

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Júlia de Azevedo Silva Leme

**Avaliação da toxicidade de água submetida ao processo de eletroflotação com eletrodos
de titânio DSA[®]**

Florianópolis

2020

Júlia de Azevedo Silva Leme

**Avaliação da toxicidade de água submetida ao processo de eletroflotação com
eletrodos de titânio DSA®**

Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Prof. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr.
Coorientador: Eng. Tiago Burgardt, Me.

Florianópolis

2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Leme, Julia de Azevedo Silva

Avaliação da toxicidade de água submetida ao processo de eletroflotação com eletrodos de titânio DSA® / Julia de Azevedo Silva Leme ; orientador, Bruno Segalla Pizzolatti, coorientador, Tiago Burgardt, 2020.

77 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2020.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Eletroflotação. 3. Eletrodos DSA. 4. Cianobactéria. 5. Toxicidade. I. Pizzolatti, Bruno Segalla. II. Burgardt, Tiago . III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

Júlia de Azevedo Silva Leme

**Avaliação da toxicidade de água submetida ao processo de eletroflotação com
eletrodos de titânio DSA®**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de Engenheira Sanitarista e Ambiental e aprovado em sua forma final pelo Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 13 de agosto de 2020.

Prof^a. Maria Elisa Magri, Dra.
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

Prof. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr.
Orientador
Universidade Federal de Santa Catarina

Dra. Thyara Campos Martins Nonato
Avaliadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Dr. Fernando Hymnô de Souza
Avaliador
Universidade Federal de Santa Catarina

AGRADECIMENTOS

A gratidão inicia-se no cerne de cada ser. É o maior princípio do reconhecimento. Não é moeda de troca, é gentileza, por meio dela nasce o exercício dos valores humanos. Tecer a gratidão é uma tarefa que requer destreza.

Por todos os ensinamentos, apoio e inspiração na jornada da vida, agradeço a minha família, Fernão, Rosângela e Lucas. Os agradeço também pela compreensão por todos os momentos em que precisei me afastar para dedicar-me aos estudos.

Aos passos acadêmicos trilhados, devo meus agradecimentos aos professores da UFSC por todo o conhecimento oferecido. Em especial, ao professor Bruno Pizzolatti e ao Tiago Burgardt, pela orientação, dedicação e paciência durante o desenvolvimento deste trabalho. Agradeço à minha banca, pela disponibilidade, interesse e dedicação em tornar meu trabalho ainda melhor. Aos meus queridos amigos e colegas agradeço aos momentos compartilhados dentro e fora da universidade.

Por fim, agradeço ao LAPOÁ e seus bolsistas, à UFSC e à CASAN (ETA da Lagoa do Peri), pelo acesso, auxílio logístico e operacional para o desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

A elevada biomassa de cianobactérias presente em reservatórios destinados ao abastecimento humano reflete grandes dificuldades no tratamento de água, uma vez que esses microrganismos não são facilmente removidos em sistemas de tratamento convencionais. Esse é o caso da Lagoa do Peri, em Florianópolis, onde cianobactérias, principalmente da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, são naturalmente abundantes. Nesse sentido, a eletroflotação se apresenta como uma alternativa para a remoção dos organismos do meio aquoso por meio de processo eletrolítico. Este trabalho teve como objetivo avaliar a toxicidade da água após o processo de eletroflotação utilizando eletrodos do tipo DSA[®] (Ti/Ru_{0,3}Ti_{0,7}O₂), a fim de se investigar possíveis consequências do próprio tratamento sobre a qualidade da água. As análises de toxicidade foram realizadas através de ensaios de fitotoxicidade sobre os aspectos germinativos e crescimento inicial de sementes de alface (*Lactuca sativa*) com amostras de água ao longo de 6 horas de eletroflotação. Também foram conduzidas análises complementares de temperatura, pH, turbidez, cor, condutividade elétrica e contagem de cianobactérias. Os resultados apontaram a remoção média de 85% de indivíduos de cianobactérias da água. Por outro lado, o tratamento também promoveu o aumento da turbidez e cor aparente em média de 174% e 51%, respectivamente. Em relação à fitotoxicidade, observou-se coeficientes de variação (CV) considerados muito altos, sendo 32% para o crescimento da radícula e 21% para altura dos hipocótilos, valores que indicam baixa precisão dos resultados. Apesar disso, as sementes de *Lactuca sativa* se mostraram pouco sensíveis para amostras de água eletroflotada. Em relação a taxa de germinação, não foram observados valores indicativos de toxicidade em nenhuma das amostras. No entanto, os resultados sugerem um efeito inibitório no desenvolvimento das plântulas após a primeira hora de operação, em que se verificou em média 30% de inibição para radícula e aumento para 11% na inibição do hipocótilo, o que pode indicar a ocorrência de processos oxidativos durante a eletroflotação, levando a formação de subprodutos tóxicos ou favorecendo o processo de lise celular e consequente liberação de cianotoxinas na água. No entanto, o próprio tratamento apresentou valores reduzidos de inibição após as 6 horas de operação, de modo que as amostras puderam ser consideradas sem efeitos inibitórios.

Palavras-chave: Eletroflotação. Eletrodos DSA[®]. Cianobactérias. Toxicidade. Fitotoxicidade.

ABSTRACT

The presence of high biomass of cyanobacteria in reservoirs used for human supply reflects on great difficulties in water treatment, since these microorganisms are not easily removed in conventional treatment systems. This is the case of Lagoa do Peri, in Florianópolis, where cyanobacteria, mainly the species *Cylindrospermopsis raciborskii*, are naturally abundant. In this regard, electroflotation presents itself as an alternative for the removal of this organisms from the water through an electrolytic process. This study aims to evaluate the toxicity of water after the electroflotation process using DSA[®] type electrodes (Ti/Ru_{0,3}Ti_{0,7}O₂), in order to investigate possible consequences of the treatment itself on water quality. The toxicity analyses were carried out through phytotoxicity tests on the germinative aspects and initial growth of lettuce seeds (*Lactuca sativa*) using samples of water collected over the 6 hours of electroflotation process. Temperature, pH, turbidity, color, electrical conductivity and cyanobacteria counting analysis were also conducted. The results showed an average removal of 85% of cyanobacteria individuals from the water after electroflotation. On the other hand, the treatment also promoted an increase in turbidity and apparent color by an average of 174% and 51%, respectively. In relation to phytotoxicity, the coefficient of variation (CV) were found to be very high, 32% for root growth and 21% for hypocotyl height, what indicates less precision in the results. Nevertheless, the seeds of *Lactuca sativa* proved to be insensitive to the water samples. Regarding the germination rate, no indicative values of toxicity were observed in any of the samples, yet, the results suggest an inhibitory effect on seedling development after the first hour of operation. The results show an average of 30% inhibition for radicle and an increase to 11% in inhibition of the hypocotyl, which may indicate the occurrence of oxidative processes during the electroflotation, leading to the formation of toxic by-products or cellular lysis, releasing cyanotoxins in the water. However, the treatment itself showed reduced values after 6 hours of operation, so that the samples could be considered without inhibitory effects.

Keywords: Electroflotation. DSA[®] electrodes. Cyanobacteria. Toxicity. Phytotoxicity.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1 - Esquema representativo da eletrólise da água. | 24 |
| Figura 2 - Localização da Lagoa do Peri, em Florianópolis/SC (27°43'41.29"S e 48°30'39.25"O). | 34 |
| Figura 3 - Elementos estruturais do sistema piloto. | 35 |
| Figura 4 - Disposição dos eletrodos de titânio DSA® no reator eletroquímico. | 36 |
| Figura 5 - Material flotado depositado na superfície da coluna líquida. | 37 |
| Figura 6 - Placa de Petri com sementes e amostra. | 40 |
| Figura 7 - Esquema representativo da execução do ensaio. | 40 |
| Figura 8 - Morfologia (A) e processo germinativo da <i>Lactuca sativa</i> (B). | 41 |
| Figura 9 - Valores de turbidez na água de estudo durante a eletroflotação. | 45 |
| Figura 10 - Valores de cor aparente na água de estudo durante a eletroflotação. | 46 |
| Figura 11 - Correlação entre turbidez e cor aparente nos ensaios. | 47 |
| Figura 12 - Valores de cor verdadeira na água de estudo durante a eletroflotação. | 48 |
| Figura 13 - Valores de pH na água de estudo durante a eletroflotação. | 49 |
| Figura 14 - Valores de condutividade na água de estudo durante a eletroflotação. | 50 |
| Figura 15 - Variação de temperatura na água de estudo durante a eletroflotação. | 50 |
| Figura 16 - Contagem de cianobactérias durante a eletroflotação. | 51 |
| Figura 17 - Concentração de indivíduos de CR grandes e pequenos nos ensaios 1(A), 2(B) e 3(C). | 52 |
| Figura 18 - Taxa de germinação ao longo do processo de eletroflotação. | 54 |
| Figura 19 - Inibição do crescimento do hipocótilo em relação à água pura. | 56 |
| Figura 20 - Inibição do alongamento da radícula em relação à água pura. | 57 |
| Figura 21 - Inibição média do alongamento da radícula e hipocótilo. | 57 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|--|----|
| Quadro 1- Pesquisas realizadas na Lagoa do Peri pelo LAPOÁ – UFSC..... | 16 |
| Quadro 2 – Grupos, toxinas e sintomatologia à exposição aguda..... | 19 |
| Quadro 3 - Equipamentos e metodologia empregados..... | 38 |
| Quadro 4 - Faixas de classificação dos valores de CV (%) propostas por Schmildt et al. (2017). | 55 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 - Resumo das condições utilizadas no ensaio de fitotoxicidade..... | 40 |
| Tabela 2 - Qualidade da água bruta da Lagoa do Peri..... | 43 |
| Tabela 3 - Taxa de germinação e coeficiente de variação do controle negativo..... | 53 |
| Tabela 4 - CV (%) dos ensaios em relação ao crescimento da radícula e hipocótilo..... | 55 |

SUMÁRIO

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 12 |
| 1.1 | OBJETIVOS | 14 |
| 1.1.1 | Objetivo Geral..... | 14 |
| 1.1.2 | Objetivos Específicos | 14 |
| 2 | REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 14 |
| 2.1 | CIANOACTÉRIAS | 14 |
| 2.1.1 | Cianotoxinas..... | 18 |
| 2.2 | TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO APLICADAS À REMOÇÃO DE CIANOACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO..... | 20 |
| 2.2.1 | Eletroflotação | 23 |
| 2.2.1.1 | <i>Eletrodos DSA®</i> | 28 |
| 2.2.1.2 | <i>Eletroflotação para a remoção de cianobactérias</i> | 30 |
| 2.3 | TOXICIDADE..... | 31 |
| 3 | METODOLOGIA..... | 33 |
| 3.1 | MANANCIAL DE ÁGUA BRUTA | 33 |
| 3.2 | DESCRIÇÃO DO SISTEMA PILOTO | 34 |
| 3.2.1 | Reator eletroquímico | 35 |
| 3.2.2 | Fluxo hidráulico do Sistema Piloto | 36 |
| 3.3 | OPERAÇÃO DO SISTEMA PILOTO..... | 37 |
| 3.4 | PARÂMETROS DE CONTROLE ANALÍTICO | 37 |
| 3.5 | ANÁLISE FITOTOXICOLÓGICA | 38 |
| 3.5.1 | Escolha das sementes | 39 |
| 3.5.2 | Preparação das amostras | 39 |
| 3.5.3 | Execução do ensaio | 39 |
| 3.5.4 | Avaliação da fitotoxicidade..... | 41 |
| 4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 43 |
| 4.1 | CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA | 43 |

| | | |
|-------|--|----|
| 4.2 | RESULTADOS DAS ANÁLISES COMPLEMENTARES | 44 |
| 4.2.1 | Análises de cor e turbidez | 44 |
| 4.2.2 | Análises de condutividade e pH..... | 48 |
| 4.2.3 | Análises de temperatura..... | 50 |
| 4.2.4 | Remoção de cianobactérias | 51 |
| 4.3 | FITOTOXICIDADE..... | 53 |
| 4.3.1 | Validação dos controles..... | 53 |
| 4.3.2 | Taxa de germinação..... | 54 |
| 4.3.3 | Inibição da radícula e hipocótilo | 54 |
| 5 | CONCLUSÕES..... | 59 |
| 6 | RECOMENDAÇÕES..... | 60 |
| | REFERÊNCIAS | 61 |
| | APÊNDICE A | 71 |
| | APÊNDICE B..... | 74 |

1 INTRODUÇÃO

Geralmente, a poluição dos recursos hídricos é relacionada a causas antrópicas como atividades industriais, agropecuárias e disposição inadequada de efluentes em corpos hídricos. No entanto, também existem fatores naturais capazes inviabilizar o consumo da água, como por exemplo a ocorrência de cianobactérias nos mananciais, que podem levar a um tratamento de água mais custoso e complexo (FRANCISCO; POHLMANN; FERREIRA, 2011).

As cianobactérias são microrganismos de ocorrência natural em ambientes marinhos, estuários e também em água doce como lagos, rios e reservatórios. A acumulação desses organismos em mananciais pode ocasionar o aumento da biomassa, havendo a necessidade de tratamentos com maior número de etapas e consequentemente, maior custo financeiro. Uma das principais preocupações em relação a presença de cianobactérias em mananciais, se deve ao fato de que esses organismos são capazes de produzir toxinas e colocar em risco a saúde pública (PANOSSO et al., 2007). A alta densidade desses microrganismos é observada nas águas da Lagoa do Peri, no Sul da Ilha de Florianópolis, SC. A lagoa é utilizada como manancial para abastecimento da região Leste e Sul da ilha, cujo sistema de tratamento foi por muito tempo de filtração direta, em que se verificavam reduções das carreiras de filtração, em razão do elevado número de cianobactérias no corpo d'água (GARCIA, 2002). Recentemente, a etapa de flotação foi incluída ao sistema de tratamento.

A busca por tratamentos alternativos objetivando a remoção eficiente de cianobactérias da água, segue como alvo de diversos estudos. Nesse contexto, destaca-se a eletroflotação (EF), tecnologia que tem apresentado resultados satisfatórios acerca da remoção desses microrganismos da água (NONATO et al., 2019; PALANI, 2019; GARCIA, 2002).

O processo de eletroflotação consiste em uma tecnologia eletroquímica, cuja a produção de microbolhas é feita por meio da eletrólise da água, devido a passagem de corrente elétrica nos eletrodos (GUPTA; ALI, 2013). No entanto, a estabilidade e propriedades eletroquímicas do material eletródico representam uma limitação à técnica (NONATO, 2017). Os eletrodos comumente utilizados, como ferro e alumínio, apresentam curta vida útil, bem como a formação de bolhas em tamanhos maiores, quando comparados aos metais nobres, devido sua superfície mais rugosa (CHEN, 2004). Assim,

os ânodos dimensionalmente estáveis (DSA[®]) se mostram como uma alternativa para a remoção de contaminantes no meio aquoso, uma vez que promovem maior vida útil ao tratamento, bem como a produção de microbolhas menores. Esses eletrodos são caracterizados pela presença de óxidos de metais nobres como rutênio e irídio, em uma superfície metálica geralmente de titânio. O emprego de eletrodos com óxidos condutores também permite a oxidação de substâncias orgânicas presentes no meio aquoso. Uma das vantagens do processo, é que a oxidação dos contaminantes resulta em uma menor geração de lodo durante a eletroflotação (SPITZER, 2005).

No entanto, em águas com elevada carga de matéria orgânica é preciso atentar-se à formação de subprodutos desconhecidos e potencialmente tóxicos no meio aquoso, ou ainda, um possível rompimento celular das cianobactérias, favorecendo a liberação de cianotoxinas na água (SPITZER, 2005; CHEN, 2004; GARCIA, 2002).

Nesse contexto, os testes de toxicidade se apresentam como uma alternativa complementar às análises físico-químicas com a finalidade de avaliar a qualidade da água após o tratamento. Ensaios de fitotoxicidade ganharam considerável atenção nas décadas recentes, visto que são considerados eficientes para a avaliação e monitoramento da toxicidade de poluentes e têm sido aplicados em diversas áreas como, por exemplo, em comércio de químicos, indústrias, efluentes, resíduos perigosos e lixiviados (CZERNIAWSKA-KUSZA; KUSZA, 2011).

No contexto de tratamento de águas para abastecimento, ressalta-se a importância de se investigar uma possível influência sobre a qualidade da água, como consequência do próprio tratamento de eletroflotação, tendo em vista a ocorrência de processos eletroquímicos. Desta forma, este trabalho objetiva avaliar se a água proveniente da Lagoa do Peri, utilizada como manancial de abastecimento em Florianópolis/SC, apresenta características tóxicas após receber o tratamento pelo processo de eletroflotação, por meio de ensaios de fitotoxicidade sobre os aspectos germinativos e o crescimento inicial de sementes de alface (*Lactuca sativa*).

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a toxicidade de água submetida ao processo de eletroflotação, por meio de ensaios de fitotoxicidade sobre os aspectos germinativos e o crescimento inicial de *Lactuca sativa L.*

1.1.2 Objetivos Específicos

- Determinar a taxa de germinação de sementes de *Lactuca sativa L.* (alface) expostas à água após a eletroflotação.
- Determinar a taxa de inibição de crescimento das radículas e hipocótilos entre os indivíduos de *Lactuca sativa L.* (alface) expostos à água após tratamento por eletroflotação.
- Avaliar a qualidade da água tratada através de análises físico-químicas de temperatura, condutividade elétrica, turbidez, cor aparente, cor verdadeira e pH, e análise biológica de contagem de cianobactérias.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CIANOBACTÉRIAS

As cianobactérias são bactérias fotossintetizantes, de ocorrência em ambientes marinhos, mas também de água doce, podendo se desenvolver na coluna d'água, fixadas em rochas, areias ou plantas (MOLICA; AZEVEDO, 2009). Atualmente, são os únicos organismos procariontes que apresentam característica fotossintética com produção de oxigênio. Também são os únicos produtores de oxigênio capazes de fixar o nitrogênio através de uma estrutura denominada heterócitos (PERCIVAL; WILLIAMS, 2014). As cianobactérias são organismos fotoautótrofos, ou seja, utilizam como fonte de energia a luz solar, que é utilizada para fixar o carbono inorgânico em forma de carbono orgânico (material celular). No entanto, algumas espécies também podem se desenvolver de modo heterotrófico utilizando compostos orgânicos como fonte de carbono. Sob condições abundantes de nitrogênio e fósforo, assimilam e estocam os nutrientes no interior de sua célula, propriedade que permitiu o desenvolvimento desses organismos ao longo de

bilhões de anos em condições ambientais extremas, sendo encontrados tanto em lagos congelados como em águas termais (PERCIVAL; WILLIAMS, 2014).

A disponibilidade de luz, nutrientes (especialmente o nitrogênio e fósforo), temperatura e estabilidade da coluna de água são fatores cruciais que influenciam no desenvolvimento desses organismos. Quando as condições ambientais estão favoráveis, em poucas semanas as cianobactérias podem se reproduzir de maneira intensa, provocando o chamado “bloom de algas”, resultando na excessiva produção de biomassa em ecossistemas de água doce (HUMBERT, 2009). Embora a proliferação desses organismos aconteça desde muito antes da existência humana, atividades antrópicas têm contribuído para sua intensificação, tornando-se um episódio cada vez mais comum em reservatórios e lagos (CHRISTOFFERSEN; KAAS, 2000).

Dentre as atividades que contribuem para o aumento no número de florações, destacam-se despejos de efluentes urbanos, agropastoris e industriais, que promovem o enriquecimento de nutrientes no meio aquático. Visto que temperaturas por volta dos 20°C e pH neutro também favorecem a reprodução dos microrganismos, estudos relatam que o processo de aquecimento global poderá intensificar as florações, devido ao aumento das temperaturas médias da água (MOLICA; AZEVEDO, 2009).

A contaminação de corpos hídricos por florações de cianobactérias limita seus usos quanto a fins recreativos ou de abastecimento, uma vez que a abundância desses organismos na água confere cor, sabor e odor desagradáveis, e pode levar à anoxia da coluna d'água, devido a formação de um biofilme superficial (MOLICA; AZEVEDO, 2009). Muitas florações já foram reportadas em corpos d'água brasileiros, inclusive em lagos e reservatórios utilizados para consumo humano. A presença de cianobactérias em mananciais pode ocasionar problemas operacionais às estações de tratamento de água, atribuindo odor, cor e sabor à água, além de aumentar as perdas de carga nos filtros o que reduz as carreiras de filtração (CARVALHO et al., 2013). Além disso, em sistemas de tratamento de água convencionais também podem ocasionar um maior consumo de insumos químicos, formação de flocos leves, elevada turbidez na água decantada, colmatação do leito filtrante, redução da eficiência de desinfecção e possibilidade de formação de subprodutos da desinfecção (GARCIA, 2002).

