

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

LARISSA VARESCHI RÉCIO

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR
PROCESSO DE OZONIZAÇÃO**

CAMPO MOURÃO

2019

LARISSA VARESCHI RÉCIO

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR
PROCESSO DE OZONIZAÇÃO**

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação, apresentado ao Departamento Acadêmico de Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Campo Mourão, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Eudes José Arantes

Coorientador: Prof. Dr. Thiago Morais de Castro

CAMPO MOURÃO

2019



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Campo Mourão
Diretoria de Graduação e Educação Profissional
Departamento Acadêmico de Ambiental - DAAMB
Curso de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR PROCESSO DE OZONIZAÇÃO

por

LARISSA VARESCHI RÉCIO

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 01 de abril de 2019 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a banca examinadora considerou o trabalho **APROVADO**.

Prof. Dr. Eudes José Arantes

Prof. Dr. Thiago Morais de Castro

Prof. Dr. Flávia Vieira da Silva Medeiros

Prof. Dr. Morgana Suszek Gonçalves

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, sou grata a Deus por ter me dado força e esperança nos momentos difíceis, por ser meu guia e alicerce nesta etapa tão importante de minha jornada.

Minha eterna gratidão e amor aos meus pais, Gisele e Marcelo, que sempre acreditaram no meu potencial, encorajaram meus sonhos e me incentivaram a persistir e triunfar. A eles devo tudo que sei e tudo que sou.

Meus agradecimentos aos meus irmãos, Laura e Matheus, por serem meu estímulo diário e minha fonte de amor. Por eles, supero todas as dificuldades que me forem impostas.

Agradeço ao meu namorado, André Phelipe, por ser meu grande parceiro, por me motivar a ter determinação, coragem e autoconfiança, por fazer de mim uma pessoa melhor diariamente. A ele o meu eterno amor, respeito e cuidado.

Agradeço às minhas queridas amigas, Isadora, Natália, Sara e Tayla, por todas as experiências que vivemos juntas, pelo companheirismo de sempre, pelos conselhos e apoio nesses últimos anos. Amizades que a universidade me proporcionou e permanecerão para toda a vida.

Minha gratidão aos meus sogros, Joelma e Samuel, e aos meus pais de coração, Elaine e Paulo, por todos os momentos em que me acolheram em seus braços, me ouviram com atenção e me aconselharam sabiamente.

Agradeço em especial aos meus professores Eudes e Thiago pelos conhecimentos repassados, pela orientação, disponibilidade e paciência que tiveram nesse período. Os anos em que trabalhamos juntos foram de enorme valia para a minha formação, tanto profissional, quanto pessoal.

Ainda, agradeço aos meus colegas Ana Carolina, Guilherme, Larissa, Lucas e Rafael, pelo auxílio no desenvolvimento deste estudo e pela sabedoria transferida. Agradeço também ao professor Gilson, por me disponibilizar o equipamento necessário para este trabalho e por toda a disposição oferecida durante o estudo.

Àqueles que não estão presentes em meio a estas palavras, mas que fazem parte da minha vida, saibam que sou grata por tê-los ao meu lado.

“O que eu penso, não muda nada além do meu pensamento, o que eu faço a partir disso, muda tudo”.

Leandro Karnal

RESUMO

RÉCIO, Larissa Vareschi. **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processo de Ozonização**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2019.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência do tratamento do lixiviado produzido em aterro sanitário, por meio do processo oxidativo avançado (POA) de ozonização. O lixiviado é um efluente complexo, de difícil degradação e altamente tóxico, por isso sua captação e tratamento são indispensáveis para o meio ambiente e a saúde humana. Buscando aperfeiçoar o tratamento deste efluente e atender o previsto em Lei, estuda-se a aplicação de processos oxidativos avançados (POA's). Estes processos baseiam-se na geração de radicais livres reativos, como o radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$), que degradam os contaminantes e podem realizar a total mineralização dos mesmos. Dentre os processos, o ozônio é usado quando o objetivo é a remoção de compostos refratários e o aumento da biodegradabilidade do efluente. A fim de analisar este método, realizou-se o tratamento de 400,0 ml do lixiviado de aterro sanitário por um sistema de ozonização baseado no efeito corona por 120min. A vazão de O_3 foi fixada em $8,79 \text{ g}\cdot\text{min}^{-1}$, de acordo com a vazão de alimentação do compressor de $9,0 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, sendo a variável do estudo o pH do efluente tratado, que foram de 6,0, 8,5, 11,0, 12,0 e 12,85. Foram mensurados os parâmetros: pH, temperatura, condutividade, turbidez, cor aparente, cor verdadeira, demanda química de oxigênio filtrada (DQO-F), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5^{20}), relação DBO/DQO (biodegradabilidade), sólidos e nitrogênio amoniacal (N-NH_4). Testes de toxicidade foram realizados com sementes de *Lactuca sativa* a fim de verificar a redução ou aumento de componentes tóxicos após o tratamento. A caracterização do lixiviado bruto permitiu afirmar que o efluente está em fase de transição de metanogênica inicial para estabilizada. A temperatura média durante todo o estudo foi de 25°C e os sólidos aumentaram em todos os tratamentos. Na maioria dos ensaios a remoção de cor aparente e cor verdadeira foi superior à 90%. O tratamento em pH 11,0 obteve menores valores de DQO-F, igual a $566,90 \text{ mg}\cdot\text{O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (remoção de 67%), e de N-NH_4 igual a $164,01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (remoção de 87%). O menor valor obtido para DBO_5^{20} foi de $384,38 \text{ mg}\cdot\text{O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ para o tratamento em pH 12,85. A germinação e crescimento das raízes que ocorreu nos testes de toxicidade com efluente tratado em pH 6,0, pH 8,5 e pH 11,0 diluídos em 50% de água destilada não permitiram confirmar a redução da toxicidade do lixiviado tratado. Assim, apenas o tratamento por ozonização não permitiu alcançar os limites permissíveis da legislação ambiental brasileira para descarte do lixiviado no meio ambiente, portanto sugere-se que o processo seja utilizado como tratamento complementar com pós-tratamento físico-químico ou biológico.

Palavras-chave: POA, ozônio, toxicidade, biodegradabilidade, chorume.

ABSTRACT

RÉCIO, Larissa Vareschi. **Treatment of Landfill Leachate by Ozonization Process.** 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2019.

The objective of this work was to evaluate the efficiency of the treatment of leachate produced in landfill, through the advanced oxidative process (POA) of ozonization. The leachate is a complex effluent, difficult to degrade and highly toxic, so its capture and treatment are indispensable for the environment and human health. In order to improve the treatment of this effluent and to comply with the Law, we study the application of advanced oxidative processes (POAs). These processes are based on the generation of reactive free radicals, such as the hydroxyl radical (\bullet OH), which degrade the contaminants and can carry out the total mineralization of the same. Among the processes, ozone is used when the objective is to remove refractory compounds and increase the biodegradability of the effluent. In order to analyze this method, the treatment of 400.0 ml of landfill leachate was carried out by a corona-based ozonation system for 120 minutes. The O_3 flow rate was set at $8.79 \text{ g}\cdot\text{min}^{-1}$, according to the compressor feedrate of $9.0 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, the study variable being the pH of the treated effluent, which