



**Universidade Federal de Pernambuco**

**Centro Acadêmico do Agreste**

**Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental**

**Área de Concentração: Tecnologia Ambiental**

# **AVALIAÇÃO CITOGENOTÓXICA DE EFLUENTE TÊXTIL TRATADO POR PROCESSO BIOLÓGICO E FÍSICO-QUÍMICO**

Mestranda: Vanessa Cristina de Souza

Orientadora: Profa. Dra. Sávvia Gavazza

Coorientadora: Prof. Dra. Ana Christina Brasileiro Vidal

Caruaru

2017

VANESSA CRISTINA DE SOUZA

**AVALIAÇÃO CITOGENOTÓXICA DE EFLUENTE TÊXTIL TRATADO POR  
PROCESSO BIOLÓGICO E FÍSICO-QUÍMICO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial para obtenção ao título de Mestre.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental

Orientadora: Profa. Dra. Sália Gavazza

Coorientadora: Profa. Dra. Ana Christina Brasileiro Vidal

**Caruaru - 2017**

Catálogo na fonte:

Bibliotecária – Paula Silva – CRB/4-1223

S729a Souza, Vanessa Cristina de.  
Avaliação citogenotóxica de efluente têxtil tratado por processo biológico e físico-químico. / Vanessa Cristina de Souza. – 2017.  
72f.; il.: 30 cm.

Orientadora: Sávvia Gavazza  
Coorientadora: Ana Christina Brasileiro Vidal.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2017.  
Inclui Referências.

1. Avaliação de riscos de saúde - Brasil, Nordeste. 2. Toxicologia ambiental – Brasil, Nordeste. 3. Água – Purificação – Tratamento biológico. 4. Indústria têxtil – Brasil, Nordeste. 5. Química têxtil – Brasil, Nordeste. I Gavazza, Sávvia. II. Brasileiro Vidal, Ana Christina. III. Título.

620 CDD (23. ed.)

UFPE (CAA 2017-235)

VANESSA CRISTINA DE SOUZA

**AVALIAÇÃO CITOGENOTÓXICA DE EFLUENTE TÊXTIL TRATADO POR  
PROCESSO BIOLÓGICO E FÍSICO-QUÍMICO**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Tecnologia Vegetal.

Aprovado em: 14/03/2017.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Profa. Dra. Ana Christina Brasileiro Vidal (Coorientadora)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Profa. Dra. Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves (Examinadora externa)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Profa. Dra. Mônica Lúcia Adam (Examinadora externa)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Dra. Silvany De Sousa Araújo (Examinadora externa)  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dedico este trabalho a minha família e  
as minhas orientadoras que foram os  
maiores incentivadores dessa pesquisa.

## AGRADECIMENTOS

À Deus por ter me dado saúde e principalmente por ter colocado anjos, em forma de pessoas, que me apoiaram e ensinaram a execução desse trabalho.

À minha família, em especial a Carlos Souza (Pai), Maria de Lourdes (Mãe), Carlos Júnior (Irmão), Ana Laura e Otávio Henrique (Sobrinhos) que me deram todo o apoio na busca de novos conhecimentos, que me aturaram nos momentos de angústias e que me tiravam um sorriso nos momentos de maior desespero. Vocês são meu PORTO SEGURO!

Às minhas orientadoras, Sália Gavazza e Ana Christina, por todo incentivo a buscar novos aprendizados, confiança, amizade, carinho, dedicação e paciência mesmo diante de tantas dificuldades que encontrei. Os desafios dados só engrandeceram meus conhecimentos.

Agradeço as Profas. Ana Benko, Mônica Carvalho e Neide Santos por todo o apoio durante esse período de mestrado. Sem a ajuda de vocês esse objetivo não seria alcançado.

A família LGBV, posso dizer que tive uma ajuda multidisciplinar, pois, independente da área ou da formação, todos estavam dispostos a me ajudar na hora que fosse preciso. Além de compartilhar momentos de diversões, risadas e desesperos também, afinal família é para todos os momentos. Dominick Correia, obrigada pela sua paciência e presteza em todos os momentos do experimento e das análises, seja ele de dia, de noite ou fins de semana. Estavas sempre a me auxiliar e ensinar no que fosse preciso. MUITO OBRIGADA!!

A Gabriela Frosi, Rebeca Rivas, Prof. Marciel Oliveira, Prof. Anderson Paiva e Prof. Maurício Massuero por toda ajuda com a estatística.

Ao LEA, agradeço aos técnicos Luiz e Alessandra, por todo suporte técnico e amizade. Joelithon, sem você eu não conseguiria realizar as análises e coletas, obrigada por todo apoio, mesmo em dias de férias ou fora do horário de trabalho, estavas sempre disposto a ajudar.

Ao LQ, agradeço as técnicas Amanda e Claudete pelo apoio técnico e momentos de descontração quando eu já não aguentava mais ver células na minha frente rrsrs.

Aos colegas do LSA pelo apoio nas coletas, análises e dúvidas durante os experimentos. Em especial agradeço a Marcelo, Osmar, Rhayssa, Roberto e Júcelia. Esse grupo só cresce devido ao empenho e ajuda que todos se propõem a fazer um pelo outro.

Ao CNPq que possibilitou a aquisição dos materiais necessários para a pesquisa. Ao IPA por ter disponibilizado as sementes de cebola material importante para realização do trabalho, ao PPGE CAM e o seu secretário Marcelo Lopes por todo suporte necessário

durante o período do mestrado, a lavanderia Nova Geração por ter permitido o acesso para coleta dos efluentes. Enfim, agradeço a todos que contribuíram para que esse trabalho fosse concluído.

*“O sucesso nasce do querer, da determinação e persistência em se chegar a um objetivo. Mesmo não atingindo o alvo, quem busca e vence obstáculos, no mínimo fará coisas admiráveis.” (JOSÉ DE ALENCAR)*

## RESUMO

As indústrias têxteis são grandes poluidoras do meio ambiente devido aos processos industriais realizados, como enxágue, tingimento, fixação e alvejamento. No Brasil, principalmente no Nordeste, comumente são lançados efluentes têxteis em corpos d'água, sem qualquer tratamento, gerando grandes impactos ambientais. Este trabalho visou analisar o potencial tóxico, citotóxico, genotóxico e mutagênico em nível cromossômico de efluentes têxteis brutos e após tratamento físico-químico ou biológico, mediante sistema-teste *Allium cepa*. Adicionalmente, foi realizado o teste de ecotoxicidade com *Vibrio fischeri*. Para tal, foram realizados dois experimentos, Experimento 1, realizado com efluentes têxteis reais brutos e após tratamento físico-químico oriundos de uma lavanderia têxtil localizada na cidade de Caruaru-PE e, Experimento 2, realizado com efluentes sintéticos brutos e após tratamentos biológicos oriundos de reatores em escala de bancada operados no laboratório de saneamento ambiental (LSA) do *Campus* da UFPE em Recife. Para os efluentes reais (Experimento 1), não foi observada toxicidade nem para o efluente bruto nem para o tratado físico-quimicamente em ambos os bioensaios (*A. cepa* e *V. fischeri*). Além disso, o tratamento físico-químico apresentou eficiência de remoção de cor de 64,1%. Para os efluentes sintéticos, houve remoção de cor, em 77,1% e 75%, e de DQO, em 76,7% e 81,1%, respectivamente para o TAN (Tratamento Anaeróbio) e TAI (Tratamento Aeróbio Intermitente). Nas análises com *A. cepa*, verificou-se aumento do índice de genotoxicidade (IGen) de 63,3% e 52,1% para o efluente bruto sintético (BS) e TAN, respectivamente, bem como redução de 65% para o TAI, quando comparado ao controle negativo. Análises com *V. fischeri* corroboraram as análises físico-químicas e com o sistema-teste *A. cepa*, pois, foi encontrada toxicidade para as amostras de TAN, mas não de TAI. Esses resultados mostram a importância em unir dois ou mais processos de tratamento a fim de se ter uma melhor eficiência nos resultados bem como melhor qualidade do efluente lançado nos corpos hídricos.

Palavras-chave: Avaliação citogenotóxica. Efluente têxtil. *Allium cepa*. Tratamento biológico.

## ABSTRACT

The textile industries are great environment polluters due to industrial processes realized, like washing, coloring, fixation and bleaching. In Brazil, mainly in Northeastern region, textile effluents are disposed directly in bodies of water with no previous treatment, generating large environmental impacts. In this work, we evaluate the toxic, cytotoxic, genotoxic and mutagenic potential at a chromosome level, testing the effects of real and synthetic textile effluents treated by physico-chemical and biological processes, by *Allium cepa* test system. Additionally, it was conducted a test of ecotoxicity with *Vibrio fischeri*. To the real effluents, it was not observed toxicity for the raw or treated effluents in both tests (*A. cepa* and *V. fischeri*). Moreover, the physico-chemical treatment showed an efficiency in color removal of 64,1%. For the synthetic wastewaters physico-chemical treatments, there was a positive color removal, in the order of 77,1% and 75%, and COD reduction in the order of 76,7% for the TAN (Anaerobic Treatment) and 81,1% TAI (Aerobic Intermittent Treatment). The analysis with *A. cepa* showed an increase on the genotoxicity index (IGen) of 63,3% and 52,1% for the crude synthetic effluent (BS) and, respectively, as well as the reduction on 65% for TAI in comparison to the negative control. The analysis with *V. fischeri* confirms the physico-chemical analysis with the *A. cepa* systems, once it was found toxicity for the TAN samples, but not for TAI. These results point out the need to aggregate two or more effluent treatments in order to gather a better efficiency, as well as a better quality on the wastewater disposed on bodies of water.

Keywords: Cytogenotoxic evaluation. Textile effluent. *Allium cepa*. Biological treatment.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Mapa 1</b> - Mapa do estado de Pernambuco com indicação da localização das cidades que compõe o APL em relação a capital do estado, Recife.....	19
<b>Fluxograma 1</b> - Etapas gerais do beneficiamento de jeans em lavanderias de médio porte na cidade de Caruaru-PE.....	20
<b>Foto 1</b> - Recepção de peças na lavanderia Nova Geração (Caruaru, PE).....	21
<b>Foto 2</b> - Vista geral dos maquinários em diversas etapas da produção (A) e tampinhas de garrafas utilizadas no processo de lavagem (B).....	21
<b>Foto 3</b> - Local de armazenamento de produtos químicos usados no processo de tingimento e branqueamento na lavanderia Nova Geração.....	22
<b>Foto 4</b> - Trecho do Rio Ipojuca que corta a cidade de Caruaru.....	23
<b>Desenho 1</b> - Ilustração esquemática de sistemas de tratamento físico-químico comuns em lavanderias de jeans no agreste de Pernambuco.....	26
<b>Desenho 2</b> - Estrutura molecular do corante tetra azo Direct Black 22.....	27
<b>Figura 1</b> - Células de <i>Allium cepa</i> com alterações cromossômicas: (A) ponte cromossômica; (B) metáfase poliploide com aderência cromossômica; (C) quebra cromossômica e (D) micronúcleo.....	31
<b>Foto 5</b> - Sistema de gradeamento (A) e tanque de equalização (B) de lavanderia têxtil de médio porte localizada na cidade de Caruaru-PE.....	32
<b>Foto 6</b> - Em destaque, reservatório de tratamento físico-químico (A); lodo em diferentes etapas de secagem (B) e efluente líquido descartado no corpo hídrico (C).....	33
<b>Foto 7</b> - Foto ilustrativa dos reatores em funcionamento.....	35
<b>Foto 8</b> - Sementes de <i>Allium cepa</i> germinadas no efluente bruto real (A), tratado por processo físico-químico (B), bem como nos controles negativo (água destilada) e positivos [MMS (metil metanosulfonato) e trifluralina (C)], no Experimento 1.....	37
<b>Gráfico 1</b> - Varredura espectrofotométrica na faixa de comprimento de onda UV-visível do efluente têxtil real bruto (BR; —) e após tratamento físico-químico (FQ; —), de amostra oriunda de lavanderia têxtil de médio porte localizada em Caruaru-PE.....	44
<b>Gráfico 2</b> - Curvas de germinação de sementes de <i>Allium cepa</i> em efluente têxtil bruto (BR) e após tratamento físico-químico (FQ) oriundos de uma lavanderia têxtil de médio porte localizada em Caruaru-PE, comparadas às curvas dos controles negativo (água ultrapura; H <sub>2</sub> O) e positivo (trifluralina; TRI).....	47
<b>Gráfico 3</b> - Varredura espectrofotométrica na faixa de comprimento de onda UV-visível do efluente têxtil bruto sintético (BS; —) e após tratamento em reator anaeróbio (TAN; —) e em reator aeróbio intermitente (TAI; —), de amostra oriunda de reatores operados por (MENEZES, 2017).....	55
<b>Gráfico 4</b> - Curva de germinação de sementes de <i>Allium cepa</i> em Efluente Bruto Sintético (BS), Efluente Tratado por Processo Anaeróbio (TAN) e Aeróbio Intermitente (TAI), comparadas às curvas dos controles negativo (água ultrapura; H <sub>2</sub> O) e positivo (trifluralina; TRI) ao longo de 21 dias.....	56

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Processos físicos e/ou químicos disponíveis para o tratamento do efluente têxtil, ressaltando-se as vantagens e desvantagens de cada método.....	25
<b>Tabela 2</b> - Organismos testes mais utilizados em ensaios de toxicidade.....	29
<b>Tabela 3</b> - Composição do efluente sintético utilizado no presente trabalho.....	34
<b>Tabela 4</b> - Detalhamento do ciclo nos reatores em batelada.....	35
<b>Tabela 5</b> - Análises físico-químicas do efluente têxtil real bruto (BR) e após tratamento físico-químico (FQ) oriundos de uma lavanderia têxtil de médio porte localizada em Caruaru-PE comparadas a estudos prévios.....	41
<b>Tabela 6</b> - Curvas de germinação de sementes de <i>Allium cepa</i> em efluente têxtil bruto (BR) e após tratamento físico-químico (FQ) oriundos de uma lavanderia têxtil de médio porte localizada em Caruaru-PE, comparadas às curvas dos controles negativo (água ultrapura; H <sub>2</sub> O) e positivo (trifluralina; TRI).....	48
<b>Tabela 7</b> - Frequência de alterações cromossômicas em células de raízes <i>Allium cepa</i> crescidas em efluente têxtil real bruto (BR) e após tratamento físico-químico (FQ) oriundos de uma lavanderia têxtil de médio porte localizada em Caruaru-PE, comparadas às curvas de CN (água ultrapura; H <sub>2</sub> O) e CP (trifluralina; TRI).....	49
<b>Tabela 8</b> - Resultados de toxicidade utilizando <i>Vibrio fischeri</i> (Microtox®) em amostras de efluentes têxteis reais bruto (BR) e após tratamento físico-químico (FQ), oriundas de uma lavanderia têxtil de médio porte localizada em Caruaru-PE.....	50
<b>Tabela 9</b> - Análises físico-químicas realizadas para as amostras dos efluente bruto sintético (BS), após tratamento anaeróbio (TAN) e após tratamento aeróbio intermitente (TAI).....	52
<b>Tabela 10</b> - Índice de germinação (IG) de sementes de <i>Allium cepa</i> submetidas a diferentes diluições de Efluente Sintético Bruto (BS), Efluente Tratado por Processo Anaeróbio (TAN) e Aeróbio Intermitente (TAI), em dois períodos (até o 4º dia e até o 21º dia), ao longo de 21 dias.....	57
<b>Tabela 11</b> - Frequência de alterações cromossômicas nos efluentes sintéticos bruto e tratado por processo anaeróbio e aeróbio intermitente avaliadas pelo sistema-teste <i>Allium cepa</i> .....	57
<b>Tabela 12</b> - Análise da toxicidade em amostras de Efluentes Sintético Bruto (BS), Tratado por Processo Anaeróbio (TAN) e Aeróbio Intermitente (TAI), utilizando <i>Vibrio fischeri</i> (Microtox®).....	59

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIT	Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confeções
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	Alterações Cromossômicas
APHA	<i>American Public Health Association</i> ; Associação Americana de Saúde Pública
APLCP	Arranjo Produtivo Local de Confeções de Pernambuco
BAS	Biofiltro Aerado Submerso
BN	Broto Nuclear
BR	Efluente Bruto Real
BS	Efluente Bruto Sintético
CAA	Centro Acadêmico do Agreste
CE <sub>20</sub>	Concentração Efetiva da amostra que causou 20% de inibição na luminescência em teste com <i>Vibrio fischeri</i>
CE <sub>50</sub>	Concentração Efetiva da amostra que causou 50% de inibição na luminescência em teste com <i>Vibrio fischeri</i>
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CN	Controle Negativo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CP	Controle Positivo
DB22	<i>Direct Black 22</i>
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E <sub>0</sub>	Potencial Redox Padrão
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
F <sub>1</sub>	Células da primeira geração posterior à geração de célula meristemática
FQ	Efluente tratado por processo físico-químico
FT	Diluição mínima da amostra em que não se observou inibição quantificável da luminescência em teste com <i>Vibrio fischeri</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IG	Índice de Germinação
IGen	Índice de Genotoxicidade
IM	Índice Mitótico
IMt	Índice de Mutagenicidade
IPA	Instituto Agrônomo de Pernambuco
IPCS	<i>International Programme on Chemical Safety</i> ; Programa Internacional de

## Segurança Química

ITEP	Instituto Tecnológico de Pernambuco
LGBV	Laboratório de Genética e Biotecnologia Vegetal
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
MMS	MetilMetanosulfonato
MN	Micronúcleos
ND	Não Detectável
OD	Oxigênio dissolvido
ORP	Oxidation Reduction Potential
PC	Perda Cromossômica
pH	Potencial hidrogeniônico
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TAI	Tratamento Aeróbico Intermitente
TAN	Tratamento Anaeróbio
TRI	Trifluralina (Herbicida)
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i> ; Programa Ambiental das Nações Unidas
USEPA	<i>US Environmental Protection Agency</i> ; Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
UT	Unidade Tóxica em Teste com <i>Vibrio fischeri</i>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	15
<b>1.1</b>	<b>Objetivos</b> .....	17
1.1.1	Objetivo geral.....	17
1.1.2	Objetivo específico.....	17
<b>2</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA</b> .....	18
<b>2.1</b>	<b>Indústria têxtil</b> .....	18
2.1.1	Indústria têxtil em Caruaru.....	19
2.1.2	Etapas de beneficiamento do jeans.....	20
2.1.3	Tratamentos de efluentes têxtil.....	23
2.1.4	Tratamentos físico-químico.....	25
2.1.5	Tratamentos biológicos.....	26
<b>2.2</b>	<b>Testes ecotoxicológicos</b> .....	28
2.2.1	Teste <i>Allium cepa</i> .....	29
2.2.2	Teste <i>Vibrio fischeri</i> .....	31
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	32
<b>3.1</b>	<b>Descrição da área e dos experimentos realizados</b> .....	32
<b>3.2</b>	<b>Experimento 1: efluentes reais</b> .....	32
<b>3.3</b>	<b>Experimento 2: efluentes sintéticos</b> .....	33
3.3.1	Composição do efluente têxtil sintético.....	33
3.3.2	Reatores e operação.....	34
<b>3.4</b>	<b>Análises físico-químicas</b> .....	36
<b>3.5</b>	<b>Ensaio <i>Allium cepa</i></b> .....	36
3.5.1	Toxicidade.....	37
3.5.2	Preparo das lâminas.....	37
3.5.3	Citotoxicidade.....	38
3.5.4	Genotoxicidade.....	38
3.5.5	Mutagenicidade (IMit).....	39
3.5.6	Análises estatísticas.....	39
<b>3.6</b>	<b>Organismos testes <i>Vibrio fischeri</i></b> .....	39
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	41
<b>4.1</b>	<b>Experimento 1: efluentes reais</b> .....	41
4.1.1	Análises físico-químicas.....	41
4.1.2	Análises com <i>Allium cepa</i> .....	46
4.1.3	Análises com <i>Vibrio fischeri</i> .....	50
<b>4.2</b>	<b>Experimento 2: efluentes sintéticos</b> .....	52
4.2.1	Análises físico-químicas.....	52
4.2.2	Análises com <i>Allium cepa</i> .....	56
4.2.3	Análises com <i>Vibrio fischeri</i> .....	59
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	61
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	63
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	64

## 1 INTRODUÇÃO

As indústrias têxteis possuem uma grande importância socioeconômica em diversas regiões do Brasil. No estado de Pernambuco, destaca-se o polo de confecções instalado, principalmente, nas cidades de Santa Cruz do Capibaribe, Toritama e Caruaru, que é responsável por cerca de 16% da produção nacional de jeans e fatura anualmente mais de R\$ 1,1 bilhão (IBGE, 2013).