No entanto, o aspecto mais preocupante quanto as florações em meios aquáticos, está relacionado à produção de cianotoxinas, metabólitos secundários tóxicos que podem ocasionar efeitos prejudiciais ao próprio ecossistema aquático, animais e humanos, como por exemplo as microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas (PERCIVAL;

WILLIAMS, 2014). Além do efeito prejudicial devido ao seu consumo direto, as cianotoxinas podem ser acumuladas pelos organismos que fazem parte do meio aquático e, eventualmente, podem ser transferidas a outros níveis tróficos (BORTOLI; PINTO, 2015). Embora muito se discuta acerca dos riscos e desafios que a presença de elevada quantidade de cianobactérias representa no sistema de abastecimento de água, deve-se destacar que esses microrganismos são produtores primários e desempenham um importante papel nos ecossistemas aquáticos, acarretando em benefícios ao ambiente, a outros organismos e animais (BORTOLI; PINTO, 2015).

No Parque Municipal da Lagoa do Peri, localizado em Florianópolis, SC, as águas da Lagoa do Peri são utilizadas para abastecimento da população do leste e sul da Ilha, onde estudos relataram a predominância de cianobactérias da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, acompanhadas em menores densidades das espécies *Limnothrix sp* e *Planktolyngbya limnetica* (SYLVÉUS, 2012). Diversas pesquisas foram realizadas na Lagoa do Peri pelo Laboratório de Potabilização das Águas (LAPOÁ) com foco nas cianobactérias e cianotoxinas, como se pode observar no Quadro 1.

Quadro 1- Pesquisas realizadas na Lagoa do Peri pelo LAPOÁ – UFSC

| Ano | Tipo de trabalho | Autor | Título |
|------------|---------------------------|---|--|
| 2019 | Artigo em revista técnica | Nonato, T. C. M.; Burgardt, T.; Alves, A. A. A.; Sens, M. | Removal of cyanobacteria from supply waters by electroflotation using DSA® electrodes. |
| 2018 | Dissertação de mestrado | Maud Moldal | Dewatering of backwash water containing cyanobacterias by wedge and geotextile drying beds. |
| 2014 | Artigo em revista técnica | Garcia, T. V.; Sens, M. L.; Mondardo, R. I. | Remoção de microalgas e cianobactérias por eletroflotação seguido de filtração. |
| 2013 | Artigo em revista técnica | Sens, M. L.; Pizzolatti, B. S.; Mondardo, R. I.; Esquivel, L. G. R. | La filtracion inducida como una alternativa de tratamiento de agua para remover cianobacterias y cianotoxinas. |
| 2012 | Artigo em revista técnica | Coelho M. B.; Sens, M. L. | Remoção de Cianobactérias com Dupla Filtração Ascendente. |
| 2012 | Artigo em revista técnica | Coelho M. B.; Sens, M. L. | Remoção de cianobactérias utilizando dupla filtração ascendente. |

| | | | |
|------|---------------------------|---|--|
| 2012 | Artigo em revista técnica | Coelho M. B.; Sens, M. L. | Remoção de cianobactérias e cianotoxinas utilizando filtração de lavagem contínua. |
| 2012 | Artigo em revista técnica | Romero, L.G.; Sens, M. L.; Grischek, T.; Pizzolatti, B. S.; Mondardo, R. I. | Filtração em margem como alternativa de remoção de cianobactérias e cianotoxinas. |
| 2011 | Artigo em revista técnica | Coelho M. B.; Sens, M. L. | Remoção de cianobactérias utilizando filtro de lavagem contínua. |
| 2011 | Tese de doutorado | Bianca Coelho Machado | Potabilização de água com elevada densidade de cianobactérias e microalgas através de sistema de dupla filtração em meio granular utilizando filtro de lavagem contínua. |
| 2009 | Tese de doutorado | Renata Iza Mondardo | Avaliação da filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas. |
| 2007 | Tese de doutorado | Telmo Vieira Garcia | Tratamento de água eutrofizada através da ozoflotação. |
| 2006 | Artigo em revista técnica | Mondardo, R. I.; Sens, M. L.; Melo F. L. C. | Pré-Tratamento com Cloro e Ozônio para remoção de Cianobactérias. |
| 2006 | Dissertação de mestrado | Letícia Pinto Rabelo | Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na lagoa do Peri como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton. |
| 2006 | Tese de doutorado | Luiz Carlos de Melo Filho | Avaliação da ozonização como pré ou pós tratamento à filtração direta descendente na remoção de cianobactérias e saxitoxinas. |
| 2005 | Artigo em revista técnica | Sens, M. L.; Melo F. L. C.; Mondardo, R. I.; Proenca, L. A. O. | Ozonização: uma alternativa para o tratamento de água com cianobactérias. |
| 2004 | Dissertação de mestrado | Renata Iza Mondardo | A influência da pré-oxidação na tratabilidade das águas através da filtração direta descendente em manancial com elevadas |

| | | | |
|------|-------------------------|----------------------------|--|
| | | | concentrações de microalgas e cianobactéria. |
| 2003 | Dissertação de mestrado | Antônio Adílio da Silveira | Remoção de Algas da água da Lagoa do Peri através de Filtração Direta Descendente com Pré-Filtração mecânica em Micropeneiras. |
| 2002 | Dissertação de mestrado | Telmo Vieira Garcia | Remoção de Algas através da Eletroflotação - Tratamento Eletrolítico seguido de Filtração Direta no Tratamento de Água de Abastecimento. |

Fonte: Burgardt (2019).

2.1.1 Cianotoxinas

Dentre as espécies de cianobactérias, as planctônicas se destacam por sua predominância em florações e por sua capacidade de produzir cianotoxinas. As cianotoxinas são metabólitos secundários desses microrganismos, o que significa que não são necessárias ao seu crescimento e reprodução (metabolismo básico), mas são importantes ao seu desenvolvimento (BORTOLI; PINTO, 2015). Esses metabólitos são nocivos a outros indivíduos, organismos e animais, provocando efeitos adversos, agudos ou crônicos para a saúde humana (CARVALHO et al., 2013). Apesar da toxicidade desses metabólitos, as cianobactérias não são classificadas como verdadeiros patógenos de humanos e animais, já que elas não invadem o corpo humano ou animal (PERCIVAL; WILLIAMS, 2014).

Muito se é discutido a respeito da função das cianotoxinas. Alguns autores abordam que as cianotoxinas funcionam como um mecanismo de defesa, enquanto outros defendem que a liberação de toxinas na água pode aumentar a mortalidade de peixes e conseqüentemente, o aumento da matéria orgânica na água. Também existem hipóteses de que as cianotoxinas melhoram a captação da luz solar, ou ainda, funcionam como moléculas de sinalização para melhor comunicação entre as cianobactérias (BORTOLI; PINTO, 2015). Além disso, a influência de fatores ambientais na produção dessas toxinas ainda não foi elucidada, visto que florações de um mesmo corpo d'água podem apresentar significativas alterações em sua toxicidade em curto intervalo de tempo, e inclusive, deixar de ser tóxica (MOLICA; AZEVEDO, 2009). Observa-se, que embora sejam produzidas por cianobactérias no meio aquático, as cianotoxinas se mostram mais nocivas

aos mamíferos terrestres do que à própria biota aquática (LAPOLLI; CORAL; RECIO, 2011).

As cianotoxinas podem ser divididas em 4 grandes grupos: hepatotóxicas, neurotóxicas, citotóxicas e dermatotóxicas, conforme o mecanismo de ação da toxina no organismo afetado (BORTOLI; PINTO, 2015). O quadro 2 a seguir, demonstra a relação entre as toxinas pertencentes a cada grupo e a sintomatologia da exposição aguda.

Quadro 2 – Grupos, toxinas e sintomatologia à exposição aguda

| Grupo | Toxinas | Sintomatologia à exposição aguda |
|-----------------------|--|--|
| Hepatotóxicas | Microcistina e nodularina | Prostração, pilo ereção, anorexia, vômitos, dor abdominal, diarreia, choque hipovolêmico e hemorragia intra-hepática. |
| Neurotóxicas | Anatoxina-a, anatoxina-a(S), homoanatoxina-a e saxitoxinas | Paralisia progressiva dos músculos, diminuição dos movimentos, exagerada respiração abdominal, cianose, convulsão, parada respiratória, salivação intensa e morte. |
| Citotóxicas | Cilindrospermopsina | Desestruturação e necrose do fígado, danos em células renais, cardíacas, pulmonares e também na mucosa gástrica. |
| Dermatotóxicas | Toxinas lipopolissacarídicas | Dermatites em geral e prurido, irritação nos olhos, pele, febre, tontura, fadiga e gastroenterite. |

Fonte: Adaptado de Bortoli e Pinto (2015).

As toxinas hepatotóxicas, como a microcistina e nodularina são as mais comumente encontradas no mundo e com frequência são relacionadas a episódios de intoxicação de animais e humanos, levando a morte em período de horas a dias (HUMBERT, 2009). Pode-se citar um episódio envolvendo a microcistina, que ocorreu em Caruaru (PE) em 1996, onde a água utilizada para o procedimento de hemodiálise em uma clínica estava contaminada com microcistina, levando 65 pessoas a óbito. Dentre os gêneros de cianobactérias produtoras dessas toxinas, estão as *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* e *Planktotrix* (BORTOLI; PINTO, 2015). São classificadas como hepatotóxicas, em razão de atuarem no citoesqueleto dos hepatócitos, células encontradas no fígado, responsáveis pela síntese de proteínas. Como consequência, o fígado perde sua estruturação original e desenvolve graves lesões internas (HUMBERT, 2009).

Já no grupo das toxinas neurotóxicas se encontram a anatoxina-a, anatoxina-a(s), homoanatoxinas-a e saxitoxinas. O dano é causado ao sistema neuromuscular, interrompendo a passagem do estímulo nervoso ao músculo, causando paralisia muscular, e na maioria das vezes, levando à morte por parada respiratória, em intervalo de minutos a horas (MOLICA; AZEVEDO, 2009). As saxitoxinas são produzidas por diferentes espécies de cianobactérias, tais como *Anabaena sp*, *Cylindrospermopsis sp* e *Planktothrix sp*. Conhecidas como toxinas paralisantes de mariscos, também podem ser produzidas por dinoflagelados marinhos. Geralmente, as saxitoxinas se acumulam na cadeia alimentar em organismos como frutos do mar, que se alimentam de fitoplânctons e são resistentes à toxina. Quando esses organismos são consumidos por humanos, podem causar intoxicações (BORTOLI; PINTO, 2015).

Dentre as citotóxicas, destaca-se a cilindrospermopsina, um alcalóide isolado de *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Umezakia natans* e *Aphanizomenon ovalisporum*. Seu efeito nos organismos é em razão de sua citotoxicidade, por meio da inibição da síntese proteica, em que os primeiros efeitos se manifestam pela falha dos rins e do fígado, podendo afetar também o intestino e pulmões, diversos dias após a exposição (SYLVÉUS, 2012; MONDARDO, 2009). As toxinas demartotóxicas, por sua vez, são toxinas lipopolissacarídicas, comuns a várias espécies de cianobactérias e seus efeitos em humanos envolvem gastroenterites e dermatites (BORTOLI; PINTO, 2015).

Nos ambientes aquáticos, as toxinas permanecem contidas dentro das células das cianobactérias e são liberadas em quantidades substanciais durante o rompimento celular, em razão da morte natural da célula, estresse celular, uso de algicidas ou cloração (ERMEL, 2009). A problemática associada a presença desses organismos em águas para consumo humano se dá ao fato de que, geralmente, as estações de tratamento de água (ETAs) não contam com etapas que removam estes contaminantes. Dessa forma, faz-se necessário o emprego de tecnologias alternativas capazes de remover cianobactérias e cianotoxinas da água.

2.2 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO APLICADAS À REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO

Características como a resistência química e flutuabilidade de diferentes espécies de cianobactérias, podem interferir em propriedades organolépticas da água (produção de sabor e odor indesejáveis), além de acarretar em problemas operacionais no tratamento

da água para abastecimento. A ação de substâncias químicas utilizadas ao longo do tratamento pode provocar a lise celular e, conseqüentemente, a liberação de cianotoxinas no meio aquoso. Ademais, essas toxinas podem atravessar facilmente os processos de tratamento, em razão de sua elevada solubilidade em água, refletindo em uma redução de eficiência do sistema (LAPOLLI; CORAL; RECIO, 2011; CAMACHO et al., 2012).

A remoção das células e toxinas da água têm sido alvo de muitos estudos, envolvendo técnicas simples e avançadas, desde a filtração lenta e tratamento convencional até processos oxidativos e adsorptivos (DUARTE, 2011; CAMACHO et al., 2012). Quando se trata de tratamento convencional, são levadas em consideração as etapas de coagulação, floculação, decantação e filtração, ao passo que tecnologias mais avançadas compreendem processos oxidativos, como por exemplo, a pré e pós-oxidação com cloro, ozônio, peróxido de hidrogênio, ou ainda a adsorção em carvão ativado e filtração por membranas. Diversas pesquisas foram realizadas acerca de tecnologias relacionadas à remoção de cianobactérias e toxinas da água, dentre as quais se destacam por sua elevada eficiência, a filtração em margem, flotação por ar dissolvido, eletroflotação, filtração direta com diferentes meios filtrantes e filtração por membranas (LAPOLLI; CORAL; RECIO, 2011; NONATO et al., 2019; GARCIA, 2002; MONDARDO, 2009).

Os processos oxidativos são conhecidos pela transformação de contaminantes presentes na água de difícil eliminação, em substâncias inofensivas, biologicamente degradáveis ou que sejam facilmente removidas pelo tratamento físico-químico convencional. Os processos oxidativos podem funcionar de diferentes formas, no entanto, objetivam a conversão de compostos complexos em moléculas simples, ou ainda, a mineralização destes compostos. Seu funcionamento consiste no emprego de fortes agentes oxidantes, como, por exemplo, ozônio (O_3), peróxido de hidrogênio (H_2O_2), e/ou catalisadores como Ferro (Fe), Manganês (Mn) e dióxido de titânio (TiO_2), a fim de se produzir radicais hidroxila (OH), espécies com poder altamente oxidante sobre uma grande diversidade de poluentes (FIOREZE; SANTOS; SCHMACHTENBERG, 2014; SIQUEROLO, 2017). A aplicação de processos oxidativos tem demonstrado resultados eficientes na remoção de cianobactérias, contudo, verifica-se certa dificuldade em evitar o processo de lise celular (LAPOLLI; CORAL; RECIO, 2011). Estudos também indicam que os agentes oxidantes e desinfetantes aplicados no tratamento de água podem reagir com a matéria orgânica, favorecendo a formação de subprodutos que podem ser prejudiciais à saúde humana (SIQUEROLO, 2017).

A filtração em margem, por sua vez, é uma técnica que tem se destacado pela remoção de sólidos, contaminantes e microrganismos da água. O processo consiste na construção de poços nas margens do manancial superficial com indução do escoamento por meio de bombeamento contínuo, realizando a remoção dos contaminantes através da passagem da água pelo solo (SANTOS et al., 2014). Estudos realizados na Lagoa do Peri em Florianópolis, SC, apontam que a filtração em margem apresenta uma elevada eficiência na remoção das algas e cianobactérias da água, podendo chegar a quase 100% de eliminação dos organismos em condições adequadas (RABELO, 2006).

No que diz respeito aos sistemas de filtração em areia (lenta ou rápida), diversos resultados são apresentados pela literatura em relação à remoção de cianobactérias da água. Uma elevada concentração de cianobactérias na água bruta, pode provocar a rápida colmatação dos filtros, situação que é observada na Lagoa do Peri em Florianópolis/SC, o que representa maior número de paradas para limpeza do biofilme, a fim de se reestabelecer a capacidade hidráulica do filtro (LAPOLLI; CORAL; RECIO, 2011). A adoção de pré-tratamentos com objetivo de remoção das células previamente ao sistema de filtração pode evitar a sobrecarga dos filtros. Desse modo, tem-se o incentivo à busca de tecnologias que permitam a remoção eficiente das células viáveis desses organismos, de modo a evitar a liberação das cianotoxinas na água.

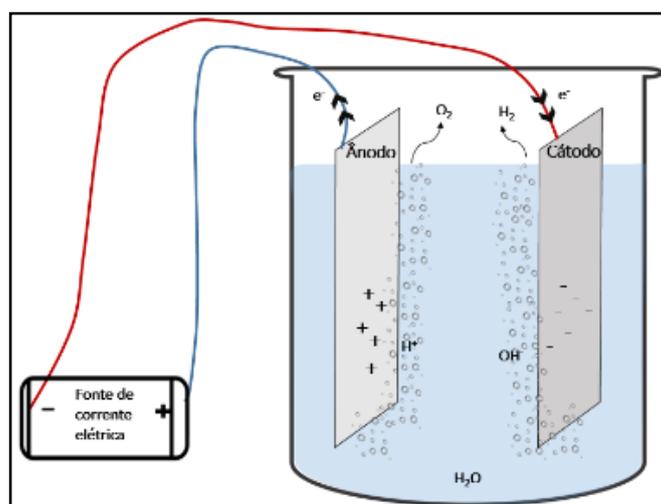
A flotação por ar dissolvido (FAD) é considerada um processo efetivo no tratamento de águas, principalmente as que apresentam baixa turbidez e elevada cor, características de ambientes eutrofizados. Trata-se de um processo físico, que promove a remoção de algas por meio da introdução de microbolhas na massa líquida, que suspendem os contaminantes do meio aquoso até a superfície (LAPOLLI; CORAL; RECIO, 2011). Estudos realizados por Oliveira (2016) indicam que o método se apresenta como eficiente acerca da remoção de cianobactérias, em que se observou que as células remanescentes se apresentavam intactas, nas condições de ensaio realizadas. A remoção de células intactas permite a remoção das toxinas intracelulares, bem como leva a maiores carreiras de filtração em etapas subsequentes. Recentemente, esta etapa foi incluída no tratamento de água da Lagoa do Peri, a fim de se aumentar as carreiras de filtração do tratamento. Além da FAD, outra técnica alternativa que se destaca na produção de microbolhas para a flotação de contaminantes, é a eletroflotação (EF), caracterizada pela produção de bolhas de gás hidrogênio e oxigênio por meio da eletrólise da água, que será detalhada a seguir (SANTOS; DUTRA, 2011).

2.2.1 Eletroflotação

A eletroflotação é um processo eletroquímico proposto por Kuhn em 1974, que recebe este nome devido ao emprego de eletrodos para a geração de microbolhas no meio aquoso, onde os poluentes são removidos por meio de sua flotação até a superfície (KOTTI et al., 2009). Os eletrodos (materiais condutores) são introduzidos em um eletrólito (solução), compondo um sistema no qual se aplica uma corrente elétrica contínua, ocasionando a decomposição química do eletrólito. No eletrodo que cede elétrons - o ânodo, ocorre a oxidação (corrosão do metal), ao passo que no eletrodo que recebe elétrons - o cátodo, ocorre a redução (passivação do metal). O eletrodo que sofre desgaste, além de transferir elétrons, participa da eletrólise quimicamente, e assim, também é modificado pela ação da corrente elétrica (GARCIA, 2002). O campo elétrico formado entre os eletrodos (criado pela diferença de potencial gerada por fonte externa), promove a movimentação de íons entre cátodo e ânodo, ocasionando a dissociação de moléculas da água e formação de moléculas gasosas. As moléculas permanecem no corpo aquoso até um determinado limite, a partir do qual se deslocam para a superfície sob a forma de microbolhas (figura 1). As microbolhas colidem e carregam os contaminantes no processo de ascensão até a superfície (KYZAS; MATIS, 2016).

