

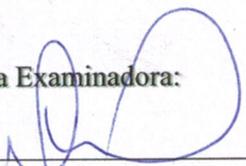
THAÍS BORGES DE MELO

ECOTOXICIDADE DE EFLUENTE SINTÉTICO CONTENDO ALQUILBENZENO
LINEAR SULFONADO (LAS) PROVENIENTE DO TRATAMENTO POR
ELETROCOAGULAÇÃO

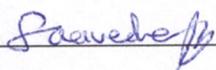
Monografia apresentada no Trabalho de Conclusão de Curso 2 do Curso de Graduação
em Engenharia Civil ou Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de
Goiás.

Aprovado em: 05/07/2018

Banca Examinadora:



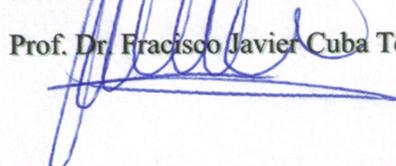
Profa. Dra. Renata Medici Frayne Cuba – Universidade Federal de Goiás (Orientadora)



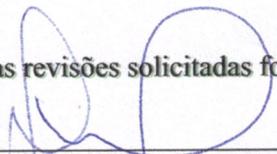
Profa. Dra. Nora Kátia Saavedra del Aguila Hoffman – Universidade Federal de Goiás



Prof. Dr. Francisco Javier Cuba Teran – Universidade Federal de Goiás



Atesto que as revisões solicitadas foram feitas:



Profa. Dra. Renata Medici Frayne Cuba

Em: 12/07/2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

**Ecotoxicidade de efluente sintético contendo
alquilbenzeno linear sulfonado (LAS) proveniente do
tratamento por eletrocoagulação**

Thaís Borges de Melo

GOIÂNIA, 2018

Thaís Borges de Melo

**Ecotoxicidade de efluente sintético contendo
alquilbenzeno linear sulfonado (LAS) proveniente do
tratamento por eletrocoagulação**

Monografia apresentada na disciplina Trabalho de Conclusão de Curso II do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Goiás.

Orientadora: Profa. Dra. Renata Medici Frayne Cuba

Coorientador: Me. Andrew Henrique de Sousa Carvalho

GOIÂNIA

2018

RESUMO

O objetivo desse trabalho foi analisar a toxicidade de amostras sintéticas de efluente composto por alquilbenzeno linear sulfonado (LAS) proveniente do tratamento por eletrocoagulação, frente a germinação e crescimento radicular de sementes de alface da espécie *Lactuca sativa* e ao comportamento de fuga de minhocas da espécie *Eisenia fetida*. As amostras foram provenientes de seis experimentos realizados em um reator, escala de bancada, sob diferentes condições de pH (4 e 8) e concentrações de cloreto (250, 500 e 1000 mg/L) e para cada experimento se fez uma amostra com LAS remanescente equivalente. As sementes foram incubadas em placas de petri contendo as amostras dos efluentes e após 120 horas foi feita a contagem das que germinaram e a medição das radículas. A partir dessas medições foram calculados o índice de germinação percentual normalizado (IGN) e o índice de alongamento radical residual normalizado (IER). As minhocas foram alocadas em recipientes plásticos contendo solo controle e solo contaminado com efluente por 48 horas, de forma que ao final desse período foi possível observar a mobilidade dos espécimes entre eles. Os resultados obtidos pelo ensaio utilizando *Lactuca sativa* indicaram um possível efeito tóxico crônico, porém não letal, visto que não houve toxicidade em relação a germinação das sementes, apenas no alongamento das radículas. As amostras de efluente, tanto sintético, quanto tratado não modificaram o comportamento das minhocas, se mostrando não tóxico a esses organismos.

Palavras-chave: Eletrocoagulação. Ecotoxicidade. Alquilbenzeno Linear Sulfonado. *Lactuca sativa*. *Eisenia fetida*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Estrutura molecular do LAS

Figura 2.2 – Representação esquemática de um reator de EC

Figura 2.3 – Indicação da radícula da alface em desenvolvimento

Figura 3.1 – Disposição das sementes em placa de petri

Figura 3.2 – Minhocas alocadas na linha de separação entre solos

Figura 4.1 – Comparação entre o IGN do efluente sintético e tratado

Figura 4.2 - Comparação entre o IER do efluente sintético e tratado

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Condição dos ensaios de eletrocoagulação

Tabela 4.1 – Índice de germinação residual normalizado efluente sintético

Tabela 4.2 – Índice de germinação residual normalizado efluente tratado

Tabela 4.3 - Índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado do efluente sintético

Tabela 4.4 - Índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado do efluente tratado

Tabela 4.5 – Percentual de fuga

Tabela 4.6 – Percentual de espécimes de *Eisenia fetida* no solo controle

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABS	Alquilbenzeno Sulfonato Não Linear
CE50	Concentração que imobiliza 50% dos organismos
CENO	Maior concentração que não causa efeito aos organismos
CL50	Concentração Letal a 50% dos Organismos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EC	Eletrocoagulação
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis
ISO	Organização Internacional de Normalização (International Organization for Standardization)
LAS	Alquilbenzeno Linear Sulfonado
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency)

LISTA DE SÍMBOLOS

A	Ampere
Al	Alumínio
C	Carbono
e ⁻	Elétron
Fe	Ferro
H ₂	Hidrogênio
H ₂ O	Água
L	Litro
M	Metal
mg	Miligrama
mL	Mililitro
O ₂	Oxigênio
OH ⁻	Hidróxido

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	10
1.1 OBJETIVOS.....	11
1.1.1 Objetivo Geral.....	11
1.1.2 Objetivos Específicos.....	11
1.2 JUSTIFICATIVA.....	11
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	12
2.1 ALQUILBENZENO LINEAR SULFONADO.....	11
2.2 ELETROCOAGULAÇÃO.....	14
2.3 ECOTOXICIDADE.....	16
2.3.1 <i>Lactuca sativa</i>	17
2.3.2 <i>Eisenia fetida</i>	18
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	19
3.1 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE AGUDA FRENTE A <i>Lactuca sativa</i>	19
3.2 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE COMPORTAMENTAL FRENTE A <i>Eisenia fetida</i>	21
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	23
4.1 DETERMINAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA FRENTE A <i>Lactuca sativa</i>	23
4.2 DETERMINAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA FRENTE A <i>Eisenia fetida</i>	25
5. CONCLUSÃO.....	25
6. REFERÊNCIAS.....	27

1 INTRODUÇÃO

Existem cerca de sete milhões de substâncias químicas em uso, sendo que a cada ano mil novos compostos são contabilizados (DEZOTTI, 2008). O conhecimento sobre grande parte dessas substâncias no que tange a toxicidade e biodegradabilidade é limitado, por isso em decorrência da alteração nos padrões de produção e consumo, algumas substâncias vão ganhando mais destaque entre pesquisadores, como no caso de detergentes sintéticos, que estão em grande parte dos processos industriais e são descartados, geralmente, na rede de esgoto.

