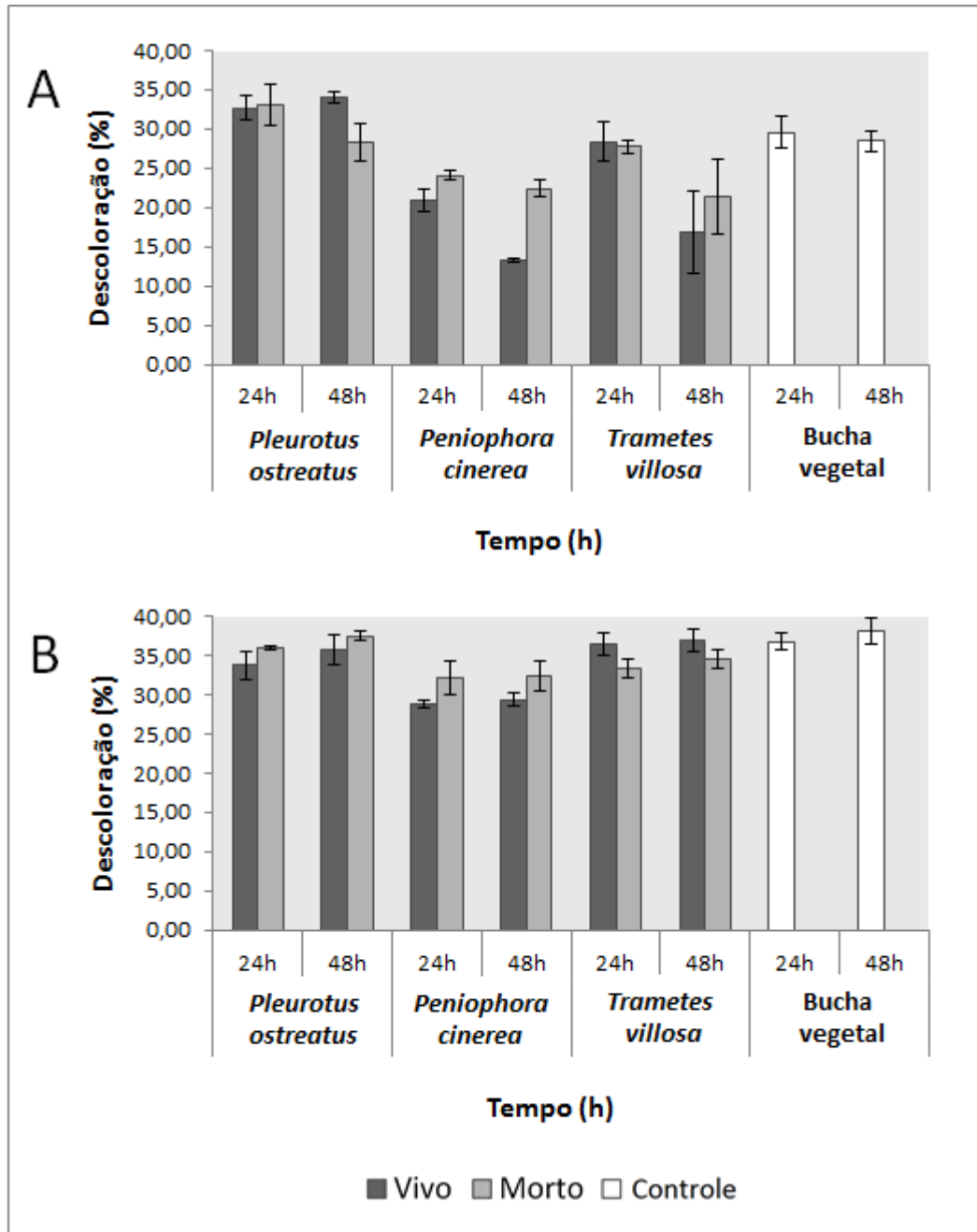
### 5.2.2 Efluentes contendo o corante vermelho (*C. I. Reactive Red 239*)

Os dados de descoloração do efluente vermelho indicam valores semelhantes de descoloração para fungos vivos, fungos mortos e bucha vegetal, principalmente na condição “sem alvejamento” (Figura 31). Para avaliação da descoloração em espectrofotômetro houve diluição dos efluentes, já que os valores de absorvância iniciais foram altos (2,67 para efluente sem alvejamento e 2,15 para efluentes com alvejamento), indicando um efluente com concentração alta de corante e por consequência, de difícil degradação.

Para o efluente com banho de alvejamento, o melhor resultado de descoloração foi conseguido por *P. ostreatus* vivo: 32,77% em 24 h, 34,01% em 48 h. Os resultados sugerem que talvez este seja o único fungo que realmente conseguiu suportar as condições adversas do efluente concentrado contendo os auxiliares do banho de alvejamento, e ainda assim, exercer atividade de biodegradação. No efluente sem o banho de alvejamento, o melhor resultado de descoloração ocorreu no controle (bucha vegetal sem fungos) com 36,76% em 24 h e 38,20% em 48 h, porém este dado não apresentou diferença significativa, quando comparado, por exemplo, ao *T. villosa* vivo, que alcançou percentuais de descoloração de 36,40% em 24 h e 36,98% em 48 h. A avaliação estatística encontra-se no Apêndice C. A possibilidade de biodegradação no sistema com *T. villosa* vivo mostra-se uma opção mais satisfatória, quando comparada à bucha vegetal (onde tem-se adsorção à bucha), tendo em vista que o corante poderá ser degradado.

Assim como no efluente azul, os dados apresentados dos efluentes contendo o corante vermelho mostram que o efluente com alvejamento apresentou menores índices de descoloração. Os resultados gerais de descoloração para o efluente sem alvejamento mostraram-se estatisticamente superior aos resultados do efluente com alvejamento ( $p < 0,01$ ).

Para as análises de toxicidade, mantiveram-se os fungos *P. ostreatus* e *T. villosa* para ambas as condições (com alvejamento e sem alvejamento), após um período de ensaio de descoloração com duração de 24 h, já que o percentual de descoloração no tempo de 48 h não se mostrou superior ao tempo de 24 h.



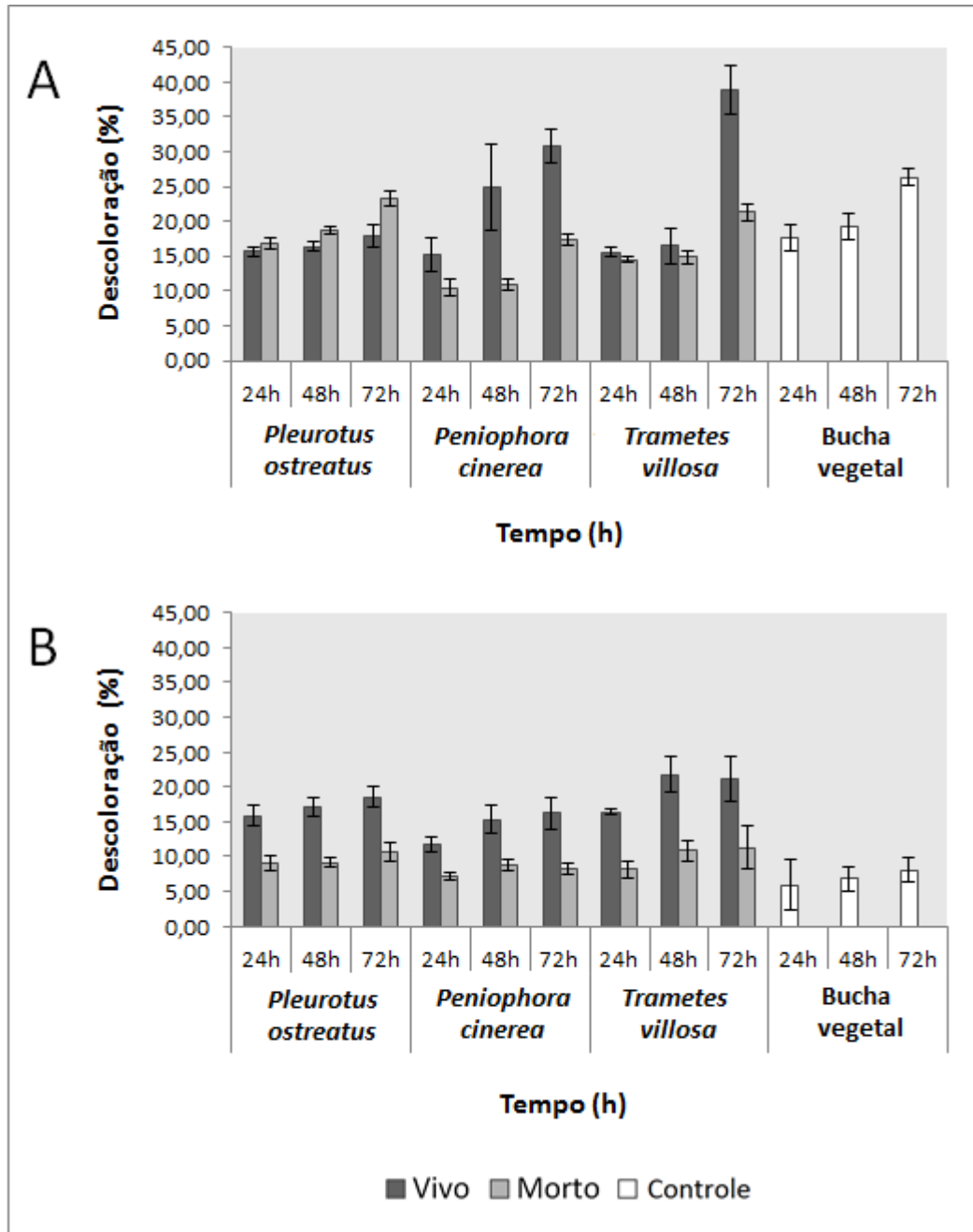
**Figura 31** – Descoloração de efluente do banho de tingimento da indústria têxtil contendo o corante vermelho (C. I. Reactive Red 239) por *Pleurotus ostreatus*, *Peniophora cinerea* e *Trametes villosa*. Foram analisadas duas condições de efluentes: (A) efluente “com alvejamento” - efluente do banho de alvejamento (antecedendo o tingimento) junto ao efluente do banho de tingimento e as etapas posteriores de lavagem; e (B) efluente “sem alvejamento” - efluente do banho de tingimento (sem a etapa de alvejamento) e etapas posteriores de lavagem. As colunas representam as médias de triplicatas. Barras indicam o desvio padrão. As colunas brancas representam os controles (sistemas contendo somente bucha vegetal sem inoculação fúngica).

### 5.2.3 Efluentes contendo o corante amarelo (C. I. Reactive Yellow 160)

A Figura 32 apresenta os dados gerais de descoloração. Diferentemente do que aconteceu com os efluentes azul e vermelho, os resultados de descoloração para o efluente amarelo com alvejamento mostraram-se estatisticamente superior ao “efluente sem alvejamento” ( $p < 0,01$ ). Além disso, para o efluente amarelo, em ambas as condições, foi necessário um maior tempo de ensaio (72 h) para se obter resultados mais expressivos de descoloração. O percentual de descoloração no tempo de 72 h foi estatisticamente superior ao conseguido nos tempos de 24 e 48 h ( $p < 0,01$ ). Considerando os valores gerais de descoloração o fungo *Trametes villosa* vivo foi estatisticamente superior aos outros tratamentos ( $p < 0,01$ ). A avaliação estatística encontra-se no Apêndice D.

As absorvâncias iniciais registradas foram de 1,174 para o efluente com alvejamento, e 1,466 para o efluente sem alvejamento, e para avaliação da descoloração também realizou-se diluição dos efluentes. O fungo *T. villosa* vivo apresentou, no tempo de 72 h, o maior percentual de descoloração (38,88%), seguido por *P. cinerea* vivo (30,78%), para o efluente com alvejamento, não havendo diferença estatística entre os dois fungos neste tempo. Para a condição sem alvejamento, o melhor resultado de descoloração também foi com o fungo *T. villosa* vivo (21,77% em 48 h e 21,12% em 72 h, não havendo diferença estatística no percentual de descoloração entre estes dois tempos).

Para prosseguir com os testes de toxicidade, manteve-se o fungo *T. villosa*, após ensaio de descoloração de 72 h, já que nesta situação foram conseguidos os melhores resultados de descoloração para ambas as condições (com alvejamento e sem alvejamento).



**Figura 32 –** Descoloração de efluente do banho de tingimento da indústria têxtil contendo o corante amarelo (C. I. Reactive Yellow 160) por *Pleurotus ostreatus*, *Peniophora cinerea* e *Trametes villosa*. Foram analisadas duas condições de efluentes: (A) efluente “com alvejamento” - efluente do banho de alvejamento (antecedendo o tingimento) junto ao efluente do banho de tingimento e as etapas posteriores de lavagem; e (B) efluente “sem alvejamento” - efluente do banho de tingimento (sem a etapa de alvejamento) e etapas posteriores de lavagem. As colunas representam as médias de triplicatas. Barras indicam o desvio padrão. As colunas brancas representam os controles (sistemas contendo somente bucha vegetal sem inoculação fúngica).

### 5.3 Ensaios de toxicidade (pequena escala)

#### 5.3.1 Ensaios de toxicidade com *Vibrio fischeri*

Foram realizados ensaios de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* dos efluentes brutos e dos efluentes tratados nos resultados mais expressivos obtidos na etapa anterior, de descoloração, a saber:

- efluente azul com alvejamento (bruto),
- efluente azul com alvejamento tratado por *P. ostreatus*,
- efluente azul sem alvejamento (bruto),
- efluente azul sem alvejamento tratado por *P. ostreatus*,
- efluente vermelho com alvejamento (bruto),
- efluente vermelho com alvejamento tratado por *P. ostreatus*,
- efluente vermelho com alvejamento tratado por *T. villosa*,
- efluente vermelho sem alvejamento (bruto),
- efluente vermelho sem alvejamento tratado por *P. ostreatus*,
- efluente vermelho sem alvejamento tratado por *T. villosa*,
- efluente amarelo com alvejamento (bruto),
- efluente amarelo com alvejamento tratado por *T. villosa*,
- efluente amarelo sem alvejamento (bruto),
- efluente amarelo sem alvejamento tratado por *T. villosa*.

A Tabela 8 apresenta os resultados obtidos em função da CE50, CE20 e UT. Uma comparação entre os efluentes contendo banho de alvejamento e os efluentes sem esta etapa revela que os efluentes com alvejamento, na maioria das vezes, apresentam inicialmente maior toxicidade. Foi possível verificar que houve redução da toxicidade após os tratamentos para a maioria dos efluentes. A Tabela 9 apresenta a eficiência de redução da toxicidade para os efluentes tratados.

**Tabela 8 – Valores de CE50<sub>15min</sub> (%), CE20<sub>15min</sub> (%), e as respectivas UT para *Vibrio fischeri*, nas amostras de efluentes tratados e não tratados. O número entre parênteses revela o intervalo de confiança (95%) do resultado**

<b>Amostra</b>	<b>CE50<sub>15min</sub> (%)</b>	<b>UT (CE50<sub>15min</sub>)</b>	<b>CE20<sub>15min</sub> (%)</b>	<b>UT (CE20<sub>15min</sub>)</b>
Efluente azul com alveijamento (bruto)	20,60 (18,62 – 22,80)	4,85	8,50 (7,68 – 9,41)	11,76
Efluente azul com alveijamento tratado por <i>P. ostreatus</i>	33,89 (25,93 – 44,30)	2,95	5,59 (4,28 – 7,31)	17,89
Efluente azul sem alveijamento (bruto)	14,82 (13,71 – 16,03)	6,75	3,59 (3,32 – 3,88)	27,86
Efluente azul sem alveijamento tratado por <i>P. ostreatus</i>	51,42 (41,38 – 63,89)	1,94	4,72 (3,80 – 6,87)	21,19
Efluente vermelho com alveijamento (bruto)	11,39 (10,20 – 12,73)	8,78	2,66 (2,38 – 2,97)	37,59
Efluente vermelho com alveijamento tratado por <i>P. ostreatus</i>	19,65 (15,95 – 24,21)	5,09	3,56 (2,89 – 4,39)	28,09
Efluente vermelho com alveijamento tratado por <i>T. villosa</i>	15,17 (12,88 – 17,87)	6,59	3,59 (3,05 – 4,23)	27,86
Efluente vermelho sem alveijamento (bruto)	21,83 (18,21 – 26,17)	4,58	9,07 (7,56 – 10,87)	11,03
Efluente vermelho sem alveijamento tratado por <i>P. ostreatus</i>	42,44 (24,81 – 72,57)	2,36	6,69 (3,91 – 11,43)	14,95
Efluente vermelho sem alveijamento tratado por <i>T. villosa</i>	18,51 (14,73 – 23,26)	5,40	4,98 (3,96 – 6,25)	20,08
Efluente amarelo com alveijamento (bruto)	4,65 (4,42 – 4,89)	21,51	0,68 (0,65 – 0,72)	146,20
Efluente amarelo com alveijamento tratado por <i>T. villosa</i>	5,72 (5,14 – 6,36)	17,48	1,48 (1,33 – 1,65)	67,57
Efluente amarelo sem alveijamento (bruto)	24,80 (21,71 – 28,34)	4,03	6,20 (5,43 – 7,09)	16,13
Efluente amarelo sem alveijamento tratado por <i>T. villosa</i>	31,10 (25,63 – 37,74)	3,22	9,81 (8,08 – 11,90)	10,19



**Tabela 9 – Eficiência da redução da toxicidade para *Vibrio fischeri* em efluentes tratados.**

Amostra	ERtox (%)	ERtox (%)
	UT (CE50 <sub>15min</sub> )	UT (CE20 <sub>15min</sub> )
Efluente azul com alvejamento tratado por <i>P. ostreatus</i>	39,18	-52,13
Efluente azul sem alvejamento tratado por <i>P. ostreatus</i>	71,26	24,05
Efluente vermelho com alvejamento tratado por <i>P. ostreatus</i>	42,14	25,27
Efluente vermelho com alvejamento tratado por <i>T. villosa</i>	25,06	25,88
Efluente vermelho sem alvejamento tratado por <i>P. ostreatus</i>	48,47	-35,54
Efluente vermelho sem alvejamento tratado por <i>T. villosa</i>	-18,12	-82,05
Efluente amarelo com alvejamento tratado por <i>T. villosa</i>	18,59	53,78
Efluente amarelo sem alvejamento tratado por <i>T. villosa</i>	20,10	36,83

### 5.3.2 Ensaios de toxicidade com *Daphnia similis*

Os mesmos ensaios realizados com *Vibrio fischeri* também foram realizados para este ensaio. A Tabela 10 mostra os resultados de CE50<sub>48h</sub>, calculados estatisticamente pelo programa Trimmed Spearman-Kärber. Não se conseguiu estabelecer estatisticamente a CE50 para os efluentes após o tratamento fúngico isto aconteceu provavelmente, por conta da baixa quantidade de oxigênio dissolvido ao final das 48 h. Ao final das 48 h ao medir o oxigênio dissolvido das amostras, verificava-se que estavam abaixo do mínimo recomendado pela Norma. Realizaram-se outras tentativas aerando os efluentes antes dos ensaios, mas novamente não se obteve sucesso. Nas menores concentrações, em todos os efluentes tratados, foram registradas imobilidade dos organismos, não sendo possível realizar a análise estatística.

**Tabela 10 – Valores de CE50<sub>48h</sub> (%) e UT para *Daphnia similis*, nas amostras de efluentes brutos. O número entre parênteses revela o intervalo de confiança (95%) do resultado.**

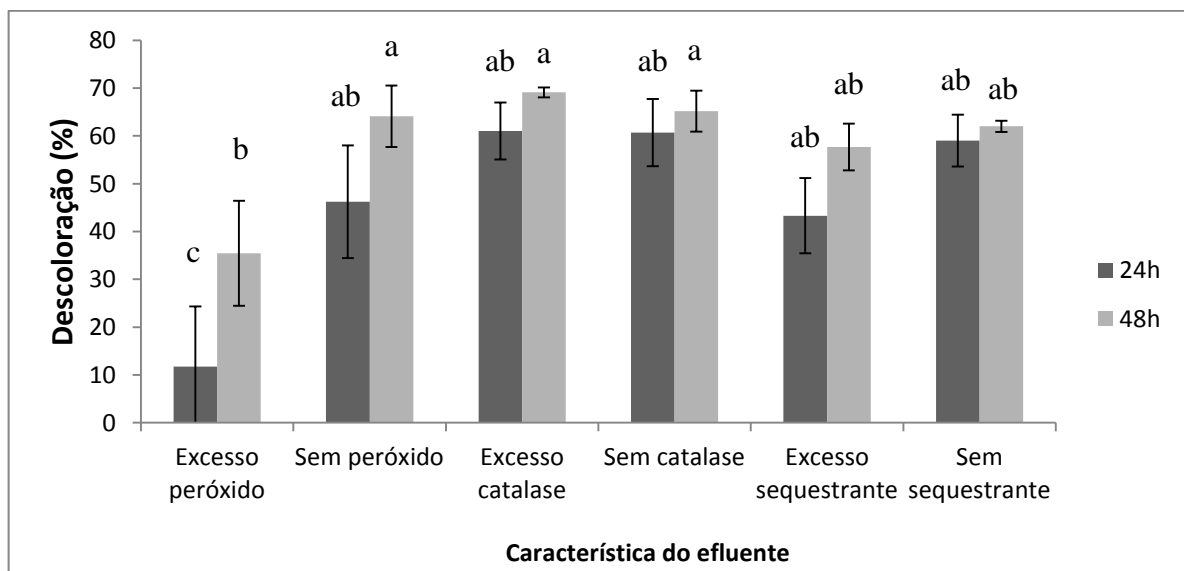
Amostra	CE50 <sub>48h</sub> (%)	UT
Efluente azul com banho de alvejamento (bruto)	7,30 (6,56 – 8,13)	13,70
Efluente azul sem banho de alvejamento (bruto)	27,30 (25,11 – 29,69)	3,66
Efluente vermelho com banho de alvejamento (bruto)	17,49 (13,97 – 21,89)	5,72
Efluente vermelho sem banho de alvejamento (bruto)	24,79 (23,08 – 26,64)	4,03
Efluente amarelo com banho de alvejamento (bruto)	6,10 (5,47 – 6,81)	16,39
Efluente amarelo sem banho de alvejamento (bruto)	15,53 (13,44 – 17,94)	6,44

Ainda assim, a comparação da toxicidade para *Daphnia similis* entre os efluentes brutos contendo banho de alvejamento e os efluentes sem esta etapa, sugere que os componentes da etapa de alvejamento aumentam a toxicidade de todos os efluentes.

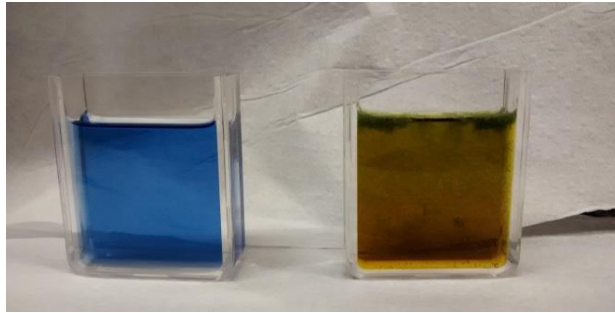
#### 5.4 Avaliação da presença dos agentes de alvejamento na descoloração de efluente

A Figura 33 apresenta os resultados de descoloração, na ausência e no excesso de agentes da etapa de alvejamento utilizados no processo de geração do efluente com o corante CI RB222. É possível observar que o excesso de peróxido resulta no menor percentual de descoloração obtido, sendo o percentual de descoloração (24 h) estatisticamente inferior, quando comparado aos outros efluentes (Apêndice E).

Foi também realizado um teste qualitativo para identificação de peróxido em um efluente originado do processo descrito anteriormente na Tabela 2 (A-H, sem alterações). O resultado para o efluente de estudo (azul) é mostrado na cubeta à esquerda (resultado negativo), um resultado positivo, apenas para ilustração, é mostrado na cubeta à direita da figura (Figura 34).



**Figura 33 – Avaliação da descoloração de efluente do banho de tingimento da indústria têxtil contendo o corante azul (C. I. Reactive Blue 222) por *Pleurotus ostreatus*, com diferentes combinações de substâncias utilizadas na etapa de alvejamento.** Foram analisadas as seguintes condições de efluentes: efluente sem peróxido, efluente com excesso de peróxido; efluente sem catalase, efluente com excesso de catalase; efluente sem sequestrante, efluente com excesso de sequestrante. As colunas representam as médias de triplicatas. Barras indicam o desvio padrão. Letras diferentes indicam diferença estatística - Teste de Tukey ( $p < 0,1$ ).



**Figura 34 – Teste qualitativo para detecção residual de peróxido de hidrogênio em efluente têxtil.** À esquerda, o resultado negativo para detecção de  $H_2O_2$  no efluente contendo o corante azul (C. I. Reactive Blue 222). À direita, uma simulação de um resultado considerado positivo, onde foi adicionado peróxido de hidrogênio ao final. O teste baseia-se na utilização de solução de oxalato de potássio e titânio em ácido sulfúrico (Foto tirada pelo autor, 2014).

Como todos os processos de geração de efluentes foram monitorados, e o protocolo de alvejamento/tingimento é o mesmo para todos os corantes, o resultado de detecção do peróxido para o efluente azul, também pode ser extrapolado para os efluentes amarelo e vermelho. Desta forma, avaliando-se pelo teste qualitativo, a presença de peróxido é ausente no efluente final do banho de tingimento. Isto aconteceu porque houve a adição da enzima catalase, e esta removeu eficientemente o peróxido remanescente.

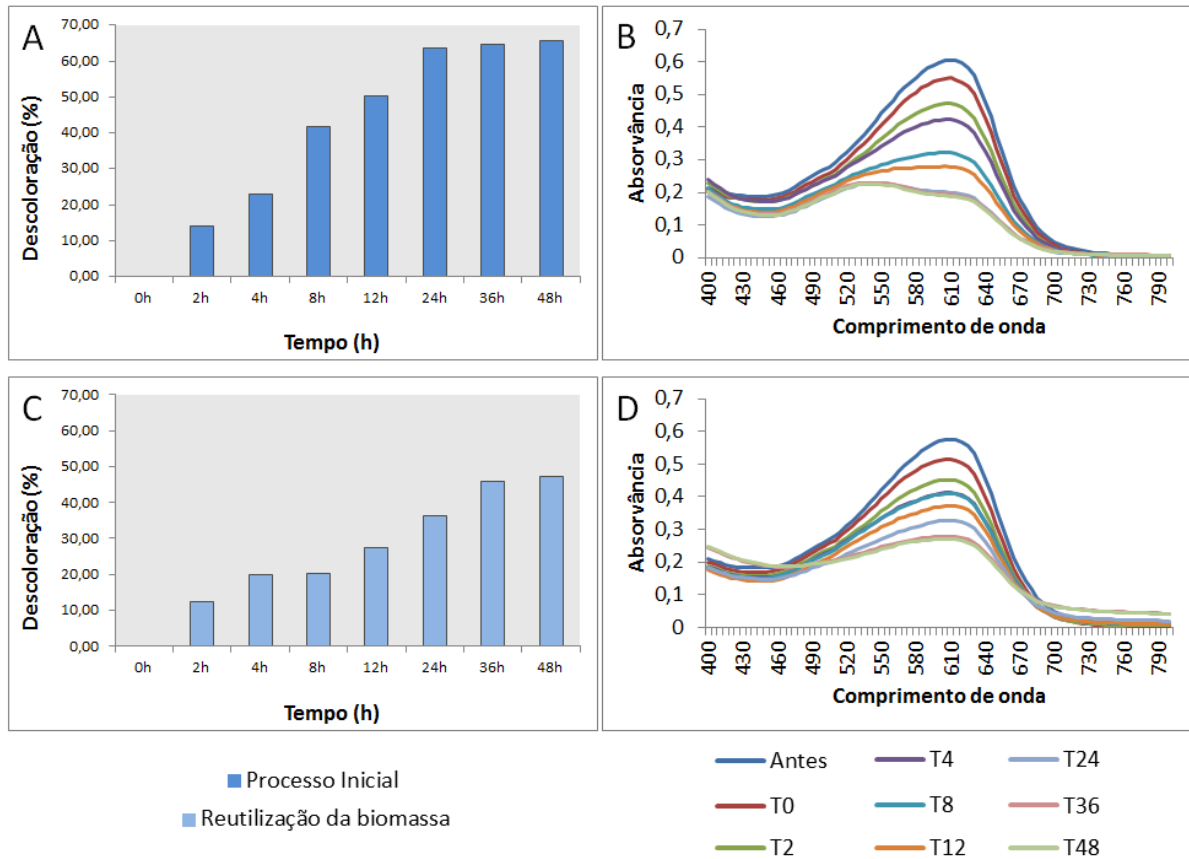
### 5.5 Análise da descoloração em biorreator e reúso da biomassa fúngica

Os resultados obtidos em biorreatores indicam bons níveis de redução de cor, incluindo as análises com reutilização da biomassa fúngica. As Figuras 35, 36 e 37 mostram o percentual de descoloração e a redução do pico de absorvância ao longo do tempo para os efluentes azul, vermelho e amarelo. Nesta etapa, trabalhou-se apenas com efluentes sem alvejamento e com o melhor resultado obtido nas etapas anteriores: *P. ostreatus* para os efluentes azul e vermelho e *T. villosa* para o efluente amarelo.