Simultaneamente ao processo físico de remoção de contaminantes descrito acima, decorrem também reações químicas, que favorecem os processos de eletrocoagulação e eletrofloculação. A oxidação de ânodos de sacrifício de materiais como o ferro ou alumínio (os mais comumente empregados nessa técnica), provoca a liberação de íons no meio com propriedades coagulantes, auxiliando nos processos de coagulação e floculação (KYZAS; MATIS, 2016; CHEN, 2004). A desestabilização das partículas pelos íons metálicos permite sua aglutinação e formação de flocos maiores (eletrofloculação). O processo de eletrocoagulação diferencia-se quanto a geração de agentes coagulantes *in situ*, ao passo que em técnicas convencionais são adicionados coagulantes químicos ao processo (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013).

Figura 1 - Esquema representativo da eletrólise da água.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Assim, o processo de eletroflotação pode ser descrito em 3 etapas: Primeiramente, tem-se a oxidação de um ânodo de sacrifício como, por exemplo, ferro ou alumínio. No momento da geração dos cátions correspondentes do metal, ocorre a reação com as moléculas de água, resultando na produção de coagulantes *in situ*, os hidróxidos e poli-hidróxidos de ferro ou alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_2$), por exemplo. Tais hidróxidos poliméricos funcionam como agentes coagulantes e são responsáveis pela neutralização de cargas, configurando a segunda etapa do processo, onde tem-se a adsorção dos hidróxidos às partículas em suspensão no meio aquoso, promovendo a formação de pequenos flocos. Ao mesmo tempo, ocorre a eletrólise da água, formando microbolhas de hidrogênio no cátodo (equação 1) e oxigênio no ânodo (equação 2), e assim, constituindo a terceira e última etapa do processo, onde as impurezas presentes na massa d'água são carregadas para a superfície. (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013; CHEN, 2004). Na eletroflotação, as bolhas de oxigênio e hidrogênio são formadas conforme descrito nas equações a seguir.

No ânodo:



No cátodo



A reação total é:



Caso a solução contenha compostos com íons cloretos, como por exemplo o NaCl, também decorrem reações de produção eletroquímica do gás cloro no ânodo, de acordo com a equação 4 a seguir (NONATO, 2017).



Dada a baixa condutividade elétrica encontrada em águas para abastecimento, Chen (2004), aponta que a adição de sal (NaCl) é geralmente empregada para o ajuste da condutividade, o que proporciona a redução do consumo de energia elétrica. Além disso, processos como a eletro-oxidação também podem decorrer como resultado da formação do gás cloro Cl₂ no ânodo.

O processo de eletro-oxidação consiste na oxidação de contaminantes orgânicos presentes no meio aquoso, por meio da modificação, degradação ou mineralização dos compostos a dióxido de carbono (CO₂) (SPITZER, 2005). Tais processos são caracterizados pela produção e emprego de radicais hidroxilas (OH·), considerados altamente reativos em solução aquosa (LI et al., 2010). Nos eletrodos, a oxidação eletroquímica dos contaminantes pode ocorrer de forma direta ou indireta. A oxidação direta envolve a transferência de elétron realizada na superfície do ânodo, onde há a presença radicais hidroxilas que podem ficar adsorvidos sobre a superfície ou podem reagir com o óxido metálico formando um óxido superior. Quando os compostos orgânicos entram em contato com essas espécies, são oxidados gradativamente, de modo a promover a transformação da estrutura do composto em CO₂. Já a oxidação indireta se dá pela geração *in situ* de espécies catalíticas de alto poder oxidativo como, por exemplo, H₂O₂, O₃ e Cl₂, os quais por sua vez, promovem a oxidação da partícula contaminante (COSTA et al., 2008; CHEN, 2004; SPITZER, 2005).

O desempenho do sistema eletroquímico depende de sua eficiência de remoção dos contaminantes no meio aquoso, bem como a energia dispendida para a operação do sistema. A eficiência na remoção de partículas depende, por sua vez, do tamanho das bolhas formadas durante o processo, enquanto o consumo de energia depende de fatores como a densidade de corrente aplicada, condutividade da água, arranjo e material dos eletrodos (GUPTA; ALI, 2013).

De acordo com Chen (2004), a produção de bolhas homogêneas e com pequenos diâmetros aumenta a eficiência do processo de eletroflotação, uma vez que bolhas pequenas proporcionam maiores áreas superficiais para a colisão com as partículas. O

processo de eletroflotação é capaz de gerar bolhas consideravelmente pequenas e uniformes, com diâmetros de 20 μm (CUNHA, 2014). Dentre os fatores que influenciam o tamanho das bolhas produzidas pode-se citar o pH do meio aquoso, densidade de corrente aplicada ao sistema, arranjo dos eletrodos e material dos eletrodos (SANTOS; DUTRA, 2011).

Estudos apontam que em um pH ácido, as bolhas de hidrogênio se mostram maiores em comparação a meios neutros ou alcalinos. Já as bolhas de oxigênio apresentam os menores diâmetros em um pH mais ácido (SANTOS; DUTRA, 2011). A depender do pH, o material dos eletrodos também pode influenciar no tamanho das bolhas, de modo que em meios ácidos a influência do material é mais sensível no tamanho das bolhas, enquanto em meios alcalinos o material apresenta uma influência menos significativa. De acordo com Chen (2004), em eletrodos de platina, por exemplo, as bolhas de hidrogênio possuem diâmetros entre 5-30 μm e as bolhas de oxigênio entre 17-50 μm em pH 7, ao passo que os valores aumentam, respectivamente, para 17-45 μm e 30-70 μm em pH 12. Em um meio com pH 2, as bolhas de oxigênio apresentaram seus menores diâmetros, variando entre 15-30 μm , enquanto as bolhas de hidrogênio apresentaram os maiores tamanhos, entre 45-90 μm .

Já a densidade de corrente possui relevante influência na taxa de produção das bolhas, embora sua relação com o tamanho das bolhas apresente resultados conflitantes na literatura. De acordo com Chen (2004), com o aumento da densidade de corrente o diâmetro das bolhas diminui, regra somente válida para aplicação de densidades de corrente inferiores a 200 A/m², sendo que com valores superiores, não é possível observar uma tendência clara de variação. Sabe-se, contudo, que o aumento da densidade de corrente ocasiona uma maior liberação de gases, e por isso é um dos parâmetros mais importantes no processo de eletroflotação (SANTOS; DUTRA, 2011).

Como o meio aquoso representa uma resistência à passagem da corrente elétrica, a distância entre os eletrodos e seu arranjo influem na diferença de potencial aplicada ao sistema. Assim, as características do meio aquoso definirão qual a distância ideal entre os eletrodos, de forma a melhorar a eficiência do processo. À medida que a condutividade elétrica do meio aumenta, distâncias maiores podem ser empregadas, enquanto que meios de baixa condutividade elétrica necessitam de eletrodos mais próximos (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013). Ghernaout, Benblidia e Khemici (2014) desenvolveram estudos acerca da remoção de microalgas da água por meio da eletroflotação com eletrodos de aço inoxidável. Os resultados indicaram que para uma densidade de corrente

elétrica de 103 A/m² e uma distância de 10 mm entre os eletrodos, tem-se 95% de redução de microalgas na massa de água em apenas 5 minutos, ao passo que para o mesmo tempo e densidade de corrente, mas com distância de 20 mm, tem-se 88% de remoção.

Em relação à posição dos eletrodos, existem diferentes padrões de arranjos que podem ser empregados. No caso de um arranjo vertical, tanto os cátodos como os ânodos são projetados em placas e assim podem ser facilmente fixados. No entanto, as bolhas produzidas tendem a subir pela superfície do eletrodo, resultando em uma rápida coalescência das bolhas, o que pode afetar a eficiência do processo de flotação (COMNINELLIS; CHEN, 2010).

Além do arranjo, o material dos eletrodos representa um aspecto fundamental para o funcionamento eficiente de uma unidade de eletroflotação, que é definido conforme o propósito do tratamento. Dentre os materiais mais utilizados como eletrodos estão o ferro, aço, alumínio, grafite e óxido de chumbo, considerados de baixo custo e facilmente disponíveis (GUPTA; ALI, 2013). O alumínio e ferro estão entre os mais utilizados como ânodos de sacrifício, devido ao seu baixo custo, disponibilidade e eficiência, favorecendo a formação de coagulantes *in situ* através de sua oxidação eletrolítica (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013). No entanto, as bolhas produzidas na superfície de eletrodos de ferro e alumínio apresentam tamanhos maiores quando comparado a metais nobres (titânio, irídio, rutênio), devido a sua superfície mais rugosa (MICKOVA, 2015). Além disso, de acordo com Silva (2002), o emprego de diferentes materiais entre cátodos e ânodos, implica em diferentes potenciais durante o processo eletroquímico, proporcionando um desgaste desigual dos eletrodos (apud NONATO, 2017). Como o tamanho das bolhas depende da superfície do eletrodo, a diferença entre as superfícies dos eletrodos pode promover uma geração de bolhas não uniformes dentro do reator.

Dentre as vantagens da eletroflotação em relação a flotação tradicional, pode-se citar a ocorrência dos processos simultâneos de coagulação/floculação *in situ*, o que dispensa o uso de produtos químicos para essa finalidade (CUNHA, 2014). Além disso, os eletrodos podem ser rearranjados de forma a se obter uma boa cobertura da área superficial do reator, visando uma mistura uniforme entre o meio aquoso e as microbolhas (KYZAS; MATIS, 2016). O processo de eletroflotação requer equipamento relativamente simples, com áreas menores e menor tempo de detenção hidráulica, em que a corrente e potencial aplicados podem ser controlados de forma automatizada (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013).

Apesar das vantagens mencionadas, a flotação por meio de processo eletrolítico pode apresentar certas limitações. Durante o processo, podem ocorrer fenômenos de passivação e corrosão dos eletrodos, sendo preciso considerar-se a substituição periódica dos eletrodos. Outra desvantagem está relacionada à solução, que deve apresentar uma condutividade elétrica adequada para que a capacidade do meio de conduzir a corrente elétrica aumente, ao passo que o consumo energético seja reduzido (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013). No caso de meio aquoso com baixa condutividade, a aplicação direta da eletroflotação pode acarretar em um elevado consumo de eletricidade. Sendo assim, a adição de sal (NaCl) à água ou efluente a ser tratado pode ser útil durante processo, com a finalidade de ajuste da condutividade (CHEN, 2004). Outra desvantagem pode ser apontada no caso da eletroflotação com eletrodos de alumínio, em que estudos indicam o aumento do alumínio residual na água após o processo, devido à estabilidade do material empregado. No entanto, esta situação pode ser solucionada através do emprego de ânodos do tipo DSA[®] - *Dimensionally Stable Anodes*, que permitem uma ampla aplicação sem o rápido desgaste dos eletrodos (GARCIA, 2002; NONATO et al., 2019).

2.2.1.1 Eletrodos DSA[®]

Os eletrodos DSA[®], conhecidos como “Ânodos Dimensionalmente Estáveis” (*Dimensionally Stable Anodes*), foram patenteados por Henry Beer em 1965 e posteriormente, adquiridos pelos irmãos Vittorio e Oronzio De Nora, responsáveis pelo investimento em sua industrialização (TRASATTI, 2000). Esses eletrodos consistem em uma base metálica de elevada resistência mecânica, geralmente de titânio, na qual é aplicada uma camada de um óxido condutor de metal nobre, ou combinações de óxidos como titânio (TiO₂), irídio (IrO₂), rutênio (RuO₂) e tântalo (Ta₂O₅) (SPITZER, 2005).

Materiais como o titânio são mais custosos quando comparados ao aço inoxidável e níquel, por exemplo, mas por apresentar alta estabilidade, refletem em uma maior vida útil ao eletrodo. O emprego do titânio como cátodo pode ser útil ao tratamento de efluentes ou soluções mais corrosivas. No caso de ânodos, onde decorrem corrosões eletroquímicas mais agressivas, os eletrodos do tipo DSA[®] se apresentam mais resistentes e com maior estabilidade, permitindo uma ampla aplicação da eletroflotação na indústria (COMNINELLIS; CHEN, 2010).

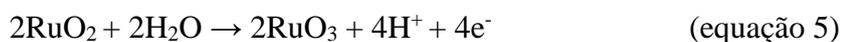
Em um ânodo DSA[®] de Ti/Ru_{0,3}Ti_{0,7}O₂, composição utilizada neste trabalho, 70% da camada superficial é composta por dióxido de titânio (TiO₂) e 30% dióxido de

rutênio (RuO_2). O óxido de rutênio é responsável pela atividade eletrocatalítica e o óxido de titânio atua como estabilizante. Materiais como o RuO_2 exibem alta atividade catalítica para a oxidação da água e por isso, são muito estudados dentre os óxidos metálicos para reações de evolução do oxigênio. A presença de um óxido adicional ao RuO_2 pode vir da oxidação do material suporte. Como o material suporte desses eletrodos geralmente é o titânio, o óxido metálico adicional mais comum é o TiO_2 . Estudos apontam que essa combinação de óxidos metálicos proporcionam uma camada mais estável e menos cara, quando comparado a camada de RuO_2 pura, e ainda podem conduzir eletricidade com muita eficiência e produzir alta atividade eletrolítica para reações de oxidação da água, resultando em um aumento das reações de evolução de oxigênio (NASLUND, 2013).

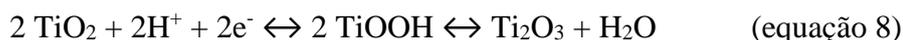
A utilização de eletrodos do tipo DSA[®] em sistemas de eletroflotação se apresenta como alternativa atrativa devido sua alta atividade catalítica, estabilidade à corrosão anódica e excelente estabilidade mecânica (COSTA et al., 2008). Esses eletrodos se destacam por sua maior vida útil, quando comparado aos eletrodos tradicionais de ferro ou alumínio. Assim, a menor manutenção (reposição dos eletrodos) significa um menor custo operacional para o sistema (TRASATTI, 2000). Estudos também apontam que as bolhas produzidas por eletrodos do tipo DSA[®] apresentam diâmetros menores, devido a sua superfície com microfissuras, produzindo bolhas com tamanhos na faixa de 15 a 45 μm , enquanto no sistema convencional de flotação por ar dissolvido as bolhas apresentam diâmetros variando de 50 a 70 μm (CHEN, 2004).

Os ânodos dimensionalmente estáveis permitem que o processo de degradação seja mais lento e limitado apenas à camada superficial eletroativa. Uma vez que a forma e a integridade da estrutura do eletrodo são preservadas, a camada superficial (geralmente um revestimento com propriedades catalíticas apropriadas) pode ser renovada (DUBY, 1993). Além disso, o bom desempenho dos eletrodos DSA[®] se deve ao emprego do titânio como material base, que permitiu a produção de eletrodos com formas mais complexas e que pudessem ter uma aplicação mais útil. Além disso, o revestimento do eletrodo com um óxido condutor possui um custo razoável, considerando que os materiais custosos são utilizados em pequenas quantidades (TRASATTI, 2000).

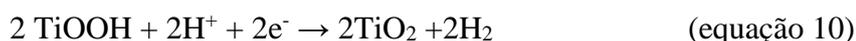
As reações de oxidação da água que decorrem no ânodo DSA[®] de titânio e rutênio são representadas de forma simplificada pelas equações a seguir:



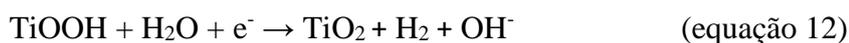
No caso de um cátodo composto puramente de titânio (TiO_2), por sua vez, decorrem as reações de evolução de hidrogênio. Em um meio mais ácido, as partículas de TiO_2 presentes na superfície do eletrodo podem existir na forma protonada (equação 7) ou na forma redox (equação 8).



A medida que essas partículas interagem com os íons H^+ , formam gás hidrogênio H_2 (equações 9 e 10).



Em um meio alcalino, as partículas de TiO_2 na superfície do eletrodo existem num sistema redox (equação 11). A presença dessas formas provoca o efeito electrocatalítico durante a evolução de hidrogênio (equação 12) (NASLUND, 2013; GIERLOTKA et al., 1997).



2.2.1.2 Eletroflotação para a remoção de cianobactérias

Nonato et al. (2019) estudaram a remoção de cianobactérias com o emprego de eletrodos DSA[®] no manancial Lagoa do Peri, no município de Florianópolis, SC, Brasil. O estudo indica que a máxima eficiência de remoção de cianobactérias foi atingida com aplicação de densidade de corrente elétrica de 68,26 A.m^{-2} e taxa de vazão de 100,84 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$, para 60 minutos de operação, resultando em uma remoção de cianobactérias de 78%. A redução de cor aparente da água foi de em média 60% ao passo que a remoção média de turbidez foi de 49%. O estudo conclui ainda que se trata de uma técnica eficiente e que pode ser utilizada como pré-tratamento para remoção de cianobactérias em águas de abastecimento.

Palani (2019) também desenvolveu estudos com eletroflotação em eletrodos DSA[®] em águas da Lagoa do Peri. Os resultados apontaram a maior taxa de remoção de cianobactérias de 92,3% após a eletroflotação, em uma densidade de corrente de 89,2 A.m⁻². No entanto, os resultados indicaram um aumento da turbidez após o processo, com um máximo de 382,8% na mesma densidade de corrente, fato que a autora atribuiu à corrosão dos eletrodos utilizados no trabalho, que inibiram parcialmente o processo de flotação.

Ghernaout, Benblidia e Khemici (2014), estudaram a respeito da remoção de microalgas de reservatório para abastecimento humano através da eletroflotação com eletrodos de aço inoxidável. Os resultados indicaram uma excelente remoção de cianobactérias (quase 100%), em condições operacionais ideais: densidade de corrente em 170 A.m⁻², tempo de operação de 15 minutos e pH 7,8. No entanto, os autores mencionam que apesar dos excelentes resultados quanto a remoção de cianobactérias, poucos trabalhos foram identificados a respeito da viabilidade celular das microalgas. O estudo discute, ainda, que a produção de O₂ e H₂ associada a ação do campo elétrico, pode apresentar riscos para a integridade da membrana celular das microalgas, em que ressaltam a necessidade de pesquisas com foco no rompimento celular de microalgas, liberação e degradação de toxinas durante o processo de eletroflotação. Os autores também reportaram a formação de Cl₂ no ânodo, simultaneamente ao O₂. Nesse contexto, destacam que a produção do cloro como uma possível reação secundária precisa ser controlada, tendo em vista o risco de possibilidade de formação de subprodutos da desinfecção na presença de matéria orgânica.

Sendo assim, salienta-se a importância de estudos em relação ao potencial tóxico de águas, tanto em função de sua contaminação inicial, como também das possíveis consequências do próprio tratamento sobre a qualidade das águas. Nesse cenário, os ensaios biológicos de toxicidade podem ser ferramentas adequadas para se determinar o efeito de substâncias nocivas presentes no meio ou ainda, pela ação combinada de substâncias não-tóxicas que afetam as propriedades físico-químicas do ambiente, e consequentemente, as condições de vida dos organismos (SOBRERO; RONCO, 2004).

2.3 TOXICIDADE

Os testes de toxicidade consistem em ensaios laboratoriais executados sob condições específicas e controladas, utilizados para a avaliação dos efeitos nocivos de

determinada substância, efluente, ou amostra ambiental em organismos vivos (COSTA et al., 2008). Os testes de toxicidade podem ser divididos em agudos ou crônicos, dependendo do tempo de exposição do organismo ao agente tóxico. A toxicidade aguda é caracterizada pela liberação de em um único evento e rapidamente absorvida, enquanto os testes de toxicidade crônica, envolvem a exposição do agente tóxico por um longo período de tempo, podendo durar todo o ciclo de vida ou parte dele, em concentrações sub-letais, ou seja, permitem a sobrevivência, mas afetam suas funções biológicas (DALARI, 2018).

Ao passo que as análises físico-químicas são capazes de identificar e quantificar substâncias potencialmente nocivas, os testes de toxicidade permitem detectar quais os efeitos dessas substâncias sobre sistemas biológicos. No entanto, dependendo da natureza química da amostra, a detecção, identificação e quantificação de todas as substâncias presentes na amostra pode ser analítica e economicamente inviável. Além disso, as análises de um agente tóxico isolado podem não ser suficientes para estimar o efeito nocivo da substância no meio, visto que a interação entre substâncias pode alterar as propriedades físico-químicas do meio e conseqüentemente, afetar os sistemas biológicos envolvidos ((MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; COSTA et al., 2008).