Apesar do desenvolvimento econômico trazido pela indústria têxtil em Pernambuco, essas indústrias também são responsáveis pelo lançamento de efluentes resultantes de atividades que envolvem processos de desengomagem, enxágue, tingimento, fixação, estonagem, neutralização e alvejamento. Tais processos requerem a utilização de grandes volumes de água e, devido aos produtos químicos utilizados, causam grande impacto ao meio ambiente (ALVIM et al., 2011). Os corantes merecem destaque por seu constante uso e pelo fato de que os sistemas de tratamento físico-químico, comumente aplicados na indústria têxtil, consistem basicamente de coagulação e floculação, removendo cor com baixa eficiência e gerando resíduos sólidos, potencialmente mais tóxicos (SPONZA; ISIK, 2005).

Na indústria têxtil, diversos tipos de corantes são encontrados. Dentre eles, destacam-se os corantes do tipo azo, caracterizados pela presença de ao menos um grupamento azo ( $-N=N-$ ). Estes representam mais de 60% do total de corantes utilizados na indústria têxtil (SARATALE et al., 2011), devido à boa fixação e por suas moléculas formarem uma ligação química bastante estável com as fibras do tecido (GUARATINI; ZANONI, 1999). Contudo, além de problemas estéticos (visuais), os corantes podem ser tóxicos, cancerígenos e mutagênicos quando se avalia o impacto causado pelo descarte do efluente têxtil nos corpos hídricos (MAHMOOD et al., 2015). Outros autores como (RAJAGURU et al., 2000), por exemplo, confirmaram o potencial cancerígeno do corante Direct Red 2, que induziu a formação de micronúcleos em células da medula óssea de ratos, após exposição de 24 h.

Uma alternativa considerada eficiente para minimizar os danos estéticos e ambientais causados pelos corantes é o uso de processos biológicos aeróbios e anaeróbios no tratamento dos efluentes, pois, além de possibilitar a remoção da cor e matéria orgânica, são economicamente viáveis (COSTA; MENDONÇA; DOS SANTOS, 2009; KHELIFI et al., 2009; AMARAL et al., 2014). De modo geral, as indústrias utilizam a combinação de dois ou mais sistemas, dependendo do tipo de efluente, da sua característica e do destino dado ao efluente tratado (SOLIS et al., 2012). A utilização de sistemas reatores sequenciais

anaeróbios/aeróbios, por exemplo, viabiliza a degradação e mineralização dos corantes do tipo azo. No reator anaeróbio ocorre a quebra da ligação azo dos corantes, com a formação de aminas aromáticas como produtos de degradação. No reator aeróbio ocorre a oxidação das aminas aromáticas, com formação de gás carbônico e nitrato. Dessa forma, o resultado é um efluente isento de cor e muito menos tóxico (FERRAZ et al., 2011).

Contudo, como no polo de confecções do agreste pernambucano os efluentes na maioria das vezes são lançados no corpo hídrico sem qualquer controle, estudos de toxicidade de efluentes são de grande importância para a avaliação da qualidade dos mesmos, de forma a relacionar os contaminantes com seus efeitos sinérgicos ou antagônicos em organismos-testes. Os animais e as plantas são excelentes organismos-modelo para indicar os efeitos tóxicos, citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos de poluentes ambientais, tais como metais pesados, agrotóxicos, derivados de petróleo, corantes têxteis, misturas complexas, além de amostras de água de irrigação de hortaliças e de efluentes industriais (CARITÁ; MARIN-MORALES, 2008; LACERDA; SOUZA; IRAZUSTA, 2011; BIANCHI et al., 2016).

Dentre as plantas, o sistema-teste *Allium cepa* L. (cebola) constitui um bom modelo experimental *in vivo*, por apresentar diversas características cromossômicas e facilidades de cultivo, que permitem uma boa avaliação e comparação de resultados frente a outros sistemas-teste (MATSUMOTO et al., 2006; BAGATINI et al., 2007; LEME; MARIN-MORALES, 2009; ABDELMIGID, 2013). O referido bioensaio tem sido usado frequentemente para avaliar a eficiência de processos de descontaminação ambiental, funcionando como biomarcador adequado para detecção de danos celulares e genéticos (MAZZEO et al., 2015). Este teste consiste no crescimento das raízes da cebola em contato direto com a substância de interesse (compostos químicos, efluentes, entre outros), permitindo detectar a presença de alterações cromossômicas, micronúcleos e distúrbios no ciclo mitótico (TESDESCO; LAUGHINGHOUSE, 2012).

Desta forma, este trabalho visou avaliar o processo de atenuação do potencial poluidor de efluentes têxteis, após diferentes etapas de tratamento, utilizando o sistema-teste *A. cepa*, contribuindo para o entendimento dos efeitos produzidos a partir do lançamento de efluentes (tratados ou não) em corpos d'água.

## 1.1 Objetivos

### 1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a toxicidade, citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade em nível cromossômico de efluentes têxteis após tratamento físico-químico e biológico, utilizando os sistemas-testes *Allium cepa* e *Vibrio Fischeri*.

### 1.1.2 Objetivos específicos

- a) avaliar a eficiência de sistemas de tratamentos físico-químico e/ou biológico de efluentes têxteis real e sintético, em termos de remoção de matéria orgânica e cor;
- b) avaliar a toxicidade, citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade dos efluentes têxteis tratados e sem tratamento;
- c) apontar as ações aneugênicas e/ou clastogênicas no efluente têxtil da lavanderia tratado e sem tratamento, mediante a correlação entre ensaios de genotoxicidade e mutagenicidade, com o perfil físico-químico do efluente;
- d) comparar o parâmetro toxicidade dos efluentes têxteis reais e sintéticos mediante bioensaios com *Allium cepa* e teste com *Vibrio Fischeri*.

## 2. REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1 Indústria têxtil

O setor têxtil representa uma atividade industrial antiga e de muita significância econômica para vários países (GEREFFI, 2002). Após a Revolução Industrial, houve uma modernização no setor fabril e as atividades anteriormente desenvolvidas de forma manual passaram a ser realizadas com o auxílio de máquinas, fazendo com que na Inglaterra a produção aumentasse em diversos setores (TIGRE, 2006). Na década de 80, a produção têxtil mundial começou a apresentar mudanças migrando principalmente para países da Ásia. Atualmente, a Ásia representa cerca de 73% do volume de produção têxtil no mundo, com destaque para a China que está na primeira colocação, com mais de 50% da produção têxtil mundial (ABIT, 2017). A China também se destaca no setor de exportações, pois juntamente com Hong Kong é responsável por 36% das exportações mundiais na área têxtil.

No Brasil, a expansão da indústria têxtil ocorreu principalmente por três fatores: matéria-prima básica em grande quantidade, mão de obra abundante e mercado consumidor em crescimento (IEMI, 2002), onde se produz desde fibras até confecções, ocupando a quarta posição entre os maiores produtores mundiais de artigos de vestuário e a quinta posição entre os maiores produtores de manufaturas têxteis (ABIT, 2017). Para o ano de 2017, foi previsto um faturamento de R\$ 135 bilhões para o setor têxtil e de confecção brasileiro, estimando-se um aumento de 4,6% no setor têxtil quando comparado ao ano de 2016 (ABIT, 2017).

Contudo, no ranking de exportadores, o Brasil ocupa a 23ª posição, pois sua contribuição é muito pequena. Existem mais de 32 mil empresas no território nacional, onde mais de 80%, são de pequeno e médio porte. O investimento realizado nesses segmentos provém basicamente do capital nacional, sendo a maior concentração das indústrias na região Sudeste, seguida das regiões Sul e Nordeste do país (ABIT, 2017).

Apesar de serem de pequeno e médio porte, as indústrias têxteis são grandes consumidoras de água, como também grandes geradoras de efluentes líquidos. Para produção de 1 kg de produto têxtil se faz necessária a utilização de cerca de 200 L de água (GHALY et al., 2014). Na maioria das vezes, o efluente gerado não é reaproveitado nem tratado adequadamente, ocasionando diversos problemas ambientais em decorrência da grande quantidade de produtos químicos e corantes utilizados nesta indústria.

### 2.1.1 Indústria têxtil em Caruaru

Da região Norte e Nordeste, Pernambuco é o segundo maior produtor têxtil e oitavo produtor do Brasil, respondendo por um faturamento de 2,9% do total nacional; conjuntamente, é responsável por 47,5 mil empregos diretos e 1.359 empresas do setor têxtil e de confecção (ABIT, 2017). O arranjo produtivo local (APLCP) da confecção do agreste compreende principalmente três municípios, Caruaru, Santa Cruz do Capibaribe e Toritama (Mapa 1), sendo considerados importantes polos de confecções de tecido, cujo principal produto é o jeans. Os trabalhos com o segmento de malhas predominam na cidade de Santa Cruz do Capibaribe, a fabricação do jeans em Toritama e a lavagem de jeans em Caruaru, onde o jeans cru é lavado para ganhar cor e estilo, dependendo da solicitação do cliente e da moda do momento.

**Mapa 1** - Mapa do estado de Pernambuco com indicação da localização das cidades que compõe o APL em relação a capital do estado, Recife.



Fonte: Relatório PMC confecções (ITEP, 2008).

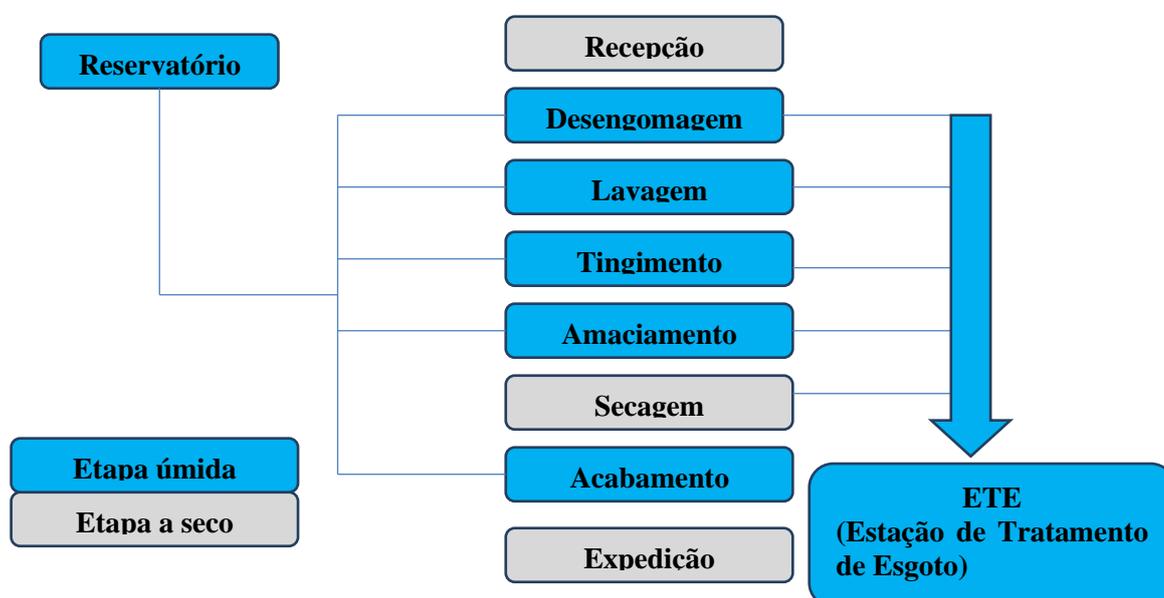
Apesar dos grandes benefícios para o agreste pernambucano, o crescimento da indústria têxtil também gera impactos ambientais devido à falta de planejamento e infraestrutura, à inexistência de ações de controle e de mitigação desses impactos resultando em um desenvolvimento insustentável (AMARAL, 2011). Nas cidades de Caruaru e Toritama, existem cerca de 110 e 56 lavanderias de jeans, respectivamente, onde são gerados 5,9 milhões de litros de efluentes por dia, o que representa 153 milhões de litros de efluentes mensais (ITEP, 2008). Segundo (Amaral et al., 2015), a utilização de grandes volumes de água, lançamento do efluente têxtil nos corpos de água e elevado consumo de energia são alguns impactos observados nas indústrias têxteis do agreste pernambucano. Dentre os produtos liberados no ambiente, por meio do efluente têxtil, destacam-se uma

grande diversidade de compostos químicos potencialmente tóxicos, que podem causar danos ambientais, bem como aos organismos que o integram.

### 2.1.2 Etapas de beneficiamento do jeans

Durante a lavagem de jeans em Caruaru, as peças passam por diversas etapas de beneficiamento dentro das lavanderias, dependendo da solicitação do cliente e da moda, como descrito de modo geral na Fluxograma 1.

**Fluxograma 1** - Etapas gerais do beneficiamento de jeans em lavanderias de médio porte na cidade de Caruaru-PE.



Fonte: A Autora (2016)

1. **Receção:** Início do processo: É o local onde as peças são pesadas e separadas de acordo com o tipo de processo solicitado pelo cliente (Foto 1).
2. **Pré-testes:** Realização de testes com diversos tipos de corantes em diferentes processos, com finalidade de avaliar se a peça de roupa terá o resultado desejado pelo cliente ou se ajustes serão necessários. Nesta etapa de pré-teste, são utilizadas máquinas pequenas, a fim de reduzir custos para a empresa e de gerar resultados mais rápidos para o cliente.
3. **Desengomagem:** Primeira etapa úmida do processo, que tem por objetivo a eliminação da goma contida no tecido.

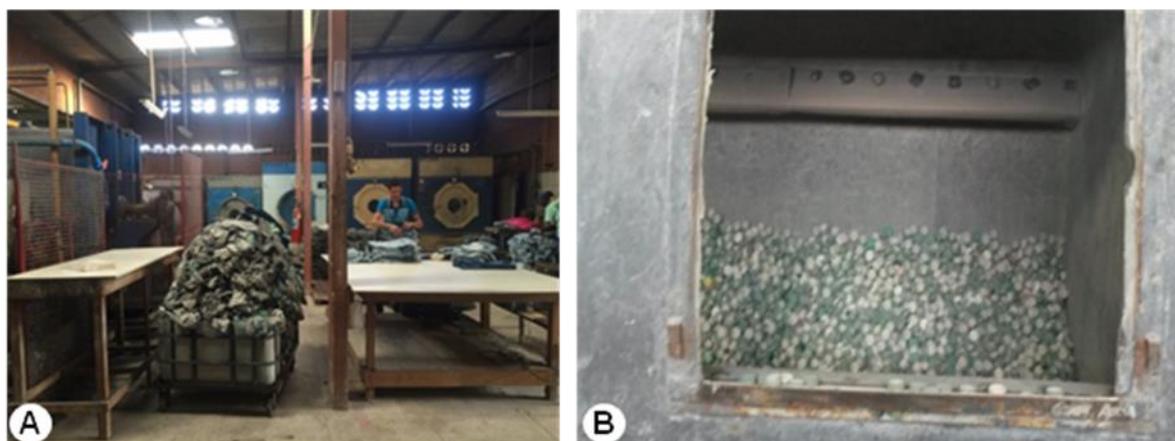
**Foto 1** - Recepção de peças na lavanderia Nova Geração (Caruaru, PE).



Fonte: A Autora (2016).

4. **Lavagem:** Segunda etapa úmida do processo, que segue a tendência da moda e a solicitação do cliente. Pode ser realizada com enzimas ou com auxílio de pedras e tampinhas de garrafas (Foto 2) ou apenas com água.

**Foto 2** - Vista geral dos maquinários em diversas etapas da produção (A) e tampinhas de garrafas utilizadas no processo de lavagem (B).



Fonte: A Autora (2016).

5. **Branqueamento / Tingimento:** Essa etapa do processo também segue a solicitação do cliente, seguindo a tendência da moda. É determinante para o sucesso comercial dos

produtos têxteis. O branqueamento tem por objetivo clarear o “jeans” com reações de oxirredução, desbotando o corante índigo. Os produtos comumente utilizados são hipoclorito de sódio e peróxido de hidrogênio. O tingimento tem por objetivo tingir o “jeans” com a cor desejada, sem manchas ou nuances, existindo inúmeras cores e tipos distintos de corantes (GUARATINI; ZANONI, 1999). São usados nessa etapa: corantes, metais, sais, surfactantes, sulfato e formaldeído. A Foto 3 mostra a sala de armazenamento dos produtos químicos usados no processo de tingimento em uma indústria têxtil, de médio porte, em Caruaru-PE.

**Foto 3** - Local de armazenamento de produtos químicos usados no processo de tingimento e branqueamento na lavanderia Nova Geração.



**Fonte:** A Autora (2016)

6. **Amaciamento:** É a fase final das etapas úmidas do processo, posterior à lavagem ou tingimento, onde é realizada a adição de amaciante para dar suavidade às peças desejadas pelo cliente.
7. **Secagem:** A remoção da água é realizada por centrifugação ou por vaporização térmica com uso de máquinas secadoras. A temperatura requer uma atenção especial nessa parte do processo, pois, quando superior a 90 °C, as peças podem encolher (FERRAZ, 2011).
8. **Acabamento e expedição:** A etapa de acabamento é parcialmente úmida, por usar vapor de água para eliminar as rugas das peças. Já na expedição, é realizada a triagem das peças com a finalidade de separar aquelas com defeitos, seja na lavagem, tingimento ou integridade da peça.

### 2.1.3 Tratamentos de efluentes têxtil

Todas as etapas do beneficiamento de jeans geram grandes quantidades de efluentes têxteis, devido aos grandes volumes de água utilizados, que são descartados na maioria das vezes sem qualquer tratamento. Esses efluentes apresentam em sua composição corantes, metais pesados, detergentes, solventes, surfactantes e diversos outros produtos que podem ser tóxicos (CHEN et al., 2005; AMIN et al., 2008; KORBATHI; TANYOLAÇ, 2008; LAU ISMAIL, 2009). Uma das etapas principais onde ocorre maior utilização de material é na etapa de tingimento, onde os vilões são os corantes. Os demais produtos, utilizados em menor proporção, são auxiliares na parte da fixação da coloração nas peças.

Como muitos dos corantes possuem pouca fixação nas peças (VAN DER ZEE, 2002), eles são utilizados em grandes quantidades, para dar o efeito desejado pelo cliente e, conseqüentemente são descartados em grandes volumes no corpo hídrico. A mudança de coloração do corpo hídrico (Foto 4) pode ser notada pela população e está associada à contaminação (FERRAZ et al., 2011). Além dos impactos estéticos, os corantes merecem atenção, pois, interferem direta ou indiretamente no processo de fotossíntese da vida aquática, podendo ser tóxicos, mutagênicos ou cancerígenos (WEISBURGER, 2002).

**Foto 4** - Trecho do Rio Ipojuca que corta a cidade de Caruaru



**Fonte:** A Autora (2016)

Dessa forma, é necessária a eliminação ou atenuação dos corantes das águas residuárias, antes de seu lançamento no meio ambiente (SUN et al., 2011). As indústrias devem utilizar tratamentos adequados a fim de minimizar esses impactos ao meio ambiente.

Atualmente, no polo de confecção de Caruaru, as indústrias utilizam apenas tratamento físico-químico; no entanto, o uso de tratamentos biológicos, como a utilização de reator UASB e BAS também é uma alternativa promissora na mitigação desses impactos (FERRAZ et al., 2011; SILVA et al., 2012).

Como o efluente têxtil apresenta composição complexa, devido à presença de vários compostos na mistura, selecionar a melhor opção de tratamento não é uma tarefa fácil (AMARAL et al., 2015). A composição do efluente, as características dos corantes, sua toxicidade e a finalidade de utilização após o tratamento pode fazer com que se utilize uma combinação de processos para se ter uma maior eficiência no tratamento do efluente (SOLÍS et al., 2012).

Para ajustar os efluentes têxteis à qualidade estabelecida como padrão para o descarte de efluentes em corpos hídricos, faz-se necessário o acompanhamento por parte dos órgãos ambientais responsáveis pela fiscalização, para garantir o cumprimento da legislação vigente. De acordo com a CONAMA 430/11, os efluentes só poderão ser despejados no corpo receptor após o tratamento seguindo os padrões e normas vigentes. Na água doce, classe tipo II que representa a maioria dos corpos hídricos brasileiros, os parâmetros devem seguir os valores discriminados na NT-202. R-10 - CPRH, CONAMA 357/05 e 430/11: temperatura inferior 40 °C; cor visivelmente ausente; pH entre 6 e 9; eficiência de remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO), 70 a 90%, de acordo com a carga orgânica total das atividades poluidoras, entre outros. Para a indústria têxtil, a redução de DQO deve ser de 80% (NT-202. R-10 - CPRH).