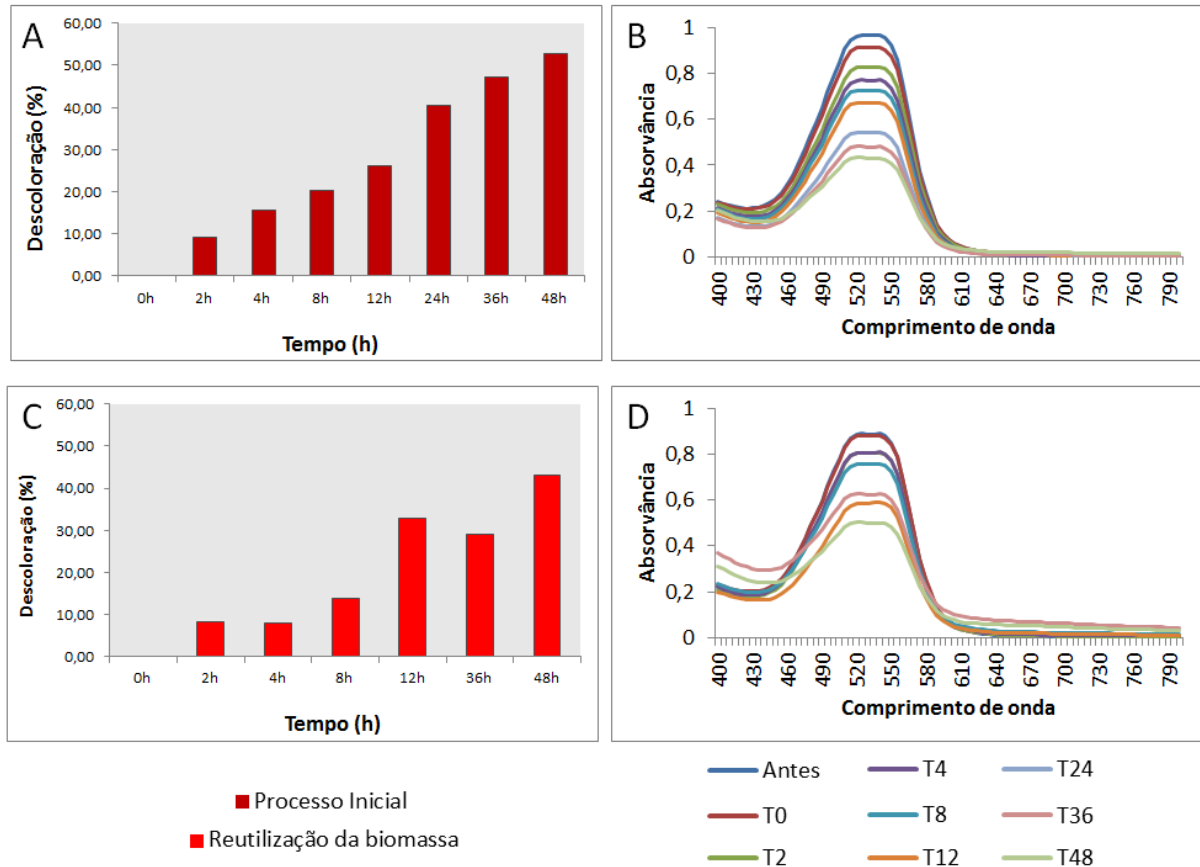
Para o efluente azul obteve-se no primeiro processo 65,64% de redução da cor em 48 h. Com a reutilização da biomassa, alcançou-se 47,38% de descoloração nas mesmas 48 horas (Figura 35). Já no efluente vermelho, conseguiu-se 52,91% de descoloração em 48 h no processo inicial, e 43,18% com o reúso da biomassa (Figura 36).

Para o efluente amarelo o melhor resultado para o processo inicial foi conseguido no tempo de 48 h, com 43,35% de descoloração. Reutilizando-se a biomassa fúngica foi

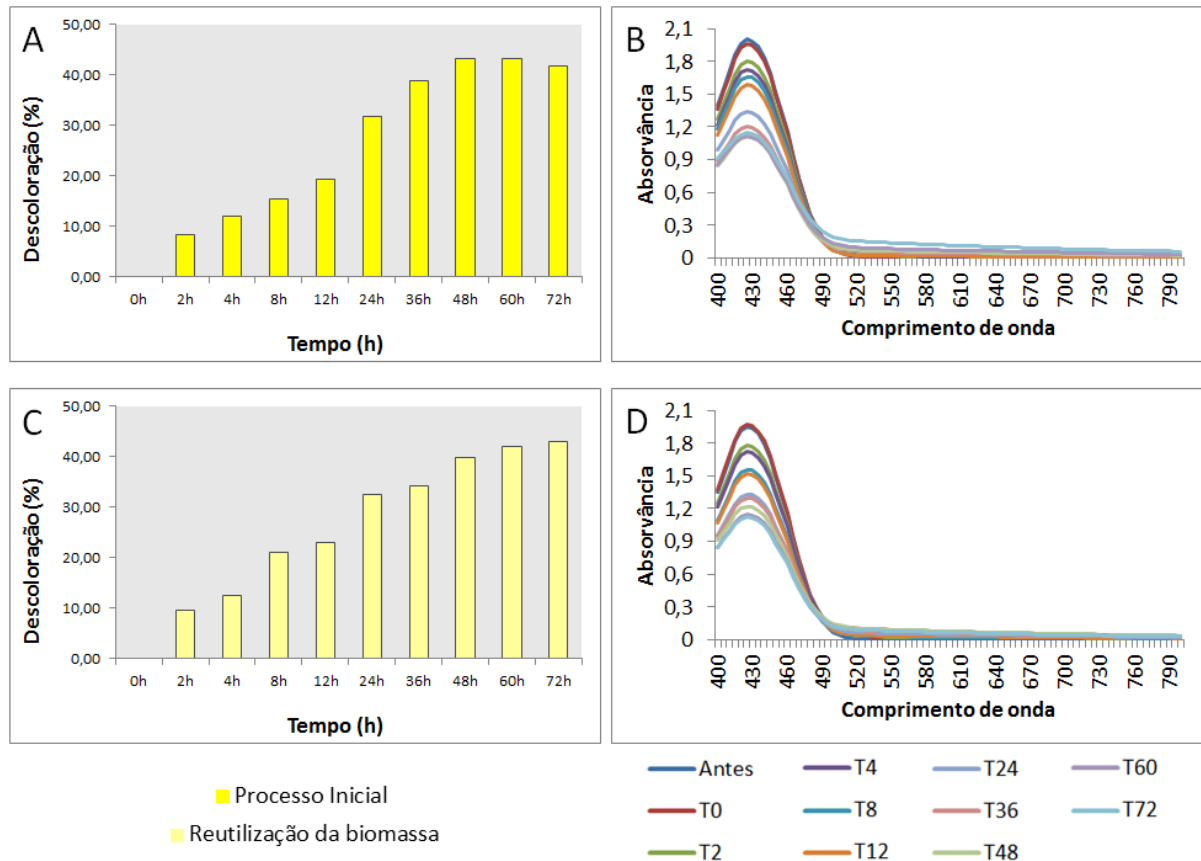
alcançado 39,83% de descoloração em 48 h, chegando este valor a 42,97% de descoloração com 72 h (Figura 37).



**Figura 35 – Descoloração de efluente do banho de tingimento contendo o corante azul C. I. Reactive Blue 222 por *Pleurotus ostreatus*, em biorreator (com e sem reutilização da biomassa fúngica).** A análise de descoloração ocorreu nos tempos 0, 2, 4, 8, 12, 24, 36 e 48 h. (A) - Descoloração do efluente azul; (B) - Espectro de absorção do efluente azul, antes e após tratamento em biorreator nos tempos 0, 2, 4, 8, 12, 24, 36 e 48 h; (C) - Descoloração do efluente azul com reutilização da biomassa fúngica; (D) - Espectro de absorção do efluente azul, com reutilização da biomassa fúngica, antes e após tratamento em biorreator nos tempos 0, 2, 4, 8, 12, 24, 36 e 48 h.



**Figura 36 – Decoloração de efluente do banho de tingimento contendo o corante vermelho C. I. Reactive Red 239 por *Pleurotus ostreatus*, em biorreator (com e sem reutilização da biomassa fúngica).** (A) - Decoloração do efluente vermelho nos tempos 0, 2, 4, 8, 12, 24, 36 e 48 h; (B) - Espectro de absorção do efluente vermelho, antes e após tratamento em biorreator nos tempos 0, 2, 4, 8, 12, 24, 36 e 48 h; (C) - Decoloração do efluente vermelho com reutilização da biomassa fúngica nos tempos 0, 2, 4, 8, 12, 36 e 48 h. (D) - Espectro de absorção do efluente vermelho, com reutilização da biomassa fúngica, antes e após tratamento em biorreator nos tempos 0, 2, 4, 8, 12, 36 e 48 h.



**Figura 37 – Decoloração de efluente do banho de tingimento contendo o corante amarelo C. I. Reactive Yellow 160 por *Trametes villosa*, em biorreator (com e sem reutilização da biomassa fúngica).** A análise de decoloração ocorreu nos tempos 0, 2, 4, 8, 12, 24, 36, 48, 60 e 72 h. (A) - Decoloração do efluente amarelo; (B) - Espectro de absorção do efluente amarelo, antes e após tratamento em biorreator nos tempos 0, 2, 4, 8, 12, 24, 36 e 48, 60 e 72 h; (C) - Decoloração do efluente amarelo com reutilização da biomassa fúngica; (D) - Espectro de absorção do efluente amarelo, com reutilização da biomassa fúngica, antes e após tratamento em biorreator nos tempos 0, 2, 4, 8, 12, 24, 36, 48, 60 e 72 h. Para análise da decoloração houve diluição dos efluentes.

## 5.6 Análise da toxicidade de efluentes tratados em biorreator

### 5.6.1 Análise da toxicidade para *Vibrio fischeri*

A Tabela 11 apresenta os resultados de toxicidade para *V. fischeri* em termos de CE20 e UT. São apresentados os resultados para efluentes brutos (antes do tratamento), efluentes tratados em biorreator (processo inicial), efluentes tratados em biorreator reutilizando a biomassa fúngica e efluentes tratados em pequena escala (ensaio paralelo comparativo).

**Tabela 11 – Valores de CE20<sub>15min</sub> (%), UT e ERtox para *Vibrio fischeri*, nas amostras de efluentes: brutos; tratados em biorreator; tratados em biorreator, reutilizando a biomassa fúngica; e tratados em pequena escala. O número entre parênteses revela o intervalo de confiança (95%) do resultado. Efluente azul e vermelho tratado por *P. ostreatus*, efluente amarelo tratado por *T. villosa*.**

Amostra	CE20 <sub>15min</sub> (%)	UT (CE20 <sub>15min</sub> )	ERtox (%) UT (CE20 <sub>15min</sub> )
Efluente azul bruto	24,5 (17,8 – 33,7)	4,08	-
Efluente azul tratado em biorreator	7,36 (4,22 – 12,8)	13,59	-233,09
Efluente azul tratado em biorreator reutilizando a biomassa fúngica	2,99 (1,87 – 4,78)	33,44	-719,61
Efluente azul tratado em pequena escala	32,4 (25,1 – 41,8)	3,09	24,26
Efluente vermelho bruto	11,9 (9,35 – 15,2)	8,40	-
Efluente vermelho tratado em biorreator	13,7 (12,3 – 15,3)	7,30	13,10
Efluente vermelho tratado em biorreator reutilizando a biomassa fúngica	0,68 (0,48 – 0,96)	147,06	-1650,71
Efluente vermelho tratado em pequena escala	9,74 (6,58 – 14,4)	10,27	-40,68
Efluente amarelo bruto	0,70 (0,62 – 0,80)	142,86	-
Efluente amarelo tratado em biorreator	9,70 (7,62 – 12,4)	10,31	92,78
Efluente amarelo tratado em biorreator reutilizando a biomassa fúngica	2,76 (2,42 – 3,15)	36,23	74,64
Efluente amarelo tratado em pequena escala	1,34 (0,88 – 2,02)	74,63	47,76

As análises de toxicidade para estes efluentes mostraram que somente o efluente amarelo tratado pelo fungo *Trametes villosa* conseguiu redução da toxicidade em todos os tratamentos. O efluente azul apresentou maior toxicidade após o tratamento em biorreator por *P. ostreatus*, ao contrário do que aconteceu em pequena escala, onde houve uma redução da toxicidade. O efluente vermelho teve sua toxicidade reduzida após tratamento em biorreator por *P. ostreatus*, mas aumento da toxicidade quando tratado em pequena escala. Ao se reutilizar a biomassa fúngica ocorre um grande aumento da toxicidade dos efluentes azul e vermelho. Já para o efluente amarelo, embora se tenha conseguido reduzir a toxicidade inicial, o efluente tratado após reutilizar a biomassa fúngica, ainda apresenta altos valores de toxicidade.

### 5.6.2 Análise da fitotoxicidade

Os resultados de CI50, UT e ERtox, são apresentados na Tabela 12 (*L. sativa*) e na Tabela 13 (*S. vulgare*). Os valores foram calculados com base no Índice de Germinação (IG) das sementes (Apêndice F).

**Tabela 12 – Valores de CI50<sub>120h</sub> (%), UT e ERtox para *Lactuca sativa*, nas amostras de efluentes: brutos; tratados em biorreator e tratados em pequena escala.** O número entre parênteses revela o intervalo de confiança (95%) do resultado. Efluente azul e vermelho tratado por *P. ostreatus*, efluente amarelo tratado por *T. villosa*.

Amostra	CI50 <sub>120h</sub> (%)	UT (CI50 <sub>120h</sub> )	ERtox (%) UT (CI50 <sub>120h</sub> )
Efluente azul bruto	21,77 (16,96 – 25,75)	4,59	-
Efluente azul tratado em pequena escala	14,50 (7,85 – 20,13)	6,90	-50,33
Efluente azul tratado em biorreator	99,95 (83,65 – 115,89)	1,00	78,21
Efluente vermelho bruto	21,55 (14,52 – 27,51)	4,64	-
Efluente vermelho tratado em pequena escala	28,03 (22,34 – 32,25)	3,56	23,28
Efluente vermelho tratado em biorreator	30,23 (26,94 – 33,23)	3,31	28,66
Efluente amarelo bruto	18,64 (12,20 – 23,38)	5,36	
Efluente amarelo tratado em pequena escala	29,87 (20,63 – 37,16)	3,35	37,50
Efluente amarelo tratado em biorreator	24,89 (17,55 – 27,18)	4,02	25,00

**Tabela 13 – Valores de CI50<sub>120h</sub> (%), UT e ERtox para *Sorghum vulgare*, das amostras de efluentes: brutos; tratados em biorreator e tratados em pequena escala.** O número entre parênteses revela o intervalo de confiança (95%) do resultado. Efluente azul e vermelho tratado por *P. ostreatus*, efluente amarelo tratado por *T. villosa*.

Amostra	CI50 <sub>120h</sub> (%)	UT (CI50 <sub>120h</sub> )	ERtox (%) UT (CI50 <sub>120h</sub> )
Efluente azul bruto	35,49 (28,66 – 40,30)	2,82	-
Efluente azul tratado em pequena escala	30,31 (24,02 – 35,64)	3,30	-17,02
Efluente azul tratado em biorreator	152,76 (85,14 – 219,84)	< 1,0 (N. T.)	N.T.
Efluente vermelho bruto	29,33 (22,20 – 33,52)	3,41	-
Efluente vermelho tratado em pequena escala	21,76 (17,54 – 25,54)	4,60	-34,90
Efluente vermelho tratado em biorreator	74,48 (43,54 – 103,77)	1,34	60,70
Efluente amarelo bruto	27,94 (20,04 – 30,53)	3,58	-
Efluente amarelo tratado em pequena escala	48,61 (35,37 – 60,87)	2,06	42,43
Efluente amarelo tratado em biorreator	20,53 (15,36 – 25,02)	4,87	-36,03

N.T. – Não tóxico

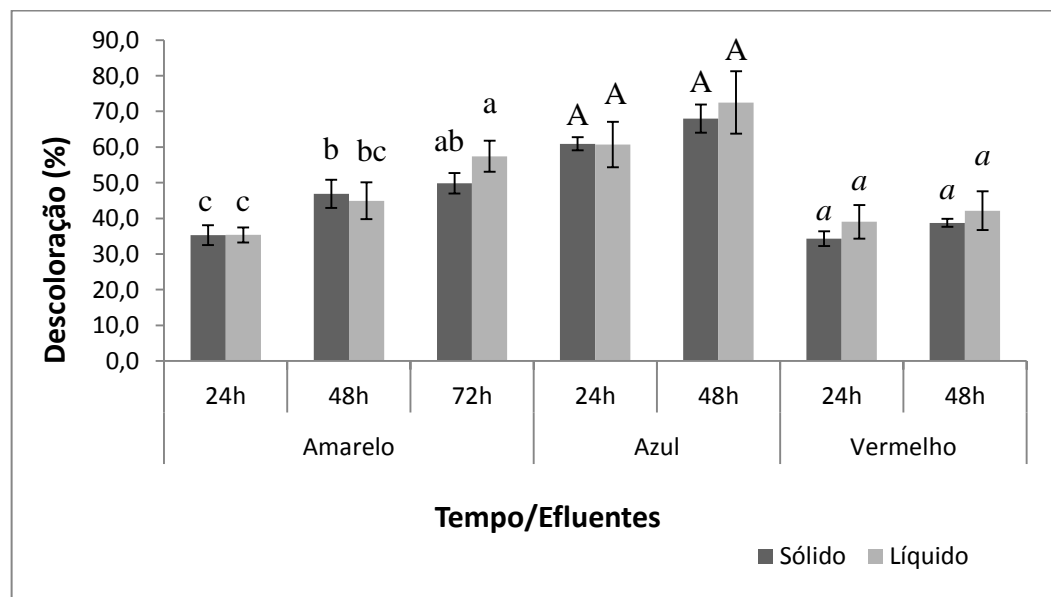


Para *L. sativa* verificou-se um decréscimo da toxicidade em todas as situações após o tratamento, exceto para o tratamento do efluente azul em pequena escala. Já para *S. vulgare* verificou-se redução da toxicidade somente para os efluentes tratados por *P. ostreatus* em biorreator (azul e vermelho), e para o efluente amarelo tratado por *T. villosa* em pequena escala. O efluente azul, após tratamento em biorreator, apresentou ausência de toxicidade para *S. vulgare*.

## 5.7 Ensaios complementares de descoloração

### 5.7.1 Avaliação do tipo de inóculo no percentual de descoloração

O resultado da avaliação do tipo de inóculo no percentual de descoloração pode ser observado na Figura 38. Embora seja visível a diferença na colonização fúngica (Figura 39), a análise estatística revelou não haver efeito significativo entre os dois tipos de inóculos (sólido e líquido), quando se observa isoladamente o mesmo tempo para cada efluente. A porcentagem de descoloração não é estatisticamente diferente na relação “tempo\*inóculo” para cada efluente,  $p = 0,487$  para o azul,  $p = 0,754$  para o vermelho e  $p = 0,108$  para o amarelo (Apêndice G).



**Figura 38 – Descoloração de efluentes a partir de diferentes inóculos fúngicos (sólido e líquido).** Os inóculos foram imobilizados em bucha vegetal (*P. ostreatus*, para os efluentes azul e vermelho; *T. villosa* para efluente amarelo). As colunas representam as médias de triplicatas. Barras indicam o desvio padrão. Para cada efluente, colunas com a mesma letra não apresentam diferença estatística - Teste de Tukey ( $p < 0,1$ ).



**Figura 39 – Colonização fúngica da bucha vegetal por inóculos diferentes de *P. ostreatus*. A – inóculo sólido, B – inóculo líquido** (Foto tirada pelo autor, 2015).

Analisando os dados gerais para inóculo (desconsiderando a relação tempo\*inóculo), para o efluente vermelho, há uma probabilidade de haver efeito significativo > 90% ( $p = 0,097$ ). Em outras palavras, considerando o percentual total de descoloração observado, observa-se que o inóculo líquido foi estatisticamente superior ao inóculo sólido para o efluente vermelho. Esta situação não ocorreu para os efluentes azul e amarelo, não sendo observada nenhuma diferença estatística em nível de inóculo ( $p = 0,509$  e  $p = 0,303$ , respectivamente).

### 5.7.2 Avaliação da concentração inicial do corante e relação com o percentual de descoloração

A Tabela 14 apresenta os percentuais de descoloração de diferentes efluentes e a absorvância inicial registrada. Os resultados indicam que, embora o procedimento de tingimento e geração de efluentes sejam executados seguindo sempre o mesmo protocolo, há grandes diferenças na absorvância inicial, que refletem efluentes de concentração inicial distintos. Essas diferenças refletiram em percentuais de descoloração que variaram de acordo com o corante.

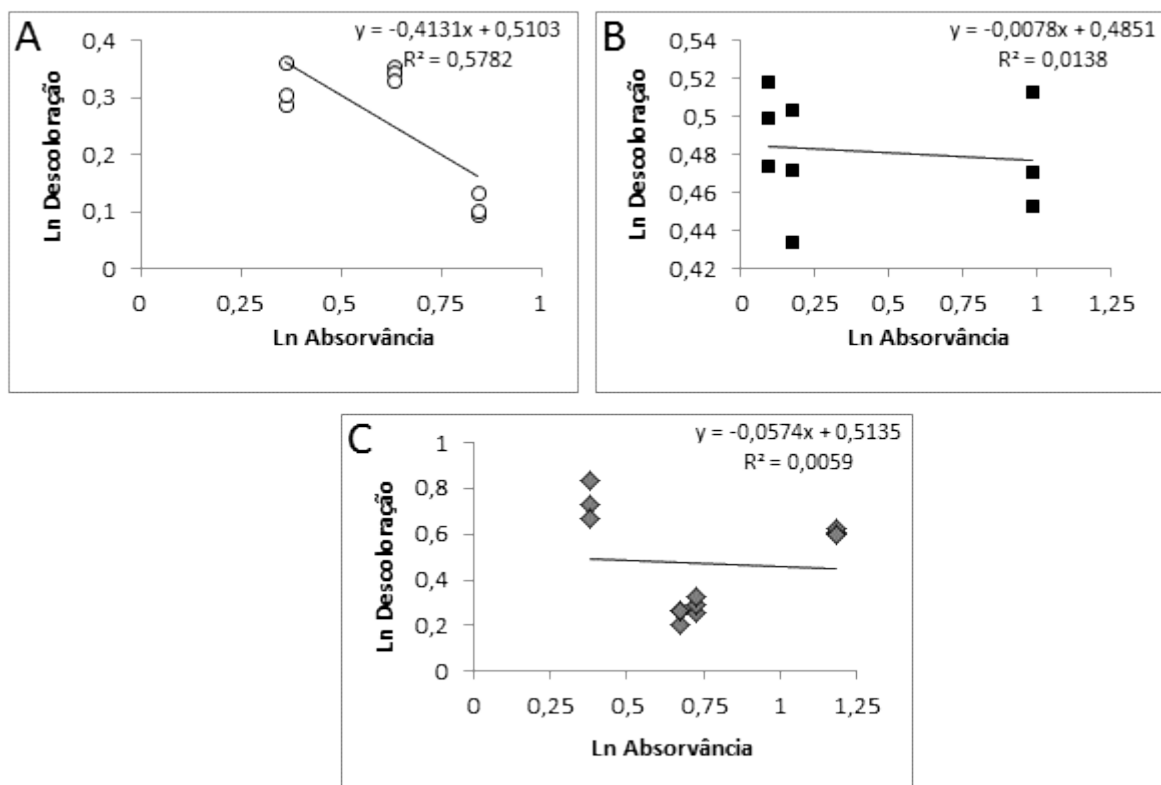
A Figura 40 representa a regressão linear dos resultados de absorvância e descoloração transformados ( $\ln$ ). Análise de variância para regressão para o efluente azul mostrou-se significativa ( $p = 0,017$ ) (Apêndice H), enquanto que para o efluente vermelho e amarelo não apresenta efeito significativo ( $p = 0,764$  e  $p = 0,812$ , respectivamente). É possível estabelecer relação entre concentração do corante e percentual de descoloração somente para o efluente

azul indicando que quanto menor a concentração de corante no efluente, maior o percentual de descoloração observado.

**Tabela 14 – Absorvância inicial de efluentes oriundos do processo de tingimento e o respectivo percentual de descoloração.** Os resultados de descoloração representam as médias de triplicatas e o desvio padrão. Para os efluentes azul e vermelho, o resultado apresentado refere-se a ensaios de descoloração de 24 h, e para o efluente amarelo a ensaios de 72 h.

*Efluente	Absorvância inicial registrada	Descoloração (% , média)
Azul	0,431	60,91 ± 1,82
	0,533	42,41 ± 0,79
	0,697	44,13 ± 2,73
Vermelho	0,864	34,28 ± 2,05
	0,912	32,68 ± 1,27
	2,67*	33,75 ± 1,79
Amarelo	1,46*	21,12 ± 3,25
	1,95*	49,85 ± 2,88
	2,07*	46,39 ± 2,61
	3,26*	26,86 ± 0,69

\*As amostras foram diluídas para avaliação da descoloração



**Figura 40 – Regressão linear dos resultados transformados (ln) da absorvância e (ln) da descoloração.** Para descoloração transformou-se os valores pela fórmula:  $asen\sqrt{\frac{descoloração\ (\%)}{100}}$  (VIEIRA; HOFFMAN, 1989) (A) Efluente azul; (B) Efluente vermelho; (C) Efluente amarelo.

## 5.8 Parâmetros físico-químicos

Os resultados dos parâmetros físico-químicos são apresentados na Tabela 15 (efluente azul), Tabela 16 (efluente vermelho), Tabela 17 (efluente amarelo). As análises estatísticas encontram-se nos Apêndices I, J e K, respectivamente.

Para os parâmetros avaliados, observa-se que o tratamento de todos os efluentes pelos fungos basidiomicetos deste estudo não apresentam, na maior parte das análises, redução significativa dos valores. O pH dos efluentes denominados “bruto com nutrientes” sofre adição de ácido sulfúrico antes do tratamento para um valor entre 7 e 8, sendo portanto, a diferença observada entre estes efluentes e os “efluentes brutos”, resultado do procedimento de acidificação. Para os parâmetros DQO e COT é possível observar que a adição de nutrientes provoca um aumento significativo nos valores de todos os efluentes, quando comparado aos efluentes brutos. Estes valores, embora sofram redução em alguns casos, permanecem estatisticamente superiores aos valores encontrados nos efluentes brutos, mesmo após os tratamentos.

Para o efluente azul não há diferença estatística nos valores de condutividade entre os efluentes ( $p = 0,505$ ). A turbidez apresentou-se superior no caso do tratamento com reutilização da biomassa fúngica quando comparada aos demais ( $p < 0,01$ ). Os tratamentos promoveram redução dos valores de sólidos sedimentáveis e aumento dos valores de sólidos em suspensão totais. Os valores de DQO não apresentaram diferença significativa após os tratamentos, quando comparados aos efluentes com adição de nutrientes ( $p \geq 0,8724$ ). Os valores de COT apresentam redução, quando comparados aos efluentes brutos adicionados de nutrientes (considerando como diferença estatística,  $p < 0,1$ ), sendo o valor mais expressivo relacionado à reutilização da biomassa fúngica.

**Tabela 15 – Parâmetros físico-químicos do efluente azul.** O resultado corresponde à média de triplicatas. Letras diferentes, para cada parâmetro, indicam diferença estatística - Teste de Tukey ( $p < 0,1$ ).

Efluente Azul	Parâmetros Físicos							
	Condutividade		Turbidez		Sólidos Sedimentáveis		SST	
	mS.cm <sup>-1</sup>		NTU		mL.L <sup>-1</sup>		mg.L <sup>-1</sup>	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
1. Bruto	11,61 a	0,30	0,14 a	0,06	2,13 a	0,78	426,61 a	40,19
2. Bruto com nutrientes	11,97 a	0,25	0,85 a	0,17	7,50 b	2,29	458,23 ab	26,82
3. Tratado em pequena escala	11,57 a	0,28	8,02 a	3,69	0,00 a	0,00	805,38 bc	86,81
4. Tratado em biorreator	11,88 a	0,21	1,19 a	0,79	0,07 a	0,12	881,42 c	129,69
5. Tratado em biorreator (reutilização da biomassa fúngica)	11,86 a	0,50	96,27 b	48,40	0,73 a	1,10	1480,31 d	294,64

Efluente Azul	Parâmetros Químicos					
	pH		DQO		COT	
			mg.L <sup>-1</sup>		mg.L <sup>-1</sup>	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
1. Bruto	10,82 b	0,17	987,84 a	289,74	110,93 a	6,66
2. Bruto com nutrientes	7,22 a	0,84	4682,05 b	288,69	3457,00 e	217,25
3. Tratado em pequena escala	6,50 a	0,11	4547,20 b	564,64	3165,33 d	88,61
4. Tratado em biorreator	7,15 a	0,02	4892,16 b	492,80	2881,67 c	84,33
5. Tratado em biorreator (reutilização da biomassa fúngica)	6,84 a	0,21	4382,56 b	149,37	1977,00 b	14,00

Para o efluente vermelho também não há diferença estatística nos valores de condutividade entre os efluentes ( $p = 0,201$ ). A turbidez, assim como no caso do efluente azul, apresentou-se superior no caso do tratamento com reutilização da biomassa fúngica ( $p < 0,01$ ). Os tratamentos promoveram redução dos valores de sólidos sedimentáveis, com exceção do tratamento com reutilização da biomassa fúngica, que não apresentou diferença significativa em relação ao efluente bruto ( $p = 0,2488$ ). Em contrapartida, os tratamentos provocaram aumento dos valores de sólidos em suspensão totais. Os valores de DQO e COT apresentaram redução significativa após os tratamentos em biorreator (com e sem reutilização da biomassa fúngica) quando comparados ao “efluente com nutrientes” ( $p < 0,1$  para DQO e  $p < 0,01$  para COT).

**Tabela 16 – Parâmetros físico-químicos do efluente vermelho.** O resultado corresponde à média de triplicatas. Letras diferentes, para cada parâmetro, indicam diferença estatística - Teste de Tukey ( $p < 0,1$ ).

Efluente Vermelho	Parâmetros Físicos							
	Condutividade		Turbidez		Sólidos Sedimentáveis		SST	
	mS.cm <sup>-1</sup>		NTU		mL.L <sup>-1</sup>		mg.L <sup>-1</sup>	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
1. Bruto	11,78 a	2,59	0,48 a	0,23	1,80 b	0,82	461,86 a	41,30
2. Bruto com nutrientes	13,63 a	0,37	6,33 a	1,67	0,43 a	0,21	711,62 ab	104,16
3. Tratado em pequena escala	13,00 a	0,73	9,03 a	0,26	0,00 a	0,00	1049,93 bc	313,92
4. Tratado em biorreator	11,63 a	0,58	6,20 a	1,84	0,60 a	0,36	1580,95 c	208,73
5. Tratado em biorreator (reutilização da biomassa fúngica)	11,21 a	0,93	122,27 b	31,30	0,93 ab	0,55	1147,67 bc	341,39

Efluente Vermelho	Parâmetros Químicos					
	pH		DQO		COT	
			mg.L <sup>-1</sup>		mg.L <sup>-1</sup>	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
1. Bruto	10,72 c	0,20	693,84 a	410,09	145,43 a	4,71
2. Bruto com nutrientes	7,85 b	0,86	6854,19 c	717,37	3554,00 d	99,24
3. Tratado em pequena escala	6,97 ab	0,03	6287,68 bc	623,32	3400,33 d	58,94
4. Tratado em biorreator	6,94 ab	0,31	5034,85 b	376,83	1660,33 b	60,99
5. Tratado em biorreator (reutilização da biomassa fúngica)	6,10 a	0,15	5613,44 b	502,43	1986,33 c	72,60

Para o efluente amarelo, os valores de condutividade são estatisticamente diferentes entre o tratamento em pequena escala (menor valor) e o tratamento em biorreator com reutilização da biomassa fúngica (maior valor) ( $p = 0,0796$ ). O valor de turbidez do tratamento em pequena escala é estatisticamente superior ao valor encontrado no efluente bruto ( $p = 0,0129$ ). Os valores de sólidos sedimentáveis são estatisticamente diferentes entre o tratamento em pequena escala (maior valor) e o tratamento em biorreator (menor valor) ( $p = 0,0562$ ). Não há diferença estatística nos valores de sólidos em suspensão totais entre os efluentes ( $p = 0,119$ ). Os valores de DQO não apresentaram diferença significativa após os tratamentos, quando comparados aos efluentes com adição de nutrientes ( $p \geq 0,1571$ ). Os valores de COT apresentam redução, quando comparados aos efluentes brutos com adição de nutrientes, sendo o valor mais expressivo relacionado ao tratamento em biorreator ( $p < 0,01$ ).