A fitotoxicologia é tratada como um ramo da ecotoxicologia, em que se estuda a toxicidade de agentes nocivos em determinadas espécies de plantas. Os ensaios de fitotoxicidade se apresentam como uma alternativa operacionalmente simples, com organismos de fácil cultivo e de baixo custo, que permitem uma ampla aplicação: avaliação da toxicidade de compostos puros solúveis, águas superficiais, águas subterrâneas, águas de abastecimento, águas residuárias domésticas e industriais, lixiviados de solos, sedimentos e lodos (SOBRERO; RONCO, 2004). O emprego de sementes é de grande relevância nesses testes, devido a elevada sensibilidade a fatores externos durante os estágios iniciais de germinação e desenvolvimento da planta, onde decorrem diversos processos fisiológicos, nos quais a presença de uma substância tóxica pode interferir de forma a inibir o desenvolvimento normal da planta. Além de permitir uma classificação acerca do nível de toxicidade de amostras, as sementes tornam a execução do ensaio mais rápida e menos custosa quando comparados a testes com microcrustáceos, como *Daphnia magna* (SOBRERO; RONCO, 2004; KOHATSU et al., 2018).

Em avaliações de fitotoxicidade, a germinação das sementes se mostra como um método de menor sensibilidade, quando comparado ao crescimento radicular (FUENTES

et al., 2004). De acordo com Sobrero e Ronco (2004), o crescimento da radícula e hipocótilo são indicadores muito sensíveis da toxicidade, pois permitem que sejam avaliados os efeitos nocivos de substâncias em concentrações muito baixas, que não são suficientes para inibir a germinação, mas que podem retardar o crescimento inicial da radícula e hipocótilo. Ressalta-se, no entanto, a recomendação de associação deste ensaio com outras análises físico químicas, de modo a se obter melhor precisão para interpretação dos resultados (KOHATSU et al., 2018).

Embora a *Lactuca sativa* (alface) não seja considerada uma espécie representativa do ecossistema aquático, os ensaios de toxicidade podem proporcionar dados acerca dos efeitos nocivos de contaminantes nas comunidades vegetais presentes nas margens dos corpos hídricos, sendo também uma espécie interessante de se considerar por sua importância na horticultura. Também se trata de uma espécie de fácil e rápida germinação, podendo se desenvolver em poucos dias, o que simplifica a execução do ensaio (SOBRERO; RONCO, 2004).

3 METODOLOGIA

3.1 MANANCIAL DE ÁGUA BRUTA

A Lagoa do Peri, localizada no município de Florianópolis em Santa Catarina (figura 2), é um manancial utilizado como reservatório de água para abastecimento do Sul e Leste da ilha. A elevada quantidade de cianobactérias potencialmente tóxicas no manancial, principalmente da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, representa significativa dificuldade operacional na ETA da Lagoa do Peri, onde se observava o encerramento precoce das carreiras de filtração, refletindo em um maior gasto com água para lavagem dos filtros, e conseqüentemente, maior custo econômico.

Figura 2 - Lagoa do Peri, em Florianópolis/SC (27°43'41.29"S e 48°30'39.25"O).



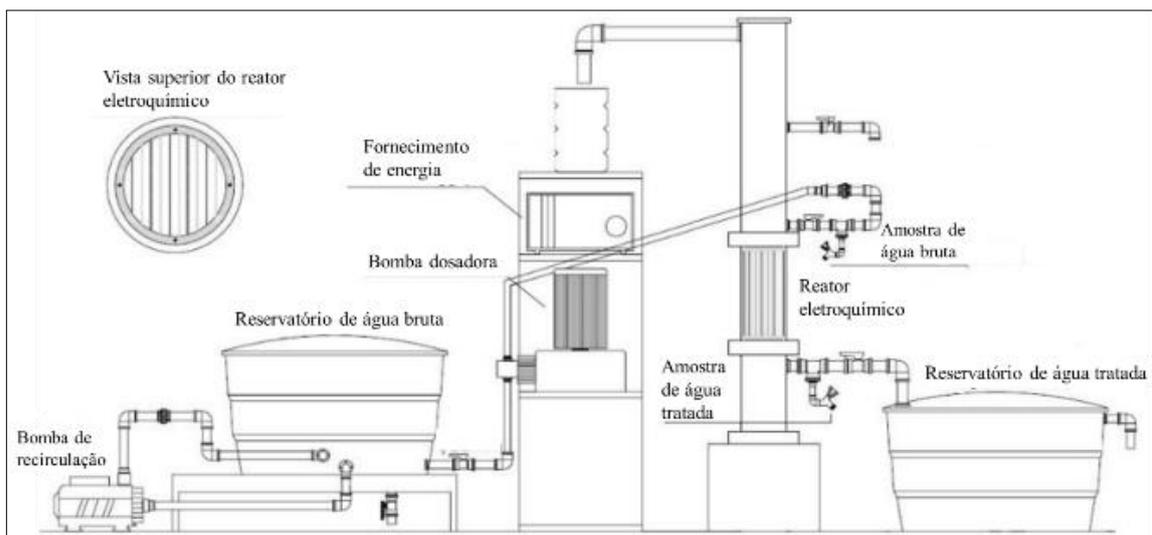
Fonte: Google Earth Pro (2020)

3.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA PILOTO

O sistema piloto (SP) do eletroflotador está localizado nas dependências do Laboratório de Potabilização das Águas (LAPOÁ) na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). O SP foi projetado de forma a compreender o reator eletroquímico em um único módulo, com eletrodos em placas, em arranjo vertical, sendo os cátodos de titânio e ânodos do tipo dimensionalmente estáveis (DSA[®]), como se pode observar na figura 3. O reator é alimentado por uma fonte de tensão, cuja finalidade é fornecer corrente para a produção de microbolhas através das placas de titânio. Acerca da questão hidráulica do SP, tem-se a utilização de uma bomba centrífuga de ½ CV (Schneider – BC-98) e uma bomba dosadora (Grabe – DDM 130-07-PP/TF-1). A bomba centrífuga tem objetivo de recircular a água bruta do reservatório de entrada, evitando o processo de sedimentação dos sólidos, enquanto a bomba dosadora tem a função de controlar a vazão de entrada de água no reator eletroquímico.

Além desses elementos, o SP dispõe de dois reservatórios com capacidade de 500 litros cada um, sendo um para água bruta e outro para a água eletroflotada.

Figura 3 - Elementos estruturais do sistema piloto.



Fonte: Adaptado de Nonato et al. (2019).

3.2.1 Reator eletroquímico

O SP utilizado neste estudo possui seus eletrodos compostos por placas de titânio. De acordo com as especificações fornecidas pelo distribuidor do material, os eletrodos pertencem ao modelo DSA[®] (*dimensionally stable anodes*), com cátodos constituídos de titânio e ânodos de titânio revestidos com uma combinação de óxidos de rutênio e titânio ($\text{Ti/Ru}_{0,3}\text{Ti}_{0,7}\text{O}_2$). O reator está situado em um corpo acrílico, onde a matéria flotada proveniente da água bruta permanece na coluna livre, ao passo que a água eletroflotada segue para o reservatório de água tratada. Suas dimensões são 0,115 m de diâmetro interno e 0,2 m de altura das placas, totalizando um volume útil de 2,08 litros. Os eletrodos de titânio utilizados neste reator são dispostos em 10 placas, em arranjo vertical, divididas em 5 cátodos e 5 ânodos, espaçados de 0,008 m entre si, alternados entre um ânodo e um cátodo de forma paralela, que podem ser observados na figura 4. A área efetiva total das placas é de 0,0785 m².

Figura 4 - Disposição dos eletrodos de titânio DSA[®] no reator eletroquímico.



Fonte: Burgardt (2019).

O reator eletroquímico é alimentado por uma fonte de diferença de potencial, cuja finalidade é fornecer tensão elétrica, promovendo a passagem de corrente elétrica entre os cátodos e ânodos, e dessa forma, resultando na geração de microbolhas. A fonte estabilizadora de tensão utilizada neste SP é da marca INSTRUTEMP – modelo ITFA 5020.

3.2.2 Fluxo hidráulico do Sistema Piloto

O processo de tratamento da água tem início no reservatório de água bruta. Através da bomba dosadora mencionada acima e por meio de conexões e tubulações, a água é bombeada ao reator eletroquímico. Quando o nível de água bombeada se encontra acima do eletroflotador (ou seja, acima das placas de titânio), as microbolhas começam a surgir, em razão da passagem de corrente elétrica nos eletrodos, cuja diferença de potencial é fornecida pela fonte de tensão estabilizadora. Ao emergir, as microbolhas passam a atuar sobre as partículas de contaminantes presentes na coluna de água, de modo a favorecer o processo de flotação das impurezas. Após a eletroflotação, a água é encaminhada ao reservatório de água tratada, ao passo que as impurezas permanecem na superfície da coluna de água no reator (flotado), como se pode observar na figura 5.

Figura 5 - Material flotado depositado na superfície da coluna líquida.



Fonte: Acervo pessoal (2020).

3.3 OPERAÇÃO DO SISTEMA PILOTO

Para o processo de eletroflotação, foram utilizadas as condições ótimas de operação para remoção de cianobactérias, definidas no estudo realizado por Nonato et al. (2019), com densidade de corrente em $68,26 \text{ A.m}^{-2}$ e taxa de aplicação de $100,84 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Essa taxa de aplicação corresponde a uma vazão de aproximadamente $12,15 \text{ mL/s}$. O estudo conduzido pelos autores utilizou o mesmo sistema piloto, com eletrodos DSA[®] e água da Lagoa do Peri. Por esta razão, as condições ótimas deste estudo foram utilizadas como base para este trabalho.

Foram executados 3 ensaios com duração de 6 horas cada um, sendo o volume de água utilizado em cada ensaio, o fator limitante para seu tempo de duração. O intervalo de amostragem da água foi estabelecido em 1 hora. Para cada ensaio, foram coletados aproximadamente 300 litros de água em bombonas de 20 e 25 litros na Lagoa do Peri e transportados até o SP.

3.4 PARÂMETROS DE CONTROLE ANALÍTICO

Para o acompanhamento dos ensaios e melhor interpretação dos resultados, foram realizadas caracterizações da água bruta e das amostras de água eletroflotada

quanto aos parâmetros: temperatura, turbidez, pH, condutividade, cor aparente, cor verdadeira e contagem de cianobactérias. A metodologia das análises de cada um dos parâmetros se encontra descrita a seguir no quadro 3.

Quadro 3 - Equipamentos e metodologia empregados

| Parâmetro | Método analítico | Equipamento |
|-----------------------------------|-------------------------|---|
| Temperatura | 2550 B (APHA, 2012) | Condutivímetro portátil Cond./Temp./TDS/Salt/Logger 8306 AZ |
| pH | 4500 H+ (APHA, 2012) | Sonda Multiparâmetros HQ40D Hach |
| Condutividade | 2510 B (APHA, 2012) | Condutivímetro portátil Cond./Temp./TDS/Salt/Logger 8306 AZ |
| Cor | 2120 C (APHA, 2012) | Espectrofotômetro HACH DR2800 |
| Turbidez | 2130 B (APHA, 2012) | Turbidímetro HACH 2100N |
| Contagem de cianobactérias | 10900 C (APHA, 2012) | Microscópio óptico e câmara de Sedgewick Rafter |

Na contagem de cianobactérias filamentosas presentes nas águas da Lagoa do Peri, considerou-se um indivíduo como um filamento inteiro. Durante as contagens, os indivíduos foram classificados de forma visual, em pequenos, médios e grandes. Os indivíduos considerados grandes apresentaram 18 células no filamento, enquanto indivíduos médios tiveram 5 células e os pequenos, 3 células, sendo valores médios determinados com base na contagem em água bruta.

3.5 ANÁLISE FITOTOXICOLÓGICA

A técnica consiste na determinação da toxicidade das amostras de água eletroflotada em função do tempo de operação do sistema, sobre sementes de alface (*Lactuca sativa*). As sementes foram expostas às amostras por 120 horas (5 dias), onde ao final foram avaliados a inibição da germinação e desenvolvimento das plântulas, por meio do alongamento da radícula (raiz inicial do embrião) e crescimento do hipocótilo (caule do embrião), conforme a metodologia proposta por Sobrero e Ronco (2004).

3.5.1 Escolha das sementes

Para o ensaio, foram utilizadas sementes de *Lactuca sativa* (alface), livres de tratamento (herbicidas, fungicidas, praguicidas, transgênicos), a fim de se evitar sementes com vitalidade reduzida. Foram utilizadas 20 sementes em cada amostra de água, que em triplicatas, totalizam 60 sementes para cada amostra.

3.5.2 Preparação das amostras

As coletas de água eletroflotada foram realizadas a cada hora, totalizando 7 amostras (hora 0, 1, 2, 3, 4, 5 e 6). Para a execução do ensaio não foram feitas diluições (como é feito em ensaios com efluentes). Sendo assim, as amostras se diferenciam entre si pelo tempo de operação do reator eletroquímico. Também foram utilizadas amostras de água bruta para comparações, e água pura no controle negativo dos ensaios.

3.5.3 Execução do ensaio

Para o ensaio foram utilizados discos de papel-filtro colocados em Placas de Petri devidamente esterilizadas. Em cada placa, foram inseridas 20 sementes de alface e 3 mL da solução da amostra (figura 6). As placas foram fechadas e devidamente seladas com filme de PVC a fim de se preservar a umidade em seu interior e embaladas em papel-alumínio para garantir a ausência de luz. Este procedimento foi realizado em triplicatas no caso das amostras de água após eletroflotação, para melhor validação dos resultados. Os ensaios de toxicidade realizados com amostras de água bruta (AB) foram únicos, ao passo que os ensaios de controle negativo (água pura) foram realizados em duplicatas.

Em seguida, as placas foram incubadas por 120 horas (5 dias) em temperatura de 25°C em estufa e ausência de luz (tabela 2). A figura 7 apresenta o esquema da metodologia aplicada para o ensaio de toxicidade (SOBRERO; RONCO, 2004).

Figura 6 - Placa de Petri com sementes e amostra.



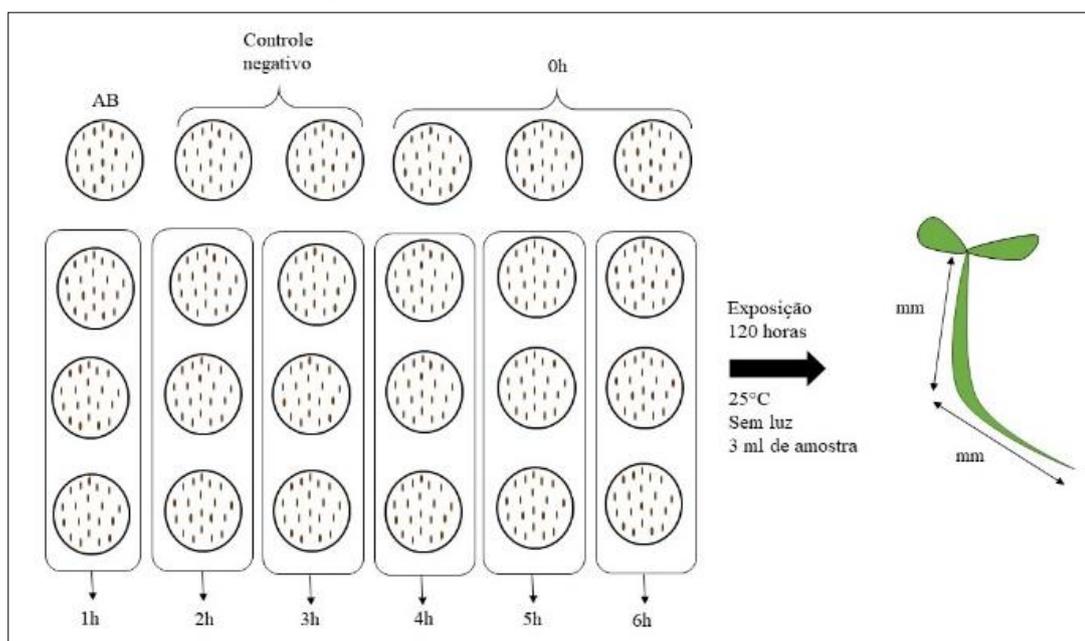
Fonte: Acervo pessoal (2020).

Tabela 1 - Resumo das condições utilizadas no ensaio de fitotoxicidade.

| | |
|---------------------------------------|---|
| Temperatura | 25 °C |
| Quantidade de luz | Ausente |
| Volume da amostra | 3 mL |
| Número de sementes por réplica | 20 |
| Número de réplicas | 3 |
| Duração do ensaio | 120 horas |
| Efeito medido | Inibição da germinação e do crescimento da radícula e hipocótilo. |

Fonte: Adaptado de Sobrero e Ronco (2004).

Figura 7 - Esquema representativo da execução do ensaio.



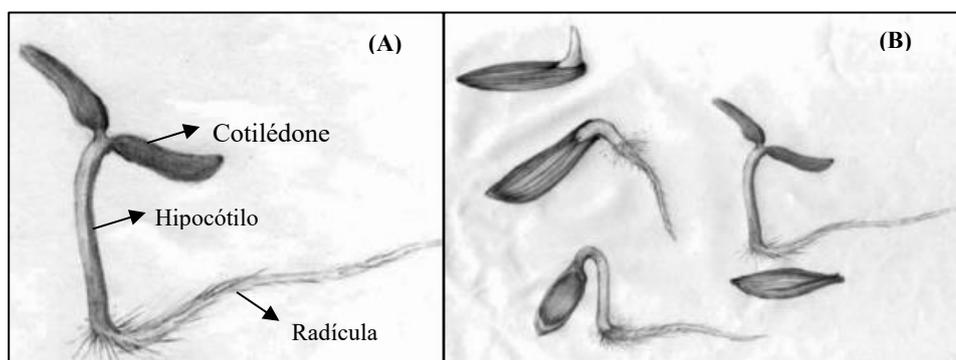
Fonte: Elaborado pela autora (2020)

3.5.4 Avaliação da fitotoxicidade

Após o período de incubação, foram avaliados o percentual de germinação e inibição do crescimento das radículas e hipocótilos (figura 8). Os efeitos causados em organismos expostos às amostras são comparados com as respostas de organismos expostos ao controle negativo, que estiveram sob às mesmas condições de ensaio, exceto pela ausência de amostra de água eletroflotada.

Primeiramente, registrou-se o número de sementes que germinaram normalmente, que teve como critério o surgimento efetivo da radícula. Em seguida, para a determinação do efeito quanto ao crescimento da radícula e hipocótilo de cada indivíduo, utilizou-se uma fita métrica, com resolução em milímetros. Considerou-se a radícula como o trecho desde o nó (a região mais grossa de transição entre radícula e hipocótilo) até a extremidade radicular. Para o comprimento do hipocótilo, se considera do nó até o ponto de inserção dos cotilédones (as primeiras folhas do embrião), como se pode observar na figura 8.

Figura 8 - Morfologia (A) e processo germinativo da *Lactuca sativa* (B).



Fonte: Adaptado de Sobrero e Ronco (2004)

Para a validação do controle negativo de cada ensaio, foram utilizadas as amostras que apresentaram uma taxa de germinação acima de 90% e coeficiente de variação (CV%) baixo, sendo inferior a 30% para crescimento da radícula e hipocótilo (SOBRERO; RONCO, 2004). O coeficiente de variação é calculado para o crescimento da radícula e para a altura do hipocótilo de cada ensaio, através da divisão do desvio padrão pela média, conforme indicado na equação 13.

$$CV [\%] = (\sigma/X) \times 100 \quad (\text{Equação 13})$$

Onde:

σ = desvio padrão do crescimento da radícula ou hipocótilo (mm);

X = média do crescimento da radícula ou hipocótilo (mm).

Para a expressão dos resultados de fitotoxicidade das amostras, foram realizados os seguintes cálculos:

- Coeficiente de variação médio de cada ensaio (equação 13);
- Taxa de germinação (equação 14);
- Porcentagem de inibição do crescimento do hipocótilo em relação à média do controle negativo (equação 15);
- Porcentagem de inibição do crescimento da radícula em relação à média do controle negativo (equação 16).

$$\% \text{ Germinação absoluta} = \frac{(\text{n}^\circ \text{ sementes germinadas})}{(\text{n}^\circ \text{ total de sementes})} \times 100 \quad (\text{Equação 14})$$

$$\% \text{ICRH} = \frac{\text{MCHC} - \text{MCHA}}{\text{MCHC}} \times 100 \quad (\text{Equação 15})$$

$$\% \text{ICRr} = \frac{\text{MCrC} - \text{MCrA}}{\text{MCrC}} \times 100 \quad (\text{Equação 16})$$

Onde:

ICRH = inibição do crescimento relativo do hipocótilo;

ICRr = inibição do crescimento relativo da radícula;

MCHC = média do comprimento do hipocótilo do controle negativo;

MCHA = média do comprimento do hipocótilo da amostra;

MCrC = média do comprimento da radícula do controle negativo;

MCrA = média do comprimento da radícula da amostra.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram executados 3 ensaios nas datas 28/02/2020 (ensaio 1), 06/03/2020 (ensaio 2) e 13/03/2020 (ensaio 3) nas condições operacionais ótimas com densidade de corrente 68,26 A.m² e taxa de aplicação 100,84 m³.m⁻².d⁻¹.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA

Os parâmetros físico-químicos e biológico encontrados na água bruta são indicados na tabela 2 abaixo.