Vários estudos químicos, físicos e biológicos dos efluentes têxteis das lavanderias do polo têxtil do agreste pernambucano foram desenvolvidos, tendo sido encontrados valores de DQO variando entre 481,89 e 1.135 mg O<sub>2</sub>/L, como presentes no efluente têxtil real (CHAGAS, 2009; SANTOS, 2006). Essa variação está relacionada com o desenvolvimento de diferentes processos produtivos pelas indústrias, que variam de acordo com a moda e, principalmente, com as épocas festivas, nas quais há um aumento na emissão de resíduos têxteis nos corpos hídricos. Para a citada variação (SANTOS, 2006; CHAGAS, 2009), se a legislação estadual for aplicada, os sistemas de tratamento utilizados deveriam produzir efluente tratado com DQO variando entre 96 e 227 mg O<sub>2</sub>/L. O mais importante, estabelecido na legislação federal (CONAMA 357/05 e 430/11), é que o efluente, após lançamento no corpo hídrico não desenquadre o referido corpo hídrico da classificação recomendada pela citada legislação e feita pela CPRH, para Pernambuco.

### 2.1.4 Tratamento físico-químico

O tratamento físico-químico é o mais comumente usado nas indústrias têxteis do APLCP de confecções do agreste pernambucano. Existem vários processos físicos e/ou químicos disponíveis para o tratamento do efluente têxtil, como podem ser observados na Tabela 1, sendo o método de coagulação e floculação o mais comum nas indústrias têxteis pernambucanas e também o mais utilizado nas lavanderias de Caruaru-PE, devido a sua praticidade e viabilidade econômica.

**Tabela 1** - Processos físicos e/ou químicos disponíveis para o tratamento do efluente têxtil, ressaltando-se as vantagens e desvantagens de cada método.

<b>Método Físico e/ou químico</b>	<b>Vantagem</b>	<b>Desvantagem</b>
<b>Oxidação avançada</b>	Processo rápido	Alto custo energético e formação de subprodutos
<b>Adsorção</b>	Boa remoção de uma grande variedade de corantes	Requer regeneração do produto aplicado a adsorção
<b>Tecnologia de membranas</b>	Remoção de todos os tipos de corantes	Poluição de lodo altamente concentrado
<b>Coagulação e floculação</b>	Viabilidade econômica	Alta produção de lodo

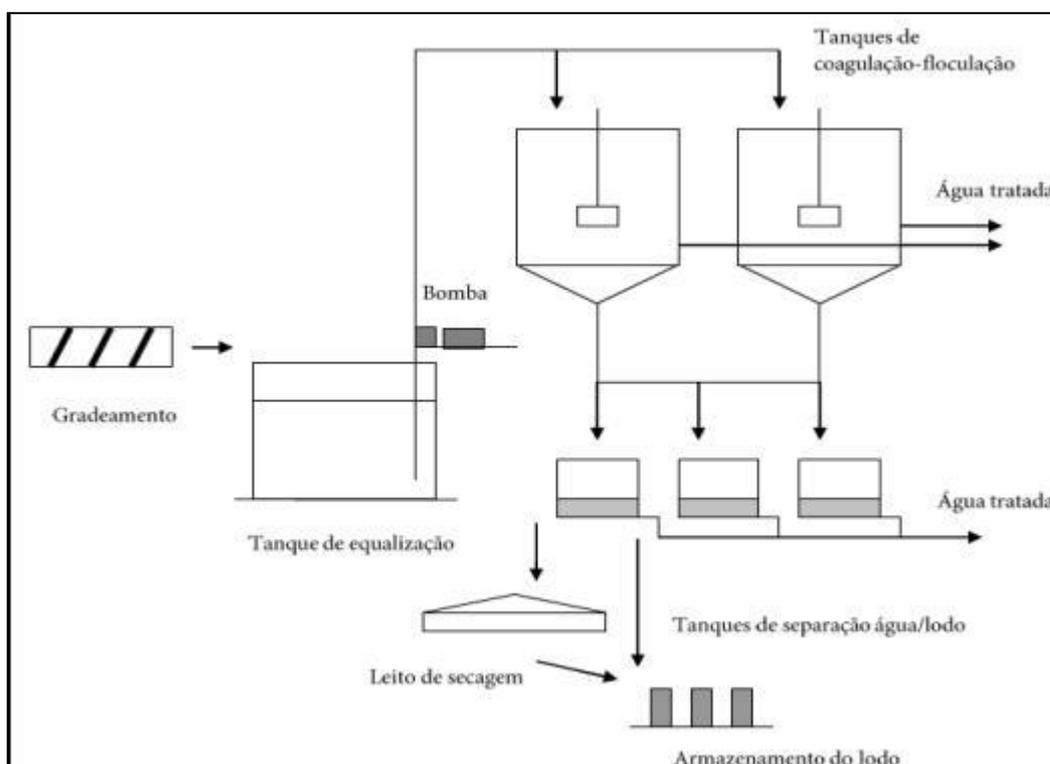
Fonte: Pearce et al. (2003)

O Desenho 1 mostra diversos métodos físico-químicos que podem ser utilizados para o tratamento de efluentes têxteis. Dentre esses, destaca-se o tratamento via coagulação e floculação, por ser o mais utilizado nas indústrias têxteis, esse método consiste em o efluente primeiramente passar por um sistema de gradeamento. Posteriormente, é transferido para o tanque de equalização e, através de uma bomba, é lançado nos tanques em que serão realizados os processos de coagulação e floculação. Em seguida, a parte líquida é descartada nos corpos hídricos e a parte sólida segue para secagem para formação do lodo. Assim, nesse método, verifica-se que existe apenas uma transferência de poluentes que antes se encontravam na forma líquida passando para a forma sólida, após tratamento físico-químico, resultando numa alta produção de lodo.

Esse lodo gerado tem como destino final os aterros sanitários que não estão preparados para receber tal resíduo, necessitando de um tratamento especial por ser um resíduo bastante tóxico. No entanto, este tipo de tratamento tem como desvantagens os altos

custos com produtos químicos e a não remoção de alguns metabólitos recalcitrantes provenientes da quebra dos corantes (FORGACS et al., 2004; ZHANG et al., 2004). Por isso, tem sido estudada em parcerias com as indústrias têxteis a utilização do tratamento biológico, o qual é eficiente na remoção de poluentes e não resulta em altos volumes de lodo como no tratamento físico-químico.

**Desenho 1** - Ilustração esquemática de sistemas de tratamento físico-químico comuns em lavanderias de jeans no agreste de Pernambuco.



Fonte: Buss et al. (2015).

### 2.1.5 Tratamentos biológicos

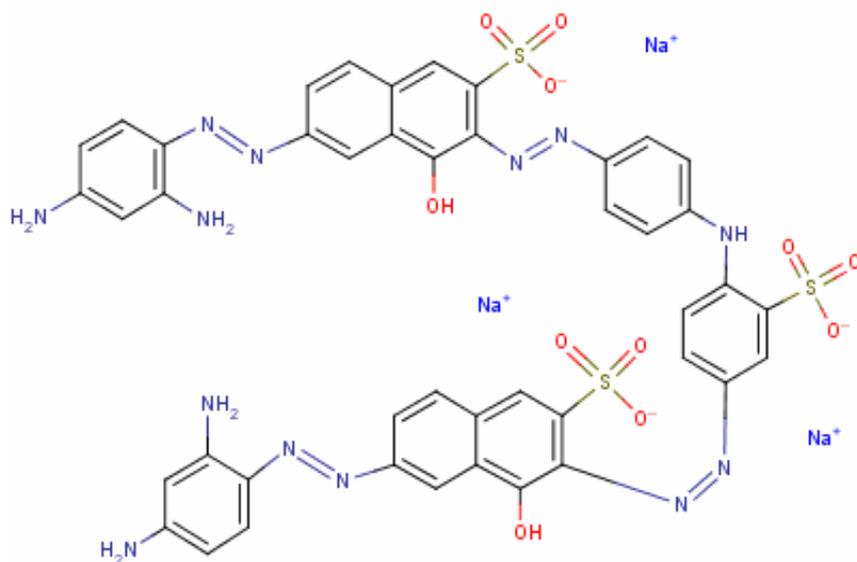
Os tratamentos biológicos são alternativas bastante promissoras para o tratamento de efluentes têxteis, pois, os diversos microrganismos existentes nas unidades de tratamento podem tanto realizar a descoloração dos corantes, quanto remover a matéria orgânica e outros compostos recalcitrantes (CARVALHO, 2016).

Vários tipos de reatores anaeróbios têm sido utilizados no tratamento de efluentes têxteis, como os reatores de leito fluidizado (CIRIK et al., 2013), reatores em batelada (SANTOS, 2012; AMORIM et al., 2013), reatores em batelada sequencial (BONAKDARPOUR et al., 2011) e reatores de fluxo ascendente com manta de lodo (ISIK;

SPONZA, 2008). Por outro lado, devido à complexidade do efluente têxtil, existem estudos que indicam uma boa eficiência na remoção de cor e DQO em tratamento combinado anaeróbio/aeróbio (AMARAL et al., 2014; BONAKDARPOUR et al., 2011; FERRAZ et al., 2011).

A combinação de tratamento anaeróbio com tratamento aeróbio tem apresentado eficiência, principalmente com relação à degradação de corantes tipo azo, que são muito utilizados nas indústrias têxteis. Esse tipo de corante tem sua degradação em meio anaeróbio onde ocorre a quebra das ligações azo e consequentemente ocorre a formação de aminas aromáticas que são, algumas vezes, mais tóxicas que os corantes que as originaram (AFTAB et al., 2011). Um exemplo de corante azo é o *Direct Black 22* (DB22) representado no Desenho 2. A sua fórmula molecular é  $C_{44}H_{32}N_{13}Na_3O_{11}S_3$ , possui peso molecular de 1083,97g/mol e estrutura tetra-azo. Esse corante possui resistência à degradação por luz solar e água; dessa forma, não é degradado de forma fácil no meio ambiente (SAVIN; BUTNARU, 2008), mas diferentes bactérias podem ser usadas na sua degradação (HU, 1998; SARATALE et al., 2011, SINGH et al., 2011).

**Desenho 2** - Estrutura molecular do corante tetra azo Direct Black 22.



**Fonte:** Amorim et al. (2013)

## 2.2 Testes ecotoxicológicos

Existe uma diversidade de testes para verificar o potencial tóxico, seja de um agente biológico, um agente químico ou uma mistura complexa utilizando organismos-testes, que indicam possíveis danos como perda de locomoção, morte, redução da capacidade reprodutiva, entre outros (MORAES, 2012). Os testes ecotoxicológicos também são usados para o monitoramento de amostras inicialmente tóxicas, submetidas a tratamentos de atenuação ou de remoção de poluentes tóxicos, a fim de indicar sua eficiência, após as etapas intermediárias e final do processo de atenuação ou remoção desses poluentes.

Para avaliação do potencial toxicológico de efluentes em corpos hídricos, diferentes organismos-testes têm sido aceitos pelas normas das legislações vigentes como a NBR 12713 e CETESB L5227, de acordo com o apresentado na Tabela 2. Dentre os estudos realizados em efluente têxtil no APL de confecções do agreste pernambucano, destacam-se os testes com o microcrustáceo *Daphnia Magna* (FERRAZ et al., 2011; AMARAL et al., 2014); com a planta *Lactuca sativa* (alface) e com *Vibrio fischeri* (AMARAL, 2015).

Além dos testes citados acima, existe uma série de bioensaios genéticos *in vivo* e *in vitro*, que auxiliam na avaliação dos riscos promovidos pela contaminação da água sobre os organismos, proporcionando uma análise mais refinada (ŽEGURA et al., 2009). O sistema-teste *Allium cepa* L. (cebola) é um bom modelo *in vivo*, em que as raízes podem crescer diretamente em contato com a substância estudada, seja um efluente, composto químico ou outro tipo de substância, permitindo a verificação de possíveis danos no DNA eucariótico (TESDESCO; LAUGHINGHOUSE, 2012).

Tabela 2 - Organismos testes mais utilizados em ensaios de toxicidade

<b>Organismo</b>	<b>Ensaio</b>	<b>Resposta</b>
<b>Peixe <i>Danio rerio</i></b>	Toxicidade aguda – água doce (CL <sub>50</sub> )	Morte de indivíduos jovens no intervalo de 48 a 96 h
<b>Microcrustáceos <i>Daphnia magna</i>, <i>D. similis</i></b>	Toxicidade aguda – água doce (CE <sub>50</sub> )	Imobilização de indivíduos jovens (de 6 a 24 h de vida) após 24 a 48 h
<b>Microcrustáceo <i>Artemia salina</i></b>	Toxicidade aguda – água salgada (CL <sub>50</sub> )	Morte após exposição dos organismos (com 24 h de vida após eclosão dos ovos) por um período de 24 h
<b>Bactérias <i>Photobacterium phosphoreum</i>, <i>Vibrio fisheri</i> (microtox)</b>	Toxicidade aguda – água salgada (CE <sub>50</sub> )	Redução da bioluminescência após 15 min

Fonte: Adaptado CAMMAROTA (2011).

### 2.2.1 Teste *Allium cepa*

O sistema-teste *A. cepa* utiliza sementes ou bulbos de cebola para avaliar a toxicidade por meio de ensaios de germinação, em contato com a amostra a ser testada. São observados: o crescimento das raízes, o índice mitótico em células meristemáticas (local onde ocorre maior probabilidade de ocorrer alterações) e a presença de alterações cromossômicas ou nucleares em células meristemáticas ou da primeira geração filial (F<sub>1</sub>, indica que o agente foi capaz de promover uma mutação que persistiu nos tecidos adjacentes, formados posteriormente ao tecido meristemático, local este onde a alteração foi originada), a fim de analisar o potencial tóxico, citotóxico, genotóxico e mutagênico a nível cromossômico das amostras em teste (LEME; MARIN-MORALES, 2009).

Levan (1938) foi o primeiro autor a utilizar a espécie como sistema-teste. Em seguida, diversos autores têm indicado o referido sistema como um excelente modelo genético para avaliação de toxicidade de poluentes ambientais (SMAKA-KINCL et al., 1996; LEME; MARIN-MORALES, 2006; BARBÉRIO, 2013; PATHIRATNE et al., 2015) e, em particular, de poluentes aquáticos (MIGID; AZAB; IBRAHIM, 2007). É um método eficiente, barato e preciso para estudos de citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade e tem sido indicado como ferramenta para monitoramento ambiental por alguns órgãos e programas: IPCS (*International Programme on Chemical Safety* – Programa Internacional de Segurança Química), UNEP (*United Nations Environment Programme* – Programa

Ambiental das Nações Unidas) e a USEPA (*US Environmental Protection Agency* – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos) (CABRERA; RODRIGUEZ, 1999; GRANT, 1999; KHAN et al., 2011).

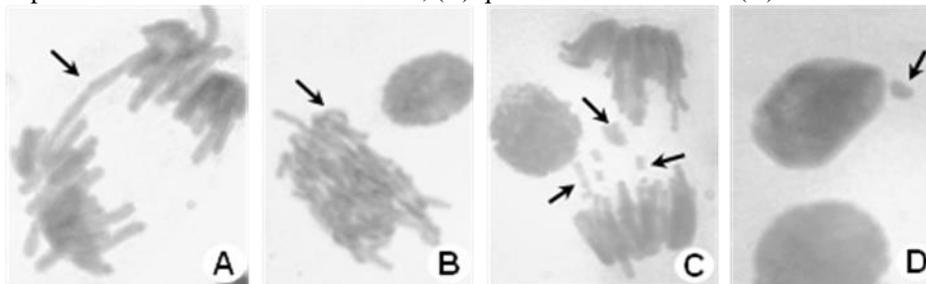
O sistema-teste *A. cepa* é indicado devido as características da espécie, pela sua cinética de proliferação, rápido crescimento das raízes, alto número de células em divisão, grande tolerância a diferentes condições de cultivo, disponibilidade durante todo o ano, fácil manuseio, oito pares de cromossomos ( $2n = 16$ ) de tamanho grande, permitindo uma melhor visualização de alterações (MATSUMOTO et al., 2006; LEME; MARIN-MORALES, 2009; ABDELMIGID, 2013). Esse teste também tem se mostrado adequado pela sua grande sensibilidade e boa correlação quando comparado com outros sistemas-teste. Comparando com o sistema teste de mamíferos, o teste *A. cepa* indica correlação de 82% em relação ao teste de carcinogenicidade em roedores, além de ter quase a mesma sensibilidade do sistema-teste de algas e de linfócitos humanos (FISKESJO, 1985; LEME et al., 2008).

É um teste utilizado em pesquisas de citotoxicidade de diversos produtos, mediante análise do índice mitótico (índice de células em divisão) de células meristemáticas (células com altas taxas de proliferação celular) de raízes submetidas ao agente a ser testado, como águas contaminadas (CUCHIAR; BORGES; BOBROWSKI, 2012). O índice mitótico (IMit) é obtido pela razão entre as células em divisão celular e o total de células observadas, multiplicado por 100. A diminuição do IMit ou o seu aumento pode identificar o nível de citotoxicidade de um agente químico (FERNANDES; MAZZEO; MARIN-MORALES, 2007). Os resultados desses testes são analisados a partir da comparação do controle negativo com as diferentes concentrações das substâncias avaliadas. Dessa forma, quando o valor do IMit é menor que o controle negativo, pode ser um indicativo de inibição do crescimento radicular; por outro lado, quando o IMit é maior que o controle negativo, é um indicativo de crescimento desordenado das células na divisão celular (HOSHINA; MARIN-MORALES, 2009).

Com esse sistema também é possível avaliar o potencial genotóxico e mutagênico (a nível cromossômico) de poluentes ambientais, mediante análise dos efeitos do material testado sobre o processo de divisão celular, observando-se a ocorrência de alterações cromossômicas e nucleares (LEME; MARIN-MORALES, 2009). As alterações cromossômicas podem ocorrer devido a ações aneugênicas, que são capazes de inativar ou interferir no fuso mitótico, porém, são possíveis de reparos, tais como C-metáfases, aderências cromossômicas (Figura 1B), brotos nucleares, metáfases poliploides e perdas cromossômicas, ou essas alterações podem ter ação clastogênicas como é o caso de quebras

cromossômicas (Figura 1C), pontes cromossômicas (Figura 1A) ou micronúcleos (Figura 1D), decorrentes de quebra do material genético (FENECH et al., 2011; ARAÚJO, 2015). De acordo com Leme e Marin-Morales. (2009), quando as alterações cromossômicas podem ser reparadas, são denominadas genotóxicas.

**Figura 1** - Células de *Allium cepa* com alterações cromossômicas: (A) ponte cromossômica; (B) metáfase poliploide com aderência cromossômica; (C) quebra cromossômica e (D) micronúcleo.



Fonte: A Autora (2016)

Outro tipo de alteração identificada mediante teste *A. cepa* é a presença de micronúcleos (MN), que podem ser gerados tanto por uma ação aneugênica como resultado da perda de um ou mais cromossomos, quanto por uma ação clastogênica, como resultado de quebra cromossômica não reparada (Figura 1D). A frequência de micronúcleos em células da primeira geração filial (F<sub>1</sub>) determina o potencial mutagênico da substância testada (RIBEIRO; SALVADORI; MARQUES, 2003; LEME; MARIN-MORALES, 2009).

### 2.2.2 Organismo-teste *Vibrio fischeri*

*Vibrio fischeri* é uma bactéria marinha gram-negativa bioluminescente de ambiente salino que pode ser utilizada como organismo teste em ensaios de ecotoxicologia. Nesse tipo de teste é verificado o quanto a produção de luz é inibida nas bactérias. A atividade metabólica destes organismos é proporcional a sua geração de luz e à inibição enzimática de qualquer natureza que provoque limitação na formação de luz (JENNINGS; RAYNER-BRANDES; BIRD, 2001; PARVEZ; VENKATARAMAN; MUKHERJI, 2006; FERRAZ, GRANDO; OLIVEIRA, 2011).

Entre as vantagens de aplicação desse teste, encontra-se a possibilidade de analisar diversos produtos químicos e efluentes industriais, mesmo com diferentes teores de salinidade, por sua capacidade de realizar ajuste osmótico à salinidade da amostra em análise. Como desvantagem do teste, destaca-se o curto tempo de incubação viável para o microrganismo, inviabilizando testes de longa duração necessários para compostos de ação lenta (FROEHNER; BACKHAUS; GRIMME, 2000).

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1 Descrição da área e dos experimentos realizados

O presente trabalho foi desenvolvido por meio de dois experimentos. O primeiro consistiu da análise de efluentes reais, oriundos de uma lavanderia têxtil de médio porte localizada na cidade de Caruaru-PE coletados no mês de Abril/Maio de 2016, onde foram avaliados os efluentes logo após o processamento (efluente bruto real, BR) e após tratamento (efluente tratado por processo físico-químico, FQ). No segundo experimento, foram analisados três tipos de efluentes sintéticos: (1) bruto sintético (BS); (2) após tratamento por reator biológico anaeróbico (TAN), e (3) após tratamento por reator aeróbico intermitente (TAI). Ambos os reatores utilizados no experimento 2 são de escala de bancada e foram operados no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do *Campus* da UFPE em Recife, coletados no mês de Abril/Maio de 2016.