Os detergentes sintéticos possuem como um dos principais princípios ativos os tensoativos aniônicos, cuja função é reduzir a tensão superficial da água possibilitando a limpeza de superfícies e a emulsificação de óleos (BRAGA, 2014). O surfactante mais utilizado pelas indústrias de detergente é o alquilbenzeno linear sulfonado (LAS) e sua presença em águas naturais é prejudicial, já que altera a capacidade de autodepuração destas devido a formação de espumas. No Brasil os principais sistemas de tratamento são os biológicos, sendo que em sistemas aeróbios, cerca de 99% do LAS é degradado, e em sistemas anaeróbios a degradação varia de 0 a 76%. Acredita-se que um dos fatores para essa variação é o efeito tóxico do LAS aos microrganismos anaeróbios devido a uma alteração em sua estrutura celular (SOUZA, 2013).

Novas tecnologias de tratamento de efluentes são úteis em tais situações, já que buscam otimizar o processo, contemplando o tratamento de componentes do efluente que o tratamento convencional pode não conseguir. A eletrocoagulação (EC) se encaixa bem nesse perfil, por ser um método de tratamento complexo que envolve diferentes processos químicos e fenômenos físicos, adaptando os benefícios da coagulação, flotação e eletroquímica (MOUSSA *et al.*, 2017).

Esses métodos emergentes necessitam de avaliações do potencial tóxico de seus efluentes tratados, em razão de em alguns casos podem ocorrer a formação de subprodutos ainda mais tóxicos que o próprio efluente não tratado (MOLLAH *et al.*, 2004). Dessa forma, testes de ecotoxicidade são uma ferramenta útil, já que por meio de experimentos laboratoriais conseguem prever o efeito de determinada substância no meio ambiente, possibilitando diversas conclusões, como por exemplo, em qual concentração e período uma substância pode afetar o ecossistema.

Sendo assim, a pesquisa em questão partiu da hipótese da possibilidade de formação de subprodutos tóxicos provenientes do tratamento por eletrocoagulação de águas contendo alquilbenzeno linear sulfonado.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

O objetivo geral desse trabalho foi, por meio de ensaios de ecotoxicidade, analisar a toxicidade de um efluente sintético composto por LAS tratado em um reator de eletrocoagulação.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Realizar teste ecotoxicológico agudo de germinação e crônico de crescimento radicular com sementes de alface, *Lactuca sativa*;
- Realizar teste ecotoxicológico comportamental de fuga com minhocas, *Eisenia fetida*;
- Comparar a toxicidade de efluente provindo do tratamento por eletrocoagulação com efluente sintético contendo a concentração de LAS remanescente equivalente ao efluente tratado.

1.2 JUSTIFICATIVA

A eletrocoagulação se mostra uma alternativa interessante de tratamento de efluentes dado a sua facilidade de instalação e operação, além de gerar pouco lodo e dispensar o uso de químicos como coagulantes. Entretanto, na remoção de contaminantes orgânicos é possível que ocorra a formação de subprodutos, que em contato com a biota, podem se mostrar igualmente ou mais tóxicos que os próprios precursores (MOLLAH *et al.*, 2004).

Um dos mecanismos possíveis para a formação de subprodutos na eletrocoagulação é a reação entre fragmentos de moléculas orgânicas e íons cloretos, comumente adicionados no processo visto a sua contribuição para a condutividade do efluente em tratamento, que podem formar organoclorados (MOUSSA *et al.*, 2017), compostos estes que estão associados a diversos problemas de saúde humana, como câncer e dificuldades reprodutivas, e problemas ambientais devido a sua persistência no meio ambiente e difícil degradação (NUNES *et al.*, 1998).

Dessa forma, a avaliação do potencial tóxico do efluente gerado no processo de eletrocoagulação é necessária, afim de garantir equilíbrio ecossistêmico e saúde ambiental.

2 REVISÃO DE LITERATURA

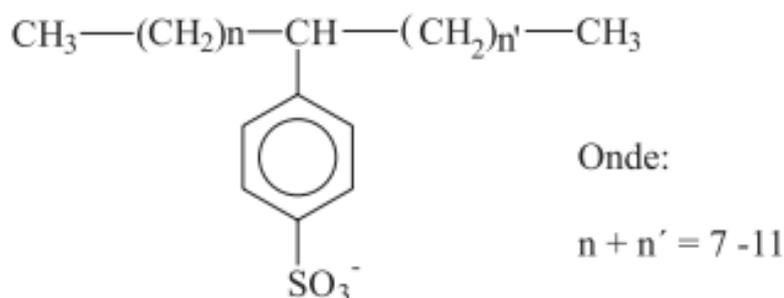
2.1 ALQUILBENZENO LINEAR SULFONADO

A tensão superficial é uma forma das moléculas de substâncias líquidas não sofrerem deformação e desestabilização quando em contato com o ar. Esse fenômeno ocorre devido ao desequilíbrio entre as forças de atração e repulsão das moléculas da superfície, comparadas ao do interior do líquido, visto que estas realizam uma quantidade maior de interação intermoleculares (BEHRING; MACHADO; BARCELLOS, 2004).

Os tensoativos, também chamados de surfactantes, são compostos capazes de reduzir a tensão superficial de soluções aquosas, permitindo a solubilização de partículas insolúveis e imiscíveis (MARTINO, 2014). São utilizados como matéria prima em cosméticos, tintas e produtos de limpeza, como sabões e detergentes (DALVIN, 2012).

O principal tensoativo produzido, assim que o benzeno começou a ser utilizado como matéria prima na produção de detergentes sintéticos, na década de 50, foi o alquilbenzeno sulfonato não linear (ABS), que se mostrou eficaz em comparação ao sabão (PENTEADO; EL SEOUD; CARVALHO, 2006), porém sua cadeia ramificada dificultava a assimilação por microrganismos, fazendo com que tais compostos perdurassem no ambiente alterando o equilíbrio ecossistêmico, além disso, traziam uma série de dificuldades técnicas às estações de tratamento de esgoto devido à formação de espumas (SOUZA, 2013). Muitos países, então, começaram a substituir o ABS por tensoativos biodegradáveis, ou seja, de cadeia linear, como, por exemplo, o alquilbenzeno linear sulfonado, cuja a estrutura é apresentada na Figura 2.1.

Figura 2.1 – Estrutura molecular do LAS



Fonte: PENTEADO; EL SEOUD; CARVALHO, 2006

Como pode ser observado na Figura 2.1, o LAS, em sua estrutura molecular, possui uma extremidade hidrofóbica constituída por uma cadeia carbônica linear, com um número de carbonos variando de 10 a 16, na qual um anel aromático sulfonado, extremidade hidrofílica, é ligado. O anel aromático pode se ligar a qualquer carbono da cadeia linear, exceto o carbono de posição 1, possibilitando a formação de várias moléculas diferentes (PENTEADO; EL SEOUD; CARVALHO, 2006).