**Tabela 17 – Parâmetros físico-químicos do efluente amarelo.** O resultado corresponde à média de triplicatas. Letras diferentes, para cada parâmetro, indicam diferença estatística - Teste de Tukey ( $p < 0,1$ ).

Efluente Amarelo	Parâmetros Físicos							
	Condutividade		Turbidez		Sólidos Sedimentáveis		SST	
	mS.cm <sup>-1</sup>		NTU		mL.L <sup>-1</sup>		mg.L <sup>-1</sup>	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
1. Bruto	11,86 ab	0,17	7,49 a	6,38	0,87 ab	0,64	573,16 a	67,61
2. Bruto com nutrientes	11,85 ab	0,24	14,00 a	2,63	1,00 ab	0,72	634,95 a	66,29
3. Tratado em pequena escala	11,71 a	0,75	146,57 b	84,32	5,33 b	3,79	875,39 a	170,78
4. Tratado em biorreator	12,97 ab	1,23	55,57 ab	26,51	0,23 a	0,15	775,10 a	138,25
5. Tratado em biorreator (reutilização da biomassa fúngica)	14,59 b	2,19	83,30 ab	22,10	3,17 ab	1,89	830,68 a	215,97

Efluente Amarelo	Parâmetros Químicos					
	pH		DQO		COT	
			mg.L <sup>-1</sup>		mg.L <sup>-1</sup>	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
1. Bruto	10,36 d	0,16	827,12 a	292,19	121,70 a	15,12
2. Bruto com nutrientes	7,04 b	0,18	6856,21 b	439,05	3184,00 d	85,00
3. Tratado em pequena escala	5,84 a	0,05	6797,28 b	600,11	2263,00 c	45,18
4. Tratado em biorreator	8,09 c	0,59	6663,08 b	259,43	1875,00 b	71,04
5. Tratado em biorreator (reutilização da biomassa fúngica)	7,85 bc	0,53	5770,24 b	816,23	2000,67 bc	239,45

## 6 DISCUSSÃO

### 6.1 Descoloração de efluentes

Os resultados de descoloração conseguidos neste estudo representam relevância científica sob dois aspectos principais: I) apresentam, inicialmente, uma simulação de efluentes produzidos por dois tipos de indústrias do ramo têxtil: efluentes oriundos de tinturarias que utilizam tecidos prontos para tingimento (efluentes aqui denominados de efluentes sem alveijamento), e efluentes oriundos de empresas que preparam o tecido, realizando purga e alveijamento (gerando um primeiro efluente) para posterior tingimento, gerando neste caso efluentes compostos por efluentes da etapa de preparação do tecido e efluentes do tingimento propriamente dito (denominados neste estudo de efluentes com alveijamento); II) ampliação da escala experimental em mais de 15 vezes (de erlenmeyers de 300 mL de volume reacional para biorreator com volume reacional de 5 L), conseguindo resultados expressivos em um curto espaço de tempo.

Para o sucesso do tratamento de efluente têxtil por fungos basidiomicetos, torna-se indispensável a utilização de linhagens que suportem as condições adversas, como alta salinidade e alcalinidade, característico deste tipo de resíduo. Os três isolados utilizados neste trabalho tiveram como base os resultados obtidos por Moreira Neto et al. (2011), onde os autores observaram que *Peniophora cinerea*, *Pleurotus ostreatus* e *Trametes villosa*, se destacaram, conseguindo bons níveis de descoloração em efluente sintético (corante Reactive Blue 19) alcalino (pH 8) e salino (NaCl 10 g.L<sup>-1</sup>), com adição do efluente 7 dias após crescimento fúngico.

Neste trabalho, a imobilização fúngica em bucha vegetal foi adotada desde a pequena escala, visando o estudo final em biorreator. Na etapa inicial, em erlenmeyers (pequena escala), em alguns casos foram verificados índices similares de descoloração entre fungos mortos, fungos vivos e o controle (somente bucha vegetal). Os resultados em sistemas contendo fungos mortos e bucha vegetal indicam adsorção ao micélio fúngico e/ou bucha vegetal, enquanto que os sistemas com fungos vivos, além desses fenômenos podem realizar biodegradação. É importante ressaltar que ao autoclavar os fungos (fungos mortos), tem-se a realização de um tratamento térmico de inativação, podendo ocorrer a modificação da superfície, o que pode maximizar a remoção de corante pela biomassa fúngica (BAYRAMOĞLU; YAKUP ARICA, 2007). Desta maneira, ao autoclavar os fungos, há um possível favorecimento do processo de adsorção nestas unidades experimentais, logo o



resultado de descoloração nos fungos vivos, poderá ter uma menor influência do processo de adsorção com evidente biodegradação do corante, mesmo quando os resultados são menos expressivos.

O efluente azul e o efluente vermelho apresentaram melhores resultados na condição sem alveamento. As enzimas ligninolíticas dos fungos basidiomicetos, responsáveis pela biodegradação dos corantes em efluentes, podem ser estimuladas ou inibidas, de acordo com a condição encontrada, além disso, diferentes espécies podem apresentar diferenças em sua atividade enzimática (ASGHER; YASMEEN; IQBAL, 2013; KEREM; FRIESEM; HADAR, 1992; MA et al., 2014; MOREIRA NETO, 2006; YAMANAKA et al., 2008; OTTONI et al., 2013, 2014). A etapa de alveamento, do processo têxtil, utiliza-se de várias substâncias com potencial de causar a inibição da atividade enzimática, dentre elas: agente sequestrante, catalase e peróxido de hidrogênio.

O agente sequestrante, presente na etapa de alveamento também poderá influenciar na atividade fúngica. Esta substância pode formar complexos com íons metálicos (“sequestrá-los”), prevenindo danos ao tecido que pode ser provocado pela reação dos íons com o peróxido no processo de alveamento. Este agente pode sequestrar íons como  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  e o residual desta substância possibilitaria também o sequestro de íons  $\text{Mn}^{2+}$ , substrato para a enzima Manganês Peroxidase, diminuindo sua atividade e com isso apresentar um menor potencial para descoloração de efluentes. Além disso, ressalta-se que as lacases são enzimas multi-cobre, podendo ter sua atividade inibida por agentes sequestrantes. Isto foi confirmado com o trabalho de Abadulla et al. (2000). Esses autores verificaram que a enzima lacase de *Trametes hirsuta*, quando incubada com o agente sequestrante ( $2 \text{ g.L}^{-1}$ ), utilizado no processo têxtil para inativação de cobre e ferro, apresentou 17% de inibição da atividade enzimática. O EDTA, um agente quelante de íons, como o  $\text{Cu}^{2+}$  também pode estar presente em formulações de auxiliares têxteis. Esta substância é evidenciada como inibidor parcial da atividade de lacases (LORENZO et al., 2005). Coelho (2007) também verificou que EDTA inibia em cerca de 20% a atividade de lacase do basidiomiceto *Psilocybe castanella*.

A catalase, responsável por neutralizar o excesso de peróxido da etapa de alveamento, também pode ser um obstáculo à biodegradação. Resíduo de catalase no efluente final poderá inibir a atividade enzimática. O excesso de catalase poderá moderar o substrato (peróxido) das enzimas peroxidases, prejudicando a atividade das mesmas. Além disso, preparação de catalase comercial pode ter efeito na atividade de lacases. Um estudo realizado por Ballaminut et al. (2009), visando à remoção de peróxido usando uma preparação comercial de catalase, nos testes de lacase fúngica, verificou uma inibição de 40 a 80% na atividade de

lacase dos fungos *P. castanella*, *P. ostreatus* e *Lentinus crinitus*. Os autores evidenciam a necessidade de avaliação da catalase comercial quando for necessária sua utilização em uma mistura reacional para avaliação enzimática, devido a possibilidade de conter impurezas que inibirão a atividade de outras enzimas, como as lacases.

No presente estudo, observou-se que o efluente com excesso de peróxido de hidrogênio no efluente azul, apresentou interferência na capacidade de descoloração pelos fungos. Apesar do teste qualitativo ter apresentado resultado negativo para o residual de peróxido, quantidades diminutas desta substância poderiam ainda estar presentes, em concentrações inferiores ao limite de detecção do teste, no entanto, em concentração ainda capaz de diminuir a atividade enzimática, sendo responsável pela diminuição da descoloração. O peróxido de hidrogênio, é requerido para atividade das enzimas peroxidases (como a MnP e a LiP), porém, em excesso, esta substância poderá também inibi-las (MARTÍNEZ, 2002). Gill e Arora (2003) verificaram que a atividade de MnP produzida por alguns fungos basidiomicetos era inibida com o aumento da concentração de peróxido de hidrogênio, sendo esta situação consequência de uma possível formação de radicais hidroxila e superóxido aniônico, que poderiam provocar a degradação da enzima. Moreira Neto (2006) observou um efeito inibitório por H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> na atividade da lacase do basidiomiceto *Psilocybe castanella*, que pode ter sido ocasionado pelo fato dos extratos enzimáticos não terem sido purificados, podendo assim conter alguns metais, como o manganês. Segundo o autor, as lacases estariam atuando em conjunto com Mn<sup>3+</sup> durante a oxidação do mediador ABTS. O peróxido ao ser adicionado à mistura, pode reduzir Mn<sup>3+</sup> a Mn<sup>2+</sup>, diminuindo a oxidação do ABTS, uma vez que algumas lacases promovem a oxidação do mediador a partir de Mn<sup>3+</sup>. Diante disso, dependendo da condição e de quais enzimas estiverem atuando, o excesso de peróxido no efluente, pode inibir a biodegradação. Por outro lado, a menor descoloração observada nos efluentes com alveijamento, onde as três substância inibidoras estão presentes, pode ser decorrente da interação entre elas, ocasionando inibição da atividade enzimática dos fungos nos efluentes azul e vermelho.

Por sua vez, para o efluente amarelo verificou-se, no primeiro bloco de experimentos (item 5.2.3) que na condição “com alveijamento” há um maior percentual de descoloração, no tratamento com os fungos, sendo que *Trametes villosa* mostrou-se mais eficiente nesta condição. Uma primeira hipótese para explicar o porquê do banho sem alveijamento mostrar uma descoloração mais difícil que o banho com alveijamento pode estar baseada na diferença da concentração do corante. No item 4.2 e na Tabela 2, pode ser observado que no efluente contendo o alveijamento, há um total de 8 banhos, enquanto o efluente sem alveijamento

apresenta 6 banhos. Logo, no primeiro caso o resíduo de corante em solução no efluente estará mais diluído, facilitando a biodegradação e “compensando” a eventual inibição provocada pelos auxiliares do alvejamento que diminuem a biodegradação do corante e conseqüente descoloração. Porém, esta hipótese levantada foi rejeitada, ao realizar-se um experimento com um novo efluente, onde se compara o efluente sem alvejamento diluído em água destilada, em uma proporção equivalente aos dois banhos adicionais correspondentes ao alvejamento, com um efluente sem diluição. Nesse experimento verificou-se que não há diferença estatística entre os valores apresentados (Apêndice L). Além disso, os níveis de descoloração conseguidos com este novo efluente (sem alvejamento) apresentaram valores bem maiores de descoloração, quando comparados ao primeiro bloco de experimentos (46,39% contra 21,77%). Analisando todos os ensaios de descoloração com efluente amarelo sem alvejamento observou-se que em algumas operações os valores de descoloração obtidos foram maiores (46,39%, 49,85%) e outros menores (21,12%, 26,85%) que o valor conseguido para o efluente com alvejamento (38,88%). Diante desses dados, observa-se que para o efluente amarelo não se conseguiu uma reprodutibilidade dos valores, não podendo, portanto, estabelecer uma relação direta de interferência dos componentes do alvejamento no processo de descoloração por *T. villosa*.

Diante do que fora apresentado, há indícios de que os isolados de *P. ostreatus* e *T. villosa* utilizados neste estudo apresentam distintos mecanismos enzimáticos para degradação de corantes. Esses indícios estão sendo confirmados por outro trabalho do nosso grupo de pesquisa (dados ainda não publicados), que mostram diferenças no sistema enzimático destes fungos para descoloração do corante azul C.I. RB222, onde está sendo observado que a descoloração realizada por *P. ostreatus* relaciona-se, principalmente, com atividade de lacases, enquanto que a descoloração promovida por *T. villosa* está associada à atividade de MnP. Além disso, é possível que além das enzimas extracelulares, a degradação dos corantes dos efluentes possa estar ocorrendo pela ação dos compostos de baixa massa molar (CBMM). Entre estes compostos, os agentes quelantes de  $\text{Fe}^{3+}$  tem mostrado participação no processo de degradação de corantes têxteis. Acredita-se que esses compostos, quando o peróxido de hidrogênio está presente, desempenham atividade de degradação por meio de radicais reativos originados pela reação de Fenton (MILAGRES et al., 2002; PARANHOS, 2011). Minussi et al. (2001) observaram que *Lentinus edodes* apresentou produção de sideróforos associada à descoloração de diferentes corantes reativos têxteis. Arantes et al. (2006) observaram que quelantes de  $\text{Fe}^{3+}$ , tipo catecol, podem reduzir  $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$ , em presença de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , e por meio

da reação de Fenton há geração de radicais hidroxila, que possibilitam a degradação de corante polimérico (Poly-R78).

O aumento de escala, com a utilização de biorreator automatizado, apresentou bons níveis de descoloração. A adaptação dos discos Fibra-Cel® para este estudo apresentou uma enorme vantagem ao processo, uma vez que há uma diminuição da concentração de bucha vegetal no efluente ( $0,02 \text{ g.mL}^{-1}$  para  $0,0104 \text{ g.mL}^{-1}$ ), propiciando uma menor adsorção de corante à bucha e um maior índice de biodegradação fúngica, já que os valores de descoloração conseguidos são equivalentes ou superiores aos conseguidos com o tratamento em pequena escala. A utilização de inóculo líquido possibilitou uma ótima colonização fúngica que dificilmente seria conseguido utilizando discos de micélio (inóculo sólido). Outro fator de relevância foi o tempo de tratamento dos efluentes, que apresenta extrema importância em um processo biotecnológico competitivo para tratamento de efluentes. Com o processo otimizado, verificou-se que o tempo de 24 h para o efluente azul e 48 h para o efluente amarelo e vermelho são suficientes para obtenção de resultados expressivos, não justificando um maior tempo para o tratamento intermediário.

Ainda há poucos trabalhos na literatura, abordando a descoloração de maiores volumes de efluente têxtil por fungos basidiomicetos. Entre eles, um estudo realizado por Miranda et al. (2013) também analisou a descoloração de efluente têxtil contendo o corante Indigo, pelo ascomiceto *Curvularia lunata* e pelo basidiomiceto *Phanerochaete chrysosporium* em biorreatores estáticos de volume reacional de 5 L e com pH ajustado para 7,5, conseguindo em reatores aeróbicos, aproximadamente 20% e 48%, respectivamente de descoloração ao final de 48 horas e aproximadamente 95% de descoloração ao final de dez dias, para ambos os fungos. Os resultados são bastante promissores, no entanto, em um tempo muito maior, quando comparado ao trabalho aqui proposto. Com 48 horas de incubação percebe-se um total de descoloração equivalente ao conseguido no presente trabalho.

Nilsson et al. (2006) operaram de forma contínua um biorreator de leito empacotado de volume reacional de 1,5L, com bucha vegetal inoculada com *Pleurotus flabellatus*, para tratamento de efluente têxtil real. Os autores relataram uma descoloração de 60 a 70%, com tempo de detenção hidráulica de 26 h e operação por 10 dias. Os resultados conseguidos por esses autores são relevantes, e da mesma forma que o presente trabalho, utiliza-se de bucha vegetal como suporte para imobilização fúngica. Os resultados de descoloração assemelham-se ao que foi conseguido para o efluente azul tratado por *P. ostreatus* (65,6%) em biorreator de 5 L, apresentando diferenças na forma de operação do biorreator (contínua) e seu menor volume reacional (1,5 L).

A reutilização da biomassa fúngica para o tratamento em biorreator representa, sob o ponto de vista do processo biotecnológico, um enorme ganho, principalmente em relação ao tempo, visto que poderia tratar sequencialmente grandes volumes de efluente, sem ser necessária a inserção de uma nova biomassa. Bons índices de descoloração foram conseguidos com esta estratégia, sendo que, para o tratamento por *T. villosa*, no efluente amarelo, os níveis de descoloração entre os dois ciclos (com e sem reutilização da biomassa) foram muito similares ao final das 72 h (Figura 37). Na literatura, verifica-se que os poucos estudos reutilizando a biomassa fúngica de basidiomicetos em ciclos sequenciais em batelada, concentram-se em corantes têxteis (CASIERI et al., 2008; PALMIERI; GIARDINA; SANNIA, 2005; YESILADA; CING; ASMA, 2002).

No estudo realizado por Casieri et al. (2008) utilizaram os fungos *P. ostreatus* e *Trametes pubescens* imobilizados em espuma de poliuretano e avaliaram a descoloração de três corantes, sendo um deles o corante azo R243, em sistemas com volume reacional de 200 mL por cinco ciclos sequenciais, com variação do número de dias e concentração do corante (200 a 2000 ppm) em cada ciclo. Esses autores conseguiram para o corante azo, valores de descoloração com pouca variação entre os ciclos (58 a 77%, para *T. pubescens* e 44 a 50% para *P. ostreatus*). Já Anastasi et al. (2010) verificaram que um isolado de *Bjerkandera adusta* foi capaz de descolorir completamente e diminuir a toxicidade de muitos corantes e efluentes sintéticos, sendo selecionado para descoloração do efluente real. O potencial biotecnológico da cepa foi confirmado utilizando biorreator de leito fixo e esponja de aço como suporte para imobilização, durante dez ciclos de descoloração de 300 mL e 1 L, permanecendo ativo por um longo período (70 dias), resultando em tratamento eficaz de grandes volumes (5,1 L ao todo) de efluente industrial real e sintético, conseguindo 45 a 84 % de descoloração.

O presente trabalho reutilizando a biomassa fúngica imobilizada em *Luffa cylindrica* avaliou apenas um ciclo adicional, mas garantiu bons resultados e com variação de descoloração entre os ciclos semelhantes (65,6% e 47,4% para o efluente azul, 52,9, 43,2% para o efluente vermelho, 41,7% e 43,0% para o efluente amarelo ao final dos tratamentos, sem reuso e com reuso da biomassa em um segundo ciclo, respectivamente). Os dados foram obtidos utilizando somente efluentes reais, e o volume de efluente por ciclo (5 L) foi maior que o volume utilizado nos trabalhos descritos anteriormente.

## 6.2 Toxicidade de efluentes

Os efluentes e corantes têxteis apresentam toxicidade para vários organismos já confirmados em muitos trabalhos (ALMEIDA; CORSO, 2014; BORRELY et al., 2015; DE LUNA et al., 2014; WATHARKAR et al., 2015). Além disso, algumas vezes os corantes podem apresentar toxicidade aguda baixa, porém a associação destes compostos com outras substâncias durante o processo de tingimento pode contribuir para uma elevada toxicidade aguda do efluente bruto final (FORGIARINI, 2006). No presente trabalho, quando se analisa somente os efluentes antes do tratamento, foi possível observar uma maior toxicidade dos efluentes com alveijamento para *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* para a maior parte dos efluentes. Isso ocorre, provavelmente, por conta da interação entre os componentes do alveijamento e o corante que podem potencializar a toxicidade da amostra. Algumas substâncias presentes no tingimento podem apresentar-se mais tóxicas que o próprio corante. Este dado foi confirmado por Moraes (2015), que utilizando os mesmos materiais do presente estudo, verificou que a toxicidade do corante C. I. RB222 para *D. similis* e *V. fischeri* é menor que a toxicidade encontrada no surfactante e sequestrante utilizado no processo têxtil.

No presente estudo, não foi possível analisar a toxicidade do efluente têxtil para *Daphnia similis* após o tratamento, uma vez que, mesmo nas menores concentrações (v/v) de efluente havia uma imobilidade quase total de organismos, que impossibilitava o cálculo estatístico da CE50. Segundo a Norma ABNT NBR 12713/2009, algumas características da amostra, como pH, oxigênio dissolvido e material particulado, podem interferir no resultado do ensaio. O monitoramento destes parâmetros foi realizado antes e ao final do teste, e na grande maioria dos ensaios, o valor de oxigênio dissolvido estava abaixo de 1,0 mg. L<sup>-1</sup> ao final das 48 horas de ensaio, sendo este valor o mínimo recomendado pela Norma. Esta situação ocorreu somente nos efluentes tratados, indicando que o tratamento promoveu um elevado consumo do oxigênio dissolvido, o que era de se esperar em tratamento com fungos basidiomicetos que apresentam altas taxas de respiração.

Segundo Knie e Lopes (2004) algumas substâncias podem interferir nos testes de ecotoxicidade provocando efeitos colaterais, não sendo diretamente tóxicas ao organismo, dentre elas: I) substâncias redutoras de oxigênio, caracterizadas por consumirem grande quantidade de oxigênio durante a degradação oxidativa. Nesse grupo encaixam-se açúcares, gorduras, fenóis; II) nutrientes, como os compostos nitrogenados, que também requerem grande quantidade de oxigênio para degradação; III) sólidos em suspensão, que podem se

ligar às antenas de microcrustáceos, interferindo na locomoção alimentação e absorção de oxigênio dissolvido.

Os efluentes a serem tratados receberam a adição de nutrientes para possibilitarem a degradação dos corantes pelos fungos basidiomicetos, desse estudo. Dentre esses nutrientes, tem-se a sacarose e a ureia, substâncias listadas por Knie e Lopes (2004) como substâncias com alto consumo de oxigênio durante a degradação. Além disso, a presença de particulado também podia ser observada em alguns ensaios, o que também pode ser relacionado aos resultados observados. Adicionalmente, a ureia quando hidrolisada pode gerar amônia, que apresenta toxicidade para organismos aquáticos. Nour et al. (2014) avaliando a toxicidade de esgoto sanitário com adição de formaldeído para *D. similis*, constataram que a toxicidade de um determinado ponto experimental, constituído por efluente anaeróbio, seria devido à amônia, que em condições de hipoxia, poderia ter seu efeito tóxico intensificado. Diante dos dados apresentados, constatou-se que a impossibilidade de cálculo estatístico para determinação da toxicidade para *D. similis*, não ocorre por conta da toxicidade do corante, mas sim pelas condições adversas, ocasionadas pela combinação dos componentes do meio basal diluídos no efluente com a atividade de biodegradação fúngica, acarretando um alto consumo de oxigênio e a possibilidade de formação de amônia a partir da degradação da ureia.

A análise de toxicidade com a bactéria *Vibrio fischeri*, para o primeiro bloco de experimentos, com efluentes com e sem alveijamento, mostrou uma tendência de maior redução da toxicidade, após os tratamentos, para efluentes sem alveijamento. Para o efluente vermelho sem alveijamento tratado por *T. villosa* é possível observar um discreto aumento no valor da toxicidade (Tabela 8). Para o processo de tratamento este fato não é vantajoso, sendo um dos motivos para descartar esta espécie, para o efluente vermelho, nos ensaios posteriores com o biorreator. Porém, é importante ressaltar que esta observação representa um indício de biodegradação fúngica parcial, que pode ter gerado produtos de degradação mais tóxicos que o composto original. Um maior tempo de ensaio poderia apresentar outros produtos de biodegradação, que poderiam ser mais ou menos tóxicos que o composto original. Por ser um processo intermediário de tratamento, o mínimo aceitável é que este tratamento não aumente a toxicidade dos efluentes, por isso, para as etapas posteriores em biorreator, priorizaram-se os fungos que reduziram ou não alteraram a toxicidade.

As análises em biorreator, para toxicidade de *Vibrio fischeri*, mostraram distintas situações, considerando os intervalos de confiança do resultado: aumento da toxicidade para o efluente azul; toxicidade inalterada para o efluente vermelho; e redução da toxicidade para o

efluente amarelo (Tabela 11). Estas situações demonstram que: I) a redução da cor não pode ser relacionada com a diminuição da toxicidade (ALMEIDA; CORSO, 2014; ANASTASI et al., 2011), visto que, o efluente azul atingiu os maiores percentuais de descoloração em biorreator após o tratamento; II) diferentes espécies fúngicas podem apresentar mecanismos diferenciados de degradação, gerando produtos mais ou menos tóxicos; e uma mesma espécie fúngica pode apresentar mecanismos diferenciados de degradação de acordo com o corante presente no efluente; III) o tempo de ensaio pode representar uma variável importante no processo de redução da toxicidade (ANASTASI et al., 2011), evidenciado no caso do efluente amarelo, onde o tempo total de avaliação foi de 72 h (24 h de diferença, quando comparados aos outros ensaios). Além disso, a escala do ensaio, e por consequência o tipo de inóculo (sólido para erlenmeyers e líquido para biorreator) pode representar mudanças na redução da toxicidade, sendo mais evidenciado no caso do efluente azul, onde não houve aumento da toxicidade quando o mesmo é tratado em pequena escala. O tratamento em biorreator apresenta também a adição de mais compostos químicos, uma vez que para manutenção do pH, há adição de NaOH ou H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, sempre que o valor esteja fora da faixa solicitada. A interação de mais substâncias químicas poderia provocar variação na toxicidade da amostra, como observado para o efluente azul.

Anastasi et al. (2011) verificaram a descoloração e detoxificação de efluentes têxteis sintéticos pelo fungo basidiomiceto *Bjerkandera adusta*, conseguindo bons níveis de descoloração. Porém, para todas as amostras testadas houve um aumento da toxicidade para *V. fischeri* na primeira semana, seguida por um período de toxicidade inalterada ou com redução da toxicidade na segunda semana. Os autores indicam que este fenômeno aconteceu, porque no início do processo há um rompimento do cromóforo, provocando a redução da cor e posteriormente ocorre a biodegradação desses produtos secundários que podem ser mais tóxicos que o próprio corante. Esses dados reforçam a hipótese de que uma biodegradação fúngica parcial pode reduzir a cor do efluente, mas em contrapartida, gerar produtos intermediários com maior toxicidade que o próprio efluente inicial.

A reutilização da biomassa fúngica não apresentou resultados satisfatórios para redução da toxicidade, principalmente para os efluentes azul e vermelho, onde houve um aumento considerável na toxicidade. Para o efluente amarelo, conseguiu-se uma diminuição da toxicidade, porém em menores proporções quando comparada ao procedimento sem reutilização da biomassa. Os resultados indicam que pode haver algum tipo de biotransformação, gerando metabólitos altamente tóxicos para o organismo em questão. Diferente dos resultados obtidos no presente trabalho, Anastasi et al. (2010) verificaram a



redução da toxicidade de efluente têxtil real tratado em biorreator de leito fixo, após um quarto ciclo de reutilização da biomassa de *B. adusta* (de 4,6 UT para 1 UT).

A entrada de um novo efluente, mesmo que adicionado de nutrientes, após um ciclo inicial de operação, pode representar uma situação de potencial estresse para os fungos; Somado a isso, há a possibilidade de acúmulo de metabólitos tóxicos, que justificariam o aumento da toxicidade dos efluentes. Duas sugestões para trabalhos futuros podem ser relevantes para diminuição da toxicidade: a primeira reside em um aumento do período de operação, visto que para o efluente amarelo tratado por *T. villosa*, com 72 h de operação, começa haver uma ligeira redução da toxicidade quando comparada ao efluente bruto, indicando que estes produtos tóxicos estão começando a ser biodegradados; a segunda sugestão pode se apoiar no que foi realizado por Casieri et al. (2008) para aumento da descoloração em altas concentrações de corante: entre um ciclo e outro de operação poderia adicionar uma nova batelada com meio de cultura, isso poderia recuperar o fungo do estresse anterior, possibilitando um melhor desempenho para uma próxima etapa de descoloração e detoxificação.

Os dados obtidos com os ensaios de fitotoxicidade reforçam a ideia de que os resultados obtidos com diferentes organismos testes não podem ser comparados (ALVES, 2014; RIBO, 1997). Diferente do que aconteceu com *V. fischeri* em biorreator, para *Lactuca sativa* há redução da toxicidade para o efluente azul e nenhuma mudança para os outros dois efluentes, enquanto que para *Sorghum vulgare* há redução da toxicidade para o efluente azul e vermelho, permanecendo a toxicidade inalterada para o efluente amarelo (levando-se em conta os intervalos de confiança de CI50). Testes avaliando a germinação de sementes, como alface e sorgo, vêm sendo bastante utilizados para avaliação da toxicidade de efluentes têxteis, devido à sensibilidade destas sementes e baixo custo operacional. Kalyani et al. (2008) conseguiram a detoxificação do corante Red BLI por uma cultura de *Pseudomonas* sp utilizando *S. vulgare* como semente-teste. Por outro lado, Almeida e Corso (2014) conseguiram altos índices de descoloração do corante azo Procion Red MX-5B por meio da biodegradação realizada por *Aspergillus terreus*, mas verificaram aumento da toxicidade para *L. sativa*, indicando que o processo de biodegradação foi incompleto e por isso houve a geração de compostos mais tóxicos que o original. Este último trabalho corrobora com a afirmação de que redução de cor não indica, necessariamente, redução da toxicidade de um efluente. O fato dos tratamentos com basidiomicetos aqui estudados terem reduzido ou mantido a fitotoxicidade do efluente tratado, sugere que outros tratamentos associados, como fitorremediação, podem ser avaliados para aplicações futuras.

### 6.3 Parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos avaliados nesse trabalho tiveram como objetivo analisar algumas características do efluente têxtil após um tratamento intermediário que visou, prioritariamente, resolver dois dos grandes problemas do efluente têxtil: a cor e a toxicidade. Por não ser um tratamento final e por saber da complexidade do efluente têxtil, em nenhum momento chegou-se a cogitar que esse tratamento por si só, conseguiria atingir os níveis exigidos pela legislação para se lançar o efluente diretamente em corpos receptores. O tratamento combinando fungos basidiomicetos e posterior tratamento pela estação de tratamento da indústria poderia garantir um efluente adequado para lançamento, visto que, resolvendo-se o problema da cor e toxicidade, a estação de tratamento da indústria conseguiria reduzir os outros parâmetros da carga poluidora que o tratamento fúngico não resolveu.