#### 3.2 Experimento 1: efluentes reais

Os efluentes têxteis reais gerados a partir de várias etapas do processo de lavagem de jeans na lavanderia em estudo, como desengomagem, tingimento e amaciamento das peças, passaram por um sistema de gradeamento (Foto 5A), onde foi feita a retirada de materiais grosseiros como tampinhas de garrafas e pedras para desgastes das peças de jeans, que são utilizados na etapa de estonagem durante a lavagem do jeans. Em seguida, o efluente foi encaminhado para um tanque de equalização (Foto 5B).

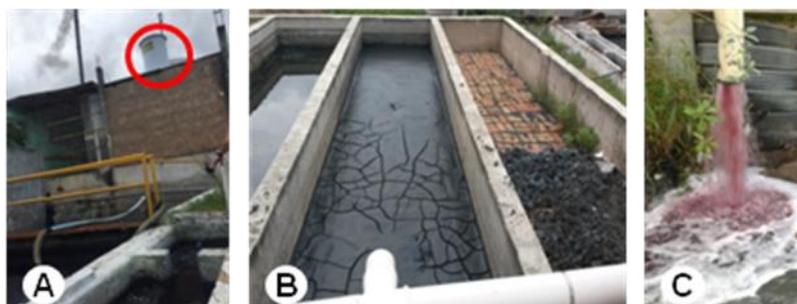
**Foto 5** - Sistema de gradeamento (A) e tanque de equalização (B) de lavanderia têxtil de médio porte localizada na cidade de Caruaru-PE.



**Fonte:** A Autora (2016).

Após passar pelo tanque de equalização, o efluente foi bombeado para um reservatório (Foto 6A), onde foi realizada a adição de sulfato de alumínio para a coagulação e cal hidratada para ajuste de pH. Esses produtos atuaram no processo de coagulação e floculação, pelos quais passa o efluente na lavanderia, que é seguido por filtração, processos que auxiliam a remoção de cor e redução da DQO do efluente. Após o tratamento físico-químico, foram gerados dois tipos de resíduos, o lodo físico-químico e o efluente líquido (Foto 6B e 6C, respectivamente), sendo este último coletado, armazenado em geladeira a 4 °C e usado para as análises do presente trabalho. A coleta foi realizada no mês de Abril/Maio de 2016 e foram analisadas amostras em triplicata do efluente bruto e tratado por tratamento físico-químico.

**Foto 6** - Em destaque, reservatório de tratamento físico-químico (A); lodo em diferentes etapas de secagem (B) e efluente líquido descartado no corpo hídrico (C).



Fonte: A Autora (2016)

### 3.3 Experimento 2: efluentes sintéticos

#### 3.3.1 Composição do efluente têxtil sintético

O efluente sintético foi constituído por macro e micronutrientes, por um doador de elétrons (etanol) e pelo corante Direct Black 22 (DB22, corante tetra azo, cujo uso é comum nas indústrias têxteis do agreste pernambucano) (Desenho 2). Este efluente foi produzido em laboratório e as concentrações dos macronutrientes utilizadas foram descritas por Menezes (2017) e dos micronutrientes por outros autores (Florêncio et al., 1993) (Tabela 3). Para início da operação dos reatores, foi utilizada uma concentração de 2,5 g de SSV/L (Sólidos Solúveis Voláteis/L) de lodo anaeróbio floculento (inóculo misto), que já havia passado por uma adaptação à degradação de corantes têxteis em uma lavanderia de jeans em Caruaru – PE (AMARAL et al., 2014). O referido inóculo consistiu de diversas bactérias anaeróbias facultativas (*Actinomyces*, *Clostridium* e *Spirochaeta*); anaeróbias estritas (*Bacteroides*,

*Bellilinea*, *Caldisericum*, *Desulfotomaculum*, *Kosmotoga*, *Methanobacterium*, *Methanolinea*, *Smithella*, *Synergistes* e *Syntrophus*), e aeróbias (*Cytophaga* e *Ralstonia*) (CARVALHO, 2016).

**Tabela 3** - Composição do efluente sintético utilizado no presente trabalho.

Componente	Função	Concentração
ETANOL	<b>Doador de elétrons</b>	<b>1200 mg DQO/L</b>
Direct Black 22	<b>Corante em estudo</b>	<b>32,5 mg/L (0,03 mM)</b>
NaCl	<b>Interferente típico de efluente têxtil</b>	<b>1000 mg/L</b>
NH <sub>4</sub> Cl	<b>Macronutriente*</b>	<b>280 mg/L</b>
K <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	<b>Macronutriente</b>	<b>252 mg/L</b>
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	<b>Macronutriente</b>	<b>100 mg/L</b>
CaCl <sub>2</sub>	<b>Macronutriente</b>	<b>7 mg/L</b>
NaHCO <sub>3</sub>	<b>Tampão</b>	<b>1200 mg/L</b>
FeCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	<b>Fe (Micronutriente)*</b>	<b>2 µg/L</b>
ZnCl <sub>2</sub>	<b>Zn (Micronutriente)</b>	<b>0,05 µg/L</b>
MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	<b>Mn (Micronutriente)</b>	<b>0,5 µg/L</b>
NiCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	<b>Ni (Micronutriente)</b>	<b>0,142 µ/L</b>
NaSeO <sub>3</sub> .5H <sub>2</sub> O	<b>Se (Micronutriente)</b>	<b>0,164 µg/L</b>
H <sub>3</sub> BO	<b>B (Micronutriente)</b>	<b>0,05 µg/L</b>
CuCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	<b>Cu (Micronutriente)</b>	<b>0,038 µg/L</b>
CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	<b>Co (Micronutriente)</b>	<b>2 µg/L</b>
AlCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	<b>Al (Micronutriente)</b>	<b>0,09 µg/L</b>
(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> .4H <sub>2</sub> O	<b>Mo (Micronutriente)</b>	<b>0,05 µg/L</b>
EDTA	-	<b>1 mg /L</b>
HCl	-	<b>0,001 mL/L</b>

Fonte: \* **Concentrações dos macronutrientes adaptadas de Menezes (2017) e de micronutrientes de Florêncio et al. (1993).**

### 3.3.2 Reatores e operação

Para o Experimento 2, foram coletadas amostras provenientes da operação de reatores em batelada (Foto 7) realizada e descrita por Menezes. (2017). Foram coletadas amostras para do efluente sintético bruto (BS), do efluente após tratamento em reator totalmente anaeróbio contínuo (TAN) e após tratamento em reator anaeróbio com aeração intermitente (TAI). O volume útil de cada reator tipo batelada consistiu de 5 L e o volume total de 6 L, os quais

foram operados em processos sequenciais: enchimento, reação, sedimentação da biomassa e esvaziamento. O reator em questão funcionou durante 107 dias, atingiu seu estágio estacionário a partir do 58º dia de operação (esse estágio é alcançado quando ocorre uma estabilidade nos resultados das análises físico-químicas analisadas) e as amostras foram coletadas no 71º dia de operação do mesmo (MENEZES, 2017).

**Foto 7** - Foto ilustrativa dos reatores em funcionamento



Fonte: BRITO (2016)

O reator 1 (TAN) foi operado com tempo de ciclo de 24 h, sendo os primeiros 15 min para enchimento, seguido de 23 h de reação totalmente anaeróbia, 30 min para sedimentação e 15 min para esvaziamento. No reator 2 (TAI), o efluente sintético bruto passou as 23h de reação, sendo com 12 h em reação anaeróbia, e as 11 h restantes em condição aeróbia intermitente (30 min de aeração a cada 2 h por um período de 11 h). Os tempos de enchimento, sedimentação e esvaziamento foram os mesmos aplicados para TAN. O detalhamento do ciclo de cada reator pode ser observado na Tabela 4.

**Tabela 4** - Detalhamento do ciclo nos reatores em batelada.

Reator	Sedimentação	Esvaziamento	Enchimento	Fase Anaeróbia	Fase Aeróbia
<b>Anaeróbio (reator 1)</b>	30 minutos	15 minutos	15 minutos	23 horas	-
<b>Aeróbio (reator 2)</b>	30 minutos	15 minutos	15 minutos	12 horas	11 horas

Fonte: A Autora (2016)

Os reatores foram mantidos em uma câmara climatizada com temperatura de  $37\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$  e, após tratamentos, os efluentes permaneceram armazenados em geladeira a uma temperatura de  $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Para as análises físico-químicas e cromatográficas, os reatores foram diariamente alimentados com o efluente sintético bruto produzidos semanalmente no Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE, Recife e operaram em condições estáveis por 107 dias (MENEZES, 2017).

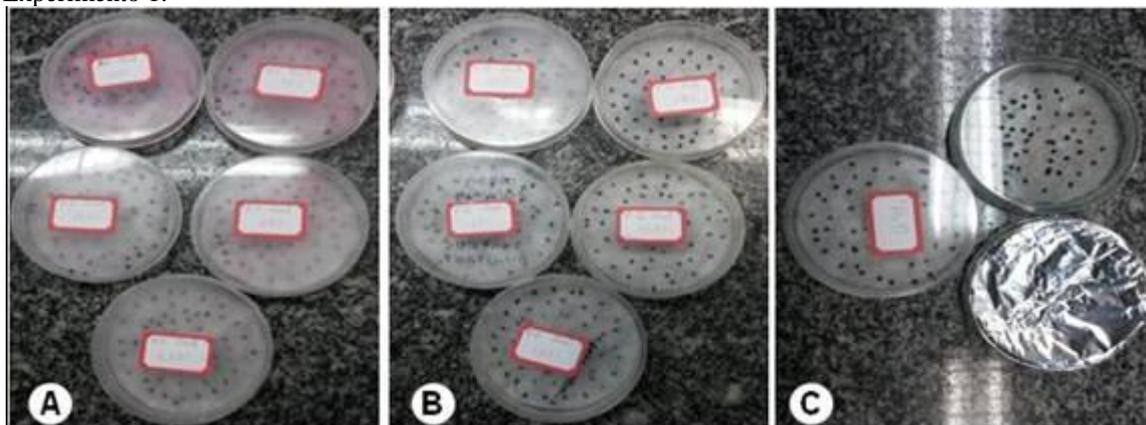
### **3.4 Análises físico-químicas**

Os parâmetros físico-químicos analisados para as amostras de ambos os experimentos foram: pH, cor, salinidade, alcalinidade, demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), potencial redox, aminas aromáticas e cloretos. Todos os parâmetros foram analisados seguindo os métodos propostos pelo “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005).

### **3.5 Ensaio *Allium cepa***

Foram utilizadas sementes de *A. cepa* (Vale Ouro - IPA 11), fornecidas pelo Instituto Agrônomo de Pernambuco – IPA, para a realização de análises de toxicidade, citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade. As sementes foram germinadas em placas de Petri (50 sementes/placa), em temperatura ambiente (Foto 8). No primeiro experimento, utilizando efluentes reais, foram utilizadas amostras do efluente bruto real (BR) (Foto 8A), e do efluente tratado por processo físico-químico (FQ) (Foto 8B), provenientes da lavanderia em estudo. Já no segundo experimento, foram analisadas amostras de efluente bruto sintético (BS), efluente bruto tratado por processo anaeróbio (TAN) e efluente bruto tratado por processo aeróbio intermitente (TAI). Como controle negativo foi utilizado água destilada e, para controles positivos, foram utilizados o metil metanosulfonato (MMS,  $4 \times 10^{-4}$  M) que tem ação clastogênica e o herbicida trifluralina (TRI - 0,84 ppm de princípio ativo) (Foto 8C) que tem ação aneugênica. Para o herbicida trifluralina, foi necessário cobrir a placa de Petri com papel alumínio, pois o produto é fotossensível.

**Foto 8** - Sementes de *Allium cepa* germinadas no efluente bruto real (A), tratado por processo físico-químico (B), bem como nos controles negativo (água destilada) e positivos [MMS (metil metanosulfonato) e trifluralina (C)], no Experimento 1.



Fonte: A Autora (2016)

### 3.5.1 Toxicidade

Para a análise da toxicidade, foi observado o índice de germinação para cinco repetições de cada tratamento. A unidade de repetição foi constituída por uma placa de Petri contendo 50 sementes. No primeiro experimento, com os efluentes reais, foram testados quatro tratamentos estatísticos (CN, TRI, BR e FQ). Já no segundo experimento, com efluentes sintéticos, foram realizados cinco tratamentos estatísticos (CN, TRI, BS, TAN e TAI). O teste de toxicidade durou 21 dias (período necessário para a germinação de todas as sementes). Após a germinação, as raízes foram fixadas em Carnoy (3 etanol: 1 ácido acético) por um período de 7 h a temperatura ambiente, sendo posteriormente armazenadas a - 20 °C.

### 3.5.2 Preparo das lâminas

Em cada experimento, pontas de raízes crescidas em cada tratamento foram lavadas três vezes por 5 min cada em água destilada, para retirar o excesso de fixador. Posteriormente, foram hidrolisadas em HCl 1N por 10 min a 60 °C, lavadas três vezes em água destilada, e, então, coradas em Reativo de Schiff, por 2 h em local escuro.

As lâminas foram preparadas pelo método de esmagamento, utilizando separadamente a região meristemática e F<sub>1</sub> das raízes (região adjacente à meristemática), com uma gota de carmim acético (2%), para melhor visualização do citoplasma. Para cada lâmina, utilizou-se apenas uma raiz, a qual foi coberta com uma lamínula (22 x 22), esmagando ligeiramente o material de modo a espalhar as células pela lâmina.

Posteriormente, a lâmina foi colocada rapidamente na chama, imersa em nitrogênio líquido por 3 min, para a retirada da lamínula, e montada com Entellan (Merck).

Para cada tratamento, foram confeccionadas 10 lâminas, das quais foram contabilizadas 500 células/ lâmina (5.000 células/ tratamento), e analisadas em microscópio óptico (Trinocular Mod. 50I Main Body fornecido pela Silver Star/Feldmann com câmera Nikon Eclipse 50i) para os parâmetros subsequentes. Posteriormente seguiu-se com as análises de citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade a nível cromossômico.

### 3.5.3 Citotoxicidade

Para análise da citotoxicidade, foi calculado o índice mitótico, a partir da razão entre o número de células observadas em divisão pelo número total de células analisadas. O resultado foi multiplicado por 100.

$$\text{Índice Mitótico (IM)} = \frac{\text{N}^{\circ} \text{ total de células em divisão} \times 100}{\text{Total de células observadas}}$$

### 3.5.4 Genotoxicidade

Na avaliação da genotoxicidade, foram observadas as frequências de alterações cromossômicas (C-metáfases, brotos, micronúcleos, anáfases multipolares, metáfases poliploides, metáfases com aderência cromossômica, núcleos lobulados, perdas e quebras cromossômicas e pontes cromossômicas). A frequência de alterações cromossômicas identificadas foi calculada pela razão do número de alterações cromossômicas observadas pelo total de células analisadas sendo o resultado multiplicado por 100, para cada alteração individualmente e para o total de alterações (IGen, Índice de Genotoxicidade).

$$\text{(IGen)} = \frac{\text{N}^{\circ} \text{ total de células alteradas} \times 100}{\text{Total de células observadas}}$$

### 3.5.5 Mutagenicidade (IMt)

Para análise da mutagenicidade, foram consideradas a frequência de micronúcleos presentes nas células da primeira geração filial (F<sub>1</sub>) de cada tratamento analisado. Essa frequência foi analisada pela razão entre o número de células com micronúcleos pelo número total de células analisadas, cujo resultado foi multiplicado por 100.

$$(IMt) = \frac{N^{\circ} \text{ total de células alteradas} \times 100}{\text{Total de células observadas}}$$

### 3.5.6 Análise estatística

Ambos os experimentos seguiram um delineamento experimental inteiramente casualizado. Para as análises de toxicidade e de citotoxicidade, o primeiro experimento consistiu de quatro tratamentos, enquanto o segundo experimento apresentou cinco tratamentos. Na análise da toxicidade, em ambos os experimentos, foram utilizadas cinco repetições por tratamento, cuja unidade de repetição consistiu de uma placa de Petri com 50 sementes. Para as análises de genotoxicidade e mutagenicidade o primeiro experimento consistiu de cinco tratamentos (CN, TRI, MMS, BR e FQ), enquanto o segundo experimento apresentou seis tratamentos (CN, TRI, MMS, BS, TAN e TAI). Em ambos os casos, foram utilizadas 10 repetições cada, cuja unidade de repetição consistiu de uma lâmina (500 células/ lâmina). Os resultados foram submetidos aos testes de normalidade e homogeneidade, seguindo o modelo de Shapiro Wilk e Levene's, respectivamente. Para os dados homogêneos e normais utilizou-se o teste de variância ANOVA seguido do teste a posteriori de Tukey ( $p < 0,05$ ). Para os dados não homogêneos e/ou não normais utilizou-se o teste não paramétrico Kruskal-Wallis. Todos os dados foram analisados pelo programa estatístico Statistica (versão 8.0). Os resultados obtidos foram comparados com o controle negativo.

## 3.6 Organismo-teste *Vibrio fischeri*

Além do teste *Allium* cepa, foi observada a toxicidade aguda utilizando o método Microtox®, onde se utilizou a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* como organismo de estudo. O ensaio foi realizado pela Mérieux NutriSciences (Brasil), seguindo o procedimento descrito em Cetesb. (2001) com a cepa NRRL B-11177, de acordo a norma para esse procedimento (NBR 15411-1/2012).

Nesse experimento, o tempo de incubação da amostra foi de 15 min. Os parâmetros medidos foram: CE20 (concentração efetiva da amostra que causou 20% de inibição na luminescência), CE50 (concentração efetiva da amostra que causou 50% de inibição na luminescência), UT (unidade tóxica, é a diluição correspondente à concentração de CE50 sendo seu valor proporcional à toxicidade da amostra a ser analisada) e FT (diluição mínima da amostra em que não foi observada inibição quantificável da luminescência do organismo-teste).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Experimento 1: efluentes reais

#### 4.1.1 Análises físico-químicas

Na Tabela 5 são apresentados os resultados das análises físico-químicas (pH, potencial oxirredução (ORP), alcalinidade, cor, DQO, salinidade e cloretos) das amostras coletadas dos efluentes reais bruto (BR) e após tratamento físico-químico (FQ) no presente trabalho.

**Tabela 5** - Análises físico-químicas do efluente têxtil real bruto (BR) e após tratamento físico-químico (FQ) oriundos de uma lavanderia têxtil de médio porte localizada em Caruaru-PE comparadas a estudos prévios.

Parâmetro	Unidade	Efluente real bruto (BR)	Efluente real tratado (FQ)	Dados prévios para efluentes brutos			
				Amaral (2015) <sup>1</sup>	Amaral et al. (2014) <sup>2</sup>	Ferraz et al. (2011) <sup>2</sup>	CONAMA 357/2005 430/2011
<b>pH</b>	-	8,17	7,72	7,47±0,69	7,05±0,66	6,90	5,0 – 9,0
<b>Salinidade</b>	‰	3,35	2,96	3,2±1,35	4,40±0,95	2,60	> 0,05‰ e < 30‰
<b>Potencial de Oxirredução</b>	mV	-231,1	-298,6	-162,0±215	-277,0±144	-392,0	-220,0
<b>Alcalinidade e Total</b>	mg CaCO <sub>3</sub> /L	494,9	494,9	510,0±17	349,0±220	335,0	> 300,0
<b>Cor Real</b>	Pt/Co	1.630,0	585,0	228,0±119	389,0	Remoção de 80%	75,0
<b>DQO Bruta</b>	mg O <sub>2</sub> /L	392,35	473,73	692,0±459	1.082,0±632	880,0	Redução de 80 a 90%
<b>Cloretos</b>	mg Cl/L	1.629,49	1.344,58	1.193,0±170	-	949,0	250,0

Fonte: A Autora (2016)

<sup>1</sup> Mesma lavanderia utilizada no presente estudo.

<sup>2</sup> Lavanderia de pequeno porte localizada em Caruaru-PE.