Tabela 2 - Qualidade da água bruta da Lagoa do Peri.

| AB | unidade | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Média |
|-----------------------------------|------------|----------|----------|----------|--------|
| Turbidez | uT | 7,12 | 5,94 | 4,65 | 5,90 |
| Cor Aparente | uH | 120 | 118 | 126 | 121,33 |
| Cor Verdadeira | uH | 2 | 6 | 3 | 3,67 |
| pH | | 7,08 | 7,13 | 7,17 | 7,13 |
| Condutividade elétrica | μs/cm | 81,4 | 80 | 78,6 | 80 |
| Temperatura | °C | 22,8 | 24,3 | 25,5 | 24,20 |
| Contagem de cianobactérias | ind./mL | 56600 | 76700 | 50200 | 61167 |
| | células/mL | 547400 | 571100 | 449300 | 522600 |

Em relação aos resultados da água bruta do ensaio 1, o valor encontrado para a turbidez foi de 7,12 uT, seguido de 120 uH para cor aparente, 2 uH para cor verdadeira, 81,4 μs.cm⁻¹ de condutividade elétrica, temperatura em 22,8 °C e pH neutro, em 7,08. Para a contagem de cianobactérias, os resultados foram de 56.600 ind./mL, o que corresponde à 547.400 células/mL.

Já no ensaio 2, os valores de turbidez, cor aparente e verdadeira para a água bruta foram de 5,94 uT, 118 uH e 6 uH, respectivamente. A condutividade elétrica encontrada foi de 80 μs.cm⁻¹, temperatura 24,3 °C e pH 7,13. A contagem de cianobactérias para o ensaio 2 se mostrou a mais elevada dentre os 3 ensaios, com 76.700 ind./mL (571.100 cél./mL).

Por fim, o ensaio 3 apresentou o menor valor de turbidez com 4,65 uT, ao passo que a cor aparente e verdadeira foram de 126 uH e 3 uH, respectivamente. A condutividade elétrica foi de 78,6 μs.cm⁻¹, temperatura de 25,5 °C e pH 7,17. A contagem de cianobactérias apresentou o menor valor dentre os 3 ensaios, embora ainda alto, de 50.200 ind./mL (449.300 cél./mL).

Na Lagoa do Peri, sabe-se que a presença de cianobactérias filamentosas é naturalmente abundante, como é possível observar nos resultados dos 3 ensaios. Destaca-se os valores de contagem de células encontrados neste trabalho para a água bruta da lagoa estão significativamente acima do limite estabelecido na Portaria n.º 5/2017 do Ministério da Saúde, em que para mananciais com densidade de cianobactérias acima de 20.000 cél./mL, as análises de cianotoxinas devem ter frequência semanal, o que requer maior atenção em relação ao monitoramento dos microrganismos e cianotoxinas.

Outro ponto a se destacar, está relacionado a baixa condutividade elétrica encontrada na água bruta, de em média $80 \mu\text{s}.\text{cm}^{-1}$. O valor reflete em uma maior resistência à passagem da corrente elétrica durante a eletroflotação, o que demanda uma maior aplicação de tensão ao processo. Essa limitação também foi reportada por Garcia (2002) em seu estudo, onde a condutividade média de $70 \mu\text{s}.\text{cm}^{-1}$ verificada na lagoa, dificultava o processo eletrolítico. Dessa forma, quando a fonte de tensão utilizada neste trabalho atingia seu potencial máximo de 30 V, adicionava-se sal no reator, apenas em quantidades necessárias ao ajuste da condutividade elétrica do meio, de modo a se atingir a densidade de corrente ótima para a operação.

4.2 RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICA

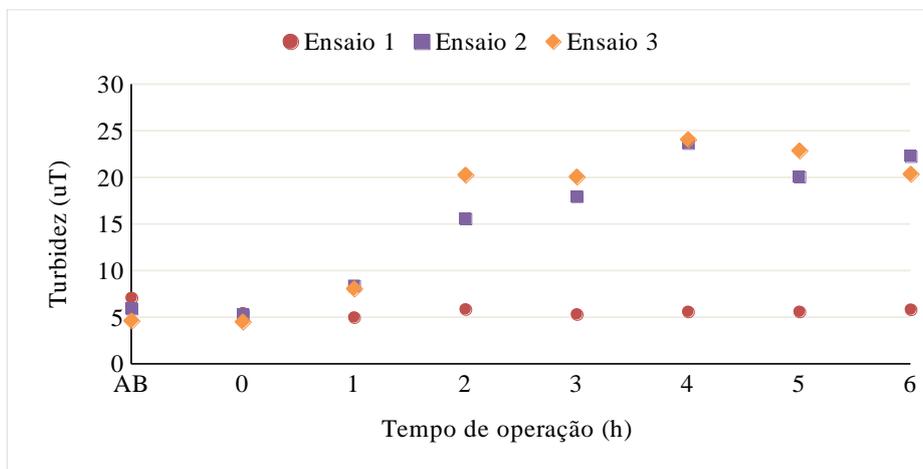
Ao longo do processo de eletroflotação foram realizadas análises físico-químicas e biológica, de turbidez, cor aparente, cor verdadeira, pH, condutividade elétrica, temperatura e contagem de cianobactérias filamentosas. Os resultados de cada ensaio estão apresentados no apêndice A.

4.2.1 Análises de cor e turbidez

De modo geral, a turbidez apresentou tendência de aumento ao longo do processo, como se pode observar na figura 9. Os resultados do ensaio 1, no entanto, apontam pequena interferência da eletroflotação nos valores de turbidez, com leves variações ao longo do processo e promovendo uma pequena remoção ao final, sendo 7,12 uT para a água bruta e chegando em 5,86 uT após as 6 horas (remoção de 17,7%). O ensaio 2, por sua vez, apresentou um progressivo aumento da turbidez ao longo do tratamento, elevando de 5,94 uT na água bruta para 22,30 uT ao final (aumento de 275%). Já o ensaio 3 indicou resultados similares ao ensaio 2, em que também se observa o

aumento da turbidez da água de estudo, partindo de 4,65 uT na água bruta para 20,40 uT após as 6 horas (338%).

Figura 9 - Valores de turbidez na água de estudo durante a eletroflotação.



A tendência de aumento da turbidez durante a eletroflotação não era esperada, já que o estudo desenvolvido por Nonato et al. (2019) aponta a redução da turbidez e cor em águas de abastecimento após o processo de eletroflotação. Na ocasião, utilizou-se o mesmo sistema piloto, com as mesmas condições de operação (densidade de corrente e taxa de aplicação) utilizadas neste trabalho, exceto pelo tempo de operação, que foi de 60 minutos (NONATO et al., 2019).

O aumento da turbidez pode ser atribuído à sedimentação do lodo acumulado na superfície do reator, como consequência dos impactos de bolhas de gases, possivelmente em razão da configuração do reator eletroquímico do sistema piloto. O reator é composto por um único módulo, onde todo o material flotado se acumula na superfície da lâmina de água livre, acima das placas. Como o lodo não foi removido ao longo das 6 horas de tratamento, o material flotado ficou exposto a incidência das bolhas durante todo o processo. Assim, a colisão das bolhas com o lodo pode provocar turbulência de modo a favorecer o desprendimento das partículas, resultando no aumento de turbidez ao longo do processo. A turbulência causada pelo impacto das bolhas pode ser influenciada pela maior velocidade de ascensão.

De acordo com Comninellis e Chen (2010), em um arranjo de placas vertical, as bolhas formadas no processo eletrolítico tendem a subir pela superfície do eletrodo, resultando em uma rápida coalescência, afetando a eficiência da eletroflotação. O

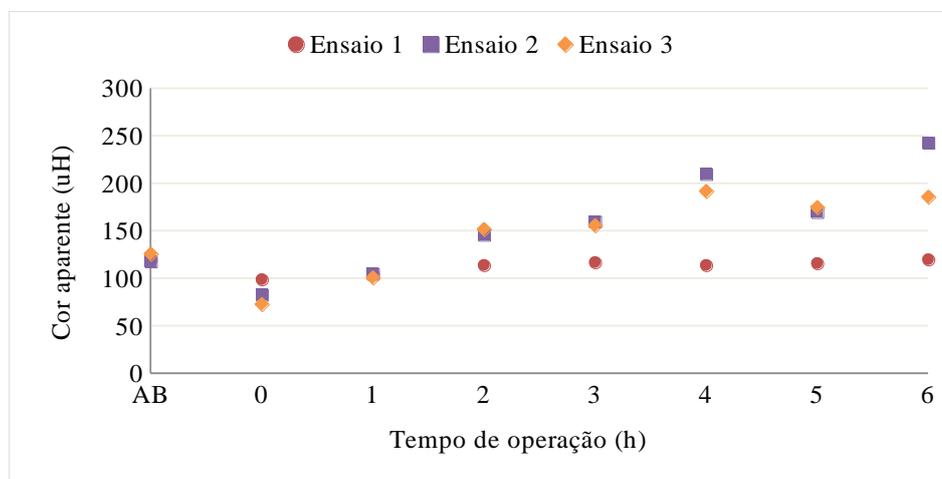
fenômeno de coalescência resulta em bolhas com tamanhos maiores e, conseqüentemente, maior velocidade de ascensão.

O aumento do tamanho das bolhas também pode ser influenciado pelo pH do meio, que nos ensaios 2 e 3 se manteve acima de 8 na maior parte do tempo (como será discutido adiante). De acordo com Chen (2004), as menores bolhas de hidrogênio são obtidas em pH neutro, ao passo que as menores bolhas de oxigênio são obtidas em pH levemente ácido, e tendem a aumentar de tamanho com o aumento do pH. Assim, um pH alcalino pode influenciar de modo a aumentar o tamanho das bolhas e sua velocidade de ascensão.

Outra explicação para este comportamento da turbidez, pode estar relacionada a influência da recirculação no reservatório de água bruta. A saída de água para a bomba dosadora está relativamente mais afastada da zona recirculação dentro do reservatório, de modo a refletir em alterações nas concentrações de sólidos presentes na água bruta, que podem acabar sedimentando durante processo na região próxima a saída da água bruta para bomba dosadora. Nesse sentido, análises da água bruta hora a hora poderiam esclarecer se, de fato, o aumento da turbidez foi em função da água bruta ou do tratamento.

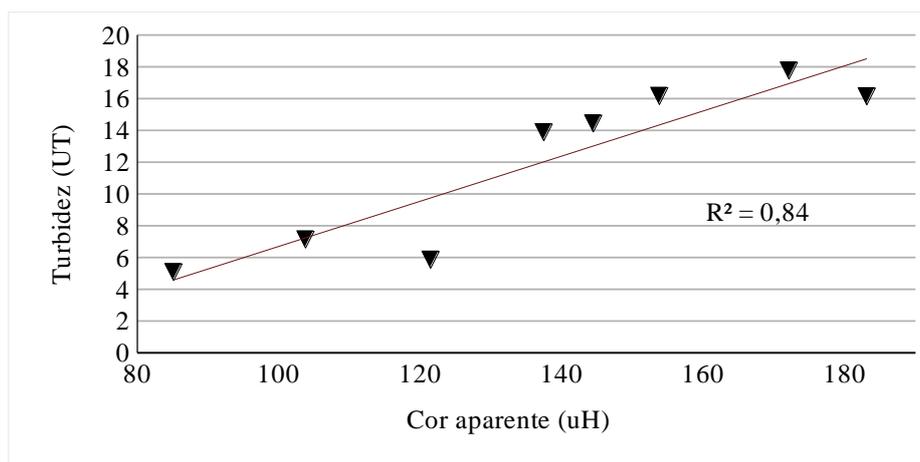
Com relação a cor aparente da água de estudo, observa-se que após a primeira hora de tratamento os valores também aumentam, principalmente nos ensaios 2 e 3, de 105 para 210 uH (100%) e 101 para 186 uH (84%), respectivamente (figura 10). O ensaio 1, por sua vez, apresentou leves variações ao longo do processo, chegando ao final das 6 horas com a mesma cor aparente da água bruta, 120 uH.

Figura 10 - Valores de cor aparente na água de estudo durante a eletroflotação.



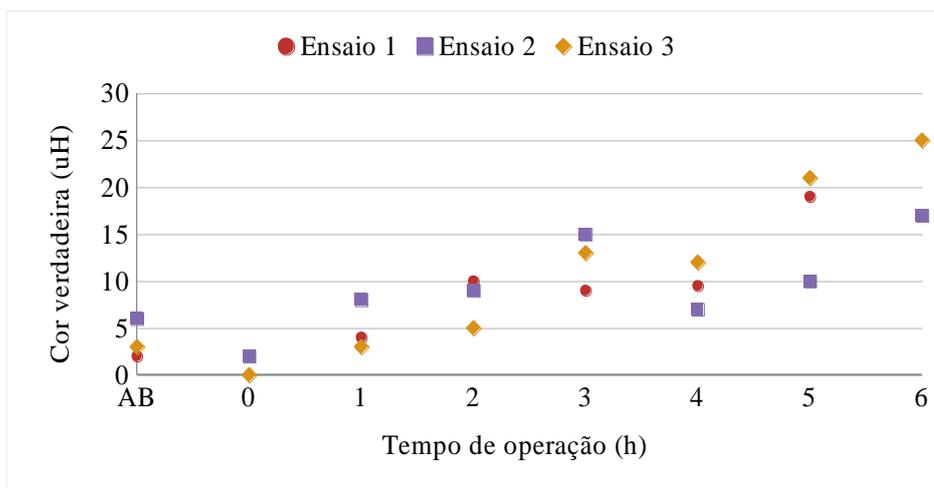
É possível notar um comportamento similar entre a turbidez e cor aparente, que aumentam ao longo do processo, visto que ambos estão relacionados à presença de partículas coloidais ou em suspensão no meio. Essa correlação pode ser observada na figura 11 abaixo, que apresenta os valores médios de turbidez e cor aparente obtidos neste trabalho.

Figura 11 - Correlação entre turbidez e cor aparente nos ensaios.



Apesar das oscilações, a cor verdadeira também aumentou ao final do processo, assim como a turbidez e cor aparente, sendo de 2 uH para 17 uH (750%) no ensaio 1, de 6 uH para 17 uH (183%) no ensaio 2, e 3 uH para 25 uH (733%) no ensaio 3 (figura 12). Visto que a cor verdadeira está relacionada a partículas dissolvidas presentes no meio, o aumento da cor verdadeira ao longo do processo pode ter sofrido influência das adições de sal NaCl no tratamento, com a finalidade de ajuste de condutividade. Além disso, a própria atividade catalítica dos eletrodos pode ter promovido a liberação de íons metálicos em razão do processo de corrosão dos ânodos.

Figura 12 - Valores de cor verdadeira na água de estudo durante a eletroflotação.



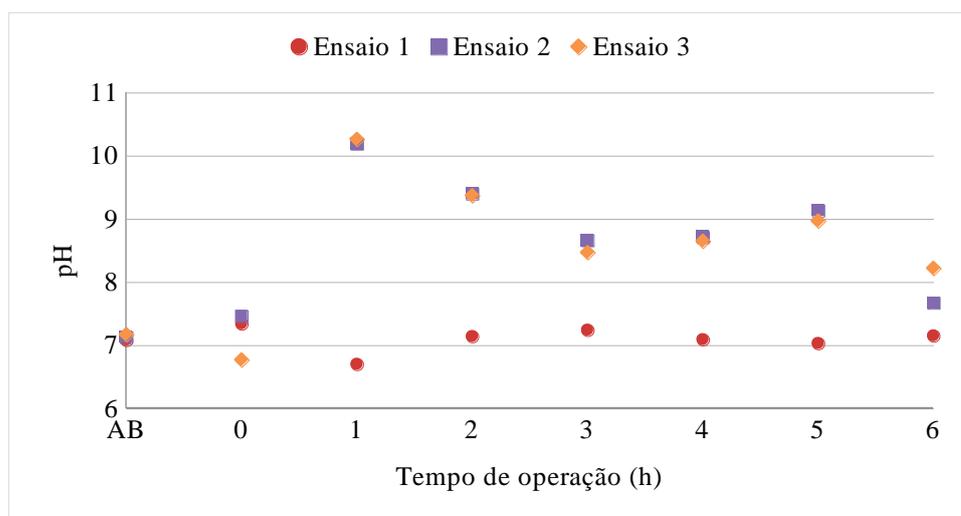
4.2.2 Análises de condutividade e pH

Além dos parâmetros apresentados acima, também foram analisados o pH e condutividade. Como se pode observar na figura 13, o processo de eletroflotação promoveu o aumento do pH médio da água de estudo, em comparação à água bruta.

O pH do ensaio 1 não apresentou expressiva variação, visto que se manteve em uma faixa neutra durante todo o processo, sendo 7,08 para água bruta e chegando a 7,15 ao final das 6 horas. Já no ensaio 2, o pH apresentou um significativo aumento após a primeira hora de operação, partindo de 7,13 na água bruta para 10,19. Após a segunda hora, no entanto, os valores de pH reduziram chegando em 7,67 ao final do tratamento. No ensaio 3, o pH apresentou um comportamento similar ao ensaio 2. Após a primeira hora, o pH da água de estudo se eleva de 7,17 para 10,26, que tende a reduzir ao longo do processo, chegando a 8,22 no final das 6 horas de tratamento.

A escala de pH é logarítmica, isto é, para cada unidade de pH, tem-se uma variação de 10 unidades na concentração de íons H^+ . Isto significa que, de 7,17 para 10,26, no caso do ensaio 3 por exemplo, existe uma redução de aproximadamente 1230 vezes na concentração de íons H^+ do meio, o que pode ser considerado como uma expressiva variação.

Figura 13 - Valores de pH na água de estudo durante a eletroflotação.

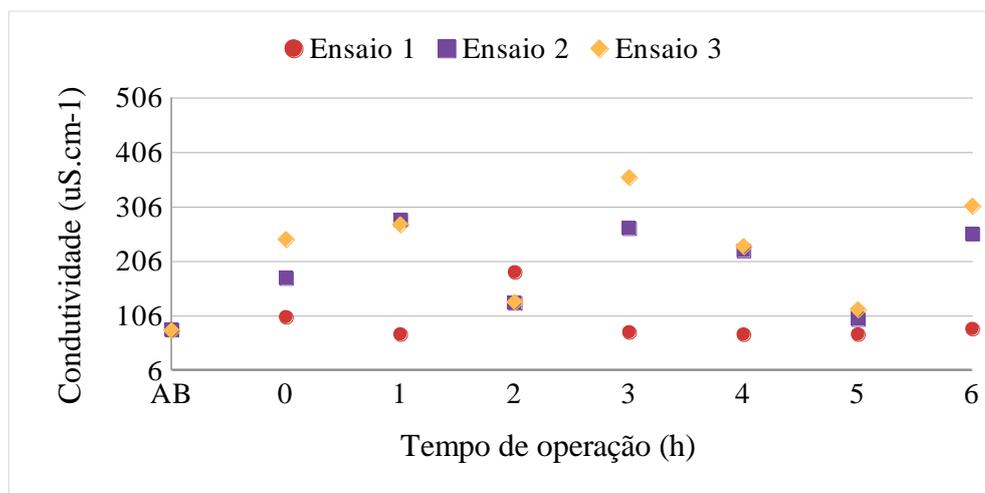


O aumento do pH pode ser explicado pela liberação de íons H^+ e OH^- formados na superfície dos eletrodos. No cátodo decorrem reações de redução da água, com formação de bolhas de H_2 e um aumento do pH devido à formação de ânions OH^- (equações 11 e 12). No ânodo, por sua vez, decorrem reações de oxidação orgânica, formação de Cl_2 e O_2 , e espécies de íons H^+ , que conseqüentemente promovem a redução do pH (equação 5 e 6). No entanto, a redução do pH não ocorre na mesma magnitude que o aumento do pH, pois o balanço de carga no ânodo também envolve as reações de oxidação orgânica e de produção do gás cloro (MOTHEO; PINHEDO, 2000).