De uma maneira geral, para todos os três efluentes coloridos analisados, observou-se que o tratamento fúngico não apresentou efeitos positivos em nenhum dos possíveis tratamentos (pequena escala, biorreator e biorreator com reutilização da biomassa fúngica) para a maioria dos parâmetros.

Os valores de pH foram ajustados antes do início das análises para valores entre 7 e 8. No tratamento em pequena escala não há controle de pH, sendo mais evidente a queda dos valores deste parâmetro, possivelmente pela produção de metabólitos ácidos formados durante o processo biodegradativo. Mesmo em biorreator, onde houve controle de pH, observa-se, em alguns casos, um pH levemente ácido, supostamente pela produção de ácidos que promovem a queda destes valores. Em todos os casos, os valores de pH dos efluentes tratados estão dentro da faixa permitida para lançamento de efluentes, segundo a Resolução CONAMA 430/2011, que atribui valores de pH para lançamento de efluentes entre 5 e 9, não representando assim um problema para o tratamento final.

Os valores de condutividade, na maior parte das vezes, não apresentaram diferenças significativas em relação ao efluente bruto. De uma maneira geral, os valores observados podem ser considerados altos, indicando uma grande concentração de sais na composição do efluente (SILVA, 2005). Não há trabalhos na literatura consultada avaliando a condutividade após tratamento fúngico. Ciabatti et al. (2010) verificaram que a proposta de tratamento de efluentes têxteis utilizando ferrato de potássio não apresentou efeito sobre os valores de condutividade, ao passo que Sahinkaya et al. (2008) observaram um leve aumento na

condutividade após tratamento biológico convencional, seguido por uma redução considerável quando aplicado o tratamento posterior por nanofiltração.

Os valores de turbidez apresentaram aumento significativo em alguns tratamentos, quando comparados aos efluentes brutos. Para o efluente amarelo tratado por *T. villosa* em todos os três tratamentos houve aumento considerável de turbidez, sendo este aumento significativo no tratamento com reutilização da biomassa fúngica. Ramamurthy et al. (2011) também observaram aumentos consideráveis nos valores de turbidez de efluentes têxteis tratados pelos basidiomicetos *Trametes hirsuta* e *Trametes versicolor*. Segundo os autores isto ocorreu provavelmente pela produção de enzimas extracelulares e produção de metabólitos durante o processo de biodegradação. As conclusões sobre o motivo do aumento da turbidez obtido pelos autores também pode ser aplicável ao presente estudo.

Os valores de sólidos sedimentáveis foram um dos poucos parâmetros que diminuíram após o tratamento. Houve redução dos valores para os efluentes tratados por *P. ostreatus*, mas um aumento nos valores do efluente amarelo tratado por *T. villosa*, sendo significativo para o efluente tratado em pequena escala. Em contrapartida, houve aumento nos valores de sólidos em suspensão totais (SST) para todos os tratamentos, não sendo este aumento significativo apenas no caso do efluente amarelo. Este aumento observado para SST pode ser entendido da mesma forma que Ramamurthy et al. (2011) afirma em relação à turbidez, uma vez que durante a atividade fúngica há liberação de enzimas e produtos do metabolismo fúngico para o meio extracelular, podendo aumentar os sólidos em suspensão no efluente. Além disso, conforme dito anteriormente na seção 6.2, segundo Knie e Lopes (2004), os altos valores de SST após o tratamento fúngico, poderiam ter contribuído para a inviabilidade do teste de toxicidade com *D. similis*.

A análise do efluente bruto com nutrientes figurou-se como uma importante análise, visto que antes do tratamento fúngico, é necessária a adição de nutrientes ao efluente, e justamente esses nutrientes provocam uma alteração de grande parte dos parâmetros, como sólidos, COT e DQO.

Os valores de COT dos efluentes tratados mostram que há uma queda em relação aos valores dos efluentes brutos com nutrientes. Isto ocorre, provavelmente, pelo consumo da sacarose presente no meio e a possibilidade de biodegradação do corante presente no efluente. Um maior tempo de avaliação poderia ter ocasionado um maior consumo de sacarose pelo fungo, que resultaria em um menor valor de carbono orgânico total no efluente tratado. Novotný et al. (2011) em um estudo combinado para remoção de cor de efluentes têxteis utilizando o fungo *Irpex luteus* e bactérias observaram uma excelente redução da cor em um

primeiro estágio (90% em sete dias), porém a redução efetiva de COT só foi conseguida no segundo passo do tratamento, com a utilização de bactérias, que consumiram todo o residual de glicose, atingindo 95% a 97% de remoção total de COT. Na maioria dos casos observados havia descoloração fúngica, sem contudo, haver o esgotamento de glicose pelos fungos. Segundo os autores, as bactérias possuem habilidade para remoção de carbono orgânico dos poluentes de águas residuárias, enquanto os fungos de degradação da madeira são mais seletivos em relação às suas fontes de carbono para crescimento, devido à natureza de seus habitats naturais.

No presente trabalho, os altos valores de COT mesmo após os tratamentos (na ordem de 1050 a 3400 mg.L<sup>-1</sup>) se devem em parte, pela adição de sacarose antes do tratamento e pelo fato de que, provavelmente, não houve seu consumo total durante o processo. Os valores do efluente tratado estão acima dos valores registrados na literatura consultada para um efluente bruto (900 mg.L<sup>-1</sup>) (CAN et al., 2006). Ainda assim, admitindo que o residual de carbono orgânico do efluente final pré-tratado pode ser devido à sacarose não consumida e conforme estudo anteriormente descrito por Novotný et al. (2011), que observou consumo de glicose por bactérias, e conseqüente redução de COT, acredita-se que o residual de carbono poderá ser removido por um tratamento convencional posterior usando bactérias.

Os valores de DQO para efluente têxtil encontrados na literatura são bastante variáveis. Santos e Santaella (2002) encontraram valores de DQO para águas residuárias de uma indústria têxtil que variaram de 887 a 14200 mg.L<sup>-1</sup>, além disso verificaram que reator de lodos ativados apresentou eficiência na remoção de DQO, chegando este valor a 81% em 20 h. Alguns trabalhos da literatura também relatam o aumento da DQO do efluente têxtil após o tratamento fúngico. Trombini e Obara-Doi (2012) conseguiram remoção da cor superior a 50% em quatro amostras de efluentes têxteis tratados pelo fungo *Ganoderma* spp, porém observaram aumento expressivo nos valores de DQO após o tratamento. Os autores em questão indicam que os nutrientes adicionados ao meio de cultivo, como glicose e extrato de levedura, foram os responsáveis pelos altos valores observados. Lenhard (2006) conseguiu com o fungo *Ganoderma lucidum* 90% de descoloração de uma solução de RBBR (0,5 g.L<sup>-1</sup>) sem adição de nutrientes ao meio, no entanto, houve aumento nos valores de DQO após o tratamento, segundo a autora, devido a formação de compostos que contribuiriam para elevação da DQO. Os valores de DQO dos efluentes do presente estudo sofrem aumento com adição de nutrientes e após o tratamento esses valores sofrem poucas variações, isto poderia ser explicado por um balanço entre consumo de nutrientes pelos fungos, que possibilitaria a redução dos valores; e produção de metabólitos durante o processo de tratamento que

poderiam aumentar os valores observados. Os valores de DQO dos efluentes (4383 – 6787 mg.L<sup>-1</sup>), mesmo sofrendo acréscimo após os tratamentos, estão inseridos no intervalo de 887 a 14200 mg.L<sup>-1</sup> reportado por Santos e Santaella (2002). Acredita-se, portanto, que a estação de tratamento de uma indústria têxtil composta por lodos ativados, conseguiria reduzir o valor de DQO dos efluentes pré-tratados pelos fungos basidiomicetos.

Diante da discussão e dos resultados supracitados, percebe-se que o tratamento fúngico apresenta efetividade na descoloração de efluentes reais, contudo, não consegue redução da maioria dos parâmetros físico-químicos. Portanto, a ideia de um tratamento intermediário por fungos basidiomicetos, permitiria uma redução considerável do poluente mais recalcitrante presente no efluente: o corante, responsável pela cor e, em parte, pela toxicidade. Este efluente pré-tratado poderia ser encaminhado para o tratamento convencional com bactérias, com grandes possibilidades de redução de parâmetros como COT, DQO. Um estudo realizado por Anastasi et al. (2012) confirma esta hipótese. Os autores investigaram um processo biológico integrado para tratamento de águas residuárias têxteis: aplicação de biomassa fúngica imobilizada em espuma de poliuretano (Frascos de 0,5 L e biorreator de leito móvel de 5L) seguida por um segundo estágio composto por lodo ativado retirado da planta da mesma indústria geradora do efluente. Dentre nove linhagens de basidiomicetos inicialmente avaliadas, *T. pubescens* foi selecionado. O processo integrado alcançou melhores níveis de redução de cor, DQO e toxicidade, quando comparados aos processos separados, de modo que, o primeiro estágio (fungos) foi o principal responsável pela redução da cor e o segundo estágio (lodo ativado) foi o mais efetivo na redução da DQO e toxicidade, possibilitando o tratamento efetivo do efluente.

## 7 CONCLUSÕES

- Os basidiomicetos *Pleurotus ostreatus* (CCIBT2347) e *Trametes villosa* (CCIBT2628) são capazes de reduzir a cor e toxicidade de efluentes têxteis reais em pequena escala. *P. ostreatus* apresentou melhor desempenho no tratamento de efluentes azul e vermelho, enquanto *T. villosa* desempenha melhor atividade de descoloração no efluente amarelo. Portanto, estes isolados mostraram ter grande potencial para aplicação em escala ampliada (biorreator).
- O alvejamento têxtil possui substâncias que, em conjunto, podem interferir na atividade de descoloração fúngica. Peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), em excesso, apresentou capacidade comprovada de inibição da descoloração do efluente azul por *P. ostreatus*.
- Adaptações requeridas para aumento de escala operacional, em biorreator, foram realizadas e se mostraram efetivas, garantindo bons níveis de descoloração e redução da toxicidade em grande parte dos tratamentos, comparáveis aos níveis observados nos tratamentos em pequena escala. Além disso, verificou-se que *Vibrio fischeri*, *Lactuca sativa* e *Sorghum vulgare* apresentam sensibilidades diferentes em relação à toxicidade de efluentes têxteis, sendo que a maioria dos tratamentos foi efetiva na redução da toxicidade para as plantas-testes estudadas. Tal fato sugere que estudos de tratamentos integrados utilizando plantas podem ser promissores.
- A reutilização da biomassa fúngica para tratamento de efluentes em biorreator apresentou bons resultados de descoloração, mas apresentou aumento da toxicidade na maior parte dos tratamentos. Estes resultados reforçam que a redução da cor dos efluentes têxteis não pode ser relacionada à redução da toxicidade.
- O tratamento fúngico não foi efetivo para redução de valores dos parâmetros físico-químicos avaliados neste trabalho, exigindo tratamento posterior para ajuste destes parâmetros. Portanto, diante de todos os resultados obtidos, conclui-se que o tratamento de efluentes têxteis por fungos basidiomicetos em biorreatores apresenta-se como um tratamento intermediário satisfatório por conseguir em um curto espaço de tempo, a redução da cor e, na maior parte dos casos, da toxicidade, que são os maiores problemas encontrados em efluentes têxteis. Acredita-se que um tratamento combinado garantiria o

tratamento total do efluente. O efluente têxtil pré-tratado por fungos basidiomicetos poderia ser encaminhado para o tratamento convencional com bactérias, e possivelmente conseguir-se-ia a redução dos parâmetros físico-químicos avaliados neste estudo.

### **7.1 Sugestões para trabalhos futuros**

Como sugestões para futuros trabalhos, são listados os seguintes pontos:

- Avaliar a descoloração de efluentes contendo outros corantes têxteis, que também são muito utilizados durante o processo de tingimento, como o C. I. Reactive Black 5, C. I. Reactive Blue 21, C.I Reactive Yellow 145, por fungos basidiomicetos.
- Estudar o tratamento combinado de fungos basidiomicetos e bactérias, avaliando a descoloração, redução da toxicidade e redução dos valores de parâmetros físico-químicos (COT, DQO, sólidos, turbidez, entre outros) de efluentes têxteis.
- Intensificar os estudos com reutilização da biomassa fúngica em biorreatores para tratamento de efluentes têxteis, por mais de dois ciclos, buscando estratégias para redução da toxicidade dos efluentes têxteis.

## REFERÊNCIAS<sup>1</sup>

ABADULLA, E.; TZANOV, T.; COSTA, S.; CAVACO-PAULO, A.; GÜBITZ, G. M. Decolorization and detoxification of textile dyes with a laccase from *Trametes hirsuta* **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, n. 8, p. 3357–3362, 2000.

ABIQUIM - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIA QUÍMICA. **Corantes e pigmentos**. Disponível em: < [http://abiquim.org.br/corantes/cor\\_classificacao.asp](http://abiquim.org.br/corantes/cor_classificacao.asp) > Acesso em: 06 jan. 2016.

ABIT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIA TÊXTIL E DE CONFECÇÃO. **O Poder da moda. Cenários; Desafios; Perspectivas. Agenda de Competitividade da Indústria Têxtil e de Confecção Brasileira 2015 a 2018**, São Paulo. Disponível em: <[http://www.abit.org.br/conteudo/links/Poder\\_moda-cartilhabx.pdf](http://www.abit.org.br/conteudo/links/Poder_moda-cartilhabx.pdf)> Acesso em: 18 dez. 2015.

AGUIAR, A.; FERRAZ, A. Mecanismos envolvidos na biodegradação de materiais lignocelulósicos e aplicações tecnológicas correlatas. **Química Nova**, v. 34, n. 10, p. 1729–1738, 2011.

AKDOGAN, H. A.; TOPUZ, M. C.; URHAN, A. A. Studies on decolorization of reactive blue 19 textile dye by *Coprinus plicatilis*. **Journal of Environmental Health Science & Engineering**, v. 12, n. 1, p. 49, 2014.

ALMEIDA, E. J. R.; CORSO, C. R. Comparative study of toxicity of azo dye Procion Red MX-5B following biosorption and biodegradation treatments with the fungi *Aspergillus niger* and *Aspergillus terreus*. **Chemosphere**, v. 112, p. 317–322, 2014.

ALVES, L. A. G. da C. **Avaliação da ecotoxicidade do ibuprofeno e seus metabólitos usando microalgas**. 2014. 121 f. Dissertação (Mestrado em Controle de Qualidade) - Faculdade de Farmácia, Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22<sup>th</sup> ed. Washington DC, USA, 2012.

ANASTASI, A.; PARATO, B.; SPINA, F.; TIGINI, V.; PRIGIONE, V.; VARESE, G. C. Decolourisation and detoxification in the fungal treatment of textile wastewaters from dyeing processes. **New Biotechnology**, v. 29, n. 1, p. 38–45, 2011.

ANASTASI, A.; SPINA, F.; PRIGIONE, V.; TIGINI, V.; GIANANTI, P.; VARESE, G. C. Scale-up of a bioprocess for textile wastewater treatment using *Bjerkandera adusta*. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 9, p. 3067–3075, 2010.

---

<sup>1</sup>De acordo com:

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6023**: informação e documentação: referências: elaboração. Rio de Janeiro, 2002



ANASTASI, A.; SPINA, F.; ROMAGNOLO, A.; TIGINI, V.; PRIGIONE, V.; VARESE, G. C. Integrated fungal biomass and activated sludge treatment for textile wastewaters bioremediation. **Bioresource Technology**, v. 123, p. 106–111, 2012.

ANDRADE, F. **Remoção de cor de efluentes têxteis com tratamento de lodos ativados e um polieletrólito orgânico**. 2003. 121 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

AOUNI, A.; FERSI, C.; ALI, M. B. S.; DHAHBI, M. Treatment of textile wastewater by a hybrid electrocoagulation/nanofiltration process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 168, n. 2-3, p. 868–874, 2009.

ARANTES, V.; BALDOCCHI, C.; MILAGRES, A. M. F. Degradation and decolorization of a biodegradable-resistant polymeric dye by chelator-mediated Fenton reactions. **Chemosphere**, v. 63, n. 10, p. 1764–1772, 2006.

ARANTES, V. **Caracterização de compostos de baixa massa molar redutores de ferro produzidos por fungos e mediação da reação de Fenton para degradação de polissacarídeos e lignina**. 2008. 165 f. Tese (Doutorado em Biotecnologia Industrial) - Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, 2008.

ARENZON, A.; PEREIRA NETO, T. J.; GERBER, W. **Manual sobre toxicidade de efluentes têxteis**. CEP Senai de Artes Gráficas Henrique D'Ávila Bertaso, Porto Alegre, 2011.

ASGHER, M.; YASMEEN, Q.; IQBAL, H. M. N. Enhanced decolorization of Solar brilliant red 80 textile dye by an indigenous white rot fungus *Schizophyllum commune* IBL-06. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 20, n. 4, p. 347–352, 2013.

ASPLAND, J. R. Reactive dyes and their application. **Textile Chemist and Colorist**, v. 24, n. 5, p. 31–36, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15411**: ecotoxicologia aquática – Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente) Parte 3: Método utilizando bactérias liofilizadas. Rio de Janeiro, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713**: ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia* spp (Crustacea, Cladocera). Rio de Janeiro, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10561**: águas - determinação de resíduo sedimentável (sólidos sedimentáveis) - Método do Cone de Imhoff. Rio de Janeiro, 1998.

BALLAMINUT, N.; YAMANAKA, R.; MACHADO, K. M. G. Interference of a commercial catalase preparation in laccase and peroxidase activities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, p. 1193–1198, 2009.

BARCLAY, S.; BUCKLEY, C. **Waste minimisation guide for the textile industry - a step towards cleaner production**. University of Natal, Durban, South Africa, v. 1, 2000.

BARREDO-DAMAS, S.; ALCAINA-MIRANDA, M. I.; BES-PIÁ, A.; IBORRA-CLAR, M. I.; IBORRA-CLAR, A.; MENDOZA-ROCA, J. A. Ceramic membrane behavior in textile wastewater ultrafiltration. **Desalination**, v. 250, n. 2, p. 623–628, 2010.

BARREDO-DAMAS, S.; ALCAINA-MIRANDA, M. I.; IBORRA-CLAR, M. I.; BES-PIÁ, A.; MENDOZA-ROCA, J. A.; IBORRA-CLAR, A. Study of the UF process as pretreatment of NF membranes for textile wastewater reuse. **Desalination**, v. 200, p. 745–747, 2006.

BASTIAN, E. Y. O.; ROCCO, J. L. S.; SAN MARTIN, E. **Guia técnico ambiental da indústria têxtil - série P + L**. São Paulo, CETESB - SINDITÊXTIL, 2009.

BAYRAMOĞLU, G.; YAKUP ARICA, M. Biosorption of benzidine based textile dyes Direct Blue 1 and Direct Red 128 using native and heat-treated biomass of *Trametes versicolor*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 143, p. 135–143, 2007.

BELTRAME, L. T. C. **Caracterização de efluente têxtil e proposta de tratamento**. 2000. 161 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2000.

BERGAMINI, R. B. M.; AZEVEDO, E. B.; ARAÚJO, L. R. R. De. Heterogeneous photocatalytic degradation of reactive dyes in aqueous TiO<sub>2</sub> suspensions: Decolorization kinetics. **Chemical Engineering Journal**, v. 149, n. 1-3, p. 215–220, 2009.

BLANCHETTE, R.; KRUEGER, E.; HAIGHT, J. Cell wall alterations in loblolly pine wood decayed by the white-rot fungus, *Ceriporiopsis subvermispora*. **Journal of Biotechnology**, v. 53, n. 2-3, p. 203–213, 1997.

BLANCO, J.; TORRADES, F.; MORÓN, M.; BROUTA-AGNÉSA, M.; GARCÍA-MONTAÑO, J. Photo-Fenton and sequencing batch reactor coupled to photo-Fenton processes for textile wastewater reclamation: Feasibility of reuse in dyeing processes. **Chemical Engineering Journal**, v. 240, p. 469–475, 2014.

BLÁNQUEZ, P.; SARRÀ, M.; VICENT, T. Development of a continuous process to adapt the textile wastewater treatment by fungi to industrial conditions. **Process Biochemistry**, v. 43, n. 1, p. 1–7, 2008.

BORRELY, S. I.; MORAIS, A. V.; ROSA, J. M.; BADARÓ-PEDROSO, C.; PEREIRA, C.; HIGA, M. C. Decoloration and detoxification of effluents by ionizing radiation. **Radiation Physics and Chemistry**, p. 1–5, 2015.

BREEN, A.; SINGLETON, F. L. Fungi in lignocellulose breakdown and biopulping. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 10, n. 3, p. 252–258, 1999.

BROWN, M. A.; ZHAO, Z.; GRANT MAUK, A. Expression and characterization of a recombinant multi-copper oxidase: Laccase IV from *Trametes versicolor*. **Inorganica Chimica Acta**, v. 331, p. 232–238, 2002.

BRUNOW, G. Methods to Reveal the Structure of Lignin. In: HOFRICHTER, M. STEINBUCHER, A. (Eds.). **Lignin, Humic Substances and Coal, Biopolymers**. Wiley-VCH, Weinheim, p. 89–116, 2001.

BURATINI, S. V.; BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P. A. Evaluation of *Daphnia similis* as a Test species in Ecotoxicological Assays. **Bulletin of Environmental Contamination Toxicology**, v. 73, p. 878–882, 2004.

CAMARERO, S.; MARTINEZ, M. J.; MARTINEZ, A. T. A new versatile peroxidase. **Biochemical Society Transactions**, v. 29, p. 116–122, 2001.

CAN, O. T.; KOBYA, M.; DEMIRBAS, E.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation. **Chemosphere**, v. 62, n. 2, p. 181–187, 2006.

CASIERI, L.; VARESE, G. C.; ANASTASI, A.; PRIGIONE, V.; SVOBODOVÁ, K.; FILIPPELO MARCHISIO, V.; NOVOTNÝ, C. Decolorization and detoxication of reactive industrial dyes by immobilized fungi *Trametes pubescens* and *Pleurotus ostreatus*. **Folia Microbiologica**, v. 53, n. 1, p. 44–52, 2008.

CASTILLO-CARVAJAL, L.; ORTEGA-GONZÁLEZ, K.; BARRAGÁN-HUERTA, B. E.; PEDROZA-RODRÍGUEZ, M. Evaluation of three immobilization supports and two nutritional conditions for reactive black 5 removal with *Trametes versicolor* in air bubble reactor. **African Journal of Biotechnology**, v. 11, n. 14, p. 3310–3320, 2012.

CERQUEIRA, A.; RUSSO, C.; MARQUES, M. R. C. Electroflocculation for textile wastewater treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 26, n. 04, p. 659–668, 2009.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Norma Técnica L5.227**. Teste de toxicidade com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*: método de ensaio, 2001.

CHIVUKULA, M.; RENGANATHAN, V. Phenolic azo dye oxidation by laccase from *Pyricularia oryzae*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 61, n. 12, p. 4374–4377, 1995.

CHIVUKULA, M.; SPADARO, J. T.; RENGANATHAN, V. Lignin peroxidase-catalyzed oxidation of sulfonated azo dyes generates novel sulfophenyl hydroperoxides. **Biochemistry**, v. 34, n. 23, p. 7765–7772, 1995.

CHOI, Y.-S.; LONG, Y.; KIM, M.-J.; KIM, J.-J.; KIM, G.-H. Decolorization and degradation of synthetic dyes by *Irpex lacteus* KUC8958. **Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering**, v. 48, n. 5, p. 501–508, 2013.

CIABATTI, I.; TOGNOTTI, F.; LOMBARDI, L. Treatment and reuse of dyeing effluents by potassium ferrate. **Desalination**, v. 250, n. 1, p. 222–228, 2010.

COELHO, G. D. **Purificação parcial do sistema enzimático produzido por *Psilocybe castanella* CCB444 durante crescimento em solo.** 2007.101 f. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente), Instituto de Botânica, São Paulo, 2007.

CONAMA. **Conselho Nacional Do Meio Ambiente.** Resolução n° 357, de 17 de março de 2005.

CONAMA. **Conselho Nacional Do Meio Ambiente.** Resolução n° 430, de 13 de maio de 2011.

CORDOVA ROSA, E. V.; SIMIONATTO, E. L.; SIERRA, M. M. S.; BERTOLI, S. L.; RADETSKI, C. M. Toxicity-based criteria for the evaluation of textile wastewater treatment efficiency. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 20, n. 4, p. 839–845, 2001.

CORSO, C. R.; ALMEIDA, A. C. M. Bioremediation of dyes in textile effluents by *Aspergillus oryzae*. **Microbial Ecology**, v. 57, n. 2, p. 384–390, 2009.

CZERNIAWSKA-KUSZA, I.; KUSZA, G. The potential of the Phytotoxkit microbiotest for hazard evaluation of sediments in eutrophic freshwater ecosystems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 179, n. 1-4, p. 113–121, 2011.

DE LUNA, L. A. V.; DA SILVA, T. H. G.; NOGUEIRA, R. F. P.; KUMMROW, F.; UMBUZEIRO, G. A. Aquatic toxicity of dyes before and after photo-Fenton treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 276, n. 2014, p. 332–338, 2014.

DEVECI, E. Ü.; DIZGE, N.; YATMAZ, H. C.; AYTEPE, Y. Integrated process of fungal membrane bioreactor and photocatalytic membrane reactor for the treatment of industrial textile wastewater. **Biochemical Engineering Journal**, v. 105, p. 420–427, 2016.

DOSHI, R.; SHELKE, V. Enzymes in textile industry- An environment-friendly approach. **Indian Journal of Fibre & Textile Research**, v. 26, p. 202–205, 2001.

EPPENDORF. **Fibra-Cel® Discos.** Disponível em: <<https://online-shop.ependorf.com.br/BR-pt/Equipamentos-para-Bioprocesso-44559/Diversos-44562/Fibra-Cel-Discos-PF67052.html>> Acesso em: 21 jan. 2016.

FANG, Y. X.; YING, G. G.; ZHANG, L. J.; ZHAO, J. L.; SU, H. C.; YANG, B.; LIU, S. Use of TIE techniques to characterize industrial effluents in the Pearl River Delta region. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 76, n. 1, p. 143–152, 2012.

FERNANDES, T. C. C.; MAZZEO, D. E. C.; MARIN-MORALES, M. A. Mechanism of micronuclei formation in polyploidized cells of *Allium cepa* exposed to trifluralin herbicide. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 88, n. 3, p. 252–259, 2007.

FERRARI, R. **Reuso do efluente do processo de mercerização no tingimento de malha de algodão.** 2007. 123f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Centro de Ciências Tecnológicas, Fundação Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2007.

FERREIRA, D. F. SISVAR: A Computer statistical analysis system. **Ciencia e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039–1042, 2011.

FIEMG - FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE MINAS GERAIS.; FEAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Guia técnico ambiental da indústria têxtil**. Disponível em: <[http://www.feam.br/images/stories/producao\\_sustentavel/GUIAS\\_TECNICOS\\_AMBIENTAIS/guia\\_textil.pdf](http://www.feam.br/images/stories/producao_sustentavel/GUIAS_TECNICOS_AMBIENTAIS/guia_textil.pdf)> Acesso em: 20 dez. 2015.

FLOHR, L.; CASTILHOS JÚNIOR, A. B. de; MATIAS, W. G. Acute and Chronic Toxicity of Soluble Fractions of Industrial Solid Wastes on *Daphnia magna* and *Vibrio fischeri*. **The Scientific World Journal**, v. 2012, p. 1–10, 2012.

FORGIARINI, E. **Degradação de corantes e efluentes têxteis pela Enzima Horseradish Peroxidase (HRP)**. 2006. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

FUJITA, R. M. L.; JORENTE, M. J. A Indústria Têxtil no Brasil : uma perspectiva histórica e cultural. **ModaPalavra e-periódico**, v. 15, n. 8, p. 91–105, 2015.

GARCIA, J. C.; SIMIONATO, J. I.; ALMEIDA, V. D. C.; PALÁCIO, S. M.; ROSSI, F. L.; SCHNEIDER, M. V.; DE SOUZA, N. E. Evolutive follow-up of the photocatalytic degradation of real textile effluents in TiO<sub>2</sub> and TiO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> systems and their toxic effects on *Lactuca sativa* seedlings. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 20, n. 9, p. 1589–1597, 2009.

GHODAKE, G. S.; TALKE, A. a.; JADHAV, J. P.; GOVINDWAR, S. P. Potential of *Brassica juncea* in order to treat Textile-Effluent-Contaminated Sites. **International Journal of Phytoremediation**, v. 11, n. 4, p. 297–312, 2009.

GILL, K.; ARORA, S. Effect of culture conditions on manganese peroxidase production and activity by some white rot fungi. **Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology**, v. 30, n. 1, p. 28–33, 2003.

GOLD, M. H.; ALIC, M. Molecular biology of the lignin-degrading basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium*. **Microbiological Reviews**, v. 57, n. 3, p. 605–622, 1993.

GOMES, A. I. de E. **Avaliação da ecotoxicidade de águas superficiais - Aplicação à bacia hidrográfica do Rio Leça**. 2007. 184f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente), Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2007.

GONÇALVES, L. A.; MATHEUS, D. R. Imobilização de *Trametes villosa* CCB 291, *Peniophora cinerea* CCB 204 e *Pleurotus ostreatus* CCB 010 em bucha vegetal para biodegradação de corantes têxteis em biorreatores. **XII Encontro Nacional de Microbiologia Ambiental (ENAMA)**, Manaus, AM, Brasil, 2010.

GONZALES, L.; HERNÁNDEZ, J. R.; PERESTELO, F.; CARNICERO, A.; FALCÓN, M. A. Relationship between mineralization of synthetic lignins and the generation of hydroxyl radicals by laccase and a low molecular weight substance produced by *Petriellidium fusoidium*. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 30, n. 4, p. 474–481, 2002.

GOODELL, B.; JELLISON, J.; LIU, J.; DANIEL, G.; PASZCZYNSKI, A.; FEKETE, F.; KRISHNAMURTHY, S.; JUN, L.; XU, G. Low molecular weight chelators and phenolic compounds isolated from wood decay fungi and their role in the fungal biodegradation of wood. **Journal of Biotechnology**, v. 53, n. 2-3, p. 133–162, 1997.