É válido ressaltar que surfactantes estão entre os principais contaminantes presentes em esgoto sanitário (BRAGA, 2014). Dessa forma, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) por meio da resolução nº 357, de 17 de março de 2005, regulamentou para rios de água doce pertencentes às classes 1 e 2 uma concentração máxima do tensoativo de 0,5 mg/L e de 0,2mg/L para águas salinas e salobras, tendo em vista evitar uma série de problemas ambientais desencadeados pelo LAS quando despejado em corpos hídricos de forma irregular, como, por exemplo, o carreamento de gases tóxicos e bactérias patogênicas na espuma formada, contaminação do solo e lençol freático (SOUZA, 2009), diminuição do oxigênio dissolvido e da entrada de luz, aumento da concentração de compostos xenobióticos, além de poder ser tóxico a organismos aquáticos (PENTEADO; EL SEOUD; CARVALHO, 2006).

A toxicidade do LAS está relacionada ao seu peso molecular, tamanho da cadeia alquílica e posição do anel aromático (VERGE *et al.*, 2001). Braga (2014) cita uma série de estudos realizados ao longo dos últimos anos evidenciando a toxicidade do composto em diversas formas de vida como a comunidade bentônica, plantas, peixes, moluscos, larvas e alevinos marinhos.

Em sistemas de tratamento, a taxa de remoção do LAS chega a 99% em processos aeróbios, no qual é mineralizado em dióxido de carbono, água e sulfato. A desvantagem desse tipo de tratamento é o tempo de duração, que varia de 15 a 33 horas (RAND, 1995¹ *apud* BRAGA, 2014). Em ambientes anaeróbios, a degradação pode variar de 0 a 76%, já que existem diversas formas de configurar e operar tais sistemas (SOUZA, 2013).

Desta forma, pesquisas têm sido realizadas com diferentes propostas de tratamento para esses tipos de compostos, entre elas tem-se a eletrocoagulação.

¹ RAND, G. M. (1995). *Fundamental of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental. Fate and Risk Assessment*. 2. Edição. Taylor & Francis.

2.2 ELETROCOAGULAÇÃO

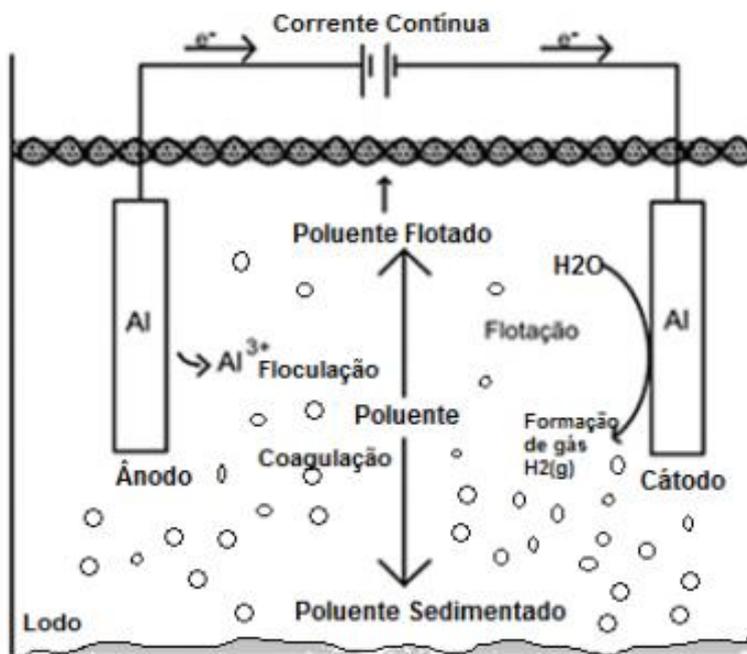
Com relação aos métodos de tratamento de efluentes contendo compostos de difícil biodegradação, diferentes técnicas têm sido desenvolvidas e as já existentes estão sendo aperfeiçoadas, de forma a equilibrar os custos, eficiência e viabilidade ambiental. A eletrocoagulação (EC) é um desses métodos emergentes de tratamento de efluentes que ganhou destaque nas últimas décadas por combinar os benefícios da eletroquímica, flotação e coagulação, tecnologias já bem consolidadas de forma separada.

Além de gerar pouco lodo, não necessitar de aditivos químicos e poder ser compatibilizada com outros métodos (MOUSSA *et al.*, 2017), a EC remove cor, odor e pequenas partículas coloidais (MOLLAH *et al.*, 2001), sendo usada nos últimos anos para tratar uma série de contaminantes em escala de bancada, dentre eles, crômio (EL-NAAS; HAMDAN, 2014), zinco (NOURI *et al.*, 2010) e arsênio (GOMES *et al.*, 2007). Entretanto, o tratamento em escala industrial enfrenta alguns desafios, visto que as pesquisas realizadas são focadas na remoção de poluentes únicos em efluentes sintéticos e ao fato de o alto consumo de energia elétrica impactar diretamente nos custos de operação.

De forma simplificada, o processo ocorre em três etapas: formação de coagulantes a partir de íons provenientes da oxidação dos eletrodos, desestabilização dos contaminantes e partículas em suspensão e junção destes, formando flocos (MARTÍNEZ-HUITLE; BRILLAS, 2009).

Na Figura 2.2 é apresentado o esquema de um reator de eletrocoagulação que consiste em uma célula eletrolítica, na qual dois eletrodos, geralmente fabricados em alumínio ou ferro, de cargas opostas, ânodo e cátodo, são submersos no efluente a ser tratado e conectados a uma fonte de energia elétrica.

Figura 2.2 - Representação esquemática de um reator de EC



Fonte: SOUZA, 2016

Quando esses eletrodos são submetidos a uma diferença de potencial, o ânodo será oxidado a íons metálicos, $\text{Fe}_{(aq)}^{+3}$ ou $\text{Al}_{(aq)}^{+3}$, enquanto o cátodo produzirá íons hidroxilas, OH^- . A ligação desses íons forma diferentes hidróxidos e poli hidróxidos metálicos, dependendo do pH do meio aquoso, tais como, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{+3}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})^{+2}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}_2(\text{H}_2\text{O})_6(\text{OH})_4^{+4}$, $\text{Al}_2(\text{OH})^{+2}$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{+3}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{+4}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{+5}$ (REBHUN; LURIE, 1993; JOHNSON; AMIRTHARAJAH, 1983). Esses, desempenham a função de coagulantes, reduzindo a força de repulsão entre as partículas coloidais, aglomerando-as em flocos (MOLLAH *et al.*, 2004).

O material do eletrodo, intensidade de corrente elétrica e condutividade da solução são parâmetros que refletem na capacidade e eficiência de remoção de contaminantes durante a eletrocoagulação. Enquanto o primeiro determina as espécies químicas liberadas na solução, a intensidade de corrente elétrica determinará a quantidade de íons metálicos liberados pelos eletrodos e o tamanho dos flocos formados (KHANDEGAR; SAROHA, 2013).