Em relação à condutividade elétrica (figura 14), é possível observar que no ensaio 1 os resultados apontam uma pequena variação ao longo do processo, com $81,40 \mu s.cm^{-1}$ na água bruta e $81,60 \mu s.cm^{-1}$ ao final das 6 horas, apesar do pico de $185,70 \mu s.cm^{-1}$ que se destaca após a segunda hora de operação. Já no ensaio 2, a condutividade apresentou oscilações, que aumentou de $80 \mu s.cm^{-1}$ na água bruta para $282 \mu s.cm^{-1}$ após a primeira hora, seguida de uma redução para $99,30 \mu s.cm^{-1}$ até a hora 5 e aumentando novamente para $256 \mu s.cm^{-1}$ ao final do tratamento. Os resultados para o ensaio 3 demonstraram um comportamento similar ao ensaio 2 em relação as oscilações, partindo de $78,60 \mu s.cm^{-1}$ na água bruta e subindo para $273 \mu s.cm^{-1}$ após a primeira hora de eletroflotação, chegando a $307 \mu s.cm^{-1}$ após 6 horas.

É preciso ressaltar que as oscilações observadas ao longo do processo podem ser atribuídas as adições de sal NaCl, que como mencionado anteriormente, foram utilizadas no ajuste de condutividade da solução para que se atingisse a densidade de corrente ótima de operação do sistema.

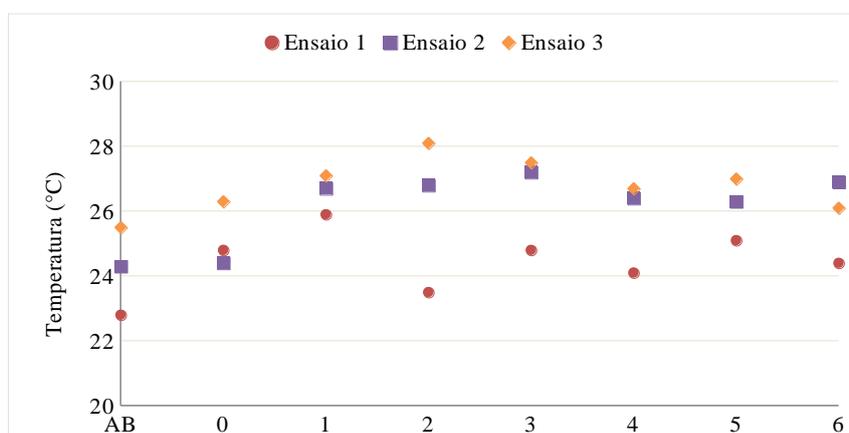
Figura 14 - Valores de condutividade na água de estudo durante a eletroflotação.



4.2.3 Análises de temperatura

Em relação à temperatura, observam-se oscilações ao longo do processo (figura 15), embora seja possível afirmar que o tratamento promoveu o aumento da temperatura da água, de em média de 1,6 °C no ensaio 1, de 2,6 °C no ensaio 2 e 0,6 °C no ensaio 3. Destaca-se que o aumento da temperatura pode ter ocorrido em função da própria eletrólise, devido à conversão da energia elétrica em calor, também conhecido por efeito Joule (LARUE et al., 2003). Além disso, a utilização da bomba de recirculação no reservatório de água bruta também contribuiu ao aumento da temperatura, visto que o motor da bomba promoveu o aquecimento do fluido ao longo das 6 horas de operação. O tempo entre a coleta da amostra e a medição da temperatura pode ter permitido o resfriamento da amostra, o que explica as oscilações observadas.

Figura 15 - Variação de temperatura na água de estudo durante a eletroflotação.

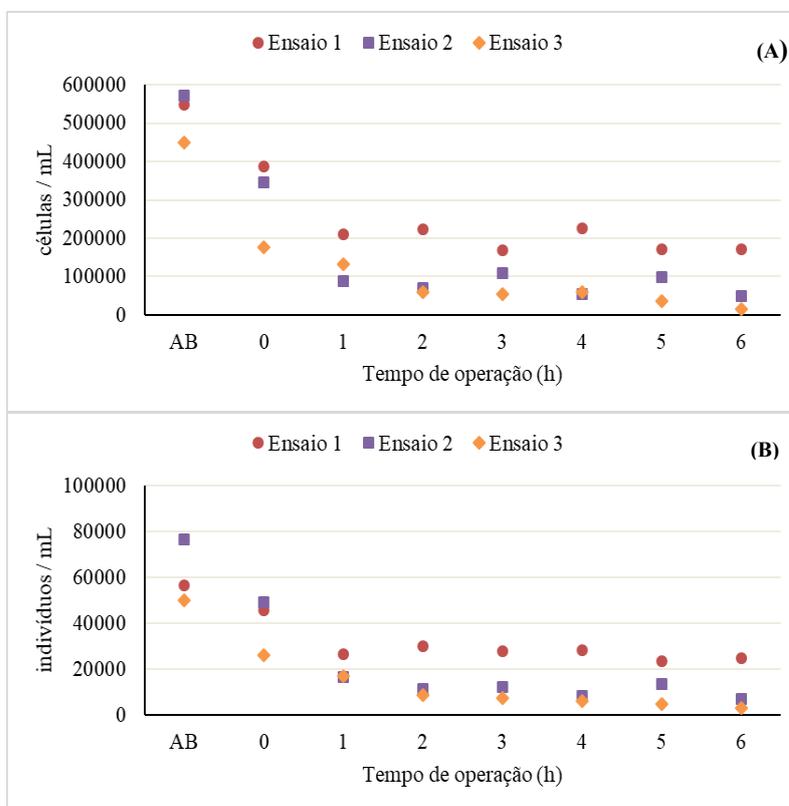


4.2.4 Remoção de cianobactérias

De modo geral, o processo de eletroflotação apresentou uma significativa redução no número de cianobactérias na água de estudo em todos os ensaios, como se pode observar na figura 16. Em relação a concentração de indivíduos (A), a eletroflotação promoveu uma média de 80% de remoção, após 6 horas de operação. Quando considerada a remoção de células (B), o processo foi ainda mais eficiente, com 85% de remoção. Nonato et al. (2019) reportaram resultados parecidos para a eletroflotação em água da Lagoa do Peri, com remoção de células de em média 78% após 60 minutos de operação. Destaca-se que apesar do pequeno percentual remanescente de cianobactérias na água, ele representa 78.800 células/ml, o que ainda pode ser considerada uma concentração expressiva de organismos no meio.

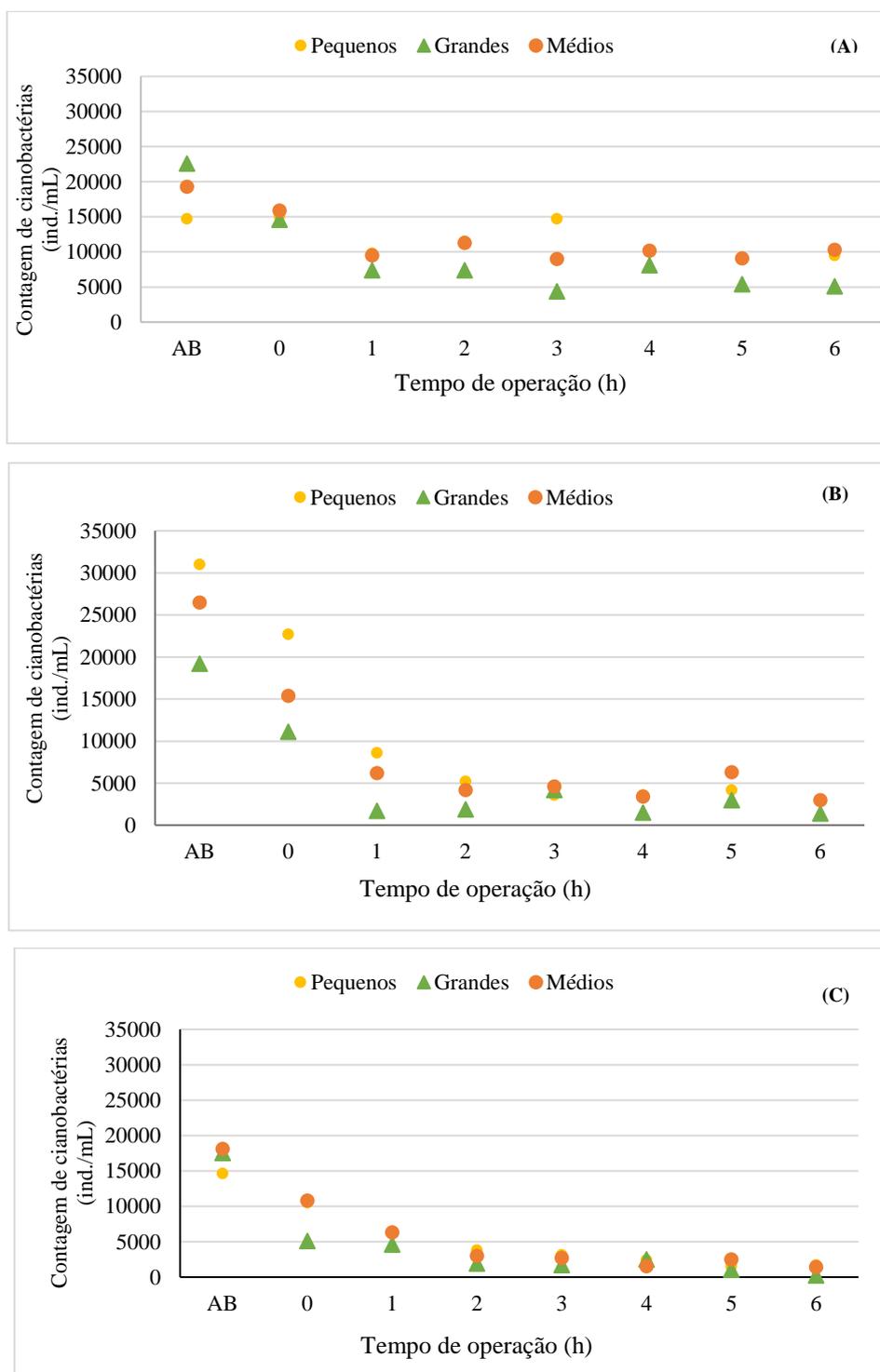
Ainda que os ensaios apresentem bons resultados para a remoção de cianobactérias, os valores também apontaram para o aumento significativo da turbidez. Nesse sentido, a alta turbidez pode permitir que cianobactérias fiquem presas aos flocos e, por isso, a redução da turbidez também é fundamental para a remoção de cianobactérias do meio aquoso.

Figura 16 - Contagem de cianobactérias durante a eletroflotação.



Em relação ao tamanho dos indivíduos, a figura 17 apresenta os valores observados durante a eletroflotação nos ensaios 1 (A), 2 (B) e 3 (C).

Figura 17 – Concentração de indivíduos de CR grandes, médios e pequenos nos ensaios 1(A), 2(B) e 3(C).



É possível notar que a concentração de filamentos de todos os tamanhos reduz ao longo do tratamento. Entretanto, a remoção de filamentos grandes em comparação aos pequenos e médios foi superior ao final do processo em todos os ensaios. No ensaio 1, a remoção foi de 35% para filamentos pequenos, 47% para médios e 77% de indivíduos grandes. O ensaio 2 apresentou remoção de 91% para filamentos pequenos, 89% de médios e 93% de grandes. Já no ensaio 3, a remoção de indivíduos pequenos foi de 88%, seguida de 95% para médios e 99% de remoção de indivíduos grandes ao final do processo.

Uma explicação para a maior eficiência de remoção de indivíduos grandes, poderia estar relacionada a quebra desses filamentos de cianobactérias, o que resultaria em uma redução de indivíduos grandes, mas aumenta a concentração de médios e pequenos, refletindo na menor eficiência de remoção desses filamentos. Nesse sentido, ressalta-se a importância do monitoramento do tratamento em relação a viabilidade das células removidas, visto que a eventual quebra dos filamentos também pode representar a liberação de toxinas intracelulares no meio aquoso.

4.3 FITOTOXICIDADE

4.3.1 Validação dos controles

A fitotoxicidade das amostras foi analisada em relação à taxa de germinação, crescimento da radícula e hipocótilo das sementes de *Lactuca sativa*. Para o controle negativo, considerou-se as amostras de água pura com taxa de germinação acima de 90% e coeficiente de variação (CV%) inferior a 30% para crescimento da radícula e hipocótilo, como proposto na metodologia elaborada por Sobrero e Ronco (2004). A tabela 3 abaixo apresenta os valores de taxa de germinação e CV para água pura dos respectivos ensaios executados.

Tabela 3 - Taxa de germinação e coeficiente de variação do controle negativo.

| Taxa de germinação (%) | | | CV do crescimento da radícula (%) | | | CV do crescimento do hipocótilo (%) | | |
|------------------------|----------|----------|-----------------------------------|----------|----------|-------------------------------------|----------|----------|
| Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 |
| 98% | 100% | 100% | 23% | 30% | 21% | 18% | 15% | 17% |

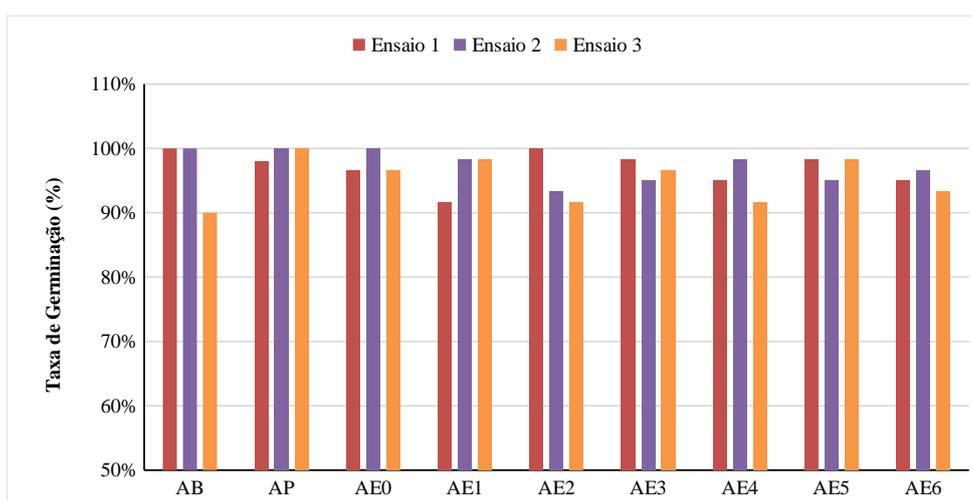
4.3.2 Taxa de germinação

As taxas de germinação e inibição de crescimento da radícula e hipocótilo em relação à água pura (AP) foram determinadas a partir dos valores médios de crescimento inicial das sementes com amostras de água eletroflotada (AE) e água bruta (AB), os quais estão indicados no apêndice B.

Os resultados não apontaram valores significativos que pudessem indicar efeitos fitotóxicos em relação à taxa de germinação da água produzida no processo de eletroflotação. As taxas de germinação permaneceram acima de 90%, oscilando entre 92 e 100% (figura 18), valores que também foram observados no controle negativo com água pura.

Tendo em vista que os resultados nas taxas de germinação não apontam um efeito inibitório das amostras, a variação observada pode ser explicada pela própria variabilidade de germinação natural intrínseca à espécie ou ainda, pela qualidade das sementes utilizadas. De acordo com Sobrero e Ronco (2004), existem amostras com concentração tão baixas de compostos com efeitos tóxicos que não são suficientes para inibir a germinação, mas podem atrasar ou inibir o processo de alongamento da radícula e hipocótilo, como será discutido a seguir.

Figura 18 - Taxa de germinação ao longo do processo de eletroflotação.



4.3.3 Inibição da radícula e hipocótilo

Em relação à inibição do alongamento das radículas e hipocótilos, verificou-se uma expressiva variabilidade dos resultados. Schmidt et al. (2017) realizaram estudos

acerca do coeficiente de variação (CV) como medida da precisão em experimentos com alface, com o objetivo de propor faixas de classificação a serem utilizadas como referência em pesquisas com a *Lactuca sativa*. Os autores classificaram valores de CV como baixo, médio, alto e muito alto, de acordo com variáveis como a altura do hipocótilo e comprimento da radícula (quadro 4). Os valores médios de CV encontrados neste trabalho (calculados através da equação 12) podem ser observados na tabela 4. A partir da classificação proposta, é possível verificar que todos os valores de CV obtidos neste trabalho foram considerados muito altos, sendo superiores a 21% para a altura do hipocótilo e superiores a 32% para o comprimento da radícula. A alta variabilidade desses resultados também é confirmada pelo alto CV obtido nas amostras com água pura.

Quadro 4 - Faixas de classificação dos valores de CV (%) propostas por Schmildt et al. (2017).

| Variável | Baixo | Médio | Alto | Muito Alto |
|-----------|-----------------|-------------------------|-------------------------|--------------|
| AH | $CV \leq 5,00$ | $5,00 < CV \leq 5,60$ | $5,60 < CV \leq 10,90$ | $CV > 10,90$ |
| CR | $CV \leq 10,80$ | $10,80 < CV \leq 21,48$ | $21,48 < CV \leq 26,82$ | $CV > 26,82$ |

Nota: (AH) altura do hipocótilo, (CR) comprimento da radícula.

Tabela 4 - CV (%) dos ensaios em relação ao crescimento da radícula e hipocótilo.

| Variável | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 |
|--------------------------------|----------|----------|----------|
| Comprimento da radícula | 38% | 32% | 32% |
| Altura do hipocótilo | 26% | 21% | 24% |

Os valores de inibição encontrados em cada ensaio podem ser observados nas figuras 19 e 20, para crescimento do hipocótilo e alongamento da radícula, respectivamente. Apesar da variabilidade, os dados apontam o desenvolvimento da radícula como um fator mais sensível à exposição das amostras de água eletroflotada, em comparação ao crescimento do hipocótilo. Como se pode observar na figura 21, a média de inibição do alongamento da radícula dos 3 ensaios, em sementes expostas às amostras de água do tempo zero e após a primeira hora de tratamento chega a 30%, ao passo que para o hipocótilo, o valor máximo chega a 11%. Já os menores valores de inibição do alongamento da radícula foram observados entre a segunda e terceira hora de eletroflotação, quando a menor inibição da radícula atinge 4% e 8% respectivamente, e a menor inibição do hipocótilo é de -3% e -16%. Uma inibição negativa significa um

desenvolvimento da plântula superior ao controle negativo (água pura), possivelmente devido à nutrientes e matéria orgânica presentes na água de estudo que favoreceram seu crescimento. No entanto, este comportamento não deve ser interpretado como um efeito favorável, pois existem diversos compostos tóxicos (por ex.: Cu, Zn) que, em baixas doses, possuem efeitos benéficos e estimulantes ao organismo exposto, por atuarem como micronutrientes vegetais, mas em altas doses, mostram efeito inibitório ou tóxico, fenômeno também conhecido por hormese (SOBRERO; RONCO, 2004). Os picos de inibição bem como os valores negativos obtidos, também podem ser interpretados como um reflexo da baixa sensibilidade do teste às amostras.

Figura 19 – Inibição do crescimento do hipocótilo em relação à água pura.