GOSZCZYNSKI, S.; PASZCZYNSKI, A.; PASTI-GRIGSBY, M. B.; CRAWFORD, R. L.; CRAWFORD, D. L. New pathway for degradation of sulfonated azo dyes by microbial peroxidases of *Phanerochaete chrysosporium* and *Streptomyces chromofuscus*. **Journal of Bacteriology**, v. 176, n. 5, p. 1339–1347, 1994.

GUARATINI, C. C. I.; ZANONI, M. V. B. Corantes têxteis. **Quimica Nova**, v. 23, n. 1, p. 71-78, 2000.

HADIBARATA, T.; ADNAN, L. A.; RAHIM, A.; YUSOFF, M. Microbial decolorization of an azo dye Reactive Black 5 using white-rot fungus *Pleurotus eryngii* F032. **Water Air Soil Pollution**, p. 1–9, 2013.

HAI, F. I.; YAMAMOTO, K.; FUKUSHI, K. Development of a submerged membrane fungi reactor for textile wastewater treatment. **Desalination**, v. 192, n. 1-3, p. 315–322, 2006.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. **Environmental Science & Technology**, v. 11, p. 714–719, 1977.

HAMMEL, K.; CULLEN, D. Role of fungal peroxidases in biological ligninolysis. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 11, n. 3, p. 349–355, 2008.

HASSEMER, M. E. N. **Oxidação fotoquímica - UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> - para degradação de poluentes em efluentes da indústria têxtil**. 2006. 175 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

HATAKKA, A.; HAMMEL, K. Fungal biodegradation of lignocelluloses. In: HOFRICHTER, M. (Ed.). **Industrial applications**. Berlin: Springer, 2010. p. 319–340.

HEINFLING, A.; MARTÍNEZ, M.; MARTÍNEZ, A. T.; BERGBAUERA, M.; SZEWZYKA, U. Purification and characterization of peroxidases from the dye-decolorizing fungus *Bjerkandera adusta*. **FEMS Microbiology Letters**, v. 165, n. 1, p. 43–50, 1998.

HOFRICHTER, M. Review: lignin conversion by manganese peroxidase (MnP). **Enzyme and Microbial Technology**, v. 30, n. 4, p. 454–466, 2002.

JEFFRIES, T. W. Biodegradation of lignin and hemicelluloses. **Biochemistry of Microbial Degradation**, p. 233–277, 1994.

JERÔNIMO, C. E. Uso de técnicas combinadas para o tratamento de efluentes têxteis: Separação físico-química e fotodegradação UV - H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, n. 8, p. 1626–1638, 2012.

JONSTRUP, M.; KUMAR, N.; GUIEYSSE, B.; MURTO, M.; MATTIASSON, B. Decolorization of textile dyes by *Bjerkandera* sp. BOL 13 using waste biomass as carbon source. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 88, n. 3, p. 388–394, 2013.

KALYANI, D. C.; PATIL, P. S.; JADHAV, J. P.; GOVINDWAR, S. P. Biodegradation of reactive textile dye Red BLI by an isolated bacterium *Pseudomonas* sp. SUK1. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 11, p. 4635–4641, 2008.

KAMIDA, H. M.; DURRANT, L. R.; MONTEIRO, R. T. R.; ARMAS, E. D. de. Biodegradation of textile effluents by *Pleurotus sajor-caju*. **Química Nova**, v. 28, n. 4, p. 629–632, 2005.

KAUSHIK, P.; MALIK, A. Fungal dye decolourization: Recent advances and future potential. **Environment International**, v. 35, n. 1, p. 127–141, 2009.

KENT, J. A. (Ed.) **Riegel's handbook of industrial chemistry**. 10<sup>th</sup> ed. Springer US, 2003. 1374 p.

KEREM, Z.; FRIESEM, D.; HADAR, Y. Lignocellulose Degradation during Solid-State Fermentation: *Pleurotus ostreatus* versus *Phanerochaete chrysosporium*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 58, n. 4, p. 1121–1127, 1992.

KIMURA, I. Y.; GONÇALVES JR., A. C.; STOLBERG, J.; LARANJEIRA, M. C. M.; FÁVERE, V. T. de. Efeito do pH e do tempo de contato na adsorção de corantes reativos por microesferas de quitosana. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, v. 9, n. 3, p. 51–57, 1999.

KIRK, P. M.; CANNON, P. F.; MINTER, D. W.; STALPERS, J. A. **Dictionary of the Fungi**. 10. ed. Wallingford: CABI Bioscience, 2008. 784 p.

KIRK, T. K.; SCHULTZ, E.; CONNORS, W. J.; LORENZ, L. F.; ZEIKUS, J. G. Influence of culture parameters on lignin metabolism by *Phanerochaete chrysosporium*. **Archives of Microbiology**, v. 117, n. 3, p. 277–285, 1978.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Testes ecotoxicológicos - métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis, FATMA/GTZ, 2004. 289 p.

KOBYA, M.; GENGEÇ, E.; SENSOY, M. T.; DEMIRBAS, E. Treatment of textile dyeing wastewater by electrocoagulation using Fe and Al electrodes: optimisation of operating parameters using central composite design. **Coloration Technology**, v. 130, p. 226–235, 2014.

KULSHRESTHA, Y.; HUSAIN, Q. Decolorization and degradation of acid dyes mediated by salt fractionated turnip (*Brassica rapa*) peroxidases. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 89, n. 2, p. 255–267, 2007.

KUNZ, A.; REGINATTO, V.; DURÁN, N. Combined treatment of textile effluent using the sequence *Phanerochaete chrysosporium*-ozone. **Chemosphere**, v. 44, n. 2, p. 281–287, 2001.

KUNZ, A.; PERALTA-ZAMORA, P.; MORAES, S. G.; DURÁN, N. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Química Nova**, v. 25, n. 1, p. 78–82, 2002.

LAGUNAS, F. G.; LIS, M. J. Tratamento de efluentes na indústria têxtil algodoeira. **Química Têxtil**, v. 50, p. 6–15, 1998.

LENHARD, D. C. **Descoloração de corantes têxteis reativos por fungos ligninolíticos e por lacase**. 2006. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Centro de Tecnologia, Universidade Estadual do Maringá, Maringá, 2006.

LEONOWICZ, A.; MATUSZEWSKA, A.; LUTEREK, J.; ZIEGENHAGEN, D.; WOJTAS - WASILEWSKA, M.; CHO, N.-S.; HOFRICHTER, M.; ROGALSKI, J. Biodegradation of Lignin by White Rot Fungi. **Fungal Genetics and Biology**, v. 185, p. 175–185, 1999.

LI DONG, J.; YONG, W. Z.; REN, H. Z.; WEI, Z. H.; YI, Z. Z. Influence of culture conditions on laccase production and isozyme patterns in the white-rot fungus *Trametes gallica*. **Journal of Basic Microbiology**, v. 45, p. 190–198, 2005.

LIMA, R. O. A.; BAZO, A. P.; SALVADORI, D. M. F.; RECH, C. M.; OLIVEIRA, D. P.; UMBUZEIRO, G. A. Mutagenic and carcinogenic potential of a textile azo dye processing plant effluent that impacts a drinking water source. **Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 626, n. 1-2, p. 53–60, 2007.

LORENZO, M.; MOLDES, D.; RODRÍGUEZ COUTO, S.; SANROMÁN, M. A. Inhibition of laccase activity from *Trametes versicolor* by heavy metals and organic compounds. **Chemosphere**, v. 60, n. 8, p. 1124–1128, 2005.

MA, L.; ZHUO, R.; LIU, H.; YU, D.; JIANG, M.; ZHANG, X.; YANG, Y. Efficient decolorization and detoxification of the sulfonated azo dye Reactive Orange 16 and simulated textile wastewater containing Reactive Orange 16 by the white-rot fungus *Ganoderma* sp. En3 isolated from the forest of Tzu-chin Mountain in China. **Biochemical Engineering Journal**, v. 82, p. 1–9, 2014.

MARTÍNEZ, A. T. Molecular biology and structure-function of lignin-degrading heme peroxidases. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 30, n. 4, p. 425–444, 2002.

MARTÍNEZ, Á. T.; SPERANZA, M.; RUIZ-DUEÑAS, F. J.; FERREIRA, P.; CAMARERO, S.; GUILLÉN, F.; MARTÍNEZ, M. J.; GUTIÉRREZ, A.; DEL RÍO, J. C. Biodegradation of lignocellulosics: Microbial, chemical, and enzymatic aspects of the fungal attack of lignin. **International Microbiology**, v. 8, n. 3, p. 195–204, 2005.

MARTINS, D. V. R. **Avaliação ecotoxicológica de efluentes de celulose branqueada de eucalipto ao longo do tratamento biológico**. 2008. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

MARTINS, L. M. **Estudo da aplicação de processos oxidativos avançados no tratamento de efluentes têxteis visando o seu reúso**. 2011. 109 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Núcleo de Referência em Ciências Ambientais do Trópico Ecotonal do Nordeste, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2011.

MAZMANCI, M. A.; ÜNYAYAR, A. Decolourisation of Reactive Black 5 by *Funalia trogii* immobilised on *Luffa cylindrica* sponge. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 1, p. 337–342, 2005.



MELO, M. O. B. C.; CAVALCANTI, G. A.; GONÇALVES, H. S.; DUARTE, S. T. V. G. Inovações Tecnológicas na Cadeia Produtiva Têxtil: Análise de estudo de caso em indústria no Nordeste do Brasil. **Revista Produção Online**, v. 7, n. 2, p. 99–117, 2007.

MILAGRES, A. M. F.; ARANTES, V.; MEDEIROS, C. L.; MACHUCA, A. Production of metal chelating compounds by white and brown-rot fungi and their comparative abilities for pulp bleaching. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 30, n. 4, p. 562–565, 2002.

MINITAB. **Minitab Statistic Software**. Release 14 for Windows. Computer Software. Pennsylvania: Minitab, 2003.

MINUSSI, R. C.; DE MORAES, S. G.; PASTORE, G. M.; DURÁN, N. Biodecolorization screening of synthetic dyes by four white-rot fungi in a solid medium: Possible role of siderophores. **Letters in Applied Microbiology**, v. 33, p. 21–25, 2001.

MIRANDA, R. D. C. M.; GOMES, E. D. B.; PEREIRA, N.; MARIN-MORALES, M. A.; MACHADO, K. M. G.; GUSMÃO, N. B. Biotreatment of textile effluent in static bioreactor by *Curvularia lunata* URM 6179 and *Phanerochaete chrysosporium* URM 6181. **Bioresource Technology**, v. 142, p. 361–367, 2013.

MORAIS, A. V. **Avaliação da toxicidade e remoção da cor de um efluente têxtil submetido ao tratamento com feixe de elétrons**. 2015. 148 f. Dissertação (Mestrado em Ciências - Tecnologia Nuclear) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

MOREIRA NETO, S. L. **Enzimas lignolíticas produzidas por *Psilocybe castanella* CCB444 em solo contaminado com hexaclorobenzeno**. 2006. 110 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica, São Paulo, 2006.

MOREIRA NETO, S. L.; ESTEVES, P. J.; SANTOS, V. T. O.; PARANHOS, A. P.; CESCATO, F.; VITALI, V. M.; MACHADO, K. M. G. Novel salt and alkali tolerant neotropical basidiomycetes for dye decolorisation in simulated textile effluent. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 27, n. 11, p. 2665–2673, 2011.

NILSSON, I.; MÖLLER, A.; MATTIASSON, B.; RUBINDAMAYUGI, M. S. T.; WELANDER, U. Decolorization of synthetic and real textile wastewater by the use of white-rot fungi. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 38, n. 1-2, p. 94–100, 2006.

NOUR, E. A. A.; CANDELLO, F. P.; DOS SANTOS, E. M. R.; BARRETTO, A. S.; DOMINGUES, L. M. Tratamento biológico de formaldeído: toxicidade residual monitorada por bioensaios com *Daphnia similis*. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 09, n. 1, p. 77–85, 2014.

NOVOTNÝ, Č.; SVOBODOVÁ, K.; BENADA, O.; KOFRONOVÁ, O.; HEISSENBERGER, A.; FUCHS, W. Potential of combined fungal and bacterial treatment for color removal in textile wastewater. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 2, p. 879–888, 2011.

OLIVEIRA, C. A. S. **Tratamento de corante têxtil por eletrólise, fotólise e fotocatalise utilizando Led UV**. 2013. 96 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) - Faculdade de Tecnologia, Universidade de Campinas, Limeira, 2013.

ONNERUD, H.; ZHANG, L.; GELLERSTEDT, G.; HENRIKSSON, G. Polymerization of monolignols by redox shuttle-mediated enzymatic oxidation: a new model in lignin biosynthesis I. **Plant Cell**, v. 14, n. 8, p. 1953–1962, 2002.

OTTONI, C. A.; SANTOS, C.; KOZAKIEWICZ, Z.; LIMA, N. White-rot fungi capable of decolourising textile dyes under alkaline conditions. **Folia Microbiologica**, v. 58, n. 3, p. 187–193, 2013.

OTTONI, C.; LIMA, L.; SANTOS, C.; LIMA, N. Effect of different carbon sources on decolourisation of an industrial textile dye under alkaline-saline conditions. **Current Microbiology**, v. 68, n. 1, p. 53–58, 2014.

PALÁCIO, S. M.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; MÓDENES, A. N.; OLIVEIRA, C. C.; BORBA, F. H.; SILVA, F. G. Toxicity assessment from electro-coagulation treated-textile dye wastewaters by bioassays. **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, n. 1, p. 330–337, 2009.

PALMIERI, G.; GIARDINA, P.; SANNIA, G. Laccase-mediated Remazol Brilliant Blue R decolorization in a fixed-bed bioreactor. **Biotechnology Progress**, v. 21, n. 5, p. 1436–1441, 2005.

PARANHOS, A. P. S. **Estudo dos compostos de baixa massa molar, redutores de ferro, produzidos por basidiomicetos com potencialidade em descolorir corantes da indústria têxtil**. 2011. 143 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Meio Ambiente), Instituto de Botânica, São Paulo, 2011.

PAVKO, A. Fungal decolourization and degradation of synthetic dyes some chemical engineering aspects. **Waste Water- Treatment and Reutilization**, p. 65–88, 2011.

PHUGARE, S. S.; KALYANI, D. C.; SURWASE, S. N.; JADHAV, J. P. Ecofriendly degradation, decolorization and detoxification of textile effluent by a developed bacterial consortium. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, n. 5, p. 1288–1296, 2011.

POINTING, S.; JONES, E.; VRIJMOED, L. Optimization of laccase production by *Pycnoporus sanguineus* in submerged liquid culture. **Mycologia**, v. 92, n. 1, p. 139–144, 2000.

RAMAMURTHY, N.; BALASARASWATHY, S.; SIVASAKTHIVELAN, P. Biodegradation and Physico-chemical changes of textile effluent by various fungal species. **Romanian Journal of Biophysics**, v. 21, n. 2, p. 113–123, 2011.

RIBO, J. M. Interlaboratory comparison studies of the luminescent bacteria toxicity bioassay. **Environmental Toxicology and Water Quality**, v. 12, n. 4, p. 283–294, 1997.

RODRÍGUEZ-COUTO, S. Degradation of azo dyes by white-rot fungi. In: SINGH, S. N. (Ed.) **Microbial Degradation of Synthetic Dyes in Wastewaters**. Springer International Publishing Switzerland, p. 315-331, 2015.

ROSA, J. M. **Reutilização de efluente têxtil tratado via fotocatalise homogênea UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no tingimento de tecidos 100% algodão**. 2013. 304 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013.

ROSA, J. M.; FILETI, A. M. F.; TAMBOURGI, E. B.; SANTANA, J. C. C. Dyeing of cotton with reactive dyestuffs: the continuous reuse of textile wastewater effluent treated by Ultraviolet / Hydrogen peroxide homogeneous photocatalysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 90, p. 60–65, 2015.

ROSA, S. **Adsorção de corantes reativos utilizando sal quaternário de quitosana como adsorvente**. 2009. 132 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

SAEED, A.; IQBAL, M. Loofa (*Luffa cylindrica*) sponge: Review of development of the biomatrix as a tool for biotechnological applications. **Biotechnology Progress**, v. 29, n. 3, p. 573–600, 2013.

SAHINKAYA, E.; UZAL, N.; YETIS, U.; DILEK, F. B. Biological treatment and nanofiltration of denim textile wastewater for reuse. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, n. 3, p. 1142–1148, 2008.

SAMUEL, O. B.; OSUALA, F. I.; ODEIGAH, P. G. C. Cytogenotoxicity evaluation of two industrial effluents using *Allium cepa* assay. **African Journal of Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 1, p. 21–27, 2010.

SANTOS, A. B.; SANTAELLA, S. T. Remoção de DQO de água residuária de indústria têxtil empregando o processo de lodos ativados em batelada. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 7, p. 151–155, 2002.

SAYAHI, E.; LADHARI, N.; MECHICHI, T.; SAKLI, F. Azo dyes decolourization by the laccase from *Trametes trogii*. **The Journal of The Textile Institute**, p. 1–5, 2016.

SENTHILKUMAR, S.; PERUMALSAMY, M.; JANARDHANA PRABHU, H. Decolourization potential of white-rot fungus *Phanerochaete chrysosporium* on synthetic dye bath effluent containing Amido black 10B. **Journal of Saudi Chemical Society**, v. 18, n. 6, p. 845–853, 2014.

SILVA, G. L. **Redução de corante em efluente de processo de tingimento de lavanderias industriais por adsorção em argila**. 2005. 131 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química, Universidade de Campinas, Campinas, 2005.

SILVA, K. K. O. **Caracterização do efluente líquido no processo de beneficiamento do índigo têxtil**. 2007. 177 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

SILVA, M. C.; CORRÊA, A. D.; AMORIM, M. T. S. P.; PARPOT, P.; TORRES, J. A.; CHAGAS, P. M. B. Decolorization of the phthalocyanine dye reactive blue 21 by turnip peroxidase and assessment of its oxidation products. **Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic**, v. 77, p. 9–14, 2012.

SILVA, V. H. O. **Avaliação da toxicidade e da degradação do fármaco cloridrato de fluoxetina, em solução aquosa e em mistura com esgoto doméstico, empregando irradiação com feixe de elétrons**. 2014. 128 f. Dissertação (Mestrado em Ciências - Tecnologia Nuclear) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

SOARES, G. M. B. **Aplicação de sistemas enzimáticos à degradação de corantes têxteis**. 2000. 173 f. Tese (Doutorado em Engenharia Têxtil) – Universidade do Minho, Portugal, 2000.

SOLÍS, M.; SOLÍS, A.; PÉREZ, H. I.; MANJARREZ, N.; FLORES, M. Microbial decolouration of azo dyes: a review. **Process Biochemistry**, v. 47, n. 12, p. 1723–1748, 2012.

STAINS FILE - DYE CLASS. **Dyes**. Disponível em: <<http://stainsfile.info/StainsFile/dyes/>>. Acesso em: 20 jan. 2016.

TAM, N. F. Y.; TIQUIA. Assessing toxicity of spent pig litter using a seed germination technique. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 11, p. 261-274, 1994

TIGINI, V.; GIANANTI, P.; MANGIAVILLANO, A.; PANNOCCHIA, A.; VARESE, G. C. Evaluation of toxicity, genotoxicity and environmental risk of simulated textile and tannery wastewaters with a battery of biotests. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, n. 4, p. 866–873, 2011.

TORRES, E.; BUSTOS-JAIMES, I.; LE BORGNE, S. Potential use of oxidative enzymes for the detoxification of organic pollutants. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 46, n. 1, p. 1–15, 2003.

TROMBINI, R. B.; OBARA-DOI, S. M. Remoção de cor e análises físico-química de efluentes de indústrias têxteis tratados com *Ganoderma* spp. **Revista Fapciência**, v. 9, p. 101–122, 2012.

TWARDOKUS, R. **Reuso de água no processo de tingimento da indústria têxtil**. 2004. 136 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

ULSON DE SOUZA, S. M. A. G.; FORGIARINI, E.; ULSON DE SOUZA, A. A. Toxicity of textile dyes and their degradation by the enzyme horseradish peroxidase (HRP). **Journal of Hazardous Materials**, v. 147, n. 3, p. 1073–1078, 2007.

UMBUZEIRO, G. A.; FREEMAN, H. S.; WARREN, S. H.; DE OLIVEIRA, D. P.; TERAQ, Y.; WATANABE, T.; CLAXTON, L. D. The contribution of azo dyes to the mutagenic activity of the Cristais River. **Chemosphere**, v. 60, n. 1, p. 55–64, 2005.

VIEIRA, S.; HOFFMAN, R. **Estatística experimental**. São Paulo. Editora Atlas, 1989. 179 p.

WATHARKAR, A. D.; KHANDARE, R. V.; WAGHMARE, P. R.; JAGADALE, A. D.; GOVINDWAR, S. P.; JADHAV, J. P. Treatment of textile effluent in a developed phytoreactor with immobilized bacterial augmentation and subsequent toxicity studies on *Etheostoma olmstedii* fish. **Journal of Hazardous Materials**, v. 283, p. 698–704, 2015.

WESENBERG, D.; KYRIAKIDES, I.; AGATHOS, S. N. White-rot fungi and their enzymes for the treatment of industrial dye effluents. **Biotechnology Advances**, v. 22, n. 1-2, p. 161–187, 2003.

WORLD DYE VARIETY. **Reactive Dyes** Disponível em: <<http://www.worlddyevariety.com/reactive-dyes>> Acesso em: 21 jan. 2016.

YAMANAKA, R.; SOARES, C. F.; MATHEUS, D. R.; MACHADO, K. M. G. Lignolytic enzymes produced by *Trametes villosa* CCB176 under different culture conditions. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 39, n. 1, p. 78–84, 2008.

YESILADA, O.; CING, S.; ASMA, D. Decolourisation of the textile dye Astrazon Red FBL by *Funalia trogii* pellets. **Bioresource Technology**, v. 81, n. 2, p. 155–157, 2002.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática - princípios e aplicações**. São Carlos: Editora Rima, 2006. 478 p.

ŽALTAUSKAITĖ, J.; ČYPAITĖ, A. Assessment of Landfill Leachate Toxicity Using Higher Plants. **Engineering**, v. 4, n. 4, p. 42–47, 2008.

ZANONI, M. V. B.; CARNEIRO, P. A. O descarte dos corantes têxteis. **Ciência Hoje**, v. 29, n. 174, p. 61-64, 2001.

ZHANG, F. M.; KNAPP, J. S.; TAPLEY, K. N. Development of bioreactor systems for decolorization of Orange II using white rot fungus. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 24, p. 48–53, 1999.

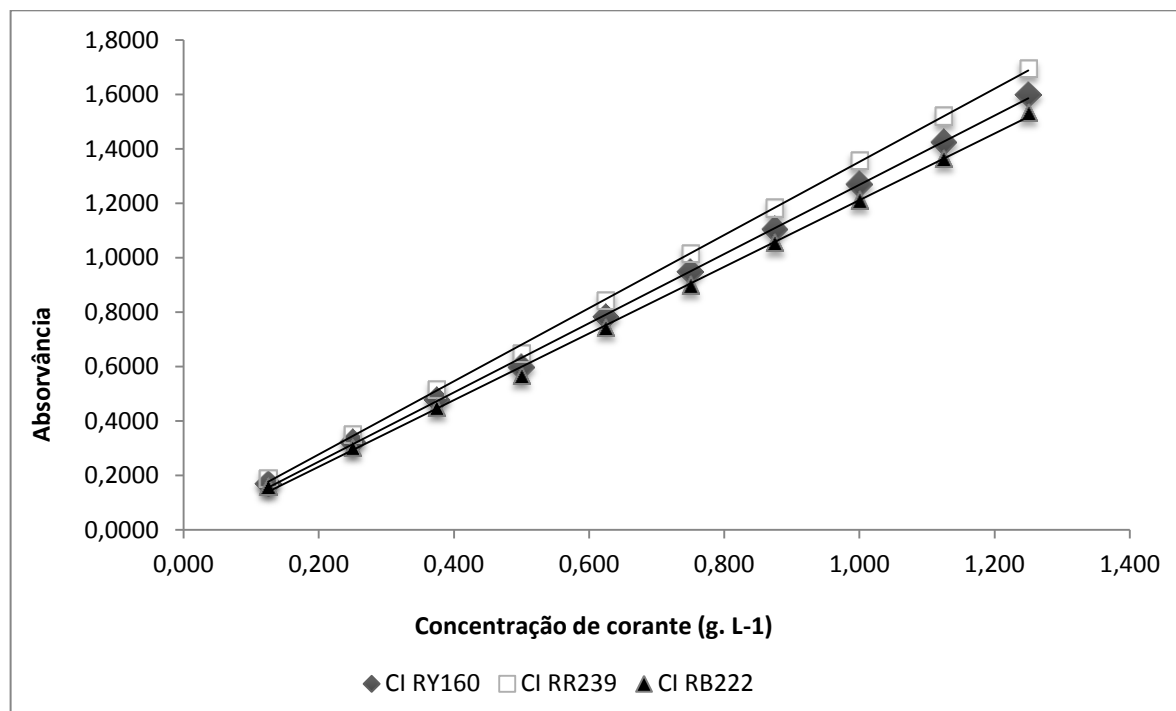
ZHANG, W.; LIU, W.; ZHANG, J.; ZHAO, H.; ZHANG, Y.; QUAN, X.; JIN, Y. Characterisation of acute toxicity, genotoxicity and oxidative stress posed by textile effluent on zebrafish. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 24, n. 11, p. 2019–2027, 2012.

ZOLLINGER, H. **Color chemistry: syntheses, properties, and applications of organic dyes and pigments**. 3<sup>rd</sup> Revised Edition, VCHA Zürich/Wiley VCH Weinheim, 2003. 637 p.

ZORPAS, A. A.; VOUKALLI, I.; LOIZIA, P. Chemical treatment of polluted waste using different coagulants. **Desalination and Water Treatment**, v. 45, p. 291-296, 2012.

**APÊNDICE A** – Curva padrão para estimar a concentração de corante no efluente final

Curva padrão de concentrações conhecidas dos corantes: C.I Reactive Blue 222 (CI RB222), C. I. Reactive Red 239 (C. I. RR 239) e C. I. Reactive Yellow 160 (CI RY160), realizada pelo Laboratório de Química Têxtil da Faculdade de Tecnologia Antoine Skaf, utilizada para estimar a concentração de corante no efluente final baseado nas absorvâncias observadas.