Para o parâmetro pH, o valor encontrado foi de 8,17 para a amostra do efluente real bruto (BR). Estudo anterior para essa mesma lavanderia apresentou pH para efluente bruto 7,47, próximo ao valor encontrado no presente trabalho (AMARAL, 2015). Estudos anteriores em lavanderias de menor porte e na mesma região do presente estudo, também apresentaram pH próximos ao do presente trabalho, para efluentes bruto, variando entre 6,9 e 7,05 (FERRAZ et al., 2011; AMARAL et al., 2014). De modo semelhante, estudos na China também mostraram valor de pH de 6,9 para efluente têxtil (WANG et al., 2008). Após

tratamento físico-químico, observou-se uma pequena redução de 8,17 para 7,72, como provável consequência dos compostos químicos adicionados durante o tratamento. Os valores prévios e atuais (bruto e após tratamento) apresentados para a referida lavanderia atendem ao padrão de lançamento estabelecido pela resolução 430/2011 do CONAMA, que recomenda pH na faixa de 5,0 a 9,0 para lançamento em corpos hídricos. Esse parâmetro é importante tanto para o controle do tratamento que a empresa faz ao seu efluente antes de ser descartado nos corpos hídricos, como para a vida aquática, pois valores de pH afastados da neutralidade podem alterar o comportamento da biota de corpos hídricos (VON SPERLING, 2005).

A salinidade encontrada foi de 3,35‰ e 2,96‰ para as amostras de efluentes bruto e tratado por processo físico-químico, respectivamente. Como a legislação CONAMA 357/2005 classifica as águas do território nacional em águas doces (salinidade  $\leq 0,05\%$ ), águas salobras (salinidade  $> 0,05\%$  e  $< 30\%$ ) e águas salinas (salinidade  $> 30\%$ ), os referidos efluentes se enquadram na categoria salobra, de modo semelhante ao observado por Amaral, (2015), de 3,20‰ para a mesma lavanderia, como também ao considerado por outros autores (AMARAL et al., 2014; FERRAZ et al., 2011), de 4,4‰ e 2,6‰, respectivamente, para efluentes de lavanderias de pequeno porte da mesma cidade. A presença de sal no efluente pode ser considerada um interferente para o corpo hídrico que o recebe, que no presente trabalho é o rio Ipojuca, um rio de classe 2, com água doce. No efluente têxtil, são comumente encontradas altas concentrações salinas, que podem afetar negativamente a comunidade biológica que habita os corpos hídricos. Adicionalmente, a elevada salinidade dos efluentes pode prejudicar a eficiência de tratamentos biológicos de efluentes industriais (RAMALHO et al., 2007). Nas indústrias têxteis, o sal de cozinha (NaCl) é geralmente utilizado na etapa de tingimento, para fixação do corante aos tecidos, o que confere salinidade tanto ao efluente bruto quanto ao tratado, uma vez que o tratamento físico-químico tem pequena atuação sobre o material que está dissolvido na fase aquosa (GUARATINI; ZANONI, 1999).

Em relação ao potencial de oxirredução, foram encontrados valores de -231,1 mV e de -298,6 mV nos efluentes tratado e bruto, respectivamente. Esses valores indicam a presença de compostos reduzidos nesse efluente, ou o início de processo de degradação anaeróbia no próprio tanque de equalização. A redução de sulfato, composto comum neste tipo de efluente, pode ocasionar potencial de oxirredução (ORP) da ordem de magnitude encontrada no efluente têxtil, bruto e tratado. Potencial redox padrão ( $E^{\circ}$ ) igual a -220 mV é reportado para redução de sulfato com formação de  $H_2S$  (DOS SANTOS et al., 2007). Como

o sulfato deve passar incólume durante o tratamento físico-químico, se justifica a manutenção de valor de ORP no efluente tratado. Trabalhos anteriores, outros autores como (AMARAL, 2015; AMARAL et al., 2014) indicaram resultados condizentes com o do presente estudo (-161 mV e -277 mV, respectivamente), para efluente têxtil armazenado em tanque de equalização.

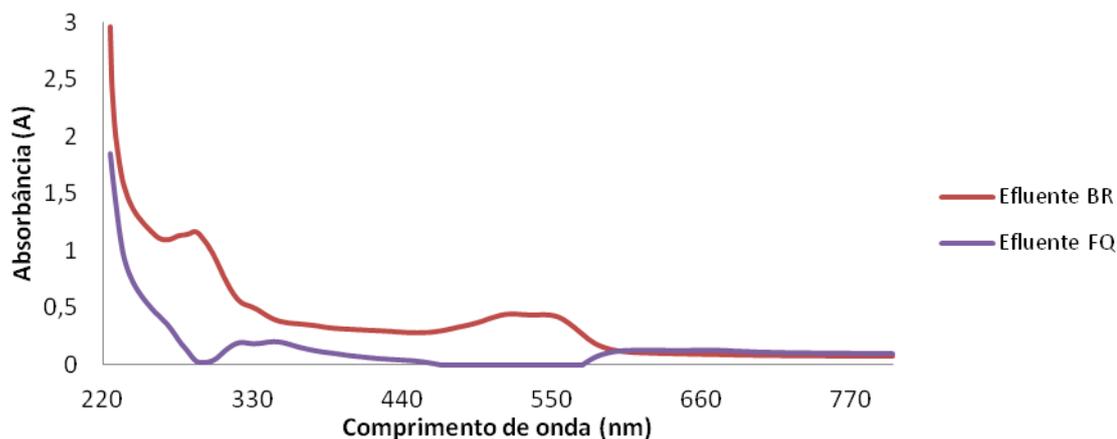
Para a alcalinidade total, foi encontrado valor de 494,9 mg CaCO<sub>3</sub>/L tanto para o efluente bruto quanto para o efluente tratado, indicando que os compostos dissolvidos que causam alcalinidade também passam incólumes durante o tratamento adotado pela indústria. Esse parâmetro é relevante no tratamento de efluente quando existe confirmação de que a redução do pH pode afetar os microrganismos responsáveis pela purificação do meio (VON SPERLING, 2005). Em trabalhos com efluentes têxteis, outros autores (AMARAL et al., 2014; Ferraz et al., 2011), foram observados valores semelhantes (em torno de 350 mg CaCO<sub>3</sub>/L), todos atendendo à resolução 430/2011 do CONAMA, que recomenda alcalinidade total superior a 300.

O parâmetro cor, por sua vez, é o que merece maior destaque dentre os analisados, pois foi encontrado valor de 1.630 Pt/Co para o efluente bruto e de 585 Pt/Co após tratamento físico-químico (ajuste de pH, coagulação e floculação), resultando em eficiência de quase 65%. Outros autores (WANG et al., 2008) obtiveram eficiência de 50% na remoção de cor, utilizando tratamento de coagulação. Por outro lado, outros estudos (AMARAL, 2015; AMARAL et al., 2014) encontraram valores para os efluentes brutos bem mais baixos (228 Pt/Co e 389 Pt/Co, respectivamente), quando comparados aos do presente estudo. Essa diferença de valor pode ser indicativo de diferenças na composição do efluente, devido a períodos diferentes de coleta, visto que, quanto maior a demanda de produção, mais produtos químicos são utilizados pelas lavanderias e maior quantidade de efluente é liberada. Além disso, a sazonalidade e a moda regem o tipo de corante e de processos a que as peças são submetidas.

Para maior detalhamento da remoção da cor, foi realizada uma varredura espectrofotométrica UV-visível em comprimentos de onda variando de 220 nm até 800 nm (Gráfico 1). Uma nítida remoção de cor do efluente bruto gerado (BR) para o tratado (FQ) foi observada considerando o comprimento de onda do corante DB22 de 476 nm, em que a absorvância reduziu de 0,32 A para 0,001 A. Esses resultados mostram que, na amostra como um todo, houve uma redução de 65% e, em se tratando do corante DB22 especificamente, a eficiência chegou a 99,7%, logo o tratamento físico-químico mostrou-se altamente eficiente para a remoção de cor. No meio ambiente, essa eficiência da remoção de

cor pode ser perceptível observando-se a cor do rio após descarte dos efluentes nos corpos hídricos. Contudo, a ausência de cor aparente não implica necessariamente em água livre de toxinas.

**Gráfico 1** - Varredura espectrofotométrica na faixa de comprimento de onda UV-visível do efluente têxtil real bruto (BR; —) e após tratamento físico-químico (FQ; —), de amostra oriunda de lavanderia têxtil de médio porte localizada em Caruaru-PE.



**Fonte:** A Autora (2016)

Em efluentes têxteis, também é comum a presença de fiapos e de outros materiais sólidos, principalmente areia, proveniente do desgaste das pedras de argila expandida usadas na lavagem do jeans. Desta forma, é possível que os mecanismos de remoção de cor estejam associados a dois processos principais. Um deles é a remoção físico-química de corantes, via processos de coagulação, floculação e filtração, em que são eliminados corantes não adequadamente dissolvidos durante a etapa de tingimento (VERMA et al., 2012). O segundo processo é o de adsorção, em que a remoção de corantes dissolvidos na fase líquida ocorre por sua adsorção a fiapos de tecidos e, principalmente, a areia, com sua posterior eliminação do sistema. Além disso, outros materiais adsorventes, como carvão ativado e silte podem ser usados para remoção de corantes sintéticos de efluentes têxteis (PAVAN et al., 2008).

Adicionalmente, a partir do Gráfico 1, é possível observar qualitativamente que aminas aromáticas, que são subprodutos de degradação anaeróbia de corantes têxteis do tipo azo, já estavam sendo formadas no tanque de equalização. Isso pode ser perceptível ao analisar o pico no comprimento de onda entre 220 a 330 nm, mostrado no Gráfico 1. De acordo com outros autores (PINHEIRO et al., 2004), as aminas aromáticas absorvem luz na faixa de comprimento de onda entre 250 e 300 nm. Percebe-se na varredura apresentada no Gráfico 1 a presença de um pico para o efluente bruto real exatamente nesta faixa, como

também a redução do pico para o efluente tratado por processo físico-químico. Isso confirma que o processo de degradação anaeróbia já havia sido iniciado no tanque de equalização da indústria, justificando também o valor negativo de ORP previamente detectado no efluente bruto (Tabela 5) como também mostra a eficiência do tratamento físico-químico realizado na indústria têxtil, merecendo a atenção para a remoção do citado pico de aminas. As aminas são compostos aromáticos, que variam desde simples anilinas, a compostos mais complexos como as benzidinas e são bem conhecidas por comprovada toxicidade aos ambientes aquáticos e potencial carcinogênico aos serem humanos (PINHEIRO et al., 2004).

Para a DQO bruta foram observados valores de 392,35 mg O<sub>2</sub>/L e 473,73 mg O<sub>2</sub>/L para os efluentes BR e FQ, respectivamente. A norma técnica vigente no Estado de Pernambuco, CPRH (2001), estabelece que 80% da DQO do efluente industrial bruto seja removida. No presente trabalho, o efluente tratado (FQ) apresentou DQO 20,75% superior ao valor do efluente bruto (BR), provavelmente pelos compostos químicos adicionados durante o tratamento físico-químico, que podem ser oxidados, conferindo mais DQO ao efluente tratado. A DQO está relacionada à oxigenação do ambiente aquático e é um importante parâmetro a ser estudado, pois sua redução drástica e por períodos longos pode causar grandes toxidades como também influenciar a fauna e a flora dos corpos hídricos onde o efluente é descartado. Estudo anterior na mesma lavanderia apresentou valor de 664 mg O<sub>2</sub>/L (AMARAL, 2015). Já outros colaboradores (AMORIM et al., 2013; AMARAL et al., 2014) verificaram em lavanderia de menor porte, valores maiores do que os apresentados no presente estudo (730 mg O<sub>2</sub>/L e 1.045 mg O<sub>2</sub>/L, respectivamente) para efluente bruto. Como estes últimos estudos foram realizados em lavanderias diferentes, o tipo de processo e os diferentes produtos químicos utilizados podem ter influenciado a diferença de valores. Contudo, como a empresa em estudo utiliza uma diversidade e quantidade de produtos químicos e corantes superior a outras de pequeno porte, não se pode intervir sobre a origem da matéria orgânica da mesma.

Para os cloretos, a concentração foi de 1.629,49 mg Cl<sup>-</sup>/L para o efluente bruto e 1.344,58 mg Cl<sup>-</sup>/L para o efluente após tratamento físico-químico. Essa ordem de grandeza é comum para águas salobras. Adicionalmente, em efluentes de indústrias têxteis, o cloreto de sódio é observado em grandes quantidades, por ser usado para aumentar a fixação dos corantes à fibra de algodão durante o processo de tingimento (GUARATINI; ZANONI, 1999). Estudos anteriores também reportaram altos teores de cloretos de 1.193 mg Cl<sup>-</sup>/L e 949 mg Cl<sup>-</sup>/L para efluentes brutos (AMARAL, 2015; Ferraz et al., 2011) respectivamente. Contudo, em outros estudos com efluentes brutos, foram encontrados valores cerca de 10

vezes menor (133 mg Cl<sup>-</sup>/L; WANG et al., 2008) a mais de seis vezes maior (10.430 mg Cl<sup>-</sup>/L; AMORIM et al., 2013) em relação ao observado no presente trabalho.

A diferença de valores para os cloretos nas amostras pode ser devido a indústria em estudo ser de médio porte e utilizar uma quantidade maior de produtos para o processo, enquanto que indústrias menores, conseqüentemente utilizam menos produtos. Outro indicativo é a época de coleta, pois nas lavanderias têxteis existem períodos de grande demanda e outros de baixa demanda, o que interfere nos resultados. Conseqüentemente todos esses fatores servem de interferentes nas análises e na qualidade do efluente a ser descartado nos corpos hídricos. Também é importante destacar que nem todos os corantes requerem adição de cloreto de sódio. Os corantes reativos, por exemplo, são fixados por meio da aplicação de enzimas o que justificar os baixos teores obtidos por (WANG et al., 2008). Vale salientar, que se o cloreto de sódio se for utilizado de forma desordenada e desmedida pode causar danos ao meio ambiente, pois aumentará a concentração de sal nos corpos hídricos o que comprometerá o equilíbrio da vida dos organismos aquáticos.

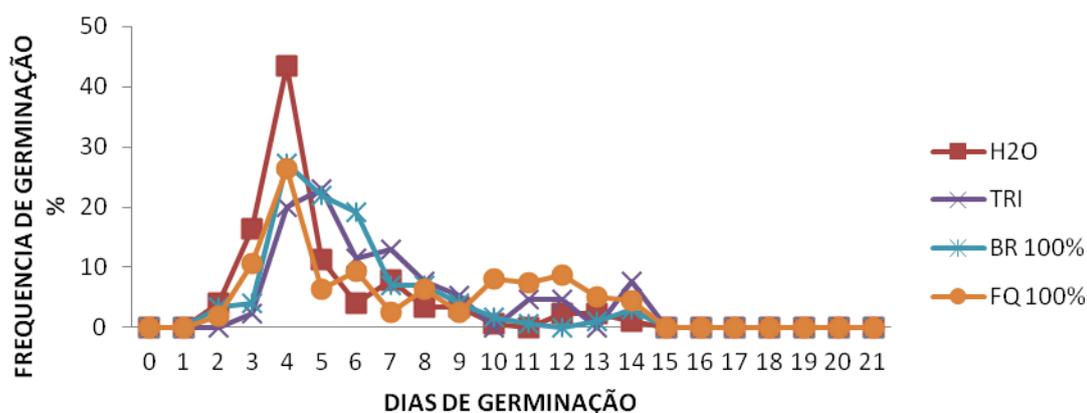
Diante dos resultados apresentados, a indústria têxtil realiza um tratamento físico-químico onde há apenas redução de cor, apontando a necessidade de busca por alternativas tecnológicas que atuem também na remoção de outros poluentes, principalmente a DQO. Vale destacar que o tratamento físico-químico realizado nas indústrias além de não possuir viabilidade econômica para a empresa (MOHAMA et al., 2007), é um processo de transferência de poluentes, pois o resíduo a princípio na forma líquida, é transformado em resíduo sólido após agregação, sedimentação e secagem. Em seguida, o lodo, proveniente do processo de tratamento físico-químico, é empacotado e transferido para aterros sanitários, piorando a problemática de poluição ambiental, gerando danos para a flora e fauna local.

#### 4.1.2 Análises com *Allium cepa*

Para a análise da toxicidade, foi observado o índice de germinação de sementes de *A. cepa* submetidas a efluentes bruto (BR) e tratado por processo físico-químico (FQ) ao longo de 21 dias. A curva de germinação mostra que no 4º dia ocorreu a maior taxa de germinação/dia, como pode ser visto na curva de germinação (Gráfico 2). Considerando o índice de germinação até o 4º dia, observou-se uma redução significativa em relação a CN (56,5%; controle negativo; H<sub>2</sub>O) para os tratamentos BR (30%) e FQ (31%) (Tabela 6). Adicionalmente, os três referidos índices apresentaram semelhança estatística com CP (14,5%; TRI; trifluralina), reforçando a indicação de toxicidade para as referidas diluições. A

trifluralina é um herbicida seletivo de média toxicidade do grupo químico Dinitroanilina, que tem ação de pré-emergência sobre ervas daninhas, principalmente gramíneas (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1998). Além de utilizado na agricultura, a trifluralina tem sido usada como controle positivo em testes de toxicidade com *A. cepa*, por interferir na germinação de sementes e por promover dano celular por sua ação direta na organização dos microtúbulos (FERNANDES et al., 2007). No presente trabalho, sementes expostas a TRI, o índice germinação foi de 14,5% no 4º dia, sendo considerado uma redução significativa em relação a CN.

**Gráfico 2** - Curvas de germinação de sementes de *Allium cepa* em efluente têxtil bruto (BR) e após tratamento físico-químico (FQ) oriundos de uma lavanderia têxtil de médio porte localizada em Caruaru-PE, comparadas às curvas dos controles negativo (água ultrapura; H<sub>2</sub>O) e positivo (trifluralina; TRI).



Fonte: A Autora (2016)

O IG ao final dos 21 dias não apresentou diferença significativa para nenhum dos efluentes em relação ao CN (88,5%). Dessa forma, a toxicidade dos efluentes (BR e FQ) parece ter atuado retardando a germinação de algumas sementes, mas não reduzindo o índice de germinação final. Estudos prévios de toxicidade demonstraram que efluentes de duas indústrias têxteis em seu estado bruto também reduziram, mas não inibiram, o crescimento das raízes de bulbos de cebola (PATHIRATNE et al., 2015).

**Tabela 6** - Curvas de germinação de sementes de *Allium cepa* em efluente têxtil bruto (BR) e após tratamento físico-químico (FQ) oriundos de uma lavanderia têxtil de médio porte localizada em Caruaru-PE, comparadas às curvas dos controles negativo (água ultrapura; H<sub>2</sub>O) e positivo (trifluralina; TRI).

<b>Tratamento</b>	<b>IG até o 4º dia (%)</b>	<b>IG até o 21º dia (%)</b>
<b>CN (H<sub>2</sub>O)</b>	55,20±5,35	88,50±2,63
<b>CP (TRI)CP (MMS)</b>	14,80±1,62**32,80±5,57	65,00±2,89
<b>BR</b>	<b>28,00±6,03*</b>	86,50±4,03
<b>FQ</b>	<b>27,20±5,08*</b>	79,50±2,22

**Fonte:** A Autora (2016)

**Legenda:** CN: Controle negativo (H<sub>2</sub>O); CP: Controle positivo (TRI: trifluralina); BR: Efluente bruto real; FQ: Efluente tratado por processo físico-químico; IG: Índice de Germinação. Cada valor expressa a média ± o desvio padrão. Valores seguidos de \* ou de \*\* apresentam diferença significativa ou altamente significativa, respectivamente, em relação a CN de acordo com o teste de Kruskal-Wallis (p < 0,05 ou p < 0,01, respectivamente).

No ensaio de citotoxicidade, o índice mitótico (IMit), ou seja, a frequência de células em divisão foi comparada entre os tratamentos e o controle negativo. Nenhum dos tratamentos apresentou diferença significativa para IMit, indicando que as amostras dos efluentes reais bruto (BR) e tratado (FQ) não foram citotóxicas para células de *A. cepa* (Tabela 7). De modo semelhante, Caritá; Marin-Morales, (2008) também não observaram diferenças significativas quando analisaram a citotoxicidade de efluentes brutos sem tratamento de indústria têxtil em duas épocas do ano, contaminados com diversos tipos de corantes, incluindo tipo azo, mediante sistema-teste *A. cepa*.

Por outro lado, Hemachandra e Pathiratne (2016) encontraram diferença significativa para IMit de células de *A. cepa* entre as amostras coletadas no mês de agosto de 2013 para amostras de duas indústrias têxteis (30,1% e 28,4%) em relação ao controle negativo (41,7%), bem como para o mês de abril de 2014, com valores de 16,8%; 11,8% e 43,4% para as mesmas amostras respectivamente citadas anteriormente, indicando um potencial citotóxico para efluentes de ambas as indústrias analisadas. As diferenças encontradas em relação ao presente trabalho podem ser devidas à diversidade de produtos químicos usada e à época do ano de coleta, que podem modificar a interação das substâncias químicas presentes nos efluentes com o índice de divisão celular. No referido estudo, foi realizada a caracterização de três tipos de corantes com comprimento de ondas de 436 nm, 525 nm e 620 nm, respectivamente para corantes amarelo, vermelho e azul, enquanto no presente trabalho, observou-se apenas o comprimento de onda de 476 nm que está associado ao corante DB 22 em estudo.