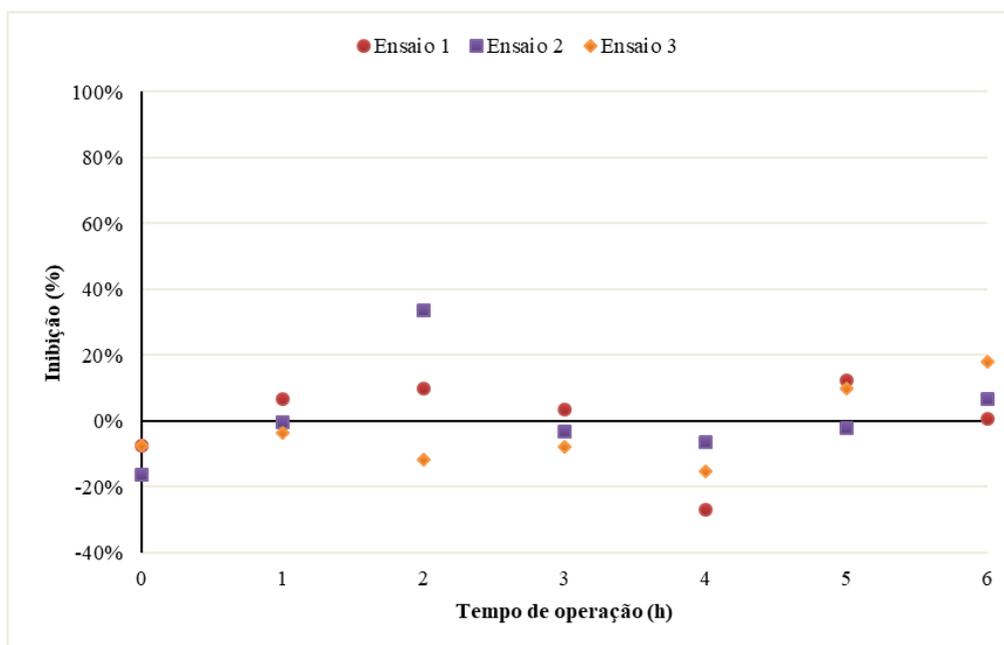


Figura 20 – Inibição do alongamento da radícula em relação à água pura.

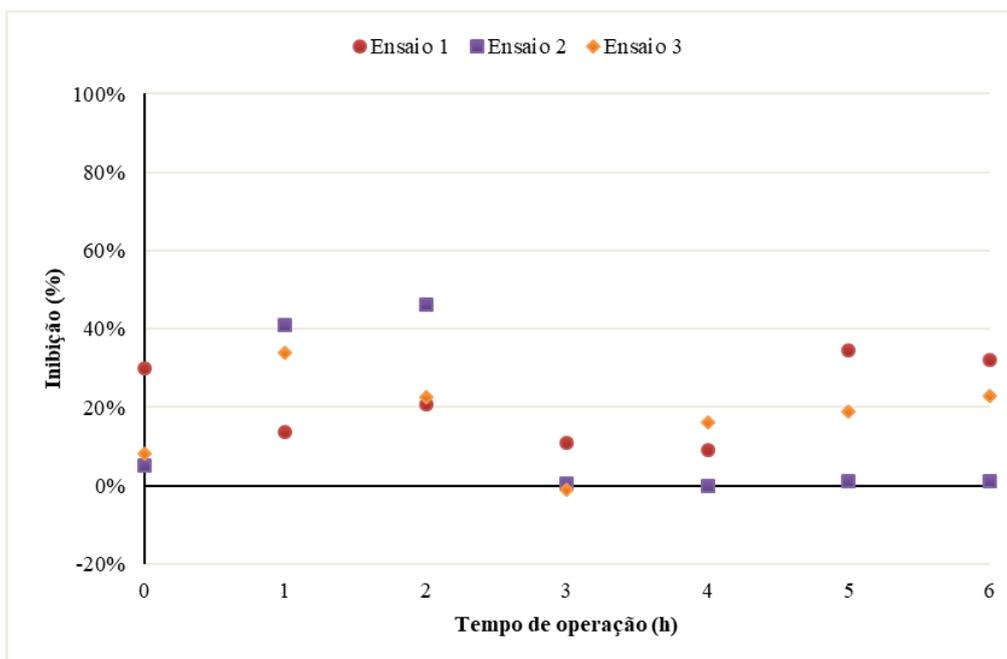
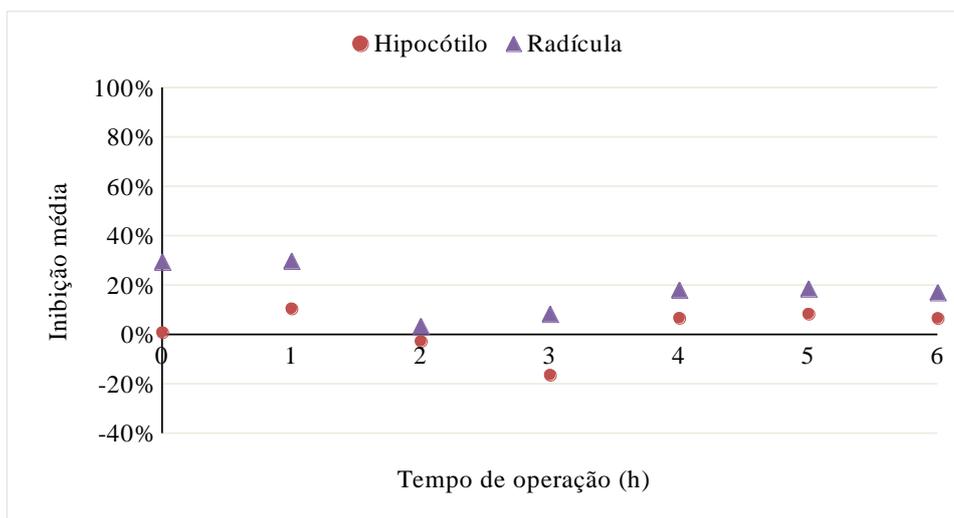


Figura 21 - Inibição média do alongamento da radícula e hipocótilo.



Young et al. (2012) conduziram análises de fitotoxicidade em sementes de alface com amostras de efluentes. Os autores consideraram que as amostras com um crescimento relativo (em relação ao controle negativo) abaixo de 0,8 são consideradas inibidoras de desenvolvimento da radícula. No caso de uma amostra com crescimento relativo entre 0,8

e 1,2, considera-se que não houve efeitos significativos. E em amostras que provocaram um crescimento relativo superior a 1,2, entende-se como um estímulo ao alongamento das radículas. Em outras palavras, amostras que provocaram inibição do crescimento da radícula superior a 20% podem ser consideradas tóxicas. Entre valores de inibição de 20% até -20%, não existiram efeitos tóxicos significativos. E em inibições inferiores a -20% (ou seja, as sementes da amostra cresceram mais do que no controle negativo), existe o estímulo de desenvolvimento da radícula. No entanto, é importante ressaltar que o método utilizado pelos autores envolve ensaios com amostras de efluentes, ao passo que este trabalho foi conduzido com amostras de água para abastecimento. A diferença está na sensibilidade das sementes às amostras utilizadas, que no caso deste trabalho caso pode não ter sido suficiente para a expressão de resultados mais precisos.

Considerando as relações apresentadas acima propostas por Young et al. (2012), os valores obtidos na inibição do hipocótilo apontam uma amostra sem efeitos significativos durante todo o processo, entretanto, a inibição da radícula no início do tratamento e após a primeira hora se destaca. Nos momentos iniciais do tratamento, entre a hora 0 e 1, nota-se o aumento da inibição do hipocótilo e permanência em 30% na inibição da radícula. Embora a inibição do hipocótilo em 11% ainda permita considerar-se que não existem efeitos tóxicos significativos na amostra, a tendência de aumento pode indicar a ocorrência de processos químicos durante a eletroflotação. Uma hipótese para explicar esse comportamento está relacionada ao pH da água de estudo, que aumentou em média de 7,13 para 9,05. Como já mencionado anteriormente, Motheo e Pinhedo (2000) argumentam que esse comportamento é esperado durante a eletroflotação, em razão da liberação de íons hidroxila (OH^-) na água, que são formados na superfície do eletrodo. Li et al. (2010) desenvolveram estudos acerca da formação e produção de radicais hidroxilas (OH^\cdot) através da interação da água com ânodos DSA ($\text{Ti}/\text{Ru}_{0.3}\text{Ti}_{0.7}\text{O}_2$), os mesmos empregados neste trabalho. De acordo com os autores, os radicais OH^\cdot são mais facilmente gerados em soluções alcalinas pela oxidação de mais íons hidróxidos disponíveis na superfície do TiO_2 . Os radicais OH^\cdot são extremamente reativos em soluções aquosas, contribuindo para a degradação de poluentes na massa líquida. No entanto, processos oxidativos não controlados associados à elevadas cargas orgânicas (onde se destaca aqui a elevada concentração de cianobactérias na água de estudo, principalmente nos momentos iniciais do tratamento), podem levar à formação de subprodutos tóxicos desconhecidos, lise celular e liberação de cianotoxinas na água (NETO; NEYCOMBE, 2017; MEREL, 2013). Em pequenas concentrações, essas

substâncias podem ser capazes de conferir o efeito inibitório observado nas amostras de água eletroflotada.

Visto que os picos de inibição foram identificados após a primeira hora de operação, maior atenção deve ser destinada aos momentos iniciais do tratamento, no sentido de controlar possíveis reações secundárias, a fim de se evitar esses picos de inibição das amostras.

Apesar disso, após a primeira hora de tratamento os valores médios de inibição da radícula reduziram para a 4%, enquanto para o hipocótilo a inibição é de -3%, chegando a -16% em AE 3. A partir da quarta hora, os valores se estabilizaram em aproximadamente 18% para inibição da radícula e 7% para inibição do hipocótilo, indicando que as amostras finais não apresentaram efeitos tóxicos significativos. Apesar de não ser possível identificar a razão do efeito inibitório nas amostras iniciais, verifica-se que o tratamento promove a redução após a primeira hora de tratamento.

5 CONCLUSÕES

A partir dos objetivos propostos e os resultados obtidos neste trabalho, pode-se concluir que:

Em relação à qualidade da água, o processo de eletroflotação promoveu o aumento da turbidez (em média de 174%) e cor aparente (51%). O aumento da cor aparente e turbidez pode ser explicado possivelmente pela sedimentação de flocos e partículas devido à colisão de bolhas com o lodo acumulado na superfície.

A eletroflotação com eletrodos DSA[®] apresentou resultados positivos quanto à remoção de cianobactérias da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, predominantes na Lagoa do Peri em Florianópolis, com remoção de em média 85% de células ao final das 6 horas de operação. No entanto, não foram realizadas análises acerca da viabilidade das células removidas. O processo também se mostrou mais eficiente na remoção de filamentos grandes (89,7%), em comparação aos pequenos (71%) e médios (77%), o que pode indicar que o tratamento possibilite a quebra de filamentos grandes.

Em relação à fitotoxicidade, os resultados apresentaram coeficientes de variação (CV) considerados muito altos, sendo 32% para o crescimento da radícula e 21% para altura dos hipocótilos. Os elevados valores de CV indicam uma baixa precisão dos resultados, e podem ser entendidos como um reflexo da baixa sensibilidade do teste às amostras.

De modo geral, as sementes de *Lactuca sativa* se mostraram pouco sensíveis para as amostras de água utilizadas neste trabalho. Em relação a taxa de germinação, não foram observados valores indicativos de toxicidade em nenhuma das amostras.

Apesar da variabilidade, os resultados sugerem um efeito inibitório no desenvolvimento das plântulas após a primeira hora de operação, em que se verificou em média 30% de inibição para radícula e aumento para 11% na inibição do hipocótilo. Os valores de inibição associados ao elevado pH nos momentos iniciais, podem indicar a ocorrência de processos oxidativos durante a eletroflotação, favorecendo a formação de subprodutos tóxicos desconhecidos ou, ainda, promovendo a lise celular e a consequente liberação de cianotoxinas no meio aquoso. No entanto, o próprio tratamento apresentou valores reduzidos de inibição após as 6 horas de operação, de modo que as amostras não apresentaram efeitos inibitórios.

Por fim, a julgar pela baixa sensibilidade do teste para as amostras de água, pode-se concluir que ao final do tratamento a água não apresentou níveis significativos de substâncias com efeito inibitório tanto para a taxa de germinação quanto para o desenvolvimento inicial das sementes de *Lactuca sativa*.

6 RECOMENDAÇÕES

Este trabalho deve ser considerado como um estudo preliminar na avaliação da toxicidade de água após o processo de eletroflotação, havendo a necessidade de investigações aprofundadas acerca dos fatores que podem influenciar a presença de substâncias com efeitos inibitórios na água durante o tratamento. Dessa forma, recomenda-se para futuros trabalhos:

Aumentar o número de repetições dos ensaios de fitotoxicidade, de modo a se reduzir os coeficientes de variação e assegurar maior precisão dos resultados. Também é aconselhável a utilização de outros ensaios de toxicidade, que apresentem maior sensibilidade às amostras de água, objetivando resultados mais precisos.

Também é recomendável realizar análises de viabilidade das células de cianobactérias removidas pelo tratamento.

Realizar análises de água bruta na mesma frequência das amostragens de água eletroflotada, para uma comparação mais precisa dos resultados, visto que as condições de recirculação no reservatório podem ter influenciado na qualidade da água bruta.

Manter um controle mais apurado das condições operacionais, como vazão e densidade de corrente, dada as limitações dos equipamentos utilizados neste trabalho. A bomba dosadora dificilmente se manteve em uma taxa constante, o que pode influenciar nos resultados obtidos. Já a fonte estabilizadora de tensão atingia seu potencial máximo com facilidade. O emprego de fontes estabilizadoras com maiores potenciais pode evitar a adição de sal ao processo para ajuste da condutividade elétrica.

No caso da adição de sal NaCl ao processo, recomenda-se manter um controle quantitativo bem como realizar análises para concentração de cloreto, com o objetivo de se investigar a formação de cloro e sua influência na qualidade da água de estudo, de modo a se evitar a formação de substâncias com efeitos tóxicos ou promover a lise celular de cianobactérias.

REFERÊNCIAS

BARBOSA, Amanda da Silva. **Remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistina-LR de águas superficiais com uso de filtro doméstico seguido de processo oxidativo avançado (UV/H₂O₂)**. 2018. 73 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2018. Disponível em: <http://tede.bc.uepb.edu.br/jspui/handle/tede/3367>. Acesso em: 17 jan. 2020.

BERGMANN, M. E. Henry; ROLLIN, Johanna. Product and by-product formation in laboratory studies on disinfection electrolysis of water using boron-doped diamond anodes. **Catalysis Today**. [online], p. 198-203. 30 jun. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2007.03.038>. Acesso em: 8 fev. 2020.

BORTOLI, Stella; PINTO, Ernani. Cianotoxinas: Características gerais, histórico, legislação e métodos de análises. In: POMPÊO, Marcelo et al (org.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015. Cap. 21. p. 321-339. Disponível em: http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/PDF/Cap._21_Cianotoxinas.pdf. Acesso em: 24 maio 2020.

BURGARDT, Tiago. **Eficiência do eletroflota-filtro com eletrodos de titânio DSA® e múltiplas camadas filtrantes na remoção de cianobactérias**. 2019. 104 f. Qualificação (Doutorado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

CAMACHO, Franciele Pereira; STROHER, Ana Paula; MORETI, Livia; SILVA, Fernando Alves da; WURZLER, Gleicielle Tozzi; NISHI, Leticia; BERGAMASCO, Rosangela. Remoção de cianobactérias e cianotoxinas em águas de abastecimento pela associação de flotação por ar dissolvido e nanofiltração. **Revista Exacta**, [online], v. 5, n. 2, p. 127-138, 29 nov. 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18674/exacta.v5i2.853>. Acesso em: 10 abr. 2020.

CAPELO NETO, José; NEYCOMBE, Gayle. Oxidação de cianobactérias e seus metabólitos em sistemas de tratamento de água: o estado da arte. **Eng. Sanit. Ambient.** [online], p. 829-840. out. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017148174>. Acesso em: 17 fev. 2020

CARVALHO, Maria do Carmo; AGUJARO, Livia Fernanda; PIRES, Denise Amazonas; PICOLI, Claudia. **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais**. São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), 2013, 56 p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2015/01/manual-cianobacterias-2013ch.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2020.

CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**. [online], p. 11-41. 15 jul. 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>. Acesso em: 17 abr. 2020.

CHRISTOFFERSEN, Kirsten; KAAS, Hanne. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring, and management**. [online]: Association for the Sciences of Limnology and Oceanography, 2000. 45 v. (5). Disponível em: <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.5.1212>. Acesso em: 4 fev. 2020

COMNINELLIS, Christos; CHEN, Guohua (ed.). **Electrochemistry for the Environment**. [online]: Springer Science, 2010. 567 p. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-0-387-68318-8>. Acesso em: 21 maio 2020.

COSTA, Carla Regina; BOTTA, Clarice M.r.; ESPINDOLA, Evaldo L.g.; OLIVI, Paulo. Electrochemical treatment of tannery wastewater using DSA® electrodes. **Journal of Hazardous Materials**. [online], p. 616-627. 1 maio 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.005>. Acesso em: 17 abr. 2020.

COSTA, Carla Regina; OLIVI, Paulo; BOTTA, Clarice M. R.; ESPINDOLA, Evaldo L. G.. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**. [online], p. 1820-1830. 24 set. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>. Acesso em: 17 abr. 2020.

CUNHA, Gustavo S.; DUTRA, A. J. B. Avaliação da eletroflotação no tratamento de água produzida de petróleo. **Holos**. [online], p. 212-219. jul. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.15628/holos.2014.1821>. Acesso em: 17 abr. 2020.

CZERNIAWSKA-KUSZA, Izabela; KUSZA, G. The potential of the Phytotoxkit microbiotest for hazard evaluation of sediments in eutrophic freshwater ecosystems. **Environmental Monitoring and Assessment**. [online], p. 113-121. 05 out. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1722-y>. Acesso em: 17 abr. 2020.

DALARI, Beatriz Lima Santos Kliench. **Utilização de esferas de quitosana no processo foto-fenton heterogêneo no tratamento de efluente têxtil**. 2018. 104 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/190090>. Acesso em: 10 abr. 2020.

DUARTE, Marco Antonio Calanzans. **Tratamento de água para consumo humano de reservatório eutrofizado através de pré e inter-oxidação, adsorção e carvão ativado e dupla filtração**. 2011. 318 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-05052011-085250/>. Acesso em: 10 abr. 2020.

DUBY, Paul. The history of progress in dimensionally stable anodes. **JOM: The Journal of the Minerals, Metals & Materials Society**. [online], p. 41-43, mar. 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF03222350>. Acesso em: 10 abr. 2020.

ERMEL, Amanda Vargas Batista. **Análise da lise de células de *Microcystis aeruginosa* e de *Cylindrospermopsis raciborskii* e da liberação e degradação de cianotoxinas em função do tempo de armazenamento do lodo em decantadores**. 2009. 133 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2010. Disponível em: <http://ptarh.unb.br/dissertacoes/analise-da-lise-de-celulas-de-microcystis-aeruginosa-e-de-cylindrospermopsis-raciborskii-e-da-liberacao-e-degradacao-de-cianotoxinas-em-funcao-do-tempo-de-armazenamento-do-lodo-em-decantadores/>. Acesso em: 18 jan. 2020

FIGUEIREDO, Mariele; SANTOS, Eliane Pereira dos; SCHMACHTENBERG, Natana. Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicação ambiental. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, [online], v. 18, n. 1, p. 79-

91, 7 abr. 2014. Universidade Federal de Santa Maria. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5902/2236117010662>. Acesso em: 10 abr. 2020.

FLECK, Leandro; TAVARES, Maria Hermínia Ferreira; EYNG, Eduardo. Utilização da técnica de eletrofloculação para o tratamento de efluentes têxteis: uma revisão. **Revista Eixo**, [online], v. 2, n. 2, p. 27-36, 30 dez. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.19123/eixo.v2i2.107>. Acesso em: 17 abr. 2020.

FRANCISCO, Amanda Alcaide; POHLMANN, Paulo Henrique Mazieiro; FERREIRA, Marco Antônio. Tratamento convencional de águas para abastecimento humano: uma abordagem teórica dos processos envolvidos e dos indicadores de referência. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 2011, Londrina. **Anais - Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. [online]: Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais e de Saneamento, 2011. v. 2, p. 1-9. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2011/IX-005.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2020

FUENTES, Ana; LLORÉNS, Mercedes; SÁEZ, José; AGUILAR, Isabel; ORTUÑO, Juan F.; MESEGUER, Victor F. Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludge. **Journal of Hazardous Materials**. [online], p. 161-169. 20 maio 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.02.014>. Acesso em: 17 abr. 2020.

GARCIA, Telmo Vieira. **Remoção de algas através da eletroflotação: tratamento eletrolítico seguido de filtração direta no tratamento de água de abastecimento**. 2002. 98 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/83184>. Acesso em: 17 abr. 2020.