Equação da reta CI RB222 (azul):  $y = 1,2232x - 0,012$  ( $R^2 = 0,999$ )

Equação da reta CI RR239 (vermelho):  $y = 1,3429x + 0,0085$  ( $R^2 = 0,9994$ )

Equação da reta CI RY160 (amarelo):  $y = 1,2715x - 0,0035$  ( $R^2 = 0,9992$ )

## APÊNDICE B – Análise estatística da descoloração do efluente azul em pequena escala

Análise de variância da porcentagem de descoloração de efluente têxtil azul por *Pleurotus ostreatus* CCIBT2347 (vivo e morto), *Peniophora cinerea* CCIBT2541 (vivo e morto), *Trametes villosa* CCIBT2628 (vivo e morto) e Bucha vegetal (Controle), em pequena escala, com duas diferentes condições de efluente (com e sem alvejamento)

Delineamento experimental inteiramente casualizado

### 1. General Linear Model: Descoloração (%) versus Fungo/Bucha; Banho; Tempo (Minitab 14 – 2003)

Variável resposta:  $\arcseno[\text{raiz}(\% \text{ descoloração}/100)]$

#### RESUMO

Fatores	Tipo	Níveis	Valores
Fungo/ Bucha	Fixo	7	<i>P. ostreatus</i> vivo; <i>P. ostreatus</i> morto; <i>P. cinerea</i> vivo; <i>P. cinerea</i> morto; <i>T. villosa</i> vivo; <i>T. villosa</i> morto; Bucha vegetal (controle)
Banho	Fixo	2	Sem alvejamento; Com alvejamento
Tempo	Fixo	2	24; 48

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA % DE DESCOLORAÇÃO USANDO SOMA DOS QUADRADOS (SQ) AJUSTADO

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Fungo/Bucha	6	0,396242	0,396242	0,06604	20,81	0,000 ***
Banho	1	0,072935	0,072935	0,072935	22,98	0,000 ***
Tempo	1	0,188739	0,188739	0,188739	59,47	0,000 ***
Fungo*Banho	6	0,011572	0,011572	0,001929	0,61	0,723
Fungo*Tempo	6	0,009148	0,009148	0,001525	0,48	0,820
Erro	63	0,199936	0,199936	0,003174		
Total	83	0,878572				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

## TESTE DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO ENTRE NÍVEIS DE FUNGO/BUCHA

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
<i>P. ostreatus</i> vivo	<i>P. ostreatus</i> morto	-0,18210	0,02300	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> vivo	-0,12660	0,02300	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto	-0,16420	0,02300	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> vivo	-0,09030	0,02300	0,0039 ***
	<i>T. villosa</i> morto	-0,18510	0,02300	0,0000 ***
	Bucha vegetal	-0,22000	0,02300	0,0000 ***
<i>P. ostreatus</i> morto	<i>P. cinerea</i> vivo	0,05554	0,02300	0,2097
	<i>P. cinerea</i> morto	0,01795	0,02300	0,9860
	<i>T. villosa</i> vivo	0,09186	0,02300	0,0031 ***
	<i>T. villosa</i> morto	-0,00293	0,02300	1,0000
	Bucha vegetal	-0,03782	0,02300	0,6544
<i>P. cinerea</i> vivo	<i>P. cinerea</i> morto	-0,03759	0,02300	0,6610
	<i>T. villosa</i> vivo	0,03632	0,02300	0,6958
	<i>T. villosa</i> morto	-0,05847	0,02300	0,1622
	Bucha vegetal	-0,09337	0,02300	0,0025 ***
<i>P. cinerea</i> morto	<i>T. villosa</i> vivo	0,07391	0,02300	0,0321 **
	<i>T. villosa</i> morto	-0,02088	0,02300	0,9700
	Bucha vegetal	-0,05578	0,02300	0,2055
<i>T. villosa</i> vivo	<i>T. villosa</i> morto	-0,09480	0,02300	0,0021 ***
	Bucha vegetal	-0,12970	0,02300	0,0000 ***
<i>T. villosa</i> morto	Bucha vegetal	-0,03490	0,02300	0,7335

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ ); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO ENTRE NÍVEIS DE BANHO (CONDIÇÃO DO EFLUENTE)

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Sem alvejamento	Com alvejamento	-0,05893	0,01229	0,0000 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ ); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO ENTRE NÍVEIS DE TEMPO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Tempo 24	Tempo 48	0,09480	0,01229	0,0000 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ ); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )



## 2. Programa Sisvar

**Interação entre fatores: fungo/bucha (*P. ostreatus* vivo; *P. ostreatus* morto; *P. cinerea* vivo; *P. cinerea* morto; *T. villosa* vivo; *T. villosa* morto, Bucha vegetal), tempo (24 h, 48 h) e condição de efluente (Sem alvejamento, Com alvejamento)**

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA % DE DESCOLORAÇÃO

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	F	Valor - P
Amostras	27	0,779917	0,028886	16,397	0,0000 ***
Erro	56	0,098654	0,001762		
Total	83				

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

### TESTE TUKEY - Descoloração

Média harmônica do número de repetições (r): 3

Variável resposta: arcoseno[raiz(% descoloração/100)]

Fungo	Amostra		Média	Resultado do teste estatístico
	Tempo	Condição do efluente		
Bucha vegetal	24	Com alvejamento	0,408810	a
<i>P. ostreatus</i> morto	24	Com alvejamento	0,410570	a
<i>T. villosa</i> morto	24	Com alvejamento	0,429047	a b
<i>P. cinerea</i> morto	24	Com alvejamento	0,444297	a b c
Bucha vegetal	24	Sem alvejamento	0,511133	a b c d
<i>P. cinerea</i> vivo	24	Com alvejamento	0,529790	a b c d e
Bucha vegetal	48	Sem alvejamento	0,552100	b c d e f
<i>T. villosa</i> vivo	24	Com alvejamento	0,552123	b c d e f
<i>T. villosa</i> morto	24	Sem alvejamento	0,567517	c d e f g
<i>P. ostreatus</i> morto	24	Sem alvejamento	0,582037	d e f g
<i>T. villosa</i> morto	48	Sem alvejamento	0,595963	d e f g h
Bucha vegetal	48	Com alvejamento	0,597407	d e f g h
<i>P. ostreatus</i> morto	48	Com alvejamento	0,609493	d e f g h
<i>P. cinerea</i> morto	48	Com alvejamento	0,615213	d e f g h
<i>P. cinerea</i> morto	24	Sem alvejamento	0,616033	d e f g h
<i>T. villosa</i> morto	48	Com alvejamento	0,616517	d e f g h
<i>P. cinerea</i> morto	48	Sem alvejamento	0,617023	d e f g h
<i>P. ostreatus</i> morto	48	Sem alvejamento	0,618643	d e f g h
<i>P. cinerea</i> vivo	48	Sem alvejamento	0,631057	d e f g h
<i>P. cinerea</i> vivo	24	Sem alvejamento	0,632877	d e f g h
<i>P. ostreatus</i> vivo	24	Com alvejamento	0,642987	d e f g h
<i>P. cinerea</i> vivo	48	Com alvejamento	0,649197	e f g h i
<i>T. villosa</i> vivo	24	Sem alvejamento	0,668777	f g h i j
<i>T. villosa</i> vivo	48	Com alvejamento	0,668907	f g h i j
<i>T. villosa</i> vivo	48	Sem alvejamento	0,698380	g h i j
<i>P. ostreatus</i> vivo	24	Sem alvejamento	0,726510	h i j
<i>P. ostreatus</i> vivo	48	Sem alvejamento	0,780603	i j
<i>P. ostreatus</i> vivo	48	Com alvejamento	0,799243	j

Letras diferentes representam diferença estatística - Probabilidade de haver diferença significativa >95% (p < 0,05)

## APÊNDICE C – Análise estatística da descoloração do efluente vermelho em pequena escala

Análise de variância da porcentagem de descoloração de efluente têxtil vermelho por *Pleurotus ostreatus* CCIBT2347 (vivo e morto), *Peniophora cinerea* CCIBT2541 (vivo e morto), *Trametes villosa* CCIBT2628 (vivo e morto) e Bucha vegetal (Controle), em pequena escala, com duas diferentes condições de efluente (com e sem alveijamento)

Delineamento experimental inteiramente casualizado

### 1. General Linear Model: Descoloração (%) versus Fungo/Bucha; Banho; Tempo (Minitab 14 – 2003)

Variável resposta:  $\arcseno[\text{raiz}(\% \text{ descoloração}/100)]$

#### RESUMO

Fatores	Tipo	Níveis	Valores
Fungo	Fixo	7	<i>P. ostreatus</i> vivo; <i>P. ostreatus</i> morto; <i>P. cinerea</i> vivo; <i>P. cinerea</i> morto; <i>T. villosa</i> vivo; <i>T. villosa</i> morto; Bucha vegetal (controle)
Banho	Fixo	2	Sem alveijamento; Com alveijamento
Tempo	Fixo	2	24; 48

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA % DE DESCOLORAÇÃO USANDO SOMA DOS QUADRADOS (SQ) AJUSTADO

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Fungo/Bucha	6	0,151306	0,151306	0,025218	24,99	0,000 ***
Banho	1	0,198845	0,198845	0,198845	197,07	0,000 ***
Tempo	1	0,009817	0,009817	0,009817	9,73	0,003 ***
Fungo*Banho	6	0,043709	0,043709	0,007285	7,22	0,000 ***
Fungo*Tempo	6	0,014877	0,014877	0,002479	2,46	0,034 **
Erro	63	0,063567	0,063567	0,001009		
Total	83	0,48212				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )

## TESTE DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO ENTRE NÍVEIS DE FUNGO/BUCHA

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
<i>P. ostreatus</i> vivo	<i>P. ostreatus</i> morto	-0,00390	0,01297	0,9999
	<i>P. cinerea</i> vivo	-0,12790	0,01297	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto	-0,06970	0,01297	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> vivo	-0,05270	0,01297	0,0025 ***
	<i>T. villosa</i> morto	-0,05370	0,01297	0,0019 ***
	Bucha vegetal	-0,00920	0,01297	0,9915
<i>P. ostreatus</i> morto	<i>P. cinerea</i> vivo	-0,12390	0,01297	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto	-0,06570	0,01297	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> vivo	-0,04880	0,01297	0,0066 ***
	<i>T. villosa</i> morto	-0,04980	0,01297	0,0051 ***
	Bucha vegetal	-0,00530	0,01297	0,9996
<i>P. cinerea</i> vivo	<i>P. cinerea</i> morto	0,05820	0,01297	0,0006 ***
	<i>T. villosa</i> vivo	0,07519	0,01297	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto	0,07415	0,01297	0,0000 ***
	Bucha vegetal	0,11870	0,01297	0,0000 ***
<i>P. cinerea</i> morto	<i>T. villosa</i> vivo	0,01698	0,01297	0,8450
	<i>T. villosa</i> morto	0,01595	0,01297	0,8798
	Bucha vegetal	0,06049	0,01297	0,0003 ***
<i>T. villosa</i> vivo	<i>T. villosa</i> morto	-0,00103	0,01297	1,0000
	Bucha vegetal	0,04351	0,01297	0,0217 **
<i>T. villosa</i> morto	Bucha vegetal	0,04454	0,01297	0,0173 **

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% (p < 0,05)

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO ENTRE NÍVEIS DE BANHO (CONDIÇÃO DO EFLUENTE)

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Sem alvejamento	Com alvejamento	-0,09731	0,006932	0,0000 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO ENTRE NÍVEIS DE TEMPO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Tempo 24	Tempo 48	-0,02162	0,006932	0,0027 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

**TESTE DE TUKEY – INTERAÇÃO ENTRE FATORES: FUNGO/BUCHA (*P. ostreatus* vivo; *P. ostreatus* morto; *P. cinerea* vivo; *P. cinerea* morto; *T. villosa* vivo; *T. villosa* morto; Bucha vegetal) e CONDIÇÃO DO EFLUENTE (SEM ALVEJAMENTO, COM ALVEJAMENTO)**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P	
<i>P. ostreatus</i> vivo sem alvejamento	<i>P. ostreatus</i> vivo com alvejamento	-0,01460	0,01834	0,9999	
	<i>P. ostreatus</i> morto sem alvejamento	0,02090	0,01834	0,9966	
	<i>P. ostreatus</i> morto com alvejamento	-0,04340	0,01834	0,5151	
	<i>P. cinerea</i> vivo sem alvejamento	-0,06110	0,01834	0,0750 *	
	<i>P. cinerea</i> vivo com alvejamento	-0,20920	0,01834	0,0000 ***	
	<i>P. cinerea</i> morto sem alvejamento	-0,02660	0,01834	0,9712	
	<i>P. cinerea</i> morto com alvejamento	-0,12730	0,01834	0,0000 ***	
	<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento	0,02000	0,01834	0,9978	
	<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento	-0,14000	0,01834	0,0000 ***	
	<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento	-0,00900	0,01834	1,0000	
	<i>T. villosa</i> morto com alvejamento	-0,11300	0,01834	0,0000 ***	
	Bucha vegetal sem alvejamento	0,02820	0,01834	0,9546	
	Bucha vegetal com alvejamento	-0,06120	0,01834	0,0746 *	
<i>P. ostreatus</i> vivo com alvejamento	<i>P. ostreatus</i> morto sem alvejamento	0,03550	0,01834	0,7992	
	<i>P. ostreatus</i> morto com alvejamento	-0,02880	0,01834	0,9467	
	<i>P. cinerea</i> vivo sem alvejamento	-0,04660	0,01834	0,3985	
	<i>P. cinerea</i> vivo com alvejamento	-0,19470	0,01834	0,0000 ***	
	<i>P. cinerea</i> morto sem alvejamento	-0,01210	0,01834	1,0000	
	<i>P. cinerea</i> morto com alvejamento	-0,11280	0,01834	0,0000 ***	
	<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento	0,03460	0,01834	0,8258	
	<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento	-0,12550	0,01834	0,0000 ***	
	<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento	0,00550	0,01834	1,0000	
	<i>T. villosa</i> morto com alvejamento	-0,09850	0,01834	0,0001 ***	
	Bucha vegetal sem alvejamento	0,04280	0,01834	0,5385	
	Bucha vegetal com alvejamento	-0,04660	0,01834	0,3972	
	<i>P. ostreatus</i> morto sem alvejamento	<i>P. ostreatus</i> morto com alvejamento	-0,06430	0,01834	0,0474 **
<i>P. cinerea</i> vivo sem alvejamento		-0,08210	0,01834	0,0025 ***	
<i>P. cinerea</i> vivo com alvejamento		-0,23020	0,01834	0,0000 ***	
<i>P. cinerea</i> morto sem alvejamento		-0,04760	0,01834	0,3654	
<i>P. cinerea</i> morto com alvejamento		-0,14830	0,01834	0,0000	
<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento		-0,00090	0,01834	1,0000	
<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento		-0,16100	0,01834	0,0000	
<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento		-0,03000	0,01834	0,9301	
<i>T. villosa</i> morto com alvejamento		-0,13400	0,01834	0,0000	
Bucha vegetal sem alvejamento		0,00730	0,01834	1,0000	
Bucha vegetal com alvejamento		-0,08210	0,01834	0,0024 ***	
<i>P. ostreatus</i> morto com alvejamento		<i>P. cinerea</i> vivo sem alvejamento	-0,01770	0,01834	0,9994
		<i>P. cinerea</i> vivo com alvejamento	-0,16580	0,01834	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto sem alvejamento	0,01680	0,01834	0,9996	
	<i>P. cinerea</i> morto com alvejamento	-0,08390	0,01834	0,0018 ***	
	<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento	0,06340	0,01834	0,0540 *	
	<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento	-0,09660	0,01834	0,0002 ***	
	<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento	0,03440	0,01834	0,8318	
	<i>T. villosa</i> morto com alvejamento	-0,06960	0,01834	0,0209 **	
	Bucha vegetal sem alvejamento	0,07160	0,01834	0,0151 **	
	Bucha vegetal com alvejamento	-0,01780	0,01834	0,9993	

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
<i>P. cinerea</i> vivo sem alveijamento	<i>P. cinerea</i> vivo com alveijamento	-0,14810	0,01834	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto sem alveijamento	0,03450	0,01834	0,8279
	<i>P. cinerea</i> morto com alveijamento	-0,06620	0,01834	0,0359 **
	<i>T. villosa</i> vivo sem alveijamento	0,08120	0,01834	0,0029 ***
	<i>T. villosa</i> vivo com alveijamento	-0,07890	0,01834	0,0044 ***
	<i>T. villosa</i> morto sem alveijamento	0,05210	0,01834	0,2309
	<i>T. villosa</i> morto com alveijamento	-0,05190	0,01834	0,2370
	Bucha vegetal sem alveijamento	0,08940	0,01834	0,0006 ***
Bucha vegetal com alveijamento	0,00000	0,01834	1,0000	
<i>P. cinerea</i> vivo com alveijamento	<i>P. cinerea</i> morto sem alveijamento	0,18259	0,01834	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto com alveijamento	0,08188	0,01834	0,0025 ***
	<i>T. villosa</i> vivo sem alveijamento	0,22925	0,01834	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> vivo com alveijamento	0,06919	0,01834	0,0225 **
	<i>T. villosa</i> morto sem alveijamento	0,20020	0,01834	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto com alveijamento	0,09617	0,01834	0,0002 ***
	Bucha vegetal sem alveijamento	0,23743	0,01834	0,0000 ***
	Bucha vegetal com alveijamento	0,14803	0,01834	0,0000 ***
<i>P. cinerea</i> morto sem alveijamento	<i>P. cinerea</i> morto com alveijamento	-0,10070	0,01834	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> vivo sem alveijamento	0,04670	0,01834	0,3959
	<i>T. villosa</i> vivo com alveijamento	-0,11340	0,01834	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto sem alveijamento	0,01760	0,01834	0,9994
	<i>T. villosa</i> morto com alveijamento	-0,08640	0,01834	0,0011 ***
	Bucha vegetal sem alveijamento	0,05480	0,01834	0,1694
	Bucha vegetal com alveijamento	-0,03460	0,01834	0,8268
<i>P. cinerea</i> morto com alveijamento	<i>T. villosa</i> vivo sem alveijamento	0,14737	0,01834	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> vivo com alveijamento	-0,01270	0,01834	1,0000
	<i>T. villosa</i> morto sem alveijamento	0,11831	0,01834	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto com alveijamento	0,01429	0,01834	0,9999
	Bucha vegetal sem alveijamento	0,15555	0,01834	0,0000 ***
	Bucha vegetal com alveijamento	0,06614	0,01834	0,0361 **
<i>T. villosa</i> vivo sem alveijamento	<i>T. villosa</i> vivo com alveijamento	-0,16010	0,01834	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto sem alveijamento	-0,02910	0,01834	0,9438
	<i>T. villosa</i> morto com alveijamento	-0,13310	0,01834	0,0000 ***
	Bucha vegetal sem alveijamento	0,00820	0,01834	1,0000
	Bucha vegetal com alveijamento	-0,08120	0,01834	0,0029 ***
<i>T. villosa</i> vivo com alveijamento	<i>T. villosa</i> morto sem alveijamento	0,13101	0,01834	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto com alveijamento	0,02699	0,01834	0,9679
	Bucha vegetal sem alveijamento	0,16824	0,01834	0,0000 ***
	Bucha vegetal com alveijamento	0,07884	0,01834	0,0044 ***
<i>T. villosa</i> morto sem alveijamento	<i>T. villosa</i> morto com alveijamento	-0,10400	0,01834	0,0001 ***
	Bucha vegetal sem alveijamento	0,03720	0,01834	0,7431
	Bucha vegetal com alveijamento	-0,05220	0,01834	0,2299
<i>T. villosa</i> morto com alveijamento	Bucha vegetal sem alveijamento	0,14126	0,01834	0,0000 ***
	Bucha vegetal com alveijamento	0,05185	0,01834	0,2380
Bucha vegetal sem alveijamento	Bucha vegetal com alveijamento	-0,08940	0,01834	0,0006 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% (p < 0,05); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% (p < 0,1)

**TESTE DE TUKEY – INTERAÇÃO ENTRE FATORES: FUNGO/BUCHA (*P. ostreatus* vivo; *P. ostreatus* morto; *P. cinerea* vivo; *P. cinerea* morto; *T. villosa* vivo; *T. villosa* morto; Bucha vegetal) E TEMPO (24 h, 48 h)**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
<i>P. ostreatus</i> vivo Tempo 24 h	<i>P. ostreatus</i> vivo Tempo 48 h	0,01730	0,01834	0,9995
	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 24 h	0,01360	0,01834	1,0000
	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 24 h	-0,00420	0,01834	1,0000
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 24 h	-0,09710	0,01834	0,0002 ***
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h	-0,14140	0,01834	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	-0,05680	0,01834	0,1330
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	-0,06520	0,01834	0,0415 **
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	-0,01010	0,01834	1,0000
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	-0,07790	0,01834	0,0052 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,02940	0,01834	0,9395
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	-0,06080	0,01834	0,0787 *
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,00100	0,01834	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 48 h	0,00000	0,01834	1,0000
<i>P. ostreatus</i> vivo Tempo 48 h	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 24 h	-0,00370	0,01834	1,0000
	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 24 h	-0,02150	0,01834	0,9956
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 24 h	-0,11440	0,01834	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h	-0,15870	0,01834	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	-0,07420	0,01834	0,0099 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	-0,08260	0,01834	0,0022 ***
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	-0,02750	0,01834	0,9628
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	-0,09530	0,01834	0,0002 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,04670	0,01834	0,3947
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	-0,07810	0,01834	0,0050 ***
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,01840	0,01834	0,9991
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,01740	0,01834	0,9995
	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 24 h	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 24 h	-0,01780	0,01834
<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 24 h		-0,11070	0,01834	0,0000 ***
<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h		-0,15500	0,01834	0,0000 ***
<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h		-0,07040	0,01834	0,0184 **
<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h		-0,07880	0,01834	0,0044 ***
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h		-0,02380	0,01834	0,9889
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h		-0,09150	0,01834	0,0004 ***
<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h		-0,04300	0,01834	0,5313
<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h		-0,07440	0,01834	0,0095 ***
Bucha vegetal Tempo 24 h		-0,01460	0,01834	0,9999
Bucha vegetal Tempo 48 h		-0,01370	0,01834	1,0000
<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 48 h	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 24 h	-0,09290	0,01834	0,0003 ***
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h	-0,13720	0,01834	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	-0,05270	0,01834	0,2179
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	-0,06110	0,01834	0,0758 *
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	-0,00600	0,01834	1,0000
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	-0,07380	0,01834	0,0106 **
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,02520	0,01834	0,9817
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	-0,05660	0,01834	0,1362
	Bucha vegetal Tempo 24 h	0,00310	0,01834	1,0000
Bucha vegetal Tempo 48 h	0,00410	0,01834	1,0000	

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 24 h	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h	-0,04428	0,01834	0,4820
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	0,04027	0,01834	0,6338
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	0,03187	0,01834	0,8941
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	0,08694	0,01834	0,0010 ***
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,01916	0,01834	0,9986
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	0,06773	0,01834	0,0282 **
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	0,03629	0,01834	0,7742
	Bucha vegetal Tempo 24 h	0,09607	0,01834	0,0002 ***
	Bucha vegetal Tempo 48 h	0,09705	0,01834	0,0002 ***
<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	0,08454	0,01834	0,0016 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	0,07614	0,01834	0,0070 ***
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	0,13121	0,01834	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,06344	0,01834	0,0541 *
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	0,11201	0,01834	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	0,08057	0,01834	0,0032 ***
	Bucha vegetal Tempo 24 h	0,14035	0,01834	0,0000 ***
	Bucha vegetal Tempo 48 h	0,14132	0,01834	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	-0,00840	0,01834
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h		0,04667	0,01834	0,3957
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h		-0,02111	0,01834	0,9963
<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h		0,02747	0,01834	0,9631
<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h		-0,00397	0,01834	1,0000
Bucha vegetal Tempo 24 h		0,05581	0,01834	0,1508
Bucha vegetal Tempo 48 h		0,05678	0,01834	0,1336
<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h		<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	0,05507	0,01834
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	-0,01271	0,01834	1,0000
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	0,03587	0,01834	0,7877
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	0,00443	0,01834	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 24 h	0,06420	0,01834	0,0483 **
	Bucha vegetal Tempo 48 h	0,06518	0,01834	0,0418 **
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	-0,06778	0,01834
<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h		-0,01920	0,01834	0,9985
<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h		-0,05064	0,01834	0,2706
Bucha vegetal Tempo 24 h		0,00913	0,01834	1,0000
Bucha vegetal Tempo 48 h		0,01011	0,01834	1,0000
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h		<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	0,04858	0,01834
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	0,01714	0,01834	0,9996
	Bucha vegetal Tempo 24 h	0,07691	0,01834	0,0062 ***
	Bucha vegetal Tempo 48 h	0,07789	0,01834	0,0052 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	-0,03144	0,01834
Bucha vegetal Tempo 24 h		0,02834	0,01834	0,9533
Bucha vegetal Tempo 48 h		0,02931	0,01834	0,9401
<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h		Bucha vegetal Tempo 24 h	0,05978	0,01834
	Bucha vegetal Tempo 48 h	0,06075	0,01834	0,0791 *
	Bucha vegetal Tempo 24 h	0,00097	0,01834	1,0000

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% (p < 0,05); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% (p < 0,1)

## 2. Programa Sisvar

Interação entre fatores: Fungo, Tempo e Condição de Efluente.

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA % DE DESCOLORAÇÃO

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	F	Valor - P
Amostras	27	0,452449	0,016757	31,619	0,0000 ***
Erro	56	0,029679	0,000530		
Total	83	0,482128			

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

### TESTE TUKEY - Descoloração

Média harmônica do número de repetições (r): 3

Variável resposta:  $\arcseno[\text{raiz}(\% \text{descoloração}/100)]$

Amostra			Média	Resultado do teste estatístico	
Fungo	Tempo	Condição do efluente			
<i>P. cinerea</i>	vivo	48	Com alvejamento	0,374110	a
<i>T. villosa</i>	vivo	48	Com alvejamento	0,419760	a b
<i>P. cinerea</i>	vivo	24	Com alvejamento	0,468673	b c
<i>T. villosa</i>	morto	48	Com alvejamento	0,480237	b c
<i>P. cinerea</i>	morto	48	Com alvejamento	0,493787	c d
<i>P. cinerea</i>	morto	24	Com alvejamento	0,512770	c d e
<i>T. villosa</i>	morto	24	Com alvejamento	0,554897	d e f
<i>T. villosa</i>	vivo	24	Com alvejamento	0,561393	d e f
<i>P. ostreatus</i>	morto	48	Com alvejamento	0,561567	d e f
Bucha vegetal		48	Com alvejamento	0,562983	d e f
<i>P. cinerea</i>	vivo	24	Sem alvejamento	0,566450	d e f
<i>P. cinerea</i>	vivo	48	Sem alvejamento	0,572463	e f g
Bucha vegetal		24	Com alvejamento	0,575857	e f g h
<i>P. cinerea</i>	morto	24	Sem alvejamento	0,602890	f g h i
<i>P. cinerea</i>	morto	48	Sem alvejamento	0,605070	f g h i
<i>P. ostreatus</i>	vivo	24	Com alvejamento	0,609510	f g h i
<i>P. ostreatus</i>	morto	24	Com alvejamento	0,612843	f g h i
<i>T. villosa</i>	morto	24	Sem alvejamento	0,615700	f g h i
<i>P. ostreatus</i>	vivo	24	Sem alvejamento	0,619790	f g h i
<i>P. ostreatus</i>	vivo	48	Com alvejamento	0,622587	f g h i
<i>T. villosa</i>	morto	48	Sem alvejamento	0,627483	f g h i
<i>P. ostreatus</i>	vivo	48	Sem alvejamento	0,641413	g h i
<i>P. ostreatus</i>	morto	24	Sem alvejamento	0,643687	g h i
<i>T. villosa</i>	vivo	24	Sem alvejamento	0,647607	h i
Bucha vegetal		24	Sem alvejamento	0,651417	i
<i>T. villosa</i>	vivo	48	Sem alvejamento	0,653683	i
<i>P. ostreatus</i>	morto	48	Sem alvejamento	0,659407	i
Bucha vegetal		48	Sem alvejamento	0,666233	i

Letras diferentes representam diferença estatística - Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )



## APÊNDICE D – Análise estatística da descoloração do efluente amarelo em pequena escala

Análise de variância da porcentagem de descoloração de efluente têxtil amarelo por *Pleurotus ostreatus* CCIBT2347 (vivo e morto), *Peniophora cinerea* CCIBT2541 (vivo e morto), *Trametes villosa* CCIBT2628 (vivo e morto) e Bucha vegetal (Controle), em pequena escala, com duas diferentes condições de efluente (com e sem alveijamento)

Delineamento experimental inteiramente casualizado

### 1. General Linear Model: Descoloração (%) versus Fungo/Bucha; Banho; Tempo (Minitab 14 – 2003)

Variável resposta:  $\arcseno[\text{raiz}(\% \text{ descoloração}/100)]$

#### RESUMO

Fatores	Tipo	Níveis	Valores
Fungo	Fixo	7	<i>P. ostreatus</i> vivo; <i>P. ostreatus</i> morto; <i>P. cinerea</i> vivo; <i>P. cinerea</i> morto; <i>T. villosa</i> vivo; <i>T. villosa</i> morto; Bucha vegetal (controle)
Banho	Fixo	2	Sem alveijamento; Com alveijamento
Tempo	Fixo	2	24; 48; 72

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA % DE DESCOLORAÇÃO USANDO SOMA DOS QUADRADOS (SQ) AJUSTADO

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Fungo/Bucha	6	0,349618	0,349618	0,058270	44,11	0,000 ***
Banho	1	0,330655	0,330655	0,330655	250,30	0,000 ***
Tempo	2	0,147104	0,147104	0,073552	55,68	0,000 ***
Fungo*Banho	6	0,123324	0,123324	0,020554	15,56	0,000 ***
Fungo*Tempo	12	0,042594	0,042594	0,003550	2,69	0,004 ***
Erro	98	0,129463	0,129463	0,001321		
Total	125	1,122759				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

## TESTE DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO ENTRE NÍVEIS DE FUNGO/BUCHA

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
<i>P. ostreatus</i> vivo	<i>P. ostreatus</i> morto	-0,03676	0,01212	0,0470 **
	<i>P. cinerea</i> vivo	0,02238	0,01212	0,5198
	<i>P. cinerea</i> morto	-0,09697	0,01212	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> vivo	0,07405	0,01212	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto	-0,05137	0,01212	0,0010 ***
	Bucha vegetal	-0,05455	0,01212	0,0004 ***
<i>P. ostreatus</i> morto	<i>P. cinerea</i> vivo	0,05914	0,01212	0,0001 ***
	<i>P. cinerea</i> morto	-0,06021	0,01212	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> vivo	0,11081	0,01212	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto	-0,01462	0,01212	0,8900
	Bucha vegetal	-0,01779	0,01212	0,7625
<i>P. cinerea</i> vivo	<i>P. cinerea</i> morto	-0,11930	0,01212	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> vivo	0,05170	0,01212	0,0009 ***
	<i>T. villosa</i> morto	-0,07380	0,01212	0,0000 ***
	Bucha vegetal	-0,07690	0,01212	0,0000 ***
<i>P. cinerea</i> morto	<i>T. villosa</i> vivo	0,17102	0,01212	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto	0,04559	0,01212	0,0052 ***
	Bucha vegetal	0,04242	0,01212	0,0120 **
<i>T. villosa</i> vivo	<i>T. villosa</i> morto	-0,12540	0,01212	0,0000 ***
	Bucha vegetal	-0,12860	0,01212	0,0000 ***
<i>T. villosa</i> morto	Bucha vegetal	-0,00318	0,01212	1,0000

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ ); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO ENTRE NÍVEIS DE BANHO (CONDIÇÃO DO EFLUENTE)

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Sem alvejamento	Com alvejamento	0,1025	0,006476	0,0000 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO ENTRE NÍVEIS DE TEMPO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Tempo 24	Tempo 48	0,03933	0,00793	0,0000 ***
Tempo 24	Tempo 72	0,08365	0,00793	0,0000 ***
Tempo 48	Tempo 72	0,04431	0,00793	0,0000 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

**TESTE DE TUKEY – INTERAÇÃO ENTRE FATORES: FUNGO/BUCHA (*P. ostreatus* vivo; *P. ostreatus* morto; *P. cinerea* vivo; *P. cinerea* morto; *T. villosa* vivo; *T. villosa* morto; Bucha vegetal) E CONDIÇÃO DO EFLUENTE (SEM ALVEJAMENTO, COM ALVEJAMENTO)**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P	
<i>P. ostreatus</i> vivo sem alvejamento	<i>P. ostreatus</i> vivo com alvejamento	-0,00700	0,01713	1,0000	
	<i>P. ostreatus</i> morto sem alvejamento	-0,11180	0,01713	0,0000 ***	
	<i>P. ostreatus</i> morto com alvejamento	0,03130	0,01713	0,8597	
	<i>P. cinerea</i> vivo sem alvejamento	-0,03850	0,01713	0,5959	
	<i>P. cinerea</i> vivo com alvejamento	0,07630	0,01713	0,0018 ***	
	<i>P. cinerea</i> morto sem alvejamento	-0,13940	0,01713	0,0000 ***	
	<i>P. cinerea</i> morto com alvejamento	-0,06160	0,01713	0,0319 **	
	<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento	0,03290	0,01713	0,8099	
	<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento	0,10810	0,01713	0,0000 ***	
	<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento	-0,10500	0,01713	0,0000 ***	
	<i>T. villosa</i> morto com alvejamento	-0,00480	0,01713	1,0000	
	Bucha vegetal sem alvejamento	-0,16470	0,01713	0,0000 ***	
	Bucha vegetal com alvejamento	0,04850	0,01713	0,2265	
	<i>P. ostreatus</i> vivo com alvejamento	<i>P. ostreatus</i> morto sem alvejamento	-0,10480	0,01713	0,0000 ***
<i>P. ostreatus</i> morto com alvejamento		0,03830	0,01713	0,6054	
<i>P. cinerea</i> vivo sem alvejamento		-0,03150	0,01713	0,8533	
<i>P. cinerea</i> vivo com alvejamento		0,08330	0,01713	0,0004 ***	
<i>P. cinerea</i> morto sem alvejamento		-0,13240	0,01713	0,0000 ***	
<i>P. cinerea</i> morto com alvejamento		-0,05450	0,01713	0,1000	
<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento		0,04000	0,01713	0,5361	
<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento		0,11520	0,01713	0,0000 ***	
<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento		-0,09790	0,01713	0,0001 ***	
<i>T. villosa</i> morto com alvejamento		0,00220	0,01713	1,0000	
Bucha vegetal sem alvejamento		-0,15760	0,01713	0,0000 ***	
Bucha vegetal com alvejamento		0,05560	0,01713	0,0857 *	
<i>P. ostreatus</i> morto sem alvejamento		<i>P. ostreatus</i> morto com alvejamento	0,14307	0,01713	0,0000 ***
		<i>P. cinerea</i> vivo sem alvejamento	0,07328	0,01713	0,0034 ***
	<i>P. cinerea</i> vivo com alvejamento	0,18806	0,01713	0,0000 ***	
	<i>P. cinerea</i> morto sem alvejamento	-0,02759	0,01713	0,9393	
	<i>P. cinerea</i> morto com alvejamento	0,05023	0,01713	0,1826	
	<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento	0,14473	0,01713	0,0000 ***	
	<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento	0,21995	0,01713	0,0000 ***	
	<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento	0,00684	0,01713	1,0000	
	<i>T. villosa</i> morto com alvejamento	0,10699	0,01713	0,0000 ***	
	Bucha vegetal sem alvejamento	-0,05285	0,01713	0,1278	
	Bucha vegetal com alvejamento	0,16033	0,01713	0,0000 ***	
	<i>P. ostreatus</i> morto com alvejamento	<i>P. cinerea</i> vivo sem alvejamento	-0,06980	0,01713	0,0068 ***
		<i>P. cinerea</i> vivo com alvejamento	0,04500	0,01713	0,3382
		<i>P. cinerea</i> morto sem alvejamento	-0,17070	0,01713	0,0000 ***
<i>P. cinerea</i> morto com alvejamento		-0,09280	0,01713	0,0001 ***	
<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento		0,00170	0,01713	1,0000	
<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento		0,07690	0,01713	0,0016 ***	
<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento		-0,13620	0,01713	0,0000 ***	
<i>T. villosa</i> morto com alvejamento		-0,03610	0,01713	0,6957	
Bucha vegetal sem alvejamento		-0,19590	0,01713	0,0000 ***	
Bucha vegetal com alvejamento		0,01730	0,01713	0,9991	