**Tabela 7** - Frequência de alterações cromossômicas em células de raízes *Allium cepa* crescidas em efluente têxtil real bruto (BR) e após tratamento físico-químico (FQ) oriundos de uma lavanderia têxtil de médio porte localizada em Caruaru-PE, comparadas às curvas de CN (água ultrapura; H<sub>2</sub>O) e CP (trifluralina; TRI).

Parâmetro	CN (H <sub>2</sub> O) (%)	BR (%)	FQ (%)	CP (MMS) (%)	CP (TRI) (%)
<b>Células Meristemáticas</b>					
<b>IMit</b>	79,76 ± 9,77	80,65 ± 7,98	75,46 ± 10,21	-	81,03 ± 5,02
<b>BN</b>	0,76 ± 0,51	0,72 ± 0,56	1,32 ± 0,40	1,19 ± 0,56	2,02 ± 1,21*
<b>MN</b>	0,00 ± 0,09	0,09 ± 0,24	0,19 ± 0,33	0,48 ± 0,97*	0,87 ± 0,48*
<b>AC</b>	0,36 ± 0,18	0,00 ± 0,22	0,08 ± 0,17	0,27 ± 0,24	0,00 ± 0,22
<b>IGen</b>	1,40 ± 0,76	1,57 ± 0,73	2,03 ± 0,42	2,72 ± 0,87*	3,76 ± 1,51*
<b>Células F<sub>1</sub></b>					
<b>IMut</b>	0,65 ± 0,36	0,24 ± 0,20	0,17 ± 0,17	0,68 ± 0,40	0,97 ± 0,44*

Fonte: A Autora (2016)

**Legenda:** CN: Controle Negativo (H<sub>2</sub>O); TRI: Trifluralina; BR: Efluente Bruto Real; FQ: Efluente Tratado por processo Físico-Químico; MMS: Metil-Metanosulfato; IMit: Índice Mitótico (divisão celular); BN: Broto Nuclear; MN: Micronúcleos; AC: Aderência Cromossômica IGen: Índice de Genotoxicidade (alterações cromossômicas); IMut: Índice de Mutagenicidade (presença de micronúcleos em células da primeira geração filial). Cada valor expressa a média ± o desvio padrão. Médias da mesma linha seguidas de \* apresentam diferença significativa em relação a CN de acordo com o teste de Kruskal-Wallis (p < 0,05).

No teste de genotoxicidade, foi observada a frequência das alterações cromossômicas e nucleares encontradas em células meristemáticas de *A. cepa* oriundas de raízes crescidas nos efluentes reais bruto (BR) e após tratamento físico-químico (FQ) comparada à frequência observada no controle negativo (CN). Como controles positivos, foram utilizados o herbicida Trifluralina (TRI) que tem ação aneugênica (atua sobre os microtúbulos) e o Metil-metanosulfato (MMS), composto de reconhecida ação clastogênica (gera quebras cromossômicas). Foram observados brotos nucleares e micronúcleos em BR e FQ, e aderências cromossômicas apenas em FQ, porém em frequências não significativas quando comparadas a CN (Tabela 7).

Os brotos nucleares representam o processo de eliminação de DNA duplicado, de complexos de reparo de DNA e, possivelmente, de cromossomos em excesso em células aneuploides (FENECH et al. 2011). Os micronúcleos, por sua vez, podem ser constituídos por fragmentos acêntricos ou por cromossomos que foram perdidos durante a divisão celular, em decorrência de quebras cromossômicas ou por problemas relacionados à organização dos microtúbulos, respectivamente. Como esse tipo de alteração não é passível de reparo, pode ser transmitido para células das gerações filiais (SUDHAKAR et al., 2001; FENECH et al., 2011). De acordo com outros colaboradores (PATHIRATNE et al., 2015),

essa alteração cromossômica foi a mais relevante em seu estudo com diversos tipos de efluentes, sendo os efluentes têxteis os que apresentaram maior frequência de micronúcleos.

De acordo com o índice de genotoxicidade observado no presente trabalho, ambos os efluentes não foram considerados genotóxicos. Contudo, esses dados divergem de Caritá; Marin-Morales (2008), que encontraram frequências de alterações cromossômicas altamente significativas para efluentes brutos de indústria têxtil coletados em dois períodos diferentes quando comparados ao controle negativo.

Na análise da mutagenicidade, foi avaliada a frequência de micronúcleos (MN) em células da primeira geração filial (F<sub>1</sub>) de *A. cepa*. Contudo, os efluentes BR (0,24%) e FQ (0,17%) não apresentaram diferença significativa em relação ao CN (0,65%). A presença de micronúcleos em células F<sub>1</sub> pode estar relacionada à ocorrência de quebras e perdas cromossômicas na mitose anterior (BIANCHI et al., 2016). Segundo outros autores (PATHIRATNE et al., 2015), a indução de micronúcleos é indicativa de contaminações mutagênicas. De nove efluentes testados pelos referidos autores, os dois efluentes têxteis apresentaram as maiores frequências de micronúcleos.

#### 4.1.3 Análises com *Vibrio fischeri*

A bactéria luminescente *Vibrio fischeri* também foi utilizada como teste de toxicidade para análise dos efluentes têxteis bruto (BR) e após tratamento físico-químico (Tabela 8). Os resultados mostram que ambas os tratamentos não apresentaram efeito tóxico agudo para o microrganismo-teste nas condições do ensaio, corroborando o teste de *A. cepa* e as análises físico-químicas realizadas.

**Tabela 8** - Resultados de toxicidade utilizando *Vibrio fischeri* (Microtox®) em amostras de efluentes têxteis reais bruto (BR) e após tratamento físico-químico (FQ), oriundas de uma lavanderia têxtil de médio porte localizada em Caruaru-PE.

Parâmetro	Efluente bruto (BR)	Efluente tratado (FQ)
CE50 (%) <sup>a</sup>	ND <sup>e</sup>	ND
CE20 (%) <sup>b</sup>	ND	ND
UT <sup>c</sup>	ND	ND
FT <sup>d</sup>	1	1

**Fonte:** A Autora (2016)

<sup>a</sup>CE50: concentração efetiva da amostra que causou 50% de inibição na luminescência.

<sup>b</sup>CE20: concentração efetiva da amostra que causou 20% de inibição na luminescência.

<sup>c</sup>UT: unidade toxicológica (100.CE/50).

<sup>d</sup>FT: diluição mínima da amostra em que não se observou inibição quantificável da luminescência.

<sup>e</sup>ND: não detectável.

Outros dois estudos com organismo teste diferente (o microcrustáceo *Daphnia magna*) foram realizados para avaliação da toxicidade. Em ambos casos, a toxicidade variou de acordo com o período de coleta do ano. No primeiro, a diluição necessária para não ser detectada toxicidade nas amostras foi de 16 ou de 32 vezes para outros autores (FERRAZ et al., 2011), enquanto, no segundo caso, foi necessária diluição de 64 ou de 16 vezes. Neste segundo estudo, a maior toxicidade ocorreu em um período onde a indústria possuía maior consumo de corantes e sal, o que pode ter contribuído para o aumento da toxicidade (AMARAL et al., 2014).

Dessa forma, diferenças entre os dados do presente trabalho e os da literatura podem ser resultantes dos diferentes portes das indústrias e do período de análise, pois ao longo do ano os tipos de interferentes podem variar nos efluentes de acordo com a produção e com o tipo de substâncias químicas utilizadas, mesmo considerando um único local de estudo. Segundo a resolução CONAMA 430/11, o efluente para ser lançado no corpo receptor não deve apresentar toxicidade, dessa forma, o efluente analisado no presente estudo atende às exigências e pode ser descartado no corpo hídrico sem causar danos ao meio ambiente.

## 4.2 Experimento 2: efluentes sintéticos

### 4.2.1 Análises físico-químicas

Os resultados dos parâmetros físico-químicos das amostras do efluente bruto sintético (BS), do efluente tratado por processo anaeróbico (TAN) e do efluente tratado por processo anaeróbico com micro-aeração intermitente (TAI) encontram-se descritos na Tabela 9.

**Tabela 9** - Análises físico-químicas realizadas para as amostras do efluente bruto sintético (BS), após tratamento anaeróbico (TAN) e após tratamento aeróbico intermitente (TAI).

Amostras	Parâmetros físicos e químicos						
	pH	Potencial de oxirredução (mV)	Alcalinidade parcial (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Alcalinidade total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	OD (mg/L)	DQO bruta (mg O <sub>2</sub> /L)	Cor (ABS 476 nm)
BS	7,73	-6,70	636,1	803,25	0,13	1.118	1,4
TAN	7,52	-299,50	663,8	846,93	0,0	260	0,325
TAI	8,26	-14,20	613,41	765,66	0,46	211	0,353
<b>Resolução CONAMA 430/2011</b>	Entre 5,0 - 9,0	-220	-	> 300	>6 mg/L O <sub>2</sub>	Redução de 80 a 90%	-

Fonte: A Autora (2016)

**Legenda** - BS: Efluente Bruto Sintético; TAN: Efluente Tratado Anaerobicamente; TAI: Efluente Tratado Aerobicamente de forma intermitente; pH: Potencial Hidrogeniônico; OD: Oxigênio Dissolvido; DQO: Demanda Química de Oxigênio; ABS: Absorbância.

Os valores de pH encontrados foram 7,73; 7,52 e 8,26 para as amostras de efluentes BS, TAN e TAI, respectivamente, estando dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 430/2011 (Tabela 9). De acordo com os dados, notou-se uma ligeira redução do pH após o tratamento anaeróbico, fato também reportado por Amaral (2014), que observou valores entre 6,7-9,0 e 6,4-8,9 para um efluente têxtil bruto real e após tratamento anaeróbico, respectivamente. Por outro lado, o tratamento aeróbico, no presente trabalho, resultou em um aumento deste parâmetro, em comparação ao efluente BS. Em associação, o intervalo de pH encontrado (7,52 a 8,26) permite indicar que essas amostras apresentam em sua composição apenas a presença de bicarbonatos (VON SPERLING, 2005), característica que pode ser também ressaltada pelos índices de alcalinidade parcial/ total observados para o efluente BS (636,1/ 803,25 mg CaCO<sub>3</sub>/L), TAN (663,8/ 846,53 mg CaCO<sub>3</sub>/L) e TAI (613,41/ 765,66 mg CaCO<sub>3</sub>/L). Os maiores valores de alcalinidade encontrados no efluente TAN mostram a importância desse parâmetro na avaliação do tratamento de efluentes, uma

vez que indica a capacidade de tamponamento do sistema, ou seja, de neutralização de ácidos formados no processo de digestão anaeróbia.

Quanto à taxa de OD, um valor mais elevado foi observado no reator TAI (0,46 mg/L), quando comparado aos efluentes BS e TAN (0,13 e 0,0 mg/L, respectivamente), possivelmente resultante da microaeração aplicada durante o tratamento aeróbio. Em ambientes naturais, quanto menor o índice de OD, maior a poluição aquática, o que influencia diretamente na biodiversidade aquática (CETESB, 2009). O OD é essencial para os organismos aeróbicos, caso o meio entre em condições anaeróbicas (ausente de oxigênio), pode ocorrer a morte dos seres aquáticos e conseqüentemente a geração de maus odores decorrentes da decomposição da matéria orgânica em compostos como aminas, amônia e sulfato de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) (VON SPERLING, 2005). Dessa forma, a conservação dos peixes está diretamente ligada à presença de oxigênio dissolvido.

Levando-se em consideração o potencial de oxirredução, uma diferença expressiva foi revelada entre os efluentes BS (-6,70 mV), TAN (-299,50 mV) e TAI (-14,20 mV). Esses valores refletem as condições ambientais de funcionamento de cada reator, uma vez que a anaerobiose acentua a negatividade do potencial redox, geralmente presente no afluente do reator, devido à presença de compostos químicos nos efluentes brutos, a exemplo de corantes, enquanto que a microaeração resulta em uma elevação deste potencial (menor negatividade). Em relação ao meio ambiente, quanto mais negativo o potencial redox mais contaminada é a amostra. Resultados similares, quanto à negatividade do potencial redox, foram encontrados por outros colaboradores (AMARAL et al., 2014) para um efluente real bruto que alimentava um reator UASB (anaeróbio), seguido de um filtro aeróbio submerso BAS (aeróbio), obtendo-se os valores de -277,52 mV, -357,38 mV e 15,77 mV, respectivamente, para seus efluentes.

Os valores de DQO mostraram-se bem divergentes para o efluente BS, frente a ambos os reatores biológicos (TAN e TAI). Nas amostras avaliadas, foi obtida uma remoção de 76,4% e 81,4% da DQO para os reatores TAN e TAI, respectivamente, resultado mais eficiente do que observado para o tratamento físico-químico utilizado de modo geral pela indústria têxtil (ver dados do experimento1; remoção em torno de 65%), tornando o tratamento biológico uma tecnologia alternativa e atrativa. Eficiência de remoção da DQO semelhante ou maior tem sido relatada na literatura para tratamento de águas residuais têxteis reais utilizando apenas reatores anaeróbios (SOMASSIRI et al., 2012), bem como mediante o uso conjunto de RBS anaeróbio e aeróbio para o tratamento de corantes diazo (LOURENÇO; NOVAIS; PINHEIRO, 2001) e monoazo (YAŞAR; CIRIK; ÇINAR, 2012).

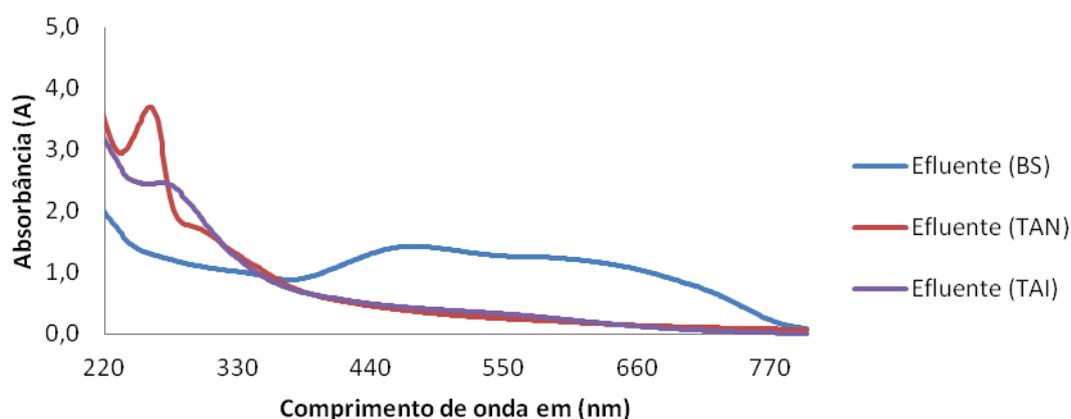
Alguns trabalhos ressaltam que a utilização combinada de reatores anaeróbios e aeróbios apresenta maior eficiência na remoção de DQO seja para efluente têxtil real (FERRAZ et al., 2011; eficiência de 86%) ou sintético (DA SILVA et al., 2012, eficiência de 88%; BAËTA et al., 2015, eficiência de 90%), quando comparada ao uso de reatores anaeróbio (UASB) ou aeróbio (BAS) individualmente (AMARAL et al., 2014, eficiência de 43% e 53%, respectivamente). Entretanto, não se pode ignorar que o baixo rendimento de um reator pode estar relacionado à própria composição do efluente, principalmente pela alta concentração de cloreto de sódio em um efluente real, conforme observado anteriormente para reator anaeróbio tipo UASB (AMARAL et al., 2014).

Para o parâmetro cor, houve uma remoção eficiente e semelhante estatisticamente de 77,1% (ABS 0,32) e 75% (ABS 0,35) para os reatores TAN e TAI, respectivamente, em relação ao BS (ABS 1,4), em comprimento de onda igual a 476 nm (comprimento de onda característico do corante tetra azo DB22). Outros autores (AMARAL et al., 2014) apresentaram valores de remoção de cor de efluente têxtil real com reator anaeróbio (UASB) e aeróbio (BAS), individualmente, em cerca de 52% e 92%, respectivamente. A menor eficiência obtida pelos referidos autores com a utilização do reator anaeróbio foi atribuída à presença de sulfato que competia com o corante pelo doador de elétrons, acetato. Além disso, outros fatores parecem interferir na eficiência da biodegradação de corantes. Estudos prévios, utilizando um tratamento anaeróbio com bactérias isoladas de solos contaminados por efluentes (*Pseudomonas aeruginosa*, *Stenotrophomonas maltophilia* e *Proteus mirabilis*), por exemplo, mostraram um aumento de eficiência na redução de cor de 67% (MOHANA et al., 2007) para 91%, modificando concentrações de glicose, de extrato de levedura, do corante e do inóculo (MOHANA et al., 2008).

O Gráfico 3 mostra o resultado da varredura das amostras na faixa de comprimento de onda entre 220 e 800 nm, com destaque para o comprimento de máxima absorção de luz em 476 nm para o corante utilizado (DB22). A eficiência dos reatores sequenciais no tratamento dos efluentes utilizados no presente trabalho foi previamente indicada por Menezes (2017), o qual manteve um lodo altamente especializado na degradação do DB22, utilizando inóculo misto previamente adaptado ao tratamento de efluente têxtil real. Apesar dos referidos reatores terem apresentado boa eficiência utilizando culturas mistas, quando culturas puras anaeróbias e aeróbias foram usadas como inóculo, observou-se 100% de degradação de corantes mono e diazos (SOLÍS et al., 2012). A utilização de cultura mista ou pura vai depender do material a ser degradado e de uma melhor adaptação à cultura utilizada.

A população microbiana e sua diversidade, presente nos reatores, também parece ser importante para garantir boa eficiência na remoção de cor (MAHMOOD et al., 2015; CARVALHO, 2016). Em trabalho utilizando o consórcio BMP1/SDSC-01 (*Bacillus subtilis*, *B. cereus*, *B. mycoides*, *Bacillus* sp., *Micrococcus* sp. e *Pseudomonas* sp), constituídos por bactérias anaeróbias facultativas, obsevou-se uma eficiência de remoção de cor de 85% (para um corante preto), enquanto quando cada isolado de bactérias foi testado separadamente, apresentou uma eficiência de no máximo 79% (MAHMOOD et al., 2015). Apesar dos valores de eficiência serem próximos, a finalidade do estudo é que define a utilização de cultura pura ou mista, levando também em consideração o fator econômico.

**Gráfico 3** - Varredura espectrofotométrica na faixa de comprimento de onda UV-visível do efluente têxtil bruto sintético (BS; —) e após tratamento em reator anaeróbio (TAN; —) e em reator aeróbio intermitente (TAI; —), de amostra oriunda de reatores operados por (MENEZES, 2017).



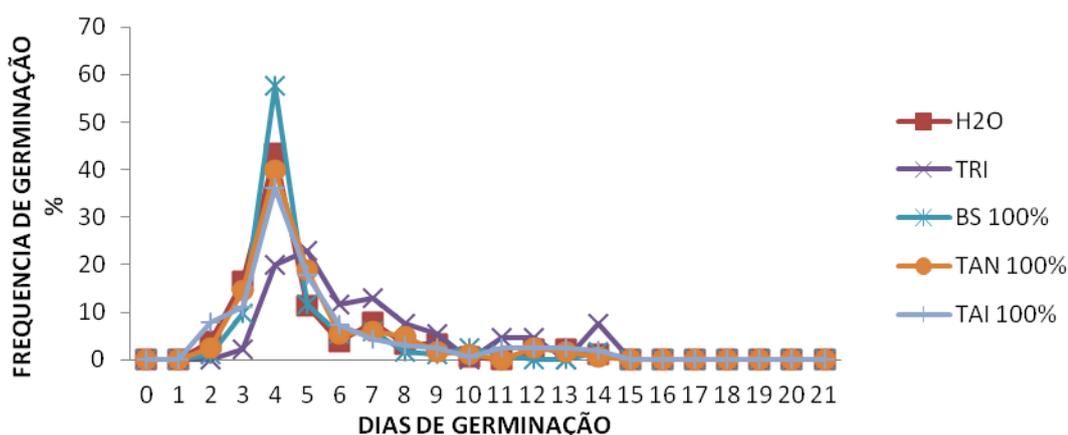
**Fonte:** A Autora (2016)

Adicionalmente, observa-se no Gráfico 3 que a amostra proveniente do TAN exibe pico de absorção de luz em torno de 270 nm, que não é observado no efluente de TAI. Esse pico corresponde às aminas aromáticas, que são formadas anaerobiamente, acumulam no reator TAN, mas são removidas aerobiamente em TAI. Na operação dos reatores que foram fonte de amostra para o presente trabalho, Menezes (2017) detectou aminas aromáticas desde o primeiro dia de operação dos reatores, com valores mais altos para TAN quando comparado a TAI, indicando a habilidade deste último em degradar as aminas na presença de oxigênio.