A condutividade da solução é uma variável que tem impacto direto na eficiência do processo, assim como no consumo de energia elétrica, visto que quanto maior a condutividade, menor é o gasto energético e maior a eficiência de remoção de poluentes. Sendo assim, é comum a adição de NaCl, para aumentar o fluxo de elétrons no meio através da liberação de íons cloreto (CHEN, 2004). Contudo, na remoção compostos orgânicos, é possível que esses reajam com

os cloretos e formem subprodutos mais tóxicos que o próprio efluente bruto, como organoclorados (MOLLAH *et al.*, 2004).

2.3 ECOTOXICIDADE

Os termos toxicologia ambiental e ecotoxicologia, muitas vezes usados no mesmo sentido, divergem quanto a abrangência. A toxicologia ambiental se refere ao efeito de poluentes exclusivamente a humanos, enquanto a ecotoxicologia além dos humanos, se refere aos demais organismos vivos e os ecossistemas, levando em conta o fato de que o efeito adverso em um organismo pode não ser representativo para os demais, incluindo indivíduos da mesma espécie (AZEVEDO, 2013).

Dessa forma, a ecotoxicologia é entendida como uma especialização da toxicologia ambiental, sendo um dos seus instrumentos os testes/ensaios ecotoxicológicos. Os testes ecotoxicológicos têm como objetivo prever o impacto de substâncias químicas em contato com o meio através de variáveis como concentração, tempo de exposição e grupos representativos de diferentes ecossistemas, observando os efeitos sobre funções essenciais, como crescimento, reprodução, comportamento e morte. Porém, tais ensaios não são realizados com a finalidade de mostrar que uma substância é segura, e sim para identificar os efeitos tóxicos desta (SISINNO, 2013).

Os testes de ecotoxicidade consistem em expor os organismos-teste a diferentes concentrações do contaminante, por um certo período, sendo os resultados obtidos analisados estaticamente, através de diferentes parâmetros, como concentração letal a 50% dos organismos (CL50), concentração que imobiliza 50% (CE50), maior concentração que não causa efeito aos organismos (CENO), entre outros.

Existem ensaios dos mais variados tipos, porém os mesmos devem ser escolhidos em função do tipo da amostra. Com o intuito de otimizar os resultados, vários dos testes já foram padronizados por organizações de normalização, como a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), International Organization for Standardization (ISO), United States Environmental Protection Agency (USEPA).

Os ensaios podem ser realizados em campo ou em laboratório, sendo que os realizados em laboratório podem ser agudos ou crônicos. Os testes de ecotoxicidade crônica, levam em conta que a exposição ao contaminante pode não levar a morte do organismo, porém ele está passível a alterações fisiológicas e/ou comportamentais a longo prazo. Dessa forma, esses

ensaios analisam o ciclo de vida completo ou períodos críticos da vida dos organismos, como por exemplo, o estágio embrionário. Já os testes de ecotoxicidade aguda irão avaliar os feitos em um curto período, avaliando-se, geralmente, a mortalidade e mobilidade dos organismos (ZAGATTO, 2008). Eles são bastante utilizados devido a facilidade de execução, curta duração e baixo custo (BIRGE *et al.*, 1985).

Azevedo (2013) indica que se os resultados ecotoxicológicos forem obtidos de forma apropriada é possível determinar a extensão do risco, possibilitando a formulação de normas e resoluções definindo padrões e limites de qualidade ambiental; prever a mobilização, acumulação e biomagnificação dos contaminantes e guiar a prática de medidas de remediação.

Os organismos-teste devem ser sensíveis e representativos, assim como deve se levar em consideração o estágio de vida, tamanho, idade e estado nutricional destes (ZAGATTO, 2008). Dessa forma, esse trabalho realizará ensaios de ecotoxicidade em dois organismos, sementes de alface *Lactuca sativa* e minhocas da espécie *Eisenia fetida*.

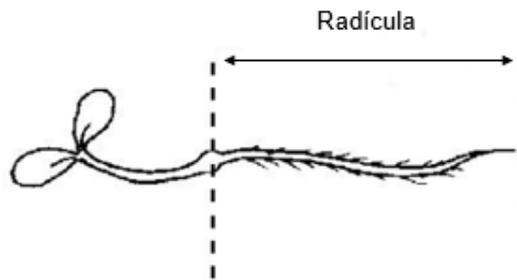
2.3.1 *Lactuca sativa*

A representatividade da alface em testes de ecotoxicidade é evidente, por ser a hortaliça mais comercializada no Brasil (FERNANDES *et al.*, 2002) e pelo fato de as plantas estarem diretamente relacionadas à qualidade e funcionamento dos ecossistemas. Também é válido destacar que a *Lactuca sativa* é recomendada para ensaios de germinação e crescimento de raízes pela USEPA, sendo utilizada como bioindicador em testes envolvendo diferentes tipos de compostos, como na análise de solo contaminado por metais (MONTEIRO *et al.*, 2009), petróleo (BANKS; SCHULTZ, 2005), resíduos de remoção de corantes (PALÁCIO *et al.*, 2010), entre outros.

As sementes dormentes podem ser estocadas por longos períodos e quando hidratadas começam a germinar, passando por rápidas mudanças fisiológicas, tornando-as sensíveis ao estresse ambiental. Além disso, baixo custo, simplicidade e pouca quantidade de amostra necessária, tornam as sementes de alface excelentes organismos para testes de ecotoxicidade (COSTA, 2010).

O teste ecotoxicológico agudo com essa espécie avalia o potencial tóxico do contaminante frente a germinação, enquanto o teste ecotoxicológico crônico, o crescimento da radícula, estrutura apresentada na figura 2.3, visto que esses podem apresentar diferentes níveis de sensibilidade ao contaminante.

Figura 2.3. Indicação da radícula da alface em desenvolvimento



Fonte: CUNHA, 2011 (adaptado pela autora)

2.3.2 *Eisenia fetida*

As minhocas são organismos interessantes para se avaliar a ecotoxicidade das substâncias, já que são simples de serem estudadas e importantes na cadeia trófica, representando 92% da massa de invertebrados no solo (ALOK, 2008; KANASHIRO, 2015). Além disso, elas têm a capacidade de detectar produtos químicos no solo devido a receptores na sua superfície (WANG *et al.*, 2012).

Eisenia fetida é uma espécie de minhoca usada na produção de húmus e em compostagem. Por mais que não seja a espécie mais importante encontrada nos solos é recomendada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) para o uso em testes de ecotoxicidade de substâncias químicas para solos tropicais (BRITO; GARCIA; GARCIA, 2008), tendo em vista que é uma espécie que se prolifera rapidamente e se adapta aos mais diferentes tipos de resíduos (KANASHIRO, 2015).

Com tais organismos é possível realizar ensaios de letalidade, reprodução, morfologia e comportamental, sendo o último preferível dentre os demais por ser mais simples, demandar menos tempo e possuir baixo custo (ABNT, 2011). Ademais, os ensaios comportamentais, também chamados de ensaios de fuga, apresentam o mesmo nível de sensibilidade que os ensaios de reprodução (HUND-RINKE *et al.*, 2003).