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
<i>P. cinerea</i> vivo sem alvejamento	<i>P. cinerea</i> vivo com alvejamento	0,11480	0,01713	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto sem alvejamento	-0,10090	0,01713	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto com alvejamento	-0,02310	0,01713	0,9856
	<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento	0,07140	0,01713	0,0049 ***
	<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento	0,14670	0,01713	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento	-0,06640	0,01713	0,0131 **
	<i>T. villosa</i> morto com alvejamento	0,03370	0,01713	0,7835
	Bucha vegetal sem alvejamento	-0,12610	0,01713	0,0000 ***
	Bucha vegetal com alvejamento	0,08700	0,01713	0,0002 ***
<i>P. cinerea</i> vivo com alvejamento	<i>P. cinerea</i> morto sem alvejamento	-0,21560	0,01713	0,0000 ***
	<i>P. cinerea</i> morto com alvejamento	-0,13780	0,01713	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento	-0,04330	0,01713	0,3996
	<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento	0,03190	0,01713	0,8415
	<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento	-0,18120	0,01713	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto com alvejamento	-0,08110	0,01713	0,0006 ***
	Bucha vegetal sem alvejamento	-0,24090	0,01713	0,0000 ***
	Bucha vegetal com alvejamento	-0,02770	0,01713	0,9370
	<i>P. cinerea</i> morto sem alvejamento	<i>P. cinerea</i> morto com alvejamento	0,07782	0,01713
<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento		0,17231	0,01713	0,0000 ***
<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento		0,24754	0,01713	0,0000 ***
<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento		0,03443	0,01713	0,7581
<i>T. villosa</i> morto com alvejamento		0,13458	0,01713	0,0000 ***
Bucha vegetal sem alvejamento		-0,02527	0,01713	0,9690
Bucha vegetal com alvejamento		0,18792	0,01713	0,0000 ***
<i>P. cinerea</i> morto com alvejamento		<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento	0,09450	0,01713
	<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento	0,16970	0,01713	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento	-0,04340	0,01713	0,3974
	<i>T. villosa</i> morto com alvejamento	0,05680	0,01713	0,0711 *
	Bucha vegetal sem alvejamento	-0,10310	0,01713	0,0000 ***
	Bucha vegetal com alvejamento	0,11010	0,01713	0,0000 ***
<i>T. villosa</i> vivo sem alvejamento	<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento	0,07520	0,01713	0,0022 ***
	<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento	-0,13790	0,01713	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto com alvejamento	-0,03770	0,01713	0,6286
	Bucha vegetal sem alvejamento	-0,19760	0,01713	0,0000 ***
	Bucha vegetal com alvejamento	0,01560	0,01713	0,9997
<i>T. villosa</i> vivo com alvejamento	<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento	-0,21310	0,01713	0,0000 ***
	<i>T. villosa</i> morto com alvejamento	-0,11300	0,01713	0,0000 ***
	Bucha vegetal sem alvejamento	-0,27280	0,01713	0,0000 ***
	Bucha vegetal com alvejamento	-0,05960	0,01713	0,0446 **
<i>T. villosa</i> morto sem alvejamento	<i>T. villosa</i> morto com alvejamento	0,10015	0,01713	0,0000 ***
	Bucha vegetal sem alvejamento	-0,05969	0,01713	0,0441 **
	Bucha vegetal com alvejamento	0,15349	0,01713	0,0000 ***
<i>T. villosa</i> morto com alvejamento	Bucha vegetal sem alvejamento	-0,15980	0,01713	0,0000 ***
	Bucha vegetal com alvejamento	0,05330	0,01713	0,1192
Bucha vegetal sem alvejamento	Bucha vegetal com alvejamento	0,21320	0,01713	0,0000 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% (p < 0,05); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% (p < 0,1)

**TESTE DE TUKEY – INTERAÇÃO ENTRE FATORES: FUNGO/BUCHA (*P. ostreatus* vivo; *P. ostreatus* morto; *P. cinerea* vivo; *P. cinerea* morto; *T. villosa* vivo; *T. villosa* morto; Bucha vegetal) E TEMPO (24 h, 48 h, 72 h)**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
<i>P. ostreatus</i> vivo Tempo 24 h	<i>P. ostreatus</i> vivo Tempo 48 h	0,01390	0,02098	1,0000
	<i>P. ostreatus</i> vivo Tempo 72 h	0,03290	0,02098	0,9918
	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 24 h	-0,04430	0,02098	0,8605
	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 48 h	-0,02990	0,02098	0,9975
	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 72 h	0,01070	0,02098	1,0000
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 24 h	-0,03310	0,02098	0,9912
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h	0,05370	0,02098	0,5657
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 72 h	0,09340	0,02098	0,0039 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	-0,10700	0,02098	0,0004 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	-0,08920	0,02098	0,0078 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 72 h	-0,04790	0,02098	0,7617
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	0,00380	0,02098	1,0000
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,09780	0,02098	0,0018 ***
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	0,16730	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,06810	0,02098	0,1558
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	-0,04190	0,02098	0,9094
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	0,00270	0,02098	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,07230	0,02098	0,0941 *
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,05010	0,02098	0,6930
	Bucha vegetal Tempo 72 h	0,00550	0,02098	1,0000
<i>P. ostreatus</i> vivo Tempo 48 h	<i>P. ostreatus</i> vivo Tempo 72 h	0,01900	0,02098	1,0000
	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 24 h	-0,05820	0,02098	0,4117
	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 48 h	-0,04380	0,02098	0,8711
	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 72 h	-0,00320	0,02098	1,0000
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 24 h	-0,04700	0,02098	0,7884
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h	0,03980	0,02098	0,9414
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 72 h	0,07950	0,02098	0,0353 **
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	-0,12090	0,02098	0,0001 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	-0,10310	0,02098	0,0007 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 72 h	-0,06180	0,02098	0,2998
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	-0,01010	0,02098	1,0000
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,08390	0,02098	0,0182 **
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	0,15340	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,08200	0,02098	0,0243 **
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	-0,05580	0,02098	0,4928
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	-0,01120	0,02098	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,08620	0,02098	0,0127 **
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,06400	0,02098	0,2434
	Bucha vegetal Tempo 72 h	-0,00840	0,02098	1,0000
	<i>P. ostreatus</i> vivo Tempo 72 h	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 24 h	-0,07720	0,02098
<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 48 h		-0,06280	0,02098	0,2726
<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 72 h		-0,02220	0,02098	1,0000
<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 24 h		-0,06600	0,02098	0,1960
<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h		0,02080	0,02098	1,0000
<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 72 h		0,06050	0,02098	0,3395
<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h		-0,13990	0,02098	0,0001 ***
<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h		-0,12210	0,02098	0,0001 ***
<i>P. cinerea</i> morto Tempo 72 h		-0,08080	0,02098	0,0289 **
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h		-0,02910	0,02098	0,9982
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h		0,06490	0,02098	0,2214
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h		0,13440	0,02098	0,0001 ***
<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h		-0,10100	0,02098	0,0010 ***
<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h		-0,07480	0,02098	0,0678 *
<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h		-0,03020	0,02098	0,9971
Bucha vegetal Tempo 24 h		-0,10520	0,02098	0,0005 ***
Bucha vegetal Tempo 48 h		-0,08300	0,02098	0,0209 **
Bucha vegetal Tempo 72 h		-0,02740	0,02098	0,9992

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 24 h	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 48 h	0,01436	0,02098	1,0000
	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 72 h	0,05498	0,02098	0,5208
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 24 h	0,01114	0,02098	1,0000
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h	0,09799	0,02098	0,0017 ***
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 72 h	0,13763	0,02098	0,0001 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	-0,06273	0,02098	0,2748
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	-0,04490	0,02098	0,8454
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 72 h	-0,00365	0,02098	1,0000
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	0,04810	0,02098	0,7561
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,14207	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	0,21160	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,02383	0,02098	0,9999
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	0,00239	0,02098	1,0000
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	0,04694	0,02098	0,7908
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,02801	0,02098	0,9989
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,00579	0,02098	1,0000
Bucha vegetal Tempo 72 h	0,04977	0,02098	0,7026	
<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 48 h	<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 72 h	0,04062	0,02098	0,9301
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 24 h	-0,00322	0,02098	1,0000
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h	0,08362	0,02098	0,0189 **
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 72 h	0,12327	0,02098	0,0001 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	-0,07710	0,02098	0,0495 **
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	-0,05926	0,02098	0,3763
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 72 h	-0,01801	0,02098	1,0000
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	0,03374	0,02098	0,9891
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,12770	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	0,19724	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,03820	0,02098	0,9602
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	-0,01198	0,02098	1,0000
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	0,03258	0,02098	0,9928
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,04237	0,02098	0,9005
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,02016	0,02098	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 72 h	0,03541	0,02098	0,9815
<i>P. ostreatus</i> morto Tempo 72 h	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 24 h	-0,04380	0,02098	0,8702
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h	0,04300	0,02098	0,8881
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 72 h	0,08260	0,02098	0,0220 **
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	-0,11770	0,02098	0,0001 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	-0,09990	0,02098	0,0012 ***
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 72 h	-0,05860	0,02098	0,3963
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	-0,00690	0,02098	1,0000
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,08710	0,02098	0,0110 **
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	0,15660	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,07880	0,02098	0,0388 **
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	-0,05260	0,02098	0,6053
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	-0,00800	0,02098	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,08300	0,02098	0,0209 **
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,06080	0,02098	0,3298
	Bucha vegetal Tempo 72 h	-0,00520	0,02098	1,0000

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P	
<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 24 h	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h	0,08684	0,02098	0,0114 **	
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 72 h	0,12649	0,02098	0,0001 ***	
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	-0,07388	0,02098	0,0765 *	
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	-0,05604	0,02098	0,4837	
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 72 h	-0,01480	0,02098	1,0000	
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	0,03696	0,02098	0,9712	
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,13092	0,02098	0,0001 ***	
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	0,20046	0,02098	0,0001 ***	
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,03498	0,02098	0,9838	
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	-0,00876	0,02098	1,0000	
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	0,03580	0,02098	0,9793	
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,03915	0,02098	0,9497	
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,01694	0,02098	1,0000	
	Bucha vegetal Tempo 72 h	0,03863	0,02098	0,9557	
<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 48 h	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 72 h	0,03960	0,02098	0,9436	
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	-0,16070	0,02098	0,0001 ***	
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	-0,14290	0,02098	0,0001 ***	
	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 72 h	-0,10160	0,02098	0,0009 ***	
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	-0,04990	0,02098	0,6989	
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,04410	0,02098	0,8649	
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	0,11360	0,02098	0,0001 ***	
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,12180	0,02098	0,0001 ***	
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	-0,09560	0,02098	0,0026 ***	
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	-0,05100	0,02098	0,6595	
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,12600	0,02098	0,0001 ***	
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,10380	0,02098	0,0006 ***	
	Bucha vegetal Tempo 72 h	-0,04820	0,02098	0,7526	
	<i>P. cinerea</i> vivo Tempo 72 h	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h	-0,20040	0,02098	0,0001 ***
<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h		-0,18250	0,02098	0,0001 ***	
<i>P. cinerea</i> morto Tempo 72 h		-0,14130	0,02098	0,0001 ***	
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h		-0,08950	0,02098	0,0074 ***	
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h		0,00440	0,02098	1,0000	
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h		0,07400	0,02098	0,0756 *	
<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h		-0,16150	0,02098	0,0001 ***	
<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h		-0,13520	0,02098	0,0001 ***	
<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h		-0,09070	0,02098	0,0061 ***	
Bucha vegetal Tempo 24 h		-0,16560	0,02098	0,0001 ***	
Bucha vegetal Tempo 48 h		-0,14340	0,02098	0,0001 ***	
Bucha vegetal Tempo 72 h		-0,08790	0,02098	0,0097 ***	
<i>P. cinerea</i> morto Tempo 24 h		<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	0,01784	0,02098	1,0000
		<i>P. cinerea</i> morto Tempo 72 h	0,05908	0,02098	0,3819
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	0,11084	0,02098	0,0002 ***	
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,20480	0,02098	0,0001 ***	
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	0,27434	0,02098	0,0001 ***	
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	0,03890	0,02098	0,9526	
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	0,06512	0,02098	0,2160	
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	0,10968	0,02098	0,0002 ***	
	Bucha vegetal Tempo 24 h	0,03473	0,02098	0,9850	
	Bucha vegetal Tempo 72 h	0,11251	0,02098	0,0002 ***	

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
<i>P. cinerea</i> morto Tempo 48 h	<i>P. cinerea</i> morto Tempo 72 h	0,04125	0,02098	0,9203
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	0,09300	0,02098	0,0041 ***
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,18696	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	0,25650	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	0,02107	0,02098	1,0000
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	0,04728	0,02098	0,7808
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	0,09184	0,02098	0,0050 ***
	Bucha vegetal Tempo 24 h	0,01689	0,02098	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 48 h	0,03910	0,02098	0,9503
Bucha vegetal Tempo 72 h	0,09467	0,02098	0,0031 ***	
<i>P. cinerea</i> morto Tempo 72 h	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	0,05176	0,02098	0,6349
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,14572	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	0,21525	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,02018	0,02098	1,0000
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	0,00604	0,02098	1,0000
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	0,05059	0,02098	0,6751
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,02436	0,02098	0,9999
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,00214	0,02098	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 72 h	0,05342	0,02098	0,5762
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 24 h	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	0,09396	0,02098	0,0035 ***
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	0,16350	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,07194	0,02098	0,0982 *
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	-0,04572	0,02098	0,8245
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	-0,00116	0,02098	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,07611	0,02098	0,0567 *
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,05390	0,02098	0,5593
	Bucha vegetal Tempo 72 h	0,00167	0,02098	1,0000
	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 48 h	<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	0,06950	0,02098
<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h		-0,16590	0,02098	0,0001 ***
<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h		-0,13970	0,02098	0,0001 ***
<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h		-0,09510	0,02098	0,0029 ***
Bucha vegetal Tempo 24 h		-0,17010	0,02098	0,0001 ***
Bucha vegetal Tempo 48 h		-0,14790	0,02098	0,0001 ***
Bucha vegetal Tempo 72 h		-0,09230	0,02098	0,0046 ***
<i>T. villosa</i> vivo Tempo 72 h	<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	-0,23540	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	-0,20920	0,02098	0,0001 ***
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	-0,16470	0,02098	0,0001 ***
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,23960	0,02098	0,0001 ***
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,21740	0,02098	0,0001 ***
	Bucha vegetal Tempo 72 h	-0,16180	0,02098	0,0001 ***
<i>T. villosa</i> morto Tempo 24 h	<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	0,02622	0,02098	0,9996
	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	0,07077	0,02098	0,1135
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,00418	0,02098	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 48 h	0,01804	0,02098	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 72 h	0,07360	0,02098	0,0793 *
<i>T. villosa</i> morto Tempo 48 h	<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	0,04456	0,02098	0,8537
	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,03039	0,02098	0,9969
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,00818	0,02098	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 72 h	0,04739	0,02098	0,7778
<i>T. villosa</i> morto Tempo 72 h	Bucha vegetal Tempo 24 h	-0,07495	0,02098	0,0664 *
	Bucha vegetal Tempo 48 h	-0,05273	0,02098	0,6005
	Bucha vegetal Tempo 72 h	0,00283	0,02098	1,0000
Bucha vegetal Tempo 24 h	Bucha vegetal Tempo 48 h	0,02222	0,02098	1,0000
	Bucha vegetal Tempo 72 h	0,07778	0,02098	0,0449 **
Bucha vegetal Tempo 48 h	Bucha vegetal Tempo 72 h	0,05556	0,02098	0,5004

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ ); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )



## 2. Programa Sisvar

Interação entre fatores: Fungo, Tempo e Condição de Efluente.

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA % DE DESCOLORAÇÃO

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	F	Valor - P
Amostras	41	1,059167	0,025833	34,125	0,0000 ***
Erro	84	0,063590	0,000757		
Total	125	1,122757			

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

**TESTE TUKEY – Descoloração** Média harmônica do número de repetições (r): 3; Variável resposta:  $\arcseno[\text{raiz}(\% \text{descoloração}/100)]$

Fungo	Amostra		Média	Resultado da análise estatística
	Tempo	Condição do efluente		
Bucha vegetal	24	Sem alveijamento	0,237237	a
Bucha vegetal	48	Sem alveijamento	0,261720	a b
<i>P. cinerea</i> morto	24	Sem alveijamento	0,271750	a b
Bucha vegetal	72	Sem alveijamento	0,287077	a b
<i>T. villosa</i> morto	24	Sem alveijamento	0,288707	a b
<i>P. cinerea</i> morto	72	Sem alveijamento	0,289880	a b
<i>P. cinerea</i> morto	48	Sem alveijamento	0,300200	a b c
<i>P. ostreatus</i> morto	24	Sem alveijamento	0,305507	a b c d
<i>P. ostreatus</i> morto	48	Sem alveijamento	0,306853	a b c d
<i>P. cinerea</i> morto	24	Com alveijamento	0,329337	b c d e
<i>P. ostreatus</i> morto	72	Sem alveijamento	0,332227	b c d e f
<i>T. villosa</i> morto	48	Sem alveijamento	0,335897	b c d e f g
<i>P. cinerea</i> morto	48	Com alveijamento	0,336563	b c d e f g
<i>T. villosa</i> morto	72	Sem alveijamento	0,340497	b c d e f g h
<i>P. cinerea</i> vivo	24	Sem alveijamento	0,348663	b c d e f g h i
<i>T. villosa</i> morto	24	Com alveijamento	0,390183	c d e f g h i j
<i>T. villosa</i> morto	48	Com alveijamento	0,395433	d e f g h i j k
<i>P. cinerea</i> vivo	24	Com alveijamento	0,400190	e f g h i j k
<i>P. cinerea</i> vivo	48	Sem alveijamento	0,401870	e f g h i j k
<i>T. villosa</i> vivo	24	Com alveijamento	0,405707	e f g h i j k
<i>P. ostreatus</i> vivo	24	Com alveijamento	0,406463	e f g h i j k
<i>P. ostreatus</i> vivo	24	Sem alveijamento	0,408633	e f g h i j k
<i>P. cinerea</i> vivo	72	Sem alveijamento	0,413903	e f g h i j k l
<i>P. ostreatus</i> vivo	48	Com alveijamento	0,416420	e f g h i j k l
<i>T. villosa</i> vivo	24	Sem alveijamento	0,417060	e f g h i j k l
<i>P. ostreatus</i> morto	24	Com alveijamento	0,421050	f g h i j k l
<i>P. ostreatus</i> vivo	48	Sem alveijamento	0,426470	g h i j k l
<i>P. cinerea</i> morto	72	Com alveijamento	0,429380	h i j k l
Bucha vegetal	24	Com alveijamento	0,433307	i j k l m
<i>P. ostreatus</i> vivo	72	Com alveijamento	0,436010	i j k l m n
<i>P. ostreatus</i> vivo	72	Sem alveijamento	0,444913	j k l m n
<i>P. ostreatus</i> morto	48	Com alveijamento	0,448430	j k l m n o
Bucha vegetal	48	Com alveijamento	0,453257	j k l m n o
<i>T. villosa</i> vivo	72	Sem alveijamento	0,476707	j k l m n o
<i>T. villosa</i> morto	72	Com alveijamento	0,479943	j k l m n o
<i>T. villosa</i> vivo	48	Sem alveijamento	0,484997	k l m n o
<i>P. ostreatus</i> morto	72	Com alveijamento	0,504303	l m n o p
<i>P. cinerea</i> vivo	48	Com alveijamento	0,520667	m n o p
<i>T. villosa</i> vivo	48	Com alveijamento	0,525690	n o p
Bucha vegetal	72	Com alveijamento	0,539023	o p
<i>P. cinerea</i> vivo	72	Com alveijamento	0,587923	p q
<i>T. villosa</i> vivo	72	Com alveijamento	0,673053	q

Letras diferentes representam diferença estatística - Probabilidade de haver diferença significativa > 95% (p < 0,05)

## APÊNDICE E – Análise estatística das substâncias inibidoras presentes na etapa de alvejamento

Análise de variância da porcentagem de descoloração de efluente têxtil azul por *Pleurotus ostreatus* em pequena escala, com seis diferentes condições de efluente (excesso de peróxido; ausência de peróxido; excesso de catalase; ausência de catalase; excesso de sequestrante; ausência de sequestrante)

Delineamento experimental inteiramente casualizado

### 1. General Linear Model: Descoloração (%) versus Condição efluente (interferentes); Tempo (Minitab 14 – 2003)

Variável resposta:  $\arcseno[\text{raiz}(\% \text{ descoloração}/100)]$

#### RESUMO

Fatores	Tipo	Níveis	Valores
Condição do efluente	Fixo	6	excesso de peróxido; ausência de peróxido; excesso de catalase; ausência de catalase; excesso de sequestrante; ausência de sequestrante
Tempo	Fixo	2	24; 48

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA % DE DESCOLORAÇÃO USANDO SOMA DOS QUADRADOS (SQ) AJUSTADO

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição Efluente	5	0,94062	0,94062	0,18812	18,15	0,000 ***
Tempo	1	0,17382	0,17382	0,17382	16,77	0,000 ***
Cond. efluente*Tempo	5	0,10205	0,10205	0,02041	1,97	0,120
Erro	24	0,24876	0,24876	0,01037		
Total	35	1,46525				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

#### TESTE DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS

##### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO ENTRE NÍVEIS DE CONDIÇÃO DO EFLUENTE

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Excesso de peróxido	Ausência de peróxido	0,3754	0,05878	0,0000 ***
	Excesso de catalase	0,4769	0,05878	0,0000 ***
	Ausência de catalase	0,4547	0,05878	0,0000 ***
	Excesso de sequestrante	0,3277	0,05878	0,0001 ***
	Ausência de sequestrante	0,4292	0,05878	0,0000 ***
Ausência de peróxido	Excesso de catalase	0,10149	0,05878	0,5285
	Ausência de catalase	0,07935	0,05878	0,7550
	Excesso de sequestrante	-0,04769	0,05878	0,9626
	Ausência de sequestrante	0,05383	0,05878	0,9386
Excesso de catalase	Ausência de catalase	-0,0221	0,05878	0,9989
	Excesso de sequestrante	-0,1492	0,05878	0,1526
	Ausência de sequestrante	-0,0477	0,05878	0,9627
Ausência de catalase	Excesso de sequestrante	-0,127	0,05878	0,2916
	Ausência de sequestrante	-0,0255	0,05878	0,9978
Excesso de sequestrante	Ausência de sequestrante	0,1015	0,05878	0,5282

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

**TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO ENTRE NÍVEIS DE TEMPO**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Tempo 24	Tempo 48	0,1390	0,03394	0,0000 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ ); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )

**TESTE DE TUKEY – INTERAÇÃO ENTRE FATORES: CONDIÇÃO DO EFLUENTE (excesso de peróxido; ausência de peróxido; excesso de catalase; ausência de catalase; excesso de sequestrante; ausência de sequestrante) e TEMPO (24 h, 48 h)**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Excesso de peróxido Tempo 24 h	Excesso de peróxido Tempo 48 h	0,34550	0,08313	0,0146 **
	Ausência de peróxido Tempo 24 h	0,45680	0,08313	0,0006 ***
	Ausência de peróxido Tempo 48 h	0,63940	0,08313	0,0000 ***
	Excesso de catalase Tempo 24 h	0,60750	0,08313	0,0000 ***
	Excesso de catalase Tempo 48 h	0,69170	0,08313	0,0000 ***
	Ausência de catalase Tempo 24 h	0,60440	0,08313	0,0000 ***
	Ausência de catalase Tempo 48 h	0,65060	0,08313	0,0000 ***
	Excesso de sequestrante Tempo 24 h	0,42790	0,08313	0,0014 ***
	Excesso de sequestrante Tempo 48 h	0,57300	0,08313	0,0001 ***
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	0,58690	0,08313	0,0000 ***
Ausência de sequestrante Tempo 48 h	0,61710	0,08313	0,0000 ***	
Excesso de peróxido Tempo 48 h	Ausência de peróxido Tempo 24 h	0,11134	0,08313	0,9646
	Ausência de peróxido Tempo 48 h	0,29394	0,08313	0,0581 *
	Excesso de catalase Tempo 24 h	0,26203	0,08313	0,1268
	Excesso de catalase Tempo 48 h	0,34624	0,08313	0,0143 **
	Ausência de catalase Tempo 24 h	0,25892	0,08313	0,1363
	Ausência de catalase Tempo 48 h	0,30508	0,08313	0,0435 **
	Excesso de sequestrante Tempo 24 h	0,08237	0,08313	0,9965
	Excesso de sequestrante Tempo 48 h	0,22754	0,08313	0,2672
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	0,24138	0,08313	0,2011
Ausência de sequestrante Tempo 48 h	0,27158	0,08313	0,1012	
Ausência de peróxido Tempo 24 h	Ausência de peróxido Tempo 48 h	0,18260	0,08313	0,5666
	Excesso de catalase Tempo 24 h	0,15069	0,08313	0,7964
	Excesso de catalase Tempo 48 h	0,23490	0,08313	0,2303
	Ausência de catalase Tempo 24 h	0,14757	0,08313	0,8156
	Ausência de catalase Tempo 48 h	0,19373	0,08313	0,4835
	Excesso de sequestrante Tempo 24 h	-0,02898	0,08313	1,0000
	Excesso de sequestrante Tempo 48 h	0,11620	0,08313	0,9529
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	0,13003	0,08313	0,9058
Ausência de sequestrante Tempo 48 h	0,16024	0,08313	0,7325	
Ausência de peróxido Tempo 48 h	Excesso de catalase Tempo 24 h	-0,03190	0,08313	1,0000
	Excesso de catalase Tempo 48 h	0,05230	0,08313	0,9999
	Ausência de catalase Tempo 24 h	-0,03500	0,08313	1,0000
	Ausência de catalase Tempo 48 h	0,01110	0,08313	1,0000
	Excesso de sequestrante Tempo 24 h	-0,21160	0,08313	0,3605
	Excesso de sequestrante Tempo 48 h	-0,06640	0,08313	0,9995
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	-0,05260	0,08313	0,9999
Ausência de sequestrante Tempo 48 h	-0,02240	0,08313	1,0000	
Excesso de catalase Tempo 24 h	Excesso de catalase Tempo 48 h	0,08420	0,08313	0,9958
	Ausência de catalase Tempo 24 h	-0,00310	0,08313	1,0000
	Ausência de catalase Tempo 48 h	0,04300	0,08313	1,0000
	Excesso de sequestrante Tempo 24 h	-0,17970	0,08313	0,5889
	Excesso de sequestrante Tempo 48 h	-0,03450	0,08313	1,0000
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	-0,02070	0,08313	1,0000
Ausência de sequestrante Tempo 48 h	0,00960	0,08313	1,0000	

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Excesso de catalase Tempo 48 h	Ausência de catalase Tempo 24 h	-0,08730	0,08313	0,9943
	Ausência de catalase Tempo 48 h	-0,04120	0,08313	1,0000
	Excesso de sequestrante Tempo 24 h	-0,26390	0,08313	0,1215
	Excesso de sequestrante Tempo 48 h	-0,11870	0,08313	0,9459
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	-0,10490	0,08313	0,9767
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	-0,07470	0,08313	0,9985
Ausência de catalase Tempo 24 h	Ausência de catalase Tempo 48 h	0,04620	0,08313	1,0000
	Excesso de sequestrante Tempo 24 h	-0,17660	0,08313	0,6124
	Excesso de sequestrante Tempo 48 h	-0,03140	0,08313	1,0000
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	-0,01750	0,08313	1,0000
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	0,01270	0,08313	1,0000
Ausência de catalase Tempo 48 h	Excesso de sequestrante Tempo 24 h	-0,22270	0,08313	0,2936
	Excesso de sequestrante Tempo 48 h	-0,07750	0,08313	0,9979
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	-0,06370	0,08313	0,9996
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	-0,03350	0,08313	1,0000
Excesso de sequestrante Tempo 24 h	Excesso de sequestrante Tempo 48 h	0,14520	0,08313	0,8298
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	0,15900	0,08313	0,7411
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	0,18920	0,08313	0,5168
Excesso de sequestrante Tempo 48 h	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	0,01383	0,08313	1,0000
	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	0,04404	0,08313	1,0000
Ausência de sequestrante Tempo 24 h	Ausência de sequestrante Tempo 24 h	0,03021	0,08313	1,0000

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ ); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )

## APÊNDICE F – Índices de germinação (IG) de *Lactuca sativa* e *Sorghum vulgare*

Valores dos Índices de germinação (IG) de *Lactuca sativa* (alface) e *Sorghum vulgare* (sorgo) para os efluentes azul, vermelho e amarelo. A análise foi realizada em duplicata, nos efluentes brutos, e tratados em pequena escala e biorreator.