#### 4.2.2 Análises com *Allium cepa*

Para análise da toxicidade, o Índice de Germinação (IG) de sementes de *A. cepa*, submetidas aos efluentes BS, TAN e TAI, foi avaliado em dois períodos (até o 4º dia e até o 21º dia) durante um experimento com duração de 21 dias. Com relação à taxa de germinação/dia, as maiores taxas de germinação ocorreram no 4º dia do experimento em todos os tratamentos. Contudo, não houve diferença significativa entre os efluentes quando comparado ao controle negativo (56,5%), conforme pode ser visto na curva de germinação para ambos os tratamentos (Gráfico 4) e na Tabela 10.

**Gráfico 4** - Curva de germinação de sementes de *Allium cepa* em Efluente Bruto Sintético (BS), Efluente Tratado por Processo Anaeróbico (TAN) e Aeróbio Intermitente (TAI), comparadas às curvas dos controles negativo (água ultrapura; H<sub>2</sub>O) e positivo (trifluralina; TRI) ao longo de 21 dias.



Fonte: A Autora (2016)

Foram realizadas análises de citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade a nível cromossômicos para as amostras BS, TAN e TAI, bem como os controles negativo (água ultrapura) e positivos (MMS e Trifluralina). Como pode ser observado na Tabela 11, não houve atividade citotóxica, genotóxica ou mutagênica para as amostras analisadas quando comparadas ao controle negativo.

**Tabela 10** - Índice de germinação (IG) de sementes de *Allium cepa* submetidas a diferentes diluições de Efluente Sintético Bruto (BS), Efluente Tratado por Processo Anaeróbio (TAN) e Aeróbio Intermitente (TAI), em dois períodos (até o 4º dia e até o 21º dia), ao longo de 21 dias.

Tratamento	IG (%)	
	Até o 4º dia (%)	Até o 21º dia
<b>CN (H<sub>2</sub>O)</b>	55,2 ± 5,35	88,50±2,63
<b>CP (TRI)</b>	14,80±1,62*a	65,00±2,89*
<b>BS</b>	50,80±6,97	82,50±2,75
<b>TAN</b>	47,60±3,06	82,50±2,75
<b>TAI</b>	49,20±2,06	81,50±1,50

Fonte: A Autora (2016)

**Legenda:** IG: índice de germinação; CN: Controle Negativo (H<sub>2</sub>O); CP: Controle Positivo (TRI – trifluralina); BS: Efluente Bruto Sintético; TAN: Efluente Tratado por Processo Anaeróbio; TAI: Efluente Tratado por Processo Aeróbio Intermitente. Cada valor expressa a média ± o desvio padrão. Médias em negrito seguidas de \* apresentam diferença significativa em relação a CN de acordo com o teste de Kruskal-Wallis (p < 0,05).

**Tabela 11** - Frequência de alterações cromossômicas nos efluentes sintéticos bruto e tratado por processo anaeróbio e aeróbio intermitente avaliadas pelo sistema-teste *Allium cepa*.

Parâmetro Analisado	CN (H <sub>2</sub> O) (%)	BS (%)	TAN (%)	TAI (%)	CP (MMS) (%)	CP (TRI) (%)
Células Meristemáticas						
<b>IMit</b>	84,08 ± 4,07	79,97 ± 5,22	79,47 ± 7,05	82,85 ± 6,66	-	81,90 ± 6,48
<b>BN</b>	1,02 ± 0,39	<b>1,80 ± 0,70*</b>	1,39 ± 0,69	<b>0,36 ± 0,21*</b>	2,41 ± 0,94	2,14 ± 0,66
<b>MN</b>	0,00 ± 0,09	0,18 ± 0,25	0,34 ± 0,59	0,00 ± 0,07	0,39 ± 0,24*	0,64 ± 0,37*
<b>AC</b>	0,36 ± 0,32	0,28 ± 0,25	0,00 ± 0,22	0,00 ± 0,12	0,35 ± 0,28	0,44 ± 0,41
<b>PC</b>	0,00 ± 0,13	0,00 ± 0,09	0,08 ± 0,19	0,00 ± 0,00	0,08 ± 0,13	0,20 ± 0,18
<b>IGen</b>	1,69 ± 0,43	2,76 ± 0,52	2,57 ± 0,71	<b>0,59 ± 0,17*</b>	3,43 ± 1,05*	4,04 ± 1,21*
Células F <sub>1</sub>						
<b>IMut</b>	0,30 ± 0,34	0,05 ± 0,09	0,35 ± 0,32	0,05 ± 0,08	0,45 ± 0,24	0,27 ± 0,34

Fonte: A Autora (2016)

**Legenda:** CN: Controle Negativo (H<sub>2</sub>O); TRI: Trifluralina; BR: Efluente Bruto Real; FQ: Efluente Tratado por Processo Físico-Químico; MMS: Metil-Metanosulfato; IMit: Índice Mitótico (divisão celular); BN: Broto Nuclear; MN: Micronúcleos; AC: Aderência Cromossômica; PC: Perda Cromossômica; I.Gen: Índice de Genotoxicidade (alterações cromossômicas); I. Mut: Índice de Mutagenicidade (presença de micronúcleos em células de primeira filiação). Cada valor expressa a média ± o desvio padrão. Médias da mesma linha seguidas de \* apresentam diferença significativa em relação a CN de acordo com o teste de Kruskal-Wallis (p < 0,05).

Apesar dos tratamentos não terem sido genotóxicos, o Índice de Genotoxicidade (IGen) revelou um aumento de cerca de 60% e de 50%, para os efluentes BS (2,76%) e TAN (2,57%), respectivamente, em comparação ao CN (1,69%) (Tabela 11), além de terem

apresentado semelhança estatística com os controles positivos [MMS (3,43%) e TRI (4,04%)]. Tal resultado indica que o tratamento com o reator TAN não apresenta eficiência na remoção de possíveis compostos químicos presentes no efluente BS, sendo esses tratamentos considerados fontes potenciais de genotoxicidade. Corroborando com nossos resultados, outros estudos (ALVIM et al., 2011) analisaram efluentes têxteis bruto e tratado anaerobicamente e também não encontraram efeitos citotóxicos para nenhuma das concentrações do seu estudo (0, 25, 50, 75 e 100%); porém identificaram desordem na divisão celular o que levou a um aumento de alterações cromossômicas. Segundo Ferraz; Grando; Oliveira (2011), a exposição a amins aromáticas por muito tempo pode causar danos ao DNA mesmo que reflita em baixa toxicidade.

Inversamente ao notado para BS e TAN, a amostra do efluente TAI induziu uma redução de cerca de 65% do IGen em células meristemáticas de cebola (0,59%), indicando ausência de genotoxicidade para o efluente tratado. Correlacionando com os dados físico-químicos, é possível que essa diminuição da genotoxicidade esteja relacionada à remoção das amins aromáticas, promovida pelo tratamento aeróbico (KHAN; BHAWANA; FULEKAR, 2013).

Em efluentes têxteis reais ou sintéticos, as amins aromáticas, formadas devido à redução de corantes azo, são na maioria das vezes mais tóxicas que os próprios corantes e dificilmente sofrem decomposição em meio anaeróbico (KHAN; BHAWANA; FULEKAR, 2013). Segundo Arora. (2015), a via aeróbica é a principal rota de degradação de amins monocíclicas, que são fonte de carbono, energia e oxigênio para as bactérias. O ácido sulfanílico, por exemplo, que é uma amina aromática monocíclica com um grupo sulfônico, que pode ser decomposto na presença de grupos bacterianos aeróbios específicos (TAN et al., 1999; PANDEY et al., 2007; CHEN et al., 2012).

Adicionalmente, quando as alterações cromossômicas e nucleares utilizadas para o cálculo do Índice de Genotoxicidade, como brotos nucleares, micronúcleos, aderências e perdas cromossômicas, foram analisadas individualmente pôde-se observar diferença significativa em alguns casos. Houve, por exemplo, um aumento significativo para a presença de broto nuclear nas amostras do efluente BS (1,80%) em comparação ao CN (1,02%), bem como uma redução da frequência de broto nuclear (0,36%) e ausência de aderência cromossômica nas amostras do efluente TAI, frente ao CN (Tabela 11). Essa diminuição da alteração broto nuclear e ausência de aderência cromossômica na amostra do tratamento TAI pode sugerir a eficiência do tratamento mediante microaeração do meio, o que foi mostrado nos resultados como eficiência na redução de amins aromática.

### 4.2.3 Análises com *Vibrio fischeri*

Os resultados de toxicidade aguda dos efluentes bruto sintético (BS), tratado por processo Anaeróbio (TAN) e Aeróbio Intermitente (TAI) estão apresentados na Tabela 12. Para esse teste, as amostras foram coletadas quando os reatores haviam atingido equilíbrio estacionário aparente, reportado por (MENEZES, 2017).

**Tabela 12** - Análise da toxicidade em amostras de Efluentes Sintético Bruto (BS), Tratado por Processo Anaeróbio (TAN) e Aeróbio Intermitente (TAI), utilizando *Vibrio fischeri* (Microtox®).

Parâmetros	Amostras		
	BS	TAN	TAI
CE50 (%) <sup>a</sup>	ND <sup>e</sup>	0,41	ND
CE20 (%) <sup>b</sup>	ND	1,13	ND
UT <sup>c</sup>	ND	88,15	ND
FT <sup>d</sup>	1	256	1

Fonte: A Autora (2016)

<sup>a</sup>CE50: concentração efetiva da amostra que causou 50% de inibição na luminescência

<sup>b</sup>CE20: concentração efetiva da amostra que causou 20% de inibição na luminescência

<sup>c</sup>UT: unidade toxicológica (100.CE/50).

<sup>d</sup>FT: diluição mínima da amostra em que não se observou inibição quantificável da luminescência

<sup>e</sup>ND: não detectável

BS: Efluente bruto sintético

TAN: Efluente tratado por reator anaeróbio

TAI: Efluente tratado por reator aeróbio intermitente

As amostras do efluente BS e TAI não apresentaram toxicidade aguda utilizando o referido teste. Em contrapartida, o efluente do reator anaeróbio (TAN) apresentou elevada toxicidade, sendo necessário diluir a amostra em água 256 vezes para que a mesma não fosse tóxica (Tabela 12). Essa relação entre pequena toxicidade nos efluentes brutos, grande toxicidade em efluentes com tratamento anaeróbico e diminuição da toxicidade com a aplicação de tratamento aeróbico também foi relatada previamente para efluentes reais, mediante a utilização de diferentes organismos testes como *Daphnia magna* (AMARAL et al., 2014) e a própria *Vibrio fischeri* (FRIJERS et al., 2006).

Tal toxicidade está certamente associada ao acúmulo de aminas aromáticas que não foram degradadas no tipo de ambiente anaeróbio (VAN DER ZEE; VILLAVERDE, 2005; KHAN; BHAWANA; FULEKAR, 2013), evidenciando assim a importância da utilização de processos combinados, anaeróbios e aeróbios, na degradação de corantes como o DB22

encontrado nas amostras desse estudo. Este fato pode ser percebido pelo aumento da unidade toxicológica de 88,15 no reator TAN e da concentração efetiva da amostra que causou inibição de 50% (0,41) na luminescência com o *Vibrio fischeri*, apontando uma ecotoxicidade aguda, provavelmente relacionada à grande quantidade de aminas aromáticas. Por outro lado, o efluente BS e o efluente TAI obtiveram boa remoção das aminas aromáticas não apresentando dessa forma toxicidade aguda quantificável por esse teste. No entanto, vale salientar que não é plausível afirmar que toda a amina aromática presente no efluente tenha sido removida mediante processo de microaeração respaldando-se apenas nos resultados encontrados no TAI (Tabela 12).

Outros dois estudos com organismo diferente (microcrustáceo *Daphina magna*) foram realizados na avaliação do potencial de toxicidade de efluentes têxteis brutos. Em ambos os casos, a toxicidade variou de acordo com o período de coleta do ano. No primeiro, a diluição necessária para não ser detectada toxicidade nas amostras foi de 16 ou de 32 vezes outros estudos (FERRAZ et al., 2011), enquanto, no segundo caso, foi necessária diluição de 64 ou de 16 vezes. Neste segundo estudo, a maior toxicidade ocorreu em um período onde a indústria possuía maior consumo de corantes e sal, o que pode ter contribuído para o aumento da toxicidade (AMARAL et al., 2014).

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nas indústrias têxteis se faz necessário o tratamento dos seus efluentes, visto que é enorme a quantidade de substâncias químicas utilizadas nos diferentes processos de lavagem do jeans. Os corantes têxteis são os principais vilões nesse processo, visto que apresentam toxicidade devido a suas propriedades químicas (GUARATINI; ZANONI, 1999 e SARATALE et al., 2011). Além disso, o resultado de sua degradação gera substâncias ainda mais tóxicas, como as aminas aromáticas (FERRAZ et al., 2011). Dessa forma, o lançamento de efluentes têxteis em corpos hídricos não tratados adequadamente podem prejudicar a sua qualidade, gerando problemas ambientais relacionados ao seu ecossistema e ao consumo humano (SARATALE et al., 2011). Assim, este trabalho permitiu comparar a eficiência entre tratamentos físico-químico e biológicos mediante parâmetros físico-químicos e bioensaios com *Allium cepa* e *Vibrio fischeri*.

Quanto aos parâmetros físicos e químicos, percebe-se que o tratamento físico-químico realizado na indústria têxtil é eficiente apenas para remoção de cor. Contudo, observa-se apenas uma transferência de poluentes do efluente líquido para o lodo gerado no final do processo (sólido), que é enviado a aterros sanitários, gerando problemas ainda maiores ao meio ambiente (SARATALE et al., 2011; SOLANKI et al., 2013). Com o tratamento biológico com reatores anaeróbio ou aeróbio intermitente, observa-se uma redução na quantidade de lodo produzida (MENEZES, 2017) e uma eficiência na remoção de cor e de DQO, que são componentes primordiais da poluição ambiental aquática. Adicionalmente, verifica-se uma boa eficiência para os reatores aeróbios intermitentes na redução das aminas aromáticas.

As aminas aromáticas promovem ações tóxicas, genotóxicas e até mutagênicas podendo chegar a causar danos no DNA (FERRAZ; GRANDO; OLIVEIRA, 2011). No teste com *Allium cepa*, pode-se observar que houve um aumento da genotoxicidade para os efluentes do reator anaeróbio, bem como uma redução da mesma para o reator aeróbio intermitente. Esses dados corroboram os resultados de *Vibrio fischeri*, que nos mostra uma grande quantidade de aminas aromáticas formadas no reator anaeróbio, visto que foi necessário diluir a amostra em água em 256 vezes para que não houvesse toxicidade na amostra. Contudo, os reatores aeróbios intermitentes permitiram a provável remoção de aminas e seu efluente final não apresentou toxicidade aguda detectável para esse método de análise.

Dessa forma, o presente trabalho demonstra a importância de programas de diagnóstico e de monitoramento do lançamento de efluentes têxteis em corpos hídricos, com o desenvolvimento de condutas de conscientização dos empresários locais, visto que os corantes têxteis, no seu processo de degradação, há formação de aminas aromáticas. Estas são mais tóxicas que os próprios corantes, gerando altos níveis de toxicidade que causam maiores danos aos corpos hídricos e conseqüentemente à população. Além disso, a implementação de tratamentos biológicos, especialmente aeróbio intermitente, ao invés do tratamento convencional físico-químico que é realizado nas indústrias têxteis do município de Caruaru-PE, pode ser considerada uma alternativa promissora, visto que o tratamento físico-químico realiza apenas transferência de poluentes do efluente líquido para o lodo. Assim, poderia ser garantido um crescimento socioeconômico da região aliado à sustentabilidade ambiental.

## 6. CONCLUSÕES

1. O teste *Allium cepa* é eficiente para análise da toxicidade, citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade a nível cromossômico de efluentes têxteis reais e sintéticos submetidos ou não a tratamentos físico-químicos e/ou biológicos.
2. O tratamento físico-químico realizado na lavanderia em estudo é eficiente na redução de cor para os efluentes reais (65%), mas não removeu DQO para essa amostra em questão.
3. Quanto aos tratamentos realizados com efluentes sintéticos, os Tratamentos Anaeróbio (TAN) e Aeróbio Intermitente (TAI) são eficientes tanto em termos de remoção de cor (77,1% e 75%, respectivamente), quanto de DQO (76,7% e 81,1%, respectivamente).
4. Como revelados no bioensaio com *Allium cepa*, os efluentes têxteis reais BR e FQ apresentam efeito tóxico no período inicial de germinação, sugerindo a presença de compostos químicos potencialmente tóxicos tanto no efluente bruto quanto no efluente tratado físico-quimicamente. Já os efluentes têxteis sintéticos não apresentam potencial tóxico para a germinação de sementes de *Allium cepa*.
5. Os efluentes BS e TAN apresentam potencial genotóxico, enquanto que o efluente TAI reduz o índice de genotoxicidade, possivelmente devido à remoção das aminas aromáticas promovida pelo tratamento aeróbio intermitente.
6. O teste com *Vibrio fischeri* mostra toxicidade para o efluente sintético tratado anaerobicamente divergindo dos resultados de toxicidade realizados com o sistema-teste *Allium cepa*, mas corroborando os dados para genotoxicidade, mostrando a necessidade de analisar a toxidade em organismos-testes distintos.
7. Considerando os parâmetros avaliados, o Tratamento Aeróbico Intermitente (TAI) mostra-se mais eficiente que o Tratamento Anaeróbio (TAN).

## REFERÊNCIAS

- ABDELMIGID, H.M. New trends in genotoxicity testing of herbal medicinal plants. In: GOWDER, S. (Org.). **New Insights into Toxicity and Drug Testing**. Rijeka: InTech, p. 89-120, 2013.
- ABIT - **Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecções**. Disponível em: <http://www.abit.org.br>. Acessado em - 01 de fevereiro de 2017.
- AFTAB U., KHAN M.R., MAHFOOZ M., ALI M., ASLAM S.H., REHMAN A., Decolourization and degradation of textile azo dyes by *Corynebacterium* sp. Isolated from industrial effluent, Pak. **Journal Zool.** 43 1–8. [3], 2011.
- ALVIM, L. B.; KUMMROW, F.; BEIJO, L. A; LIMA, C. A. A.; BARBOSA, S.. Avaliação da citogenotoxicidade de efluentes têxteis utilizando *Allium cepa* L.. **Revista Ambiente e Agua**, Taubaté, v. 6, n. 2, p. 255-265, 2011.
- AMARAL F. M., KATO M. T., FLORÊNCIO L., GAVAZZA S. Color, organic matter and sulfate removal from textile effluents by anaerobic processes. **Bioresource Technology**. 163, 364-369, 2014.
- AMARAL F. M., **Tratamento de efluente têxtil por processo anaeróbio e aeróbio**. Recife, PE. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2015.
- AMARAL, F. M.. **Avaliação da remoção de cor, matéria orgânica e sulfato de efluente têxtil por processo anaeróbio seguido de aeróbio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2011.
- AMIN, H., AMER, A., FECKY, A.E., IBRAHIM, I. **Treatment of Textile Wastewater Using H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV Systems**. *Physicochemical Problems of Mineral Processing*, v. 42, p. 17-28, 2008.
- AMORIM, S. M.; KATO, M.T.; FLORENCIO, L.; GAVAZZA, S. Influence of redox mediators and electron donors on the anaerobic removal of color and chemical oxygen demand from textile effluent. **Clean - soil, air, water**. v. 41, n. 9, p. 928–933, 2013.
- APHA - American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21<sup>st</sup>ed. Washington DC, USA: **American Water Works Association/ Water Environment Federation**, 2005.
- ARAÚJO, S. S.. **Potencial citotóxico, genotóxico e mutagênico de espécies de Euphorbiaceae usando o sistema teste Allium cepa e cultura de células HepG2**. Tese (Doutorado em Biotecnologia/Biologia Celular e Molecular). Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, 2015.
- ARORA, P. K. Bacterial degradation of monocyclic aromatic amine. **Frontiers in microbiology**. v. 6, p. 1–14, 2015.

BAGATINI, M. D.; SILVA, A.C.F. TEDESCO, S.B. Uso do sistema teste de *Allium cepa* como bioindicador de genotoxicidade de infusões de plantas medicinais. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, Curitiba, v.17, n.3, p.444-447. Jul/Set. 2007.

BARBÉRIO, A. **Bioassays with Plants in the Monitoring of Water Quality**. InTech, **Water Treatment** 317-334pp, 2013.

BIANCHI, J.; FERNANDES, T.C.C.; MARIN-MORALES, M.A. Induction of mitotic and chromosomal abnormalities on *Allium cepa* cells by pesticides imidacloprid and sulfentrazone and the mixture of them. **Chemosphere**, V. 144, pp 475-483, 2016.