O ensaio de fuga é usado para verificar a tendência dos espécimes de migrar entre o solo teste e o solo controle, avaliando assim, a função habitat do solo, ou seja, a capacidade que ele tem de servir como habitat para as minhocas e suas interações (ABNT, 2011).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Os testes de ecotoxicidade foram realizados no Laboratório de Saneamento da Escola de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Goiás, em Goiânia, Goiás.

As amostras de efluente tratado foram provenientes de um reator de eletrocoagulação, escala bancada, utilizado para o tratamento de efluente sintético contendo LAS com concentração de 50 mg/L. O tratamento foi realizado com intensidade de corrente elétrica constante a 1 A, e sob duas condições de pH e três concentrações de cloretos, conforme apresentado na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Condição dos ensaios de eletrocoagulação

Experimento	pH	Cloretos (mg/L)	LAS remanescente (mg/L)	Eficiência de tratamento
1	4	250	18,12	64%
2	4	500	25,13	50%
3	4	1000	11,49	77%
4	8	250	15,47	69%
5	8	500	13,25	73%
6	8	1000	13,78	72%

Para cada um dos experimentos foi feito um efluente sintético através da diluição de LAS em água destilada, afim de obter amostras com a mesma concentração do surfactante das amostras tratadas por EC, de forma a comparar se o efluente tratado é mais tóxico que o sintético devido a formação de subprodutos e não à toxicidade do próprio LAS.

3.1 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE AGUDA FRENTE A *Lactuca sativa*

Os ensaios de ecotoxicidade com sementes de alface da espécie *Lactuca sativa* foram realizados de acordo com Keddy *et al.* (1995), com adaptações propostas por Puerari (2014) baseadas nas Regras para Análise de Sementes do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2009). As sementes foram obtidas em uma loja local, sendo todas do mesmo lote, com 90% de germinação e validade até maio de 2019.

Há controvérsias na literatura quanto ao desenvolvimento das sementes de alface frente a presença de cloretos, sendo que alguns autores avaliam que a alface é tolerante à salinidade (RODRIGUES, 2002) enquanto outros como moderadamente sensível (AYERS; WESTCOT, 1999). Sendo assim, de forma a verificar que a concentração de cloreto do efluente não fosse

fator de influência na germinação e/ou crescimento radicular das sementes, foram realizados ensaios preliminares, nas mesmas condições dos ensaios de ecotoxicidade, utilizando amostras com concentrações de cloreto a 250, 500 e 1.000 mg/L. Visto que não houve interferência, iniciou-se os testes de ecotoxicidade com as amostras dos efluentes.

Em placas de petri, com 9 cm de diâmetro e 1,5 cm de altura, forradas com papel filtro de gramatura 80 g/cm³, foram adicionados 3 mL de amostra dos efluentes e dispostas dez sementes de *Lactuca sativa*, conforme Figura 3.1. Em seguida foram tampadas com plástico filme para preservar a umidade e colocadas na ausência de luz por 120 horas em uma câmara com controle de temperatura a $25 \pm 2^\circ\text{C}$.

Figura 3.1 – Disposição das sementes em placa de petri



Os ensaios foram realizados em triplicata. O controle negativo foi feito com água destilada, enquanto o positivo, com dicromato de potássio (100 mg/L).

Após o período do ensaio foi calculada a quantidade de sementes germinadas e feita a medição do tamanho da radícula com paquímetro. Com tais dados, foi possível calcular a média, desvio padrão, índice de porcentagem de germinação residual normalizado (IGN) e o

índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado (IER). As equações 3.1 e 3.2 apresentam o cálculo do IGN e do IER (GONZÁLEZ *et al.*, 2011), respectivamente.

$$IGN (\%) = \frac{Germ_{amostra} - Germ_{controle}}{Germ_{controle}} \quad (3.1)$$

$$IER (\%) = \frac{Along_{amostra} - Along_{controle}}{Along_{controle}} \quad (3.2)$$

Sendo, $Germ_{amostra}$ a porcentagem média de sementes germinadas em cada amostra, $Germ_{controle}$ a porcentagem de sementes germinadas no controle, $Along_{amostra}$ o comprimento médio da radícula das sementes germinadas em cada amostra e $Along_{controle}$ o comprimento médio da radícula das sementes germinadas no controle.

Esses índices permitem avaliar o nível de toxicidade conforme o quadro 3.1 (GONZÁLEZ *et al.*, 2011).

Quadro 3.1 - Nível de toxicidade frente ao IGN e IER

Nível de Toxicidade	IGN (%)	IER (%)
Baixa	0 a -0,25	0 a -0,25
Moderada	-0,25 a -0,5	-0,25 a -0,5
Alta	-0,5 a -0,75	-0,5 a -0,75
Muito Alta	-0,75 a -1,0	-0,75 a -1,0
Hormese	>0	>0

3.2 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE COMPORTAMENTAL FRENTE A *Eisenia fetida*

Os ensaios de ecotoxicidade com minhocas da espécie *Eisenia fetida* foram baseados na NBR ISO 17512-1. As minhocas foram obtidas de um minhocário local.

Recipientes de dimensões 12 cm x 4,5 cm x 5,5 cm foram inicialmente divididos com uma divisória plástica em duas seções idênticas, cada uma com capacidade para receber 75 g de solo cada. Em uma seção foi disposto solo teste com o efluente e na outra, solo controle. O solo controle é semelhante ao solo teste em todas as características, salvo a presença do efluente em estudo, sendo o solo teste aquele que as minhocas foram criadas.

As triplicatas de controle positivo foram feitas adicionando ácido bórico (700 mg/kg) no solo teste.

No momento em que a divisória foi retirada, dez minhocas, pesando, individualmente, entre 300 mg e 600 mg, foram dispostas na linha de separação entre os solos (Figura 3.2). Em seguida, tampou-se os recipientes com redes para evitar a fuga dos espécimes e permitir a troca gasosa. Os recipientes-teste foram alocados, com ausência de luz, em uma câmara com controle de temperatura a $25 \pm 2^\circ\text{C}$.

Figura 3.2 – Minhocas alocadas na linha de separação entre solos



Após 48 horas, ainda na câmara de incubação, o divisor foi inserido em cada um dos recipientes teste e a contagem do número de minhocas em cada seção feita, sendo que as minhocas que ficaram divididas entre os dois solos devido a inserção do divisor, contabilizaram como 0,5.

O resultado do teste é calculado pela porcentagem de fuga, conforme equação 3.3, na qual x é a fuga em porcentagem, n_c o número de minhocas no solo controle, n_t o número de minhocas no solo teste e N , o número total de minhocas.

$$x = \frac{n_c - n_t}{N} \times 100 \quad (3.3)$$

As respostas negativas ocorrem quando os organismos preferem o solo teste, portanto devem ser consideradas como 0%. A função de habitat é considerada limitada caso apresente fuga maior que 60%, isto é, quando mais que 80% dos espécimes migram para o solo controle.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 DETERMINAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA FRENTE A *Lactuca sativa*

As Tabelas 4.1 e 4.2 apresentam, respectivamente, o índice de germinação residual normalizado do efluente tratado e sintético, assim como sua classificação no nível de toxicidade proposto por Gonzáles *et al.* (2004), no qual hormese significa que o efluente causou um efeito estimulante as sementes.