### 1. Efluente azul – Tratamento por *Pleurotus ostreatus*

#### IG - *Lactuca sativa* (alface)

Concentração de efluente (v/v)	Repetição	Bruto	Pequena Escala	Biorreator
6,25%	1	127,44	72,23	103,81
	2	127,84	87,84	105,25
12,5%	1	117,59	58,03	102,16
	2	135,28	39,04	104,63
25%	1	52,66	19,70	114,93
	2	25,13	53,95	94,75
50%	1	0,00	0,00	77,03
	2	0,00	0,00	69,00
100%	1	0,00	0,00	1,03
	2	0,00	0,00	0,00

#### IG - *Sorghum vulgare* (sorgo)

Concentração de efluente (v/v)	Repetição	Bruto	Pequena Escala	Biorreator
6,25%	1	104,37	88,89	97,57
	2	99,30	88,25	72,93
12,5%	1	95,35	58,62	85,58
	2	94,08	77,67	109,24
25%	1	67,84	98,28	79,90
	2	57,97	83,78	61,10
50%	1	48,10	25,57	65,04
	2	61,92	28,59	104,21
100%	1	6,49	5,91	58,51
	2	5,22	6,61	61,91

### 2. Efluente Vermelho - Tratamento por *Pleurotus ostreatus*

#### IG - *Lactuca sativa* (alface)

Concentração de efluente (v/v)	Repetição	Bruto	Pequena Escala	Biorreator
6,25%	1	99,61	91,36	92,65
	2	84,83	103,64	89,18
12,5%	1	111,87	88,03	81,02
	2	123,35	99,06	69,18
25%	1	26,27	75,75	72,25
	2	51,36	74,30	57,96
50%	1	0,00	27,68	28,78
	2	0,00	12,70	28,57
100%	1	0,00	0,00	0,00
	2	0,00	0,00	0,00

#### IG - *Sorghum vulgare* (sorgo)

Concentração de efluente (v/v)	Repetição	Bruto	Pequena Escala	Biorreator
6,25%	1	90,39	65,83	99,18
	2	82,43	81,87	78,36
12,5%	1	68,77	66,30	66,77
	2	88,43	66,15	57,84
25%	1	66,37	45,14	84,16
	2	66,82	64,75	63,37
50%	1	43,39	15,25	37,03
	2	48,05	24,59	64,83
100%	1	1,95	5,60	49,81
	2	3,80	3,27	42,68

### 3. Efluente amarelo - Tratamento por *Trametes villosa*

#### IG - *Lactuca sativa* (alface)

Concentração de efluente (v/v)	Repetição	Bruto	Pequena Escala	Biorreator
6,25%	1	95,72	91,52	115,16
	2	106,72	90,69	113,25
12,5%	1	76,17	83,72	65,96
	2	103,05	83,20	116,86
25%	1	60,08	30,89	59,38
	2	16,09	43,27	69,35
50%	1	0,20	39,73	0,00
	2	0,00	45,35	0,00
100%	1	0,00	6,24	0,00
	2	0,00	15,29	0,00

#### IG - *Sorghum vulgare* (sorgo)

Concentração de efluente (v/v)	Repetição	Bruto	Pequena Escala	Biorreator
6,25%	1	92,59	88,22	121,45
	2	77,31	86,23	73,56
12,5%	1	78,67	61,46	55,99
	2	54,77	61,86	81,31
25%	1	69,14	57,36	35,83
	2	82,30	73,78	31,87
50%	1	43,27	34,31	15,50
	2	49,02	47,16	23,43
100%	1	3,48	31,79	0,86
	2	1,01	37,62	1,03

## APÊNDICE G – Avaliação do tipo de inóculo em relação à descoloração

Análise de variância da porcentagem de descoloração de efluente têxtil em pequena escala, com dois diferentes tipos de inóculo (sólido e líquido).

Delineamento experimental inteiramente casualizado  
 General Linear Model: Descoloração (%) versus Inóculo; Tempo  
 (Minitab 14 – 2003)  
 Variável resposta:  $\arcseno[\text{raiz}(\% \text{ descoloração}/100)]$

### 1. Efluente azul

#### RESUMO

Fatores	Tipo	Níveis	Valores
Inóculo	Fixo	2	sólido, líquido
Tempo	Fixo	2	24; 48

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA % DE DESCOLORAÇÃO USANDO SOMA DOS QUADRADOS (SQ) AJUSTADO

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Inóculo	1	0,001949	0,001949	0,001949	0,48	0,509
Tempo	1	0,030619	0,030619	0,030619	7,52	0,025 **
Inóculo*Tempo	1	0,002164	0,002164	0,002164	0,53	0,487
Erro	8	0,032581	0,032581	0,004073		
Total	11	0,067313				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )

#### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS ENTRE NÍVEIS DE TEMPO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Tempo 24	Tempo 48	0,1010	0,03684	0,0254 **

\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )

### 2. Efluente vermelho

#### RESUMO

Fatores	Tipo	Níveis	Valores
Inóculo	Fixo	2	sólido, líquido
Tempo	Fixo	2	24; 48

**ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA % DE DESCOLORAÇÃO USANDO SOMA DOS QUADRADOS (SQ) AJUSTADO**

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Inóculo	1	0,005239	0,005239	0,005239	3,53	0,097 *
Tempo	1	0,004544	0,004544	0,004544	3,06	0,118
Inóculo*Tempo	1	0,000156	0,000156	0,000156	0,11	0,754
Erro	8	0,011861	0,011861	0,001483		
Total	11	0,021800				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )

**TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS ENTRE TIPO DE INÓCULO**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
sólido	líquido	0,04179	0,02223	0,0969 *

\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )

**3. Efluente amarelo****RESUMO**

Fatores	Tipo	Níveis	Valores
Inóculo	Fixo	2	sólido, líquido
Tempo	Fixo	3	24; 48; 72

**ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA % DE DESCOLORAÇÃO USANDO SOMA DOS QUADRADOS (SQ) AJUSTADO**

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Inóculo	1	0,001633	0,001633	0,001633	1,16	0,303
Tempo	2	0,104372	0,104372	0,052186	37,00	0,000 ***
Inóculo*Tempo	2	0,007606	0,007606	0,003803	2,70	0,108
Erro	12	0,016924	0,016924	0,00141		
Total	17	0,130535				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

**TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS ENTRE NÍVEIS DE TEMPO**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Tempo 24	Tempo 48	0,1079	0,02168	0,0009 ***
Tempo 24	Tempo 72	0,1857	0,02168	0,0000 ***
Tempo 48	Tempo 72	0,07786	0,02168	0,0096 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )



**TESTE DE TUKEY – INTERAÇÃO ENTRE FATORES: INÓCULO (SÓLIDO, LÍQUIDO) e TEMPO (24 h, 48 h, 72 h)**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Inóculo sólido Tempo 24 h	Inóculo sólido Tempo 48 h	0,117899	0,03066	0,0220 **
	Inóculo sólido Tempo 72 h	0,148012	0,03066	0,0043 ***
	Inóculo líquido Tempo 24 h	0,000609	0,03066	1,0000
	Inóculo líquido Tempo 48 h	0,098415	0,03066	0,0642 *
	Inóculo líquido Tempo 72 h	0,224032	0,03066	0,0001 ***
Inóculo sólido Tempo 48 h	Inóculo sólido Tempo 72 h	0,030100	0,03066	0,9152
	Inóculo líquido Tempo 24 h	-0,117300	0,03066	0,0228 **
	Inóculo líquido Tempo 48 h	-0,019500	0,03066	0,9858
	Inóculo líquido Tempo 72 h	0,106100	0,03066	0,0421 **
Inóculo sólido Tempo 72 h	Inóculo líquido Tempo 24 h	-0,147400	0,03066	0,0044 ***
	Inóculo líquido Tempo 48 h	-0,049600	0,03066	0,6034
	Inóculo líquido Tempo 72 h	0,07600	0,03066	0,2047
Inóculo líquido Tempo 24 h	Inóculo líquido Tempo 48 h	0,09781	0,03066	0,0663 *
	Inóculo líquido Tempo 72 h	0,22342	0,03066	0,0001
Inóculo líquido Tempo 48 h	Inóculo líquido Tempo 72 h	0,12560	0,03066	0,0144 **

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ ); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )

## APÊNDICE H – Análise da regressão linear: Concentração inicial dos efluentes e percentual de descoloração

### 1. Análise de Regressão Efluente Azul: Descoloração versus Concentração.

**Equação de regressão: Ln (Descoloração Azul) = 0,510 - 0,413 Ln (Concentração Azul)**

Predição	Coefficiente	Diferença mínima significativa	Valor - P
Constante	0,51029	0,08555	0,001
Ln (Conc. azul)	-0,4131	0,1334	0,017

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	F	Valor - P
Regressão	1	0,059400	0,059400	9,59	0,017 **
Erro residual	7	0,043340	0,006191		
Total	8	0,102740			

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% (p < 0,05)

### 2. Análise de Regressão Efluente Vermelho: Descoloração versus Concentração.

**Equação de regressão: Ln (Descoloração Vermelho) = 0,485 - 0,0078 Ln (Concentração Vermelho)**

Predição	Coefficiente	Diferença mínima significativa	Valor - P
Constante	0,4856	0,01440	0,000
Ln (Conc. vermelho)	-0,00779	0,02489	0,764

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	F	Valor - P
Regressão	1	0,0000881	0,0000881	0,10	0,764
Erro residual	7	0,0062982	0,0008997		
Total	8	0,0063863			

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student.

### 3. Análise de Regressão Efluente Amarelo: Descoloração versus Concentração.

**Equação de regressão: Ln (Descoloração Amarelo) = 0,513 - 0,057 Ln (Concentração Amarelo)**

Predição	Coefficiente	Diferença mínima significativa	Valor - P
Constante	0,5135	0,1872	0,021
Ln (Conc. amarelo)	-0,0574	0,2355	0,812

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	F	Valor - P
Regressão	1	0,00326	0,00326	0,06	0,812
Erro residual	10	0,54880	0,05488		
Total	11	0,55206			

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student

## APÊNDICE I – Análise estatística de parâmetros físico-químicos para o efluente azul

Análise de variância dos parâmetros físico-químicos do efluente têxtil azul em cinco condições: efluente bruto; efluente bruto com nutrientes; efluente tratado em pequena escala; efluente tratado em biorreator; efluente tratado em biorreator com reutilização da biomassa fúngica

Delineamento experimental inteiramente casualizado

1. General Linear Model: parâmetro físico-químico versus condição/tratamento do efluente (Minitab 14 – 2003)

Para cada parâmetro, segue o mesmo resumo.

### RESUMO

Fatores	Tipo	Níveis	Valores
Condição/ Tratamento	Fixo	5	efluente bruto; efluente bruto com nutrientes; efluente tratado em pequena escala; efluente tratado em biorreator; efluente tratado em biorreator com reutilização da biomassa fúngica

### 1. Parâmetro: Condutividade

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA CONDUTIVIDADE USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	0,37370	0,3737	0,0934	0,89	0,505
Erro	10	1,05090	1,0509	0,1051		
Total	14	1,42450				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student.

### 2. Parâmetro: Turbidez

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA TURBIDEZ USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	21202,5	21202,5	5300,6	11,24	0,001 ***
Erro	10	4714,2	4714,2	471,4		
Total	14	25916,7				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE TURBIDEZ NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	0,7167	17,73	1,0000
	Pequena escala	7,8867	17,73	0,9906
	Biorreator	1,0567	17,73	1,0000
	Biorreator (reutilização)	96,1367	17,73	0,0021 ***
Bruto com nutrientes	Pequena escala	7,1700	17,73	0,9935
	Biorreator	0,3400	17,73	1,0000
	Biorreator (reutilização)	95,4200	17,73	0,0022 ***
Pequena escala	Biorreator	-6,8300	17,73	0,9946
	Biorreator (reutilização)	88,2500	17,73	0,0039 ***
Biorreator	Biorreator (reutilização)	95,0800	17,73	0,0023 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

#### 3. Parâmetro: Sólidos sedimentáveis

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	118,72	118,72	29,679	20,99	0,000 ***
Erro	10	14,14	14,14	1,414		
Total	14	132,86				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	5,36700	0,97090	0,0018 ***
	Pequena escala	-2,13300	0,97090	0,2554
	Biorreator	-2,06700	0,97090	0,2803
	Biorreator (reutilização)	-1,40000	0,97090	0,6174
Bruto com nutrientes	Pequena escala	-7,50000	0,97090	0,0001 ***
	Biorreator	-7,43300	0,97090	0,0001 ***
	Biorreator (reutilização)	-6,76700	0,97090	0,0003 ***
Pequena escala	Biorreator	0,06667	0,97090	1,0000
	Biorreator (reutilização)	0,73333	0,97090	0,9378
Biorreator	Biorreator (reutilização)	0,66670	0,97090	0,9549

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

#### 4. Parâmetro: Sólidos em suspensão

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA SÓLIDOS EM SUSPENSÃO USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	2175481	2175481	543870	23,96	0,000 ***
Erro	10	227006	227006	22701		
Total	14	2402487				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

**TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	31,62	123,0	0,9989
	Pequena escala	378,77	123,0	0,0695
	Biorreator	454,81	123,0	0,0266 **
	Biorreator (reutilização)	1053,69	123,0	0,0001 ***
Bruto com nutrientes	Pequena escala	347,20	123,0	0,1030
	Biorreator	423,20	123,0	0,0397 **
	Biorreator (reutilização)	1022,10	123,0	0,0001 ***
Pequena escala	Biorreator	76,04	123,0	0,9688
	Biorreator (reutilização)	674,92	123,0	0,0019 ***
Biorreator	Biorreator (reutilização)	598,90	123,0	0,0046 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )

*5. Parâmetro: COT*

**ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA COT USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA**

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição / Tratamento	4	21961315	21961315	5490329	439,92	0,000 ***
Erro	10	124804	124804	12480		
Total	14	22086119				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

**TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE COT NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	3346,0	91,22	0,0000 ***
	Pequena escala	3054,0	91,22	0,0000 ***
	Biorreator	2771,0	91,22	0,0000 ***
	Biorreator (reutilização)	1866,0	91,22	0,0000 ***
Bruto com nutrientes	Pequena escala	-292,0	91,22	0,0578 **
	Biorreator	-575,0	91,22	0,0007 ***
	Biorreator (reutilização)	-1480,0	91,22	0,0000 ***
Pequena escala	Biorreator	-284,0	91,22	0,0662 **
	Biorreator (reutilização)	-1188,0	91,22	0,0000 ***
Biorreator	Biorreator (reutilização)	-904,7	91,22	0,0000 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )

## 6. Parâmetro: DQO

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA DQO USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	32185125	32185125	8046281	53,55	0,000 ***
Erro	10	1502543	1502543	150254		
Total	14	33687668				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE DQO NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	3694,0	316,5	0,0000 ***
	Pequena escala	3559,0	316,5	0,0000 ***
	Biorreator	3904,0	316,5	0,0000 ***
	Biorreator (reutilização)	3395,0	316,5	0,0000 ***
Bruto com nutrientes	Pequena escala	-134,8	316,5	0,9920
	Biorreator	210,1	316,5	0,9599
	Biorreator (reutilização)	-299,5	316,5	0,8724
Pequena escala	Biorreator	345,0	316,5	0,8079
	Biorreator (reutilização)	-164,6	316,5	0,9832
Biorreator	Biorreator (reutilização)	-509,6	316,5	0,5233

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

## 7. Parâmetro: pH

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA pH USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	37,2834	37,2834	9,3209	59,48	0,000 ***
Erro	10	1,5671	1,5671	0,1567		
Total	14	38,8506				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE pH NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	-3,6000	0,3232	0,0000 ***
	Pequena escala	-4,3200	0,3232	0,0000 ***
	Biorreator	-3,6630	0,3232	0,0000 ***
	Biorreator (reutilização)	-3,9730	0,3232	0,0000 ***
Bruto com nutrientes	Pequena escala	-0,7200	0,3232	0,2451
	Biorreator	-0,0633	0,3232	0,9996
	Biorreator (reutilização)	-0,3733	0,3232	0,7753
Pequena escala	Biorreator	0,6567	0,3232	0,3184
	Biorreator (reutilização)	0,3467	0,3232	0,8163
Biorreator	Biorreator (reutilização)	-0,3100	0,3232	0,8671

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

## APÊNDICE J – Análise estatística de parâmetros físico-químicos para o efluente vermelho

Análise de variância dos parâmetros físico-químicos do efluente têxtil vermelho em cinco condições: efluente bruto; efluente bruto com nutrientes; efluente tratado em pequena escala; efluente tratado em biorreator; efluente tratado em biorreator com reutilização da biomassa fúngica.

Delineamento experimental inteiramente casualizado

1. General Linear Model: parâmetro físico-químico versus condição/tratamento do efluente (Minitab 14 – 2003)

Para cada parâmetro, segue o mesmo resumo.

### RESUMO

Fatores	Tipo	Níveis	Valores
Condição/ Tratamento	Fixo	5	efluente bruto; efluente bruto com nutrientes; efluente tratado em pequena escala; efluente tratado em biorreator; efluente tratado em biorreator com reutilização da biomassa fúngica

### 1. Parâmetro: Condutividade

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA CONDUTIVIDADE USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	12,525	12,525	3,131	1,82	0,201
Erro	10	17,175	17,175	1,718		
Total	14	29,7				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student.

### 2. Parâmetro: Turbidez

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA TURBIDEZ USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	32834,3	32834,3	8208,6	41,63	0,000 ***
Erro	10	1971,6	1971,6	197,2		
Total	14	34805,9				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE TURBIDEZ NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	5,860	11,46	0,9843
	Pequena escala	8,557	11,46	0,9402
	Biorreator	5,727	11,46	0,9856
	Biorreator (reutilização)	121,793	11,46	0,0000 ***
Bruto com nutrientes	Pequena escala	2,697	11,46	0,9992
	Biorreator	-0,133	11,46	1,0000
	Biorreator (reutilização)	115,933	11,46	0,0000 ***
Pequena escala	Biorreator	-2,830	11,46	0,9990
	Biorreator (reutilização)	113,237	11,46	0,0000 ***
Biorreator	Biorreator (reutilização)	116,100	11,46	0,0000 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

### 3. Parâmetro: Sólidos sedimentáveis

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição / Tratamento	4	5,46400	5,464	1,366	5,96	0,010 **
Erro	10	2,29330	2,2933	0,2293		
Total	14	7,75730				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	-1,3670	0,3910	0,0364 **
	Pequena escala	-1,8000	0,3910	0,0068 ***
	Biorreator	-1,2000	0,3910	0,0705 **
	Biorreator (reutilização)	-0,8670	0,3910	0,2488
Bruto com nutrientes	Pequena escala	-0,4333	0,3910	0,7989
	Biorreator	0,1667	0,3910	0,9920
	Biorreator (reutilização)	0,5000	0,3910	0,7091
Pequena escala	Biorreator	0,6000	0,3910	0,5652
	Biorreator (reutilização)	0,9333	0,3910	0,1959
Biorreator	Biorreator (reutilização)	0,3333	0,3910	0,9077

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )

### 4. Parâmetro: Sólidos em suspensão

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA SÓLIDOS EM SUSPENSÃO USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição / Tratamento	4	2202321	2202321	550580	10,15	0,002 ***
Erro	10	542433	542433	54243		
Total	14	2744754				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )



**TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	249,8	190,2	0,6898
	Pequena escala	588,1	190,2	0,0680 *
	Biorreator	1119,1	190,2	0,0011 ***
	Biorreator (reutilização)	685,8	190,2	0,0307 **
Bruto com nutrientes	Pequena escala	338,3	190,2	0,4344
	Biorreator	869,3	190,2	0,0071***
	Biorreator (reutilização)	436,1	190,2	0,2238
Pequena escala	Biorreator	531,03	190,2	0,1077
	Biorreator (reutilização)	97,74	190,2	0,9840
Biorreator	Biorreator (reutilização)	-433,3	190,2	0,2284

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ ); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )

*5. Parâmetro: COT*

**ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA COT USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA**

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	23458184	23458184	5864546	1312,79	0,000 ***
Erro	10	44672	44672	4467		
Total	14	23502856				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

**TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE COT NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	3409,0	54,57	0,0000 ***
	Pequena escala	3255,0	54,57	0,0000 ***
	Biorreator	1515,0	54,57	0,0000 ***
	Biorreator (reutilização)	1841,0	54,57	0,0000 ***
Bruto com nutrientes	Pequena escala	-154,0	54,57	0,1039
	Biorreator	-1894,0	54,57	0,0000 ***
	Biorreator (reutilização)	-1568,0	54,57	0,0000 ***
Pequena escala	Biorreator	-1740,0	54,57	0,0000 ***
	Biorreator (reutilização)	-1414,0	54,57	0,0000 ***
Biorreator	Biorreator (reutilização)	326,0	54,57	0,0010 ***

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )

### 6. Parâmetro: DQO

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA DQO USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	69538996	69538996	17384749	63,94	0,000 ***
Erro	10	2719073	2719073	271907		
Total	14	72258069				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

#### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE DQO NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	6066,0	425,8	0,0000 ***
	Pequena escala	5500,0	425,8	0,0000 ***
	Biorreator	4247,0	425,8	0,0000 ***
	Biorreator (reutilização)	4826,0	425,8	0,0000 ***
Bruto com nutrientes	Pequena escala	-567,0	425,8	0,6803
	Biorreator	-1819,0	425,8	0,0110 **
	Biorreator (reutilização)	-1241,0	425,8	0,0895 *
Pequena escala	Biorreator	-1253,0	425,8	0,0857 *
	Biorreator (reutilização)	-674,0	425,8	0,5379
Biorreator	Biorreator (reutilização)	578,6	425,8	0,6643

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% (p < 0,05); \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% (p < 0,1)

### 7. Parâmetro: pH

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA pH USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	38,4074	38,4074	9,6019	52,99	0,000 ***
Erro	10	1,8119	1,8119	0,1812		
Total	14	40,2193				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

#### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE pH NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	-2,8670	0,3476	0,0001 ***
	Pequena escala	-3,7470	0,3476	0,0000 ***
	Biorreator	-3,7830	0,3476	0,0000 ***
	Biorreator (reutilização)	-4,6170	0,3476	0,0000 ***
Bruto com nutrientes	Pequena escala	-0,8800	0,3476	0,1588
	Biorreator	-0,9170	0,3476	0,1359
	Biorreator (reutilização)	-1,7500	0,3476	0,0036 ***
Pequena escala	Biorreator	-0,0367	0,3476	1,0000
	Biorreator (reutilização)	-0,8700	0,3476	0,1657
Biorreator	Biorreator (reutilização)	-0,8333	0,3476	0,1929

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

## APÊNDICE K – Análise estatística de parâmetros físico-químicos para o efluente amarelo

Análise de variância dos parâmetros físico-químicos do efluente têxtil amarelo em cinco condições: efluente bruto; efluente bruto com nutrientes; efluente tratado em pequena escala; efluente tratado em biorreator; efluente tratado em biorreator com reutilização da biomassa fúngica.

Delineamento experimental inteiramente casualizado

1. General Linear Model: parâmetro físico-químico versus condição/tratamento do efluente (Minitab 14 – 2003)

Para cada parâmetro, segue o mesmo resumo.

### RESUMO

Fatores	Tipo	Níveis	Valores
Condição/ Tratamento	Fixo	5	efluente bruto; efluente bruto com nutrientes; efluente tratado em pequena escala; efluente tratado em biorreator; efluente tratado em biorreator com reutilização da biomassa fúngica

### 1. Parâmetro: Condutividade

#### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA CONDUTIVIDADE USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	17,938	17,938	4,485	3,22	0,061*
Erro	10	13,916	13,916	1,392		
Total	14	31,854				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )

#### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE CONDUTIVIDADE NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	-0,0100	0,9632	1,0000
	Pequena escala	-0,1567	0,9632	0,9998
	Biorreator	1,1033	0,9632	0,7801
	Biorreator (reutilização)	2,7233	0,9632	0,1021
Bruto com nutrientes	Pequena escala	-0,1467	0,9632	0,9999
	Biorreator	1,1133	0,9632	0,7748
	Biorreator (reutilização)	2,7333	0,9632	0,1005
Pequena escala	Biorreator	1,2600	0,9632	0,6928
	Biorreator (reutilização)	2,8800	0,9632	0,0796 *
Biorreator	Biorreator (reutilização)	1,6200	0,9632	0,4846

\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )

## 2. Parâmetro: Turbidez

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA TURBIDEZ USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	38760	38760	9690	5,80	0,011 **
Erro	10	16698	16698	1670		
Total	14	55458				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE TURBIDEZ NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	6,510	33,36	0,9996
	Pequena escala	139,077	33,36	0,0129 **
	Biorreator	48,077	33,36	0,6180
	Biorreator (reutilização)	75,810	33,36	0,2304
Bruto com nutrientes	Pequena escala	132,570	33,36	0,0174 **
	Biorreator	41,570	33,36	0,7271
	Biorreator (reutilização)	69,300	33,36	0,3001
Pequena escala	Biorreator	-91,000	33,36	0,1188
	Biorreator (reutilização)	-63,270	33,36	0,3777
Biorreator	Biorreator (reutilização)	27,730	33,36	0,9148

\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )

## 3. Parâmetro: Sólidos sedimentáveis

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	53,417	53,417	13,354	3,54	0,048 **
Erro	10	37,727	37,727	3,773		
Total	14	91,144				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	0,1333	1,586	1,0000
	Pequena escala	4,4667	1,586	0,1038
	Biorreator	-0,6333	1,586	0,9938
	Biorreator (reutilização)	2,3000	1,586	0,6127
Bruto com nutrientes	Pequena escala	4,3333	1,586	0,1179
	Biorreator	-0,7667	1,586	0,9872
	Biorreator (reutilização)	2,1667	1,586	0,6602
Pequena escala	Biorreator	-5,1000	1,586	0,0562 *
	Biorreator (reutilização)	-2,1670	1,586	0,6602
Biorreator	Biorreator (reutilização)	2,9330	1,586	0,3997

\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ )

#### 4. Parâmetro: Sólidos em suspensão

##### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA SÓLIDOS EM SUSPENSÃO USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	199905	199905	49976	2,41	0,119
Erro	10	207777	207777	20778		
Total	14	407682				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student

#### 5. Parâmetro: COT

##### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA COT USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	14858747	14858747	3714687	258,40	0,000 ***
Erro	10	143758	143758	14376		
Total	14	15002505				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

##### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE COT NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	3062,0	97,90	0,0000 ***
	Pequena escala	2141,0	97,90	0,0000 ***
	Biorreator	1753,0	97,90	0,0000 ***
	Biorreator (reutilização)	1879,0	97,90	0,0000 ***
Bruto com nutrientes	Pequena escala	-921,0	97,90	0,0000 ***
	Biorreator	-1309,0	97,90	0,0000 ***
	Biorreator (reutilização)	-1183,0	97,90	0,0000 ***
Pequena escala	Biorreator	-388,0	97,90	0,0177 **
	Biorreator (reutilização)	-262,3	97,90	0,1276
Biorreator	Biorreator (reutilização)	125,7	97,90	0,7064

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ ); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% ( $p < 0,05$ )

#### 6. Parâmetro: DQO

##### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA DQO USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	80145463	80145463	20036366	73,03	0,000 ***
Erro	10	2743585	2743585	274358		
Total	14	82889048				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

**TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE DQO NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	6029	427,7	0,0000 ***
	Pequena escala	5970	427,7	0,0000 ***
	Biorreator	5836	427,7	0,0000 ***
	Biorreator (reutilização)	4943	427,7	0,0000 ***
Bruto com nutrientes	Pequena escala	-59	427,7	0,9999
	Biorreator	-193	427,7	0,9901
	Biorreator (reutilização)	-1086	427,7	0,1571
Pequena escala	Biorreator	-134	427,7	0,9975
	Biorreator (reutilização)	-1027	427,7	0,1919
Biorreator	Biorreator (reutilização)	-892,8	427,7	0,2959

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

*7. Parâmetro: pH*

**ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA pH USANDO SOMA DE QUADRADOS (SQ) AJUSTADA**

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Condição /Tratamento	4	33,15910	33,1591	8,2898	60,97	0,0000 ***
Erro	10	1,35970	1,3597	0,136		
Total	14	34,51870				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01)

**TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE pH NOS DIFERENTES NÍVEIS DE CONDIÇÃO/TRATAMENTO**

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Bruto	Bruto com nutrientes	-3,3200	0,3011	0,0000 ***
	Pequena escala	-4,5200	0,3011	0,0000 ***
	Biorreator	-2,2700	0,3011	0,0002 ***
	Biorreator (reutilização)	-2,5070	0,3011	0,0001 ***
Bruto com nutrientes	Pequena escala	-1,2000	0,3011	0,0171 **
	Biorreator	1,0500	0,3011	0,0369 **
	Biorreator (reutilização)	0,8130	0,3011	0,1235
Pequena escala	Biorreator	2,2500	0,3011	0,0002 ***
	Biorreator (reutilização)	2,0130	0,3011	0,0004 ***
Biorreator	Biorreator (reutilização)	-0,2367	0,3011	0,9290

\*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% (p < 0,01); \*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 95% (p < 0,05)

## APÊNDICE L – Análise estatística do fator “diluição” sobre o percentual de descoloração do efluente amarelo

Análise de variância da porcentagem de descoloração de efluente têxtil amarelo tratado por *Trametes villosa* em pequena escala, em duas diferentes condições (concentrado e diluído)

Delineamento experimental inteiramente casualizado  
 General Linear Model: Descoloração (%) versus Inóculo; Tempo  
 (Minitab 14 – 2003)  
 Variável resposta:  $\arcseno[\text{raiz}(\% \text{ descoloração}/100)]$

### RESUMO

Fatores	Tipo	Níveis	Valores
Diluição	Fixo	2	concentrado; diluído
Tempo	Fixo	2	24; 48

### ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA % DE DESCOLORAÇÃO USANDO SOMA DOS QUADRADOS (SQ) AJUSTADO

Fonte de Variação	GL	SQ	SQ ajustada	QM	F	Valor - P
Diluição	1	0,00157	0,00157	0,00157	0,34	0,568
Tempo	2	0,065589	0,065589	0,032794	7,19	0,009 ***
Diluição*Tempo	2	0,003623	0,003623	0,001812	0,40	0,681
Erro	12	0,054767	0,054767	0,004564		
Total	17	0,125549				

GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; F = valor F do Teste de Student; \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )

### TESTE TUKEY – COMPARAÇÃO DE MÉDIAS ENTRE NÍVEIS DE TEMPO

Variável	Subtraído de	Diferença entre as médias	Diferença mínima significativa	Valor - P
Tempo 24	Tempo 48	0,09416	0,03900	0,0777 *
Tempo 24	Tempo 72	0,14581	0,03900	0,0074 ***
Tempo 48	Tempo 72	0,05164	0,03900	0,4094

\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 90% ( $p < 0,1$ ); \*\*\* = Probabilidade de haver diferença significativa > 99% ( $p < 0,01$ )