BONAKDARPOUR, B., VYRIDES, I., STUCKEY, D.C. Comparison of the Performance of One Stage and Two Stage Sequential Anaerobic-Aerobic Biological Processes for the Treatment of Reactive-azo-dye-containing Synthetic Wastewaters. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 65, p. 591-599, 2011.

BUSS M.V., RIBEIRO E.F., SHNEIDER I.A.H., MENEZES J.C.S.S. Tratamento dos Efluentes de uma Lavanderia Industrial: Avaliação da Capacidade de Diferentes Processos de Tratamento. **Revista de Engenharia Civil IMED**, 2(1) 2-10, 2015.

CABRERA, G.L.; RODRIGUEZ, D.M.G. Genotoxicity of soil from farmland irrigated with wastewater using three plant bioassays. **Mutat Res** 426:211-214, 1999.

CAMMAROTA, M.C. **Engenharia do Meio Ambiente – Tratamento de Efluentes Líquidos**, Escola de Química, UFRJ – 2011.

CARITÁ, R.; MARIN-MORALES, M. A. Induction of chromosome aberrations in the *Allium cepa* test system caused by the exposure of seeds to industrial effluents contaminated with azo dyes. **Chemosphere**, Oxford, v. 72 p. 722-725, 2008.

CARVALHO, J.R.S. **Ecologia microbiana de reatores UASB submetidos a diferentes condições de operação para tratar efluente têxtil**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM), Universidade Federal de Pernambuco, 2016.

CHAGAS, M. A. **Tratamento de efluente têxtil por processo físico-químicos e biológico**. Dissertação (Mestrado) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, 2009.

CHEN, X., SHEN, Z., ZHU, X., FAN, Y., WANG, W. Advanced Treatment of Textile Wastewater for Reuse Using Electrochemical Oxidation and Membrane Filtration. **Water Science**, v. 31, p. 127-132, 2005.

CHEN, G. *et al.* Aerobic degradation of sulfanilic acid using activated sludge. **Water research**. v. 46, n. 1, p. 145–151, 2012.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicado no D.O.U. n° 053, de 18/03/2005, p. 58–63.

\_\_\_\_\_ - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de março de 2005. Publicado no D.O.U. n° 92, de 16/05/2011, p. 89.

CETESB. **Norma Técnica L5.227**: Teste de toxicidade com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* (método de ensaio). São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2001.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Secretaria do Meio Ambiente, 44pp, 2009.

CIRIK, K., DURSUN, N., SAHINKAYA, E., CINAR, O. Effect of Electron Donor Source on the Treatment of Cr(VI)-Containing Textile Wastewater Using Sulfate-Reducing Fluidized Bed Reactors (FBRs). *Bioresource and Technology*, v. 133, p. 414-420, 2013.

COSTA, M.C.; MENDONÇA, G.L. F.; DOS SANTOS, A. B.. Avaliação da relação estrutura/atividade e do efeito de mediadores redox na descoloração reductiva de corantes azo e antraquinônicos sob condições anaeróbias. **Anais do 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Recife: Brasil, 2009.

CUCHIARA, C.C.; BORGES, C.S; BOBROWSKI, V.L. Sistema teste de *Allium cepa* como bioindicador da citogenotoxicidade de cursos d'água. **Tecnologia e Ciência Agropecuária**, João Pessoa, v.6, n.1, p.33-38, Mar. 2012. Disponível em: <http://www.sebrae.com.br>. Acessado em 06 de Outubro de 2015.

DOS SANTOS, A.B.; CERVANTES, F.J.; VAN LIER, J.B. Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: perspectives for anaerobic biotechnology. **Bioresource technology**. v. 98, n. 12, p. 2369–2385, 2007.

FENECH, M.; KIRSCH-VOLDERS, M.; NATARAJAN, A.T.; SURRALLES, J.; CROTT, J. PARRY, J.W.; NORPPA, H.; EASTMOND, D.A.; TUCKER, J.D.; THOMAS, P. Molecular mechanisms of micronucleus, nucleoplasmic bridge and nuclear bud formation in mammalian and human cells: a Review. **Mutagenesis** vol. 26 no. 1 pp. 125–132, 2011.

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 herbicid. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 88, n. 3, p. 252-259, 2007.

FERRAZ A.D. N. **Tratamento de efluente têxtil por reatores sequenciais anaeróbio/aeróbio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2011.

FERRAZ, A.D.N. et al. Textile effluent treatment in a uasb reactor followed by submerged aerated biofiltration. **Water science and technology**. v. 64, n. 8, p. 1581–1589, 2011.

FERRAZ, E.R.A.; GRANDO, M.D.; OLIVEIRA, D.P. The azo dye disperse orange 1 induces dna damage and cytotoxic effects but does not cause ecotoxic effects in daphnia similis and vibrio fischeri. **Journal of hazardous materials**. v. 192, n. 2, p. 628–633, 2011.

FISKESJO, G. **The *Allium* test as a standard in environmental monitoring.** *Hereditas* 102:99-112, 1985.

FORGACS, E., CSERHATI, T., OROS, G. Removal of Synthetic Dyes from Wastewaters: a Review. **Environment International**, v. 30, p. 953-571, 2004.

FLORENCIO, L. et al. Effect of cobalt on the anaerobic degradation of methanol. **Journal of fermentation and bioengineering**, 1993. v. 75, n. 5, p. 368–374.

FRIJTERS, C. T. M. J. et al. Decolorizing and detoxifying textile wastewater, containing both soluble and insoluble dyes, in a full scale combined anaerobic/aerobic system. **Water research**. v. 40, n. 6, p. 1249–1257, 2006.

GEREFFI, G.; SPENER, D.; BAIR, J.. Free Trade and Uneven Development: The North American Apparel Industry After NAFTA, manual, pp. 369, **Temple University Press**, ISBN 1439901147, 2002.

GHALY, A.E.; ANANTHASHANKAR, R.; ALHATTAB, M.; RAMAKRISHNAN, V.V. Production, Characterization and Treatment of Textile Effluents: A Critical Review. **J Chemical Engineering Process Technology**, 5:1, 2014.

GUARATINI, C.C.I; ZANONI, M. V. B. **Corantes Têxteis.** *Química Nova*, Araraquara – SP, Vol.23, no 1, p. 71 – 78, 1999.

GRANT, W.F. Higher plant assays for the detection of chromosomal aberrations and gene mutations\_a brief historical background on their use for screening and monitoring environmental chemicals. **Mutat Res** 426:107-112, 1999.

HEMACHANDRA, C. K.; PATHIRATNE, A. Combination of physico-chemical analysis, *Allium cepa* test system and *Oreochromis niloticus* erythrocyte based comet assay/nuclear abnormalities tests for cyto-genotoxicity assessments of treated effluents discharged from textile industries. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 131, p. 54–64, 2016.

HOSHINA, M.M.; MARIN-MORALES, M.A. Micronucleus and chromosome aberrations induced in onion (*Allium cepa*) by a petroleum refinery effluent and by river water that receives this effluent. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdam, v. 72, p. 2090 – 2095. 2009.

HU, T.L. Degradation of azo dye RP2-B by *Pseudomonas luteola*. **Water Sci. Technol.** 38, 299 e 306, 1998.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo demográfico.** Disponível em: < <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/dtbs/pernambuco/rioformoso.pdf>>. (13 de outubro de 2016), 2013.

IEMI - **Instituto de Estudos e Marketing Industrial. Têxtil e Confecção Diagnóstico.** 7 p., 2002.

ITEP - Instituto Tecnológico do Estado de Pernambuco. 2008. **Publicação bimestral da Associação Nacional das Empresas de Lavanderia** - ano 32 - nº 186 - março/abril 2009-05-25. Disponível em: <http://www.itep.br/>. Acessado em 6 de outubro de 2016.

ISIK, M., SPONZA, D.T. Anaerobic/Aerobic Treatment of a Simulated Textile Wastewater. *Separation and Purification Technology*, v. 60, p. 64-72, 2008.

JENNINGS, V.L.K.; RAYNER-BRANDES, M.H.; BIRD, D.J. Assessing chemical toxicity with the bioluminescent photobacterium (*vibrio fischeri*): a comparison of three commercial systems. *Water research*. v. 35, n. 14, p. 3448–3456, 2001.

KHAN, M.S.; ZAIDI, A.; GOEL, R.E.; MUSARRAT, J. **Biomangement of Metal Contaminated Soils**. Springer 477pp, 2011.

KHAN, R.; BHAWANA, P.; FULEKAR, M. H. Microbial decolorization and degradation of synthetic dyes: a review. *Reviews in environmental science and biotechnology*. v. 12, n. 1, p. 75-97. 2013.

KHELIFI, E.; BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; GONDON, J. J.; HAMDI, M.. Bacterial monitoring by molecular tools of a continuous stirred tank reactor treating textile wastewater. *Boiresource Technology* (100): 629 – 633. 2009.

KORBATHI, B.K., TANYOLAÇ, A. Electrochemical Treatment of Simulated Textile Wastewater with Industrial Components and Levafix Blue CA Reactive Dye: Optimization Through Response Surface Methodology. *Journal of Hazardous Materials*, v. 151, p. 422-431, 2008.

LACERDA, P. M. M.; SOUZA, C. S.; IRAZUSTA, S.P.. Atividade Mutagênica em *Allium cepa* da Água de Irrigação de hortaliças na região de Itapecerica da Serra-SP. In: **VI Workshop de Pós-Graduação e Pesquisa do Centro Paula Souza** – ISSN: 2175-1897, 2011.

LAU, W.J., ISMAIL, A.F. Polymeric Nanofiltration Membranes for Textile Dye Wastewater Treatment: Preparation, Performance Evaluation, Transport Modelling and Fouling Control e a Review. *Desalination*, v. 245, p. 321-348, 2009.

LEME, D.M.; ANGELIS, D.F.; MARIN-MORALES, M.A. Action mechanisms of petroleum hydrocarbons present in waters impacted by an oil spill on the genetic material of *Allium cepa* root cells. *Aquat Toxicol* 88:214-219, 2008.

LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A.. Chromosome aberration and micronucleus frequencies in *Allium cepa* cells exposed to petroleum polluted water - a case study. Mutation Research. **Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 650, p. 80-86, 2009.

LEVAN, A. The effect of colchicine on root mitosis in *Allium*. *Hereditas*. 24:471-486, 1938.

LOURENÇO, N. D.; NOVAIS, J. M.; PINHEIRO, H. M. Effect of some operational parameters on textile dye biodegradation in a sequential batch reactor. *Journal of biotechnology*. v. 89, n. 2–3, p. 163–174, 2001.

MAHMOOD, R; SHARIF, F; ALI, S AND HAYYAT, M. U. Enhancing the Decolorizing and Degradation Ability of Bacterial Consortium Isolated from Textile Effluent Affected Area and Its Application on Seed Germination. **Scientific World Journal** Volume 2015, Article ID 628195, 9 pages, 2015.

MARCELINO, D. M. S.. **Avaliação da Remoção de Cor, Matéria Orgânica e Sulfato de Efluente Têxtil através de Reatores Biológicos Sequenciais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM), Universidade Federal de Pernambuco, 2013.

MATSUMOTO, S.T.; MANTOVANI, M.S.; MALAGUTTI, M.I.A.; DIAS, A.L.; FONSECA, I.C.; MARIN-MORALES, M.A.. Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips. **Genetics and Molecular Biology**, v.29, p.148-158, 2006.

MAZZEO, D.E.C. E MARIN-MORALES, M.A. **Genotoxicity evaluation of environmental pollutants using analysis of nucleolar alterations**. *Environ Sci Pollut Res Int* 22: 9796-9806, 2015.

MAZZEO, D.E.C.; FERNANDES, T.C.C.; LEVY, C.E.; FONTANETTI, C.S.; MARIN-MORALES, M.A. Monitoring the natural attenuation of a sewage sludge toxicity using the *Allium cepa* test. **Ecological Indicators**, 56, 60-69, 2015.

MORAES, S.C.G. **Avaliação do tratamento de efluente de uma unidade de refino de petróleo por processo de oxidativos avançados utilizando redes neurais artificiais**. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Química). Pós-Graduação em Engenharia Química (PPEQ), Universidade Federal de Pernambuco, 2012.

MOHANA, S.; DESAI, C.; MADAMWAR, D. Biodegradation and decolorization of anaerobically treated distillery spent wash by a novel bacterial consortium. **Bioresource Technology** .98, 333–339, 2007.

MOHANA, S.; SHRIVASTAVA, S.; DIVECHA, J.; MADAMWAR, D. Response surface methodology for optimization of médium for decolorization of textile dye Direct Black 22 by a novel bacterial consortium. **Bioresource Technology**. 99, 562–569, 2008.

MENEZES, O.L.M.P.F. **O papel da estratégia de microaeração durante o tratamento de corante azo**. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Civil). Pós-Graduação em Engenharia Civil, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos (PPGEC), Universidade Federal de Pernambuco, 2017.

MIGID, H.M.A.; AZAB, Y.A.; IBRAHIM, W.M. Use of plant genotoxicity bioassay for the evaluation of efficiency of algal biofilters in bioremediation of toxic industrial effluent. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 66, p. 57-64, 2007.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária (SNVS). Portaria nº 03, de 16 de janeiro de 1992. Ratifica os termos das “Diretrizes e orientações referentes à autorização de registros, renovação de registro e extensão de uso de produtos agrotóxicos e afins – nº1, de 9/12/91”. In: Legislação federal de agrotóxicos e afins. Ministério da

Agricultura e do Abastecimento, Brasília, DF, pp.153–177. [http://www.adapar.pr.gov.br/arquivos/File/defis/DFI/Bulas/Herbicidas/TRIFLURALINA\\_NORTOX.pdf](http://www.adapar.pr.gov.br/arquivos/File/defis/DFI/Bulas/Herbicidas/TRIFLURALINA_NORTOX.pdf), acessado em 9 de janeiro de 2017, 1998.

NT – 202.R –10 – Norma Técnica para critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. CPRH, 2002.

NBR 12713/2016 - Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp (Crustacea, Cladocera), 2016.

NBR 15411-1/2012 - Ecotoxicologia aquática - Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *vibrio fischeri* (ensaio de bactéria luminescente) Parte 1: Método utilizando bactérias recém-cultivadas. Esta parte da ABNT NBR 15411 especifica o método para a determinação da inibição da luminescência emitida pela bactéria marinho *vibrio fischeri* (NRRL B-11177), utilizando bactérias recém-cultivadas, 2012.

PANDEY, A.; SINGH, P.; IYENGAR, L. Bacterial decolorization and degradation of azo dyes. **International biodeterioration and biodegradation**. v. 59, n. 2, p. 73–84, 2007.

PATHIRATNE, A.; HEMACHANDRA, C.K.; SILVA, N. D. Efficacy of *Allium cepa* test system for screening cytotoxicity and genotoxicity of industrial effluents originated **from different industrial activities**. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187: 730, 2015.

PARVEZ, S.; VENKATARAMAN, C.; MUKHERJI, S. A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*vibrio fischeri*) for acute toxicity prediction of chemicals. **Environment international**. v. 32, n. 2, p. 265–268, 2006.

PEARCE, C.I.; LLOYD, J.R.; GUTHRIE, J.T. The Removal of colour from têxtil wastewater using whole bacterial cells: a review. **Dyes and pigments**. (58):179-196, 2003.

PINHEIRO, H.M.; TOURAUD, E.; THOMAS, O. Aromatic amines from azo dye reduction: status review with emphasis on direct UV spectrophotometric detection in textile industry wastewaters. **Dyes Pigments**. 61:121–139, 2004.

RAJAGURU P., KALAISELVI K., PALANIVEL M., SUBBURAM V. Biodegradation of azo dyes in a sequential anaerobic-aerobic system. **Applied Microbiology and Biotechnology**. (54): 268-273, 2000.

RAMALHO, P. A. C. F., CARDOSO, M. H., RAMALHO, M. T., GÜBITZ, G. M., CAVACO-PAULO, A. M. Decolourisation of a synthetic textile effluent using a bacterial consortium. **Biotechnology journal**, v. 2, p. 370-373, 2007.

RIBEIRO, L.R.; SALVADORI, D.M.F.; MARQUES, E. K. **Mutagênese Ambiental**. 1 ed. Canoas: ULBRA, 2003.

ARORA, P.K. Bacterial degradation of monocyclic aromatic amine. **Frontiers in microbiology** 2015. v. 6, p. 1–14, 2015.

SAVIN, I. I., BUTNARU, R. Wastewater Characteristics in Textile Finishing Mills. *Environmental Engineering Management Journal*, v. 7, p. 859-864, 2008.

SARATALE, R.G., SARATALE, G. D., CHANG, J. S., GOVINDWAR, S.P. Bacterial Decolorization and Degradation of Azo Dyes: a Review. *Journal Taiwan Institute of Chemical*, v. 42, p. 138-157, 2011.

SANTOS, E. O. **Caracterização, Biodegradabilidade e Tratabilidade do Efluente de uma Lavanderia Industrial**. Dissertação (Mestrado) – Centro de Tecnologia e Geociências, 138 p. Universidade Federal de Pernambuco, 2006.

SANTOS, B. R. T. **Efeito de Diferentes Doadores de Elétrons e da Variação de Concentração de Sulfato na Descoloração Redutiva do Corante Direct Black 22**. 84p. Dissertação (Mestrado) -Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil, 2012.

SILVA, M.C., CORRÊA, A.D., TORRES, J. A., AMORIM, M.T. Descoloração de corantes industriais e efluentes têxteis simulados por peroxidase de nabo (*Brassica campestris*). *Quima Nova*, 35(5), 889–894, 2012.

SINGH, R.; GAUTAM, N.; MISHRA, A.E.; GUPTA, R. Heavy metals and living systems: An overview . *Indian J Pharmacol* 43: 246-253, 2011.

SMAKA-KINCL, V.; STEGNAR, P.; LOVKA, M.; TOMAN, M.J. The evaluation of waste, surface and ground water quality using the *Allium* test procedure. *Mut Res* 368:171-179, 1996.

SOLANKI, K.; SUBRAMANIAN, S.; BASU, S. Microbial fuel cells for azo dye treatment with electricity generation: a review. *Bioresour. Technol.* 131, 564–571, 2013.

SOLIS, M., SOLIS, A., PEREZ, H. I., MANJARREZ, N., FLORES, M. **Microbial Decolouration of Azo Dyes: A review**. *Process Biochemistry*, v. 47, p. 1723-1748, 2012.

SPONZA, D.T., IŞIK, M. Reactor Performances and Fate of Aromatic Amines through Decolorization of Direct Black 38 Dye under Anaerobic/Aerobic Sequential. *Process Biochemistry*, v., p. 35-44, 2005.

SUN J.; BI Z.; HOU B.; CAO Y.; HU Y.. Further treatment of decolorization liquid of azo dye coupled with increased power production using microbial fuel cell equipped with an aerobic biocathode. *Water Research*, (4 5) : 2 8 3 -2 9 1, (2011).

TAN, N.C.G. *et al.* Biodegradation of azo dyes in cocultures of anaerobic granular sludge with aerobic aromatic amine degrading enrichment cultures. *Applied microbiology and biotechnology*. v. 51, n. 6, p. 865–871, 1999.

TEDESCO, S.B.; LAUGHINGHOUSE IV H.D. Bioindicator of genotoxicity: the *Allium cepa* test. In: SRIVASTAVA, J.K. (Org.). **Environmental Contamination**. Rijeka: InTech Publisher. p. 137–56, 2012.

TIGRE, P.B. **Gestão da inovação: A Economia da tecnologia do Brasil**, Rio de Janeiro, Elsevier, 2006.

VAN DER ZEE F. Anaerobic azo dye reduction. **Environmental Technology**. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, 2002.

VAN DER ZEE, F.P.; VILLAVERDE, S. Combined anaerobic-aerobic treatment of azo dyes - a short review of bioreactor studies. **Water research**. v. 39, n. 8, p. 1425–1440, 2005.

VERMA, A.K., DASH, R.R., BHUNIA, P.. A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. **J. Environ. Manag.** 93, 154–168, 2012.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento dos esgotos. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. WANG, X.; ZENG, G.; ZHU, J. Treatment of Jean-wash Wastewater by combined coagulation, hydrolysis/acidification and Fenton oxidation. **Journal of Hazardous Material**. (153): 810-816, 2008.

WEISBURGER J.H.. Comments on the history and importance of aromatic and heterocyclic amines in public health. **Mutation Research**, 9–20, 2002.

YAŞAR, S.; CIRIK, K.; ÇINAR, Ö. The effect of cyclic anaerobic-aerobic conditions on biodegradation of azo dyes. **Bioprocess and biosystems engineering**. v. 35, n. 3, p. 449–457, 2012.