Tabela 4.1 – Índice de germinação residual normalizado efluente sintético

Experimento	pH	Cloretos (mg/L)	Eficiência de tratamento	Média de Germinação Amostra	Desvio Padrão Amostra	Média de Germinação Controle	Desvio Padrão Controle	IGN (%)	Nível de Toxicidade
1	4	250	64%	7,6	1,53	9,67	1,02	-0,21	Baixa
2	4	500	50%	9,67	0,58	9,67	1,02	0,00	Baixa
3	4	1000	77%	8,33	0,58	9,67	1,02	-0,14	Baixa
4	8	250	69%	7,33	0,58	9,67	1,02	-0,24	Baixa
5	8	500	74%	9,33	1,15	9,67	1,02	-0,03	Baixa
6	8	1000	72%	8,33	0,58	9,67	1,02	-0,14	Baixa

Tabela 4.2 – Índice de germinação residual normalizado efluente tratado

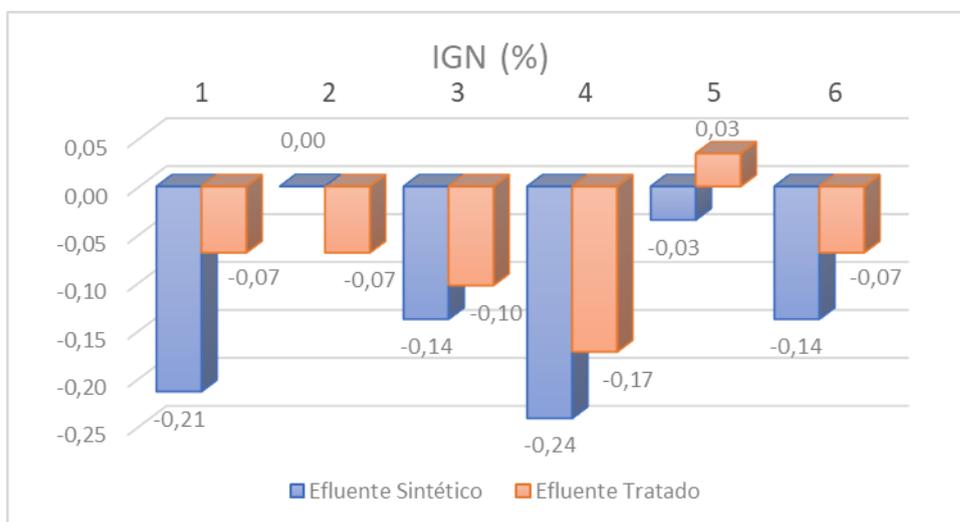
Experimento	pH	Cloretos (mg/L)	Eficiência de tratamento	Média de Germinação Amostra	Desvio Padrão Amostra	Média de Germinação Controle	Desvio Padrão Controle	IGN (%)	Nível de Toxicidade
1	4	250	64%	9,00	1,00	9,67	1,02	-0,07	Baixa
2	4	500	50%	9,00	1,00	9,67	1,02	-0,07	Baixa
3	4	1000	77%	8,67	0,58	9,67	1,02	-0,10	Baixa
4	8	250	69%	8,00	1,00	9,67	1,02	-0,17	Baixa
5	8	500	74%	10,00	0,00	9,67	1,02	0,03	Hormese
6	8	1000	72%	9,00	0,00	9,67	1,02	-0,07	Baixa

A eletrocoagulação é um método de tratamento que aumenta a biodegradabilidade do efluente, característica que está relacionada diretamente a toxicidade (FERNANDES *et al.*, 2014; SOUZA, 2016). A comparação dos IGNs do efluente sintético e tratado, Figura 4.1, indicam que a toxicidade diminuiu após o tratamento, podendo ser um indicio do aumento da biodegradabilidade.

O experimento 2 corrobora com essa ideia, visto que esse teve a menor taxa de remoção de LAS, no teste de germinação foi o único que teve aumento na toxicidade após o tratamento e, como veremos adiante, teve o incremento mais expressivo de toxicidade no teste de

alongamento das radículas, com um efluente sintético classificado como baixa toxicidade e o tratado como moderada.

Figura 4.1 – Comparação entre o IGN do efluente sintético e tratado



Com os valores obtidos de IER, Tabelas 4.3 e 4.4, foi possível observar que o desenvolvimento das radículas se mostrou mais sensível a presença do efluente, tanto sintético, quanto tratado, do que no processo de germinação.

Tabela 4.3 - Índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado do efluente sintético

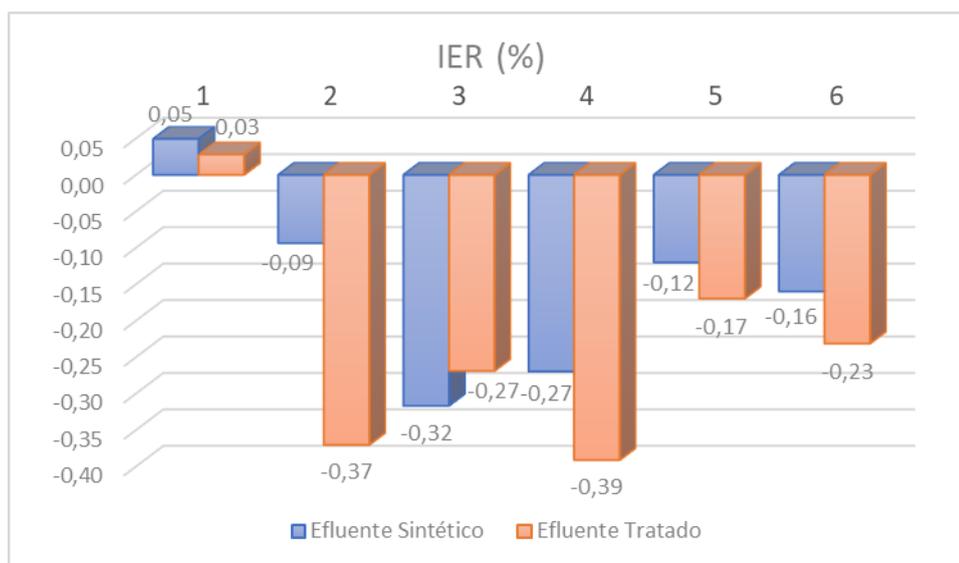
Experimento	pH	Cloretos (mg/L)	Eficiência de tratamento	Média de Crescimento Radicular Amostra	Desvio Padrão Amostra	Média de Crescimento Radicular Controle	Desvio Padrão Controle	IER (%)	Nível de Toxicidade
1	4	250	64%	1,56	1,03	1,48	0,55	0,05	Hormose
2	4	500	50%	1,34	0,48	1,48	0,55	-0,09	Baixa
3	4	1000	77%	1,01	0,61	1,48	0,55	-0,32	Moderada
4	8	250	69%	1,08	0,74	1,48	0,55	-0,27	Moderada
5	8	500	74%	1,30	0,49	1,48	0,55	-0,12	Baixa
6	8	1000	72%	1,14	0,62	1,48	0,55	-0,16	Baixa