GHERNAOUT, Djamel; BENBLIDIA, Chahineze; KHEMICI, Farida. Microalgae removal from Ghrib Dam (Ain Defla, Algeria) water by electroflotation using stainless steel electrodes. **Desalination and Water Treatment**. [online], p. 3328-3337, 8 abr. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.907749>. Acesso em: 18 fev. 2020.

GIERLOTKA, D.; ROWINSKI, E.; BUDNIOK, A.; LAGIEWKA, E. Production and properties of electrolytic Ni-P-TiO₂ composite layers. **Journal of Applied Electrochemistry**. [online], p. 1349-1354. dez. 1997. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1018416927715>. Acesso em: 21 maio 2020

GUPTA, V. K.; ALI, I. Water Treatment by Electrical Technologies. In: GUPTA, V. K.; ALI, I. **Environmental Water: advances in treatment, remediation**

and recycling. [online]: Elsevier, 2013. Cap. 6. p. 155-178. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/C2011-0-05782-4>. Acesso em: 17 abr. 2020.

HUMBERT, J. F. Toxins of Cyanobacteria. In: GUPTA, Ramesh C. (ed.). **Handbook of Toxicology of Chemical Warfare Agents.** Londres: Academic Press, 2009. Cap. 27. p. 371-379.

KOHATSU, Marcio Yukihiro; JESUS, Tatiane Araújo de; COELHO, Lucia Helena Gomes; PEIXOTO, Damáris Cristina; PEIXOTO, Damáris Cristina; HUNTER, Colin. Fitotoxicidade de água superficial da Região Metropolitana de São Paulo utilizando bioensaio com *Sinapis alba*. **Acta Brasiliensis**, [online], v. 2, n. 2, p. 58-62, 28 maio 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.22571/2526-433885>. Acesso em: 10 abr. 2020.

KOTTI, M; DAMMAK, N; KSENTINI, I; MANSOUR, L Ben. Effects of impurities on oxygen transfer rate in the electroflotation process. **Indian Journal of Chemical Technology.** [online], p. 513-518. set. 2009. Disponível em: <http://nopr.niscair.res.in/handle/123456789/6717>. Acesso em: 17 abr. 2020.

KYZAS, George Z.; MATIS, Kostas A. Electroflotation process: a review. **Journal of Molecular Liquids.** [online], p. 657-664. 17 maio 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.04.128>. Acesso em: 10 abr. 2020.

LAPOLLI, Flávio Rubens; CORAL, Lucila Adriani; RECIO, María Ángeles Lobo. Cianobactérias em Mananciais de Abastecimento: problemática e métodos de remoção. **Revista DAE**, Florianópolis, v. 59, n. 185, p. 10-17, jan. 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.066>. Acesso em: 17 dez. 2019.

LARUE, O.; VOROBIEV, E.; VU, C.; DURAND, B. Electrocoagulation and coagulation by iron of latex particles in aqueous suspensions. **Separation and Purification Technology.** [online], p. 177-192. maio 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(02\)00182-X](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(02)00182-X). Acesso em: 20 jun. 2020.

LI, Guoting; ZHU, Meiya; ZHU, Meiya; ZHU, Meiya; ZHU, Meiya. Production and contribution of hydroxyl radicals between the DSA anode and water interface. **Journal Of Environmental Sciences.** [online], p. 744-748, maio 2011. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60470-6](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60470-6). Acesso em: 10 abr. 2020.

MAGALHÃES, Danielly de Paiva; FERRÃO FILHO, Aloysio da Silva. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis.** [online], p. 355-381. 22 jul. 2008. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/27395>. Acesso em: 17 abr. 2020.

MELO FILHO, Luiz Carlos de. **Avaliação da ozonização comopré ou pós-tratamento à filtração direta descendente na remoção de cianobactérias e cianotoxinas**. 2006. 283 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/89211>. Acesso em: 10 abr. 2020.

MEREL, Sylvain; WALKER, David; CHICANA, Ruth; CHICANA, Ruth; BAURÈS, Estelle; THOMAS, Olivier. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. **Environment International**. [online], p. 303-327, set. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>. Acesso em: 17 jan. 2020.

MICKOVA, I. L. Advanced electrochemical technologies in wastewater treatment. Part II: electro-flocculation and electro-flotation. **American Scientific Research Journal for Engineering, Technology, and Sciences (ASRJETS)**. [online] v. 14, n. 2, p. 273–294, 2015. Disponível em: https://www.asrjetsjournal.org/index.php/American_Scientific_Journal/article/view/1017. Acesso em: 1 jul. 2020.

MOLICA, Renato; AZEVEDO, Sandra. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecologia Australis**. [online], 13 (2), p. 229-246. mar. 2009. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/8069>. Acesso em: 16 jan. 2020.

MONDARDO, Renata Iza. **Influência da pré-oxidação na tratabilidade das águas via filtração direta descendente em manancial com elevadas concentrações de microalgas e cianobactérias**. 2004. 148 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/87242>. Acesso em: 18 fev. 2020

MONDARDO, Renata Izo. **Avaliação da filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas**. 2009. 291 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/92497>. Acesso em: 10 abr. 2020.

MOTHEO, Artur J.; PINHEDO, Laerte. Electrochemical degradation of humic acid. **Science of the Total Environment**. [online], p. 67-76. 22 jun. 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00469-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00469-1). Acesso em: 20 jun. 2020.

NONATO, Thyara Campos Martins; BURGARDT, Tiago; ALVES, Alcione Aparecida de Almeida; SENS, Maurício Luiz. Removal of cyanobacteria from supply waters by electroflotation using DSA® electrodes. **Desalination and Water Treatment**. [online], p. 134-140. jan. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.23285>. Acesso em: 10 abr. 2020.

NONATO, Thyara Campos Martins. **Integração dos processos de eletroflotação e filtração granular descendente para o tratamento de água de produção de petróleo**. 2017. 156 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/176912>. Acesso em: 17 abr. 2020.

NASLUND, Lars-Åke; NCHEZ, Carlos M. Sanchez-sa'; INGASON, Árni S.; M, Joakim Backstro'; HERRERO, Enrique; ROSEN, Johanna; HOLMIN, Susanne. The Role of TiO₂ Doping on RuO₂-Coated Electrodes for the Water Oxidation Reaction. **The Journal of Physical Chemistry C**. [online], p. 6126-6135, 11 fev. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/jp308941g>. Acesso em: 10 abr. 2020.

OLIVEIRA, Gislayne Alves. **Remoção de cianobactérias de águas por processo de flotação por ar dissolvido**. 2016. 78 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016. Disponível em: <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/7655>. Acesso em: 10 abr. 2020.

PALANI, Vivian. **Evaluation of Cyanobacteria Removal in an Integrated Process of Electroflotation and Rapid Filtration Using Plastic Filter Media**. 2019. 155 f. Tese (Doutorado) - Curso de Civil and Environmental Engineering, Department Of Civil And Environmental Engineering, Norwegian University Of Science And Technology, Norway, 2019. Disponível em: <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2621011>. Acesso em: 16 jul. 2020.

PANOSSO, Renata; COSTA, Ivaneide A. S.; SOUZA, Nara Rocha de; ATTAYDE, José Luiz; CUNHA, Sandra Regina de Souza; GOMES, Fernando Costa Fernandes. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia Do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Australis**. [online], 11 (13), p. 433-449. nov. 2007. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/5684>. Acesso em: 17 jan. 2020.

PERCIVAL, Steven L.; WILLIAMS, David W.. Cyanobacteria. In: PERCIVAL, Steven L.; WILLIAMS, David W.; GRAY, Nicholas F.; YATES, Marylynn

V.; CHALMERS, Rachel M. (ed.). **Microbiology of Waterborne Diseases: microbiological aspects and risks**. Microbiological Aspects and Risks. 2. ed. [online]: Academic Press, 2014. Cap. 5. p. 79-88. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-415846-7.00005-6>. Acesso em: 17 jan. 2020.

RABELO, Letícia. **Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na Lagoa do Peri de pré-tratamento de água para remoção do fitoplâncton**. 2006. 152 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/89293>. Acesso em: 10 abr. 2020.

RODRIGUES, Luiz C. de A.; BARBOSA, Sandro; PAZIN, Murilo; MASELLI, Bianca de S.; BEIJO, Luiz A.; KUMMROW, Fábio. Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [online], v. 17, n. 10, p. 1099-1108, out. 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1415-43662013001000012>. Acesso em: 20 jun. 2020.

SANTOS, Laércio; CABRAL, Jaime; CIRILO, Jose; FREITAS, Dayana; SENS, Maurício; ARAGÃO, Ricardo; BARROS, Timóteo. Aplicação da tecnologia de filtração em margem para população difusa no Semiárido Pernambucano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [online], v. 19, n. 4, p. 49-58, dez. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v19n4.p49-58>. Acesso em: 10 abr. 2020.

SANTOS, Everton Pedroza; DUTRA, Achilles Junqueira Bourdot. Concentração de partículas minerais finas e ultrafinas por eletroflotação. **Holos**, [online], v. 5, n. 27, p. 20-29, 23 dez. 2011. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN). <http://dx.doi.org/10.15628/holos.2011.765>.

SANTANA, Ricardo Corrêa de. **Análise da influência do tamanho da partícula na flotação da apatita em coluna**. 2007. 184 f. Dissertação (Mestrado em Engenharias) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2007. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/15241>. Acesso em: 10 jul. 2020.

SCIALDONE, Onofrio; RANDAZZO, Serena; GALIA, Alessandro; SILVESTRI, Giuseppe. Electrochemical oxidation of organics in water: Role of operative parameters in the absence and in the presence of NaCl. **Water Research**. [online], p. 2260-2272, maio 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.02.014>. Acesso em: 10 abr. 2020.

SCHMILDT, Edilson Romais; SILVA, Wilton; AMBROSIO, Thainá de Jesus; SCHMILDT, Omar; NASCIMENTO, Adriel Lima; FERNANDES, Adriano Alves. Coeficiente de variação como medida da precisão em experimentos de alface. **Revista Agro@ambiente On-line**, [online], v. 11, n. 4, p. 290, 3 out. 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v11i4.4412>. Acesso em: 16 jun. 2020.

SIQUEROLO, Luciana Veríssimo. **Efeitos do processo oxidativo UV/H₂O₂ na formação de carbono orgânico assimilável e trihalometanos na presença de cianobactérias**. 2017. 74 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2017. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/2958>. Acesso em: 25 nov. 2019

SOBRERO, María Cecilia; RONCO, Alicia. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa L.*). In: CASTILLO, Gabriela (ed.). **Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones**. México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 2004. Cap. 44, p. 71-79. Disponível em: <https://www.idrc.ca/en/book/ensayos-toxicologicos-y-metodos-de-evaluacion-de-calidad-de-aguas-estandarizacion>. Acesso em: 10 abr. 2020.

SPITZER, Marcos. **Eletroxidação de cloranfenicol e outros poluentes orgânicos utilizando reatores eletroquímicos, constituídos de anodos tipo DSA ou de diamante dopado com boro (DDB)**. 2005. 183 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Mecânica, Departamento de Engenharia de Materiais, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/265263>. Acesso em: 10 abr. 2020.

SYLVÉUS, Angelet. **Diagnóstico das cianobactérias na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC e a legislação sobre água para consumo humano**. 2012. 26 f. TCC (Graduação) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/132669>. Acesso em: 20 maio 2020.

TRASATTI, S. Electrocatalysis: understanding the success of DSA®. **Electrochimica Acta**. [online], p. 2377-2385, 3 maio 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0013-4686\(00\)00338-8](https://doi.org/10.1016/S0013-4686(00)00338-8). Acesso em: 10 abr. 2020.

VENKATACHALAM, S. Electrogenerated Gas Bubbles in Flotation. **Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review: An International Journal**. [online], p.

47-55. 25 abr. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/08827509208952677>. Acesso em: 10 abr. 2020.

VIEIRA, Maurrem Ramon. Os principais parâmetros monitorados pelas sondas multiparâmetros são: pH, condutividade, temperatura, turbidez, clorofila ou cianobactérias e oxigênio dissolvido. In: **A importância do uso de sondas multiparamétricas**. [online], 12 fev. 2010. Disponível em: https://www.agsolve.com.br/news_upload/file/Parametros%20da%20Qualidade%20da%20Agua.pdf. Acesso em: 14 jul. 2020.

YOUNG, Brian Jonathan; RIERA, Nicolás Iván; BEILY, María Eugenia; BRES, Patricia Alina; CRESPO, Diana Cristina; RONCO, Alicia Estela. Toxicity of the Effluent from an Anaerobic Bioreactor Treating Cereal Residues on Lactuca Sativa. **Ecotoxicol Environ Saf.** [online], p. 182-186. fev. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.019>. Acesso em: 17 jun. 2020.

APÊNDICE A - Resultados das análises complementares para cada ensaio.

| 28/02/2020 | Unidade | AB | AE 0 | AE 1 | AE 2 | AE 3 | AE 4 | AE 5 | AE 6 |
|-------------------------------|------------|-----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Turbidez | UT | 7,12 | 5,48 | 5,02 | 5,89 | 5,35 | 5,63 | 5,63 | 5,86 |
| Cor Aparente | uH | 120 | 99 | 105 | 114 | 117 | 114 | 116 | 120 |
| Cor Verdadeira | uH | 2 | 2 | 4 | 10 | 9 | 10 | 19 | 17 |
| pH | | 7,08 | 7,34 | 6,70 | 7,14 | 7,24 | 7,09 | 7,03 | 7,15 |
| Condutividade elétrica | µs/cm | 81,40 | 103,30 | 71,70 | 185,70 | 75,50 | 71,40 | 71,60 | 81,60 |
| Temp. | °C | 22,80 | 24,80 | 25,90 | 23,50 | 24,80 | 24,10 | 25,10 | 24,40 |
| Contagem de cianobact. | ind./mL | 56600 | 45600 | 26700 | 30200 | 28100 | 28300 | 23700 | 24900 |
| | células/mL | 547400 | 387600 | 210100 | 224200 | 168300 | 226800 | 170300 | 171800 |

Notas: (AB) água bruta. (AE) água eletroflotada.

APÊNDICE A - Resultados das análises complementares para cada ensaio (continuação).

| 06/03/2020 | Unidade | AB | AE 0 | AE 1 | AE 2 | AE 3 | AE 4 | AE 5 | AE 6 |
|-------------------------------|------------|-----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Turbidez | UT | 5,94 | 5,34 | 8,41 | 15,60 | 18,00 | 23,70 | 20,10 | 22,30 |
| Cor aparente | uH | 118 | 83 | 105 | 146 | 160 | 210 | 170 | 243 |
| Cor Verdadeira | uH | 6 | 2 | 8 | 9 | 15 | 7 | 10 | 17 |
| pH | | 7,13 | 7,46 | 10,19 | 9,40 | 8,66 | 8,71 | 9,13 | 7,67 |
| Condutividade elétrica | µs/cm | 80 | 174,65 | 282 | 129 | 266 | 225 | 99,30 | 256 |
| Temp. | °C | 24,30 | 24,40 | 26,70 | 26,80 | 27,20 | 26,40 | 26,30 | 26,90 |
| Contagem de cianobact. | ind./mL | 76700 | 49200 | 16500 | 11300 | 12400 | 8500 | 13500 | 7300 |
| | células/mL | 571100 | 344900 | 87400 | 70800 | 109400 | 54800 | 98100 | 48900 |

Notas: (AB) água bruta. (AE) água eletroflotada.

APÊNDICE A - Resultados das análises complementares para cada ensaio (continuação).

| 13/03/2020 | unidade | AB | AE 0 | AE 1 | AE 2 | AE 3 | AE 4 | AE 5 | AE 6 |
|-------------------------------|------------|-----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Turbidez | UT | 4,65 | 4,55 | 8,10 | 20,30 | 20,10 | 24,10 | 22,90 | 20,40 |
| Cor aparente | uH | 126 | 73 | 101 | 152 | 156 | 192 | 175 | 186 |
| Cor Verdadeira | uH | 3 | -2 | 3 | 5 | 13 | 12 | 21 | 25 |
| pH | | 7,17 | 6,77 | 10,26 | 9,37 | 8,47 | 8,65 | 8,97 | 8,22 |
| Condutividade elétrica | µs/cm | 78,60 | 246,00 | 273,00 | 130,80 | 453,00 | 233,00 | 117,10 | 307,00 |
| Temp. | °C | 25,50 | 26,30 | 27,10 | 28,10 | 27,50 | 26,70 | 27,00 | 26,10 |
| Contagem de cianobact. | ind./mL | 50200 | 26400 | 17300 | 8700 | 7500 | 6400 | 5000 | 3300 |
| | células/mL | 449300 | 177300 | 133500 | 60600 | 53400 | 59700 | 35000 | 15700 |

Notas: (AB) água bruta. (AE) água eletroflotada.

APÊNDICE B – Taxa de germinação, inibição da radícula e hipocótilo ao longo do processo de eletroflotação.

| | unidade | AP | | AB | | AE 0 | | | AE 1 | | |
|---------------------------------|---------------|-------|-------|----------|------------|-------|----------|------------|-------|----------|------------|
| | | V.M | V.M | Inibição | Germinação | V.M | Inibição | Germinação | V.M | Inibição | Germinação |
| 28/02 Ensaio 1 | mm radícula | 30,50 | 21,40 | 30% | 100% | 26,29 | 14% | 97% | 24,18 | 21% | 92% |
| | mm hipocótilo | 26,45 | 28,45 | -8% | | 24,66 | 7% | | 23,87 | 10% | |
| 06/03 Ensaio 2 | mm radícula | 30,45 | 28,90 | 5% | 100% | 17,97 | 41% | 100% | 16,35 | 46% | 98% |
| | mm hipocótilo | 26,60 | 30,90 | -16% | | 26,70 | 0% | | 17,65 | 34% | |
| 13/03 Ensaio 3 | mm radícula | 33,15 | 30,44 | 8% | 90% | 21,95 | 34% | 97% | 25,66 | 23% | 98% |
| | mm hipocótilo | 24,33 | 26,17 | -8% | | 25,17 | -3% | | 27,14 | -12% | |

Notas: (AP) água pura, (AB) água bruta, (AE) água eletroflotada, (V.M) valor médio.

APÊNDICE B - Taxa de germinação, inibição da radícula e hipocótilo ao longo do processo de eletroflotação (continuação).

| | unidade | AE 2 | | | AE 3 | | | AE 4 | | |
|---------------------------------|---------------|-------|----------|------------|-------|----------|------------|-------|----------|------------|
| | | V.M | Inibição | Germinação | V.M | Inibição | Germinação | V.M | Inibição | Germinação |
| 28/02 Ensaio 1 | mm radícula | 27,20 | 11% | 100% | 27,73 | 9% | 98% | 20,00 | 34% | 95% |
| | mm hipocótilo | 25,55 | 3% | | 33,59 | -27% | | 23,14 | 13% | |
| 06/03 Ensaio 2 | mm radícula | 30,25 | 1% | 93% | 30,46 | 0% | 95% | 30,10 | 1% | 98% |
| | mm hipocótilo | 27,46 | -3% | | 28,35 | -7% | | 27,17 | -2% | |
| 13/03 Ensaio 3 | mm radícula | 33,47 | -1% | 92% | 27,76 | 16% | 97% | 26,87 | 19% | 92% |
| | mm hipocótilo | 26,25 | -8% | | 28,03 | -15% | | 21,89 | 10% | |

Notas: (AP) água pura, (AB) água bruta, (AE) água eletroflotada, (V.M) valor médio.

APÊNDICE B - Taxa de germinação, inibição da radícula e hipocótilo ao longo do processo de eletroflotação (continuação).

| | | AE 5 | | | AE 6 | | |
|---------------------------------|----------------------|-------|----------|------------|-------|----------|------------|
| | unidade | V.M | Inibição | Germinação | V.M | Inibição | Germinação |
| 28/02 Ensaio 1 | mm radícula | 20,71 | 32% | 98% | 26,86 | 12% | 95% |
| | mm hipocótilo | 26,27 | 1% | | 24,14 | 9% | |
| 06/03 Ensaio 2 | mm radícula | 30,11 | 1% | 95% | 28,55 | 6% | 97% |
| | mm hipocótilo | 24,79 | 7% | | 26,81 | -1% | |
| 13/03 Ensaio 3 | mm radícula | 25,59 | 23% | 98% | 22,11 | 33% | 93% |
| | mm hipocótilo | 19,97 | 18% | | 21,36 | 12% | |

Notas: (AP) água pura, (AB) água bruta, (AE) água eletroflotada, (V.M) valor médio.