Tabela 4.4 - Índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado do efluente tratado

Experimento	pH	Cloretos (mg/L)	Eficiência de tratamento	Média de Crescimento Radicular Amostra	Desvio Padrão Amostra	Média de Crescimento Radicular Controle	Desvio Padrão Controle	IER (%)	Nível de Toxicidade
1	4	250	64%	1,52	0,75	1,48	0,55	0,03	Hormose
2	4	500	50%	0,93	0,46	1,48	0,55	-0,37	Moderada
3	4	1000	77%	1,08	0,53	1,48	0,55	-0,27	Moderada
4	8	250	69%	0,90	0,57	1,48	0,55	-0,39	Moderada
5	8	500	74%	1,23	0,25	1,48	0,55	-0,17	Baixa
6	8	1000	72%	1,05	0,58	1,48	0,55	-0,23	Baixa

Com exceção do experimento 3, que o nível de toxicidade se manteve como moderado com um pequeno acréscimo ao IER na amostra de efluente tratado, indicando que a amostra ficou menos tóxica após o tratamento, todos os outros se mostraram mais tóxicos após o tratamento por EC, como pode ser observado na Figura 4.2.

Figura 4.2 - Comparação entre o IER do efluente sintético e tratado



Mollah *et al.* (2004) afirma que ao tratar compostos orgânicos pelo método de eletrocoagulação, é possível que haja a formação de compostos clorados tóxicos, o que justifica a toxicidade que o efluente tratado teve frente ao crescimento radicular das sementes. Pauli (2018) também observou considerável inibição no alongamento das raízes de *Lactuca sativa* ao tratar efluentes contendo compostos orgânicos.

O nível de toxicidade, no que diz respeito a germinação das sementes, se mostrou baixo, tanto para o efluente sintético, quanto para o tratado, ou seja, o efluente tratado por eletrocoagulação não apresentou efeito letal a *Lactuca sativa*. Em contrapartida, em relação ao crescimento da radícula, foi possível perceber o aumento de toxicidade nas amostras de efluente tratadas, o que significa que por mais que o efeito tóxico não seja letal, ele é capaz de provocar efeitos crônicos, como o retardo no desenvolvimento das sementes

4.2 DETERMINAÇÃO DA ECOTOXICIDADE COMPORTAMENTAL FRENTE A *Eisenia fetida*

Os resultados dos ensaios de ecotoxicidade, conforme tabelas 4.5 e 4.6, indicam que a exposição das minhocas tanto ao efluente sintético, quanto o tratado, não apresentam efeito

no comportamento dessas, visto que para a função de habitat ser considerada limitada seria necessário que pelo menos 80% das espécimes do ensaio migrassem para o solo controle, ou seja, um percentual de fuga de no mínimo 60%.

Tabela 4.5 – Fuga

Experimento	Fuga (%)	
	Efluente Sintético	Efluente Tratado
1	0%	20%
2	0%	0%
3	0%	0%
4	0%	0%
5	0%	13%
6	0%	0%

Tabela 4.6 – Percentual de espécimes de *Eisenia fetida* no solo controle

Experimento	Média de espécimes no solo controle (%)	
	Efluente Sintético	Efluente Tratado
1	60%	35%
2	43%	43%
3	43%	43%
4	43%	35%
5	57%	47%
6	47%	50%

Kanashiro (2015) avaliou a toxicidade de diferentes compostos orgânicos em diferentes concentrações frente a esses organismos, e em pequenas concentrações não foi observado toxicidade aguda, porém em concentrações maiores as minhocas se mostraram sensíveis. Dessa forma, é provável que as concentrações dos compostos presentes no efluente sintético e tratado não fossem altas suficientes para causar alterações comportamentais nos espécimes.

5 CONCLUSÃO

Os ensaios ecotoxicológicos realizados com sementes de alface da espécie *Lactuca sativa* mostraram que o efluente sintético e o tratado não apresentam toxicidade em relação a germinação das sementes, porém, ao avaliar o alongamento das radículas, é notável a

inibição do crescimento dessas. É válido ressaltar que o efluente tratado por EC se mostrou mais tóxico que o sintético, corroborando assim, com a hipótese de formação de subprodutos mais tóxicos do que o próprio LAS. Dessa forma, por mais que o efeito tóxico não seja letal, ele é capaz de provocar efeitos crônicos na espécie.

A ausência da resposta de fuga das minhocas da espécie *Eisenia fetida* nos ensaios de ecotoxicidade permitem afirmar que o efluente tratado pelo método de eletrocoagulação não apresentou subprodutos tóxicos o suficiente para limitar a função de habitat.

6 REFERÊNCIAS

ALOK, A.; TRIPATHI, A. K.; SONI, P. Vermicomposting: a better option for organic solid waste management. **J. Hum. Ecol**, v. 24, n. 1, p. 59-64, 2008.

AZEVEDO, F. A. de; CHASIN, A. A. M. **As Bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos, SP: RiMa, São Paulo: InterTox, 2004. 322 p.

AYERS RS; WESTCOT DW. 1999. A qualidade da água na agricultura. Tradução de GHEYI HR; MEDEIROS JF; DAMASCENO FAV. 2.ed. Campina Grande: UFPB. 153 p. (Estudos FAO. Irrigação e Drenagem, 29 revisado).

BANKS, M. K.; SCHULTZ, K. E. Comparison of plants for germination toxicity tests in petroleum-contaminated soils. **Water Air and Soil Pollution**, v. 167, p. 211-219, 2005.

BEHRING, J. L.; LUCAS, M.; MACHADO, C.; BARCELLOS, I. O. Adaptação no método do peso da gota para determinação da tensão superficial: um método simplificado para a quantificação da CMC de surfactantes no ensino da química. **Química nova**, v. 27, n. 3, p. 492-495, 2004.

BIRGE, W. J.; BLACK, J. A.; WESTERMAN, A. G. Short-term fish and amphibian embryol larval tests for determining the effects of toxicant stress on early life stages and estimating chronic values for single compounds and complex effluents: Complex mixtures. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 4, n. 6, p. 807-821, 1985.

BRAGA, J. K. **Caracterização microbiana e degradação de surfactante aniônico em reator anaeróbio de leito fluidificado com água residuária de lavanderia**. 2014. 293 f. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and purification Technology**, v. 38, n. 1, p. 11-41, 2004.

COMBATT, M. P. M. **Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouros de aves**. 2014. 70 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 2014.

CONAMA, 2007. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357**: 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. Brasil, 2007, 27 p.

COSTA, C. H. **Estudo ecotoxicológico para valorização do resíduo produzido no processo de polimento de piso porcelanato na indústria cerâmica**. 2010. 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2010.

CUNHA, B. M. **Avaliação ecotoxicológica de distintos tipos de efluentes mediante ensaio de toxicidade aguda utilizando artemia salina e lactuca sativa**. 2011. 79 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Química). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 2011.

DALTIN, D. **Tensoativos: Química, propriedades e aplicações**. São Paulo: Blucher, 2011. P.11-35.

DEZOTTI, M. **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. 1. ed. Rio de Janeiro: E-papers, 2008. 359 p. (Escola Piloto de Engenharia Química COPPE/UFRJ).

FERNANDES, A.A.; MARTINEZ, H.E.P.; PEREIRA, P.R.G.; FONSECA, M.C.M. Produtividade, acúmulo de nitrato e estado nutricional de cultivares de alface, em hidroponia, em função de fontes de nutrientes. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 20, n. 2, p. 195-200, junho 2002.

GOMES, J. A., DAIDA, P., KESMEZ, M., WEIR, M., MORENO, H., PARGA, J. R., COCKE, D. L. Arsenic removal by electrocoagulation using combined Al-Fe electrode system and characterization of products. **Journal of hazardous materials**, v. 139, n. 2, p. 220-231, 2007.

GONZÁLEZ, M. G. B.; MOLINA C. E.; PEINADO F. M.; RUANO S. M. "Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal (loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site." **Journal of soils and sediments**. v. 11, n. 2, p. 281-289, 2011.

GROSCH, D. S. Poisoning with DDT - effect on reproductive performance of Artemia. **Science**, v. 155, p. 592, 1967.

GUERRA, R. Ecotoxicological and chemical evaluation of phenolic compounds in industrial effluents. **Chemosphere**, v. 44, p. 1737-1747, 2001.

HAMDAN, S. S.; EL-NAAS, M. H. Characterization of the removal of Chromium (VI) from groundwater by electrocoagulation. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 20, n. 5, p. 2775-2781, 2014.

HUND-RINKE, K., ACHAZI, R.K., RÖMBKE, J., WARNECKE D. Avoidance test with Eisenia fetida as indicator for the habitat function of soils: Results of a laboratory comparison test. **J. Soil. Sediment.** 2003, 3, p. 7-12

JOHNSON, P. N.; AMIRTHARAJAH, A. Ferric chloride and alum as single and dual coagulants. **Journal (American Water Works Association)**, p. 232-239, 1983.

KANASHIRO, M. M. **Avaliação da toxicidade do glifosfato e da destametrina em solo**. 2015. 66 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 2015.

KHANDEGAR, V.; SAROHA, Anil K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent—a review. **Journal of environmental management**, v. 128, p. 949-963, 2013.

MARTÍNEZ-HUITLE, C. A.; BRILLAS, E. Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: a general review. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 87, n. 3, p. 105-145, 2009.

MARTINO, A. **Química: A ciência global**. Goiânia: Editora Aw, 2014. 528 p.

MAYORGA, P.; PÉREZ, K. R.; CRUZ, S. M.; Cáceres, A. Comparison of bioassays using the anostracan crustaceans Artemia salina and Thamnocephalus platyurus for plant extract toxicity screening. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 20, n. 6, p. 897-903, 2010.

MEYER, B. N.; FERRIGNI, N. R.; PUTNAM, J. E.; JACOBSEN, L. B.; NICHOLS, D. J.; McLaughlin, J. L. Brine shrimp: a convenient general bioassay for active plant constituents. **Planta medica**, v. 45, n. 05, p. 31-34, 1982.

MILANI, M. G.; ZIOLLI, R. L. **Avaliação do potencial tóxico de novos compostos e de compostos de interesse ambiental através do ensaio de toxicidade aguda utilizando Artemia salina**. Disponível em < https://www.puc-rio.br/ensinopesq/ccpg/pibic/relatorio_resumo2007/relatorios/qui/qui_mariana_gava_milani.pdf > Acesso em: 20 de maio de 2017.

MOLLAH, M. Yousuf A. et al. Electrocoagulation (EC)—science and applications. **Journal of hazardous materials**, v. 84, n. 1, p. 29-41, 2001.

MOLLAH, M. Y.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, n. 1, p. 199-210, 2004.

MOUSSA, D. T.; EL-NAAS, M. H.; NASSER, M.; AL-MARRI, M. J. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 24–41, 2017.

NOURI, J.; MAHVI, A. H.; BAZRAFSHAN, E. Application of electrocoagulation process in removal of zinc and copper from aqueous solutions by aluminum electrodes. **International Journal of Environmental Research**, v. 4, n. 2, p. 201-208, 2010.

PAULI, Aline Roberta de. Tratamento em duas fases na purificação de efluentes de lixiviados pela integração dos processos de eletrocoagulação e oxidação biológica. 2018. 141 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2018.

PENTEADO, J. C. P.; EL SEOUD, O. A.; CARVALHO, L. R. F. Alquilbenzeno sulfonato linear: Uma abordagem ambiental e analítica. **Quimica Nova**, v. 29, n. 5, p. 1038–1046, 2006.

REBHUN, M.; LURIE, M.. Control of organic matter by coagulation and floc separation. **Atmosphere**, v. 638, p. 1-20, 1993.

RODRIGUES LRF. 2002. Técnicas de cultivo hidropônico e de controle ambiental no manejo de pragas, doenças e nutrição vegetal em ambiente protegido. Jaboticabal: FUNEP. 762 p

SINGH, S.; TRIPATHI, D. K.; SINGH, S.; SHARMA, S.; DUBEY, N. K.; CHAUHAN, D. K.; VACULÍK, M. Toxicity of aluminium on various levels of plant cells and organism: a review. **Environmental and Experimental Botany**, v. 137, p. 177-193, 2017.

SOUZA, A. R. C. **Remoção Do Fármaco Cloridrato De Ciprofloxacina Em Solução Pelo Processo De Eletrocoagulação**. 2016.139 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, Paraná, 2016.

SOUZA, L. F. C. **Avaliação da degradação de alquilbenzeno linear sulfonado (LAS) em reatores anaeróbicos**. 2009. 88 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pernambuco, Recife, Pernambuco, 2009.

SOUZA, L. F. C. **Fatores interferentes na degradação anaeróbia do alquilbenzeno linear sulfonado**. 2013. p. 125. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pernambuco, Recife, Pernambuco, 2013.

VERGE, C. *et al.* Influence of water hardness on the bioavailability and toxicity of linear alkylbenzene sulphonate (LAS). **Chemosphere**, v. 44, n. 8, p. 1749–1757, 2001.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. 2006. **Ecotoxicologia aquática – princípios e aplicações**. Ed. Rima, São Paulo, 464 p.

WANG, Yanhua *et al.* Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm *Eisenia fetida*. **Chemosphere**, v. 88, n. 4, p. 484-491, 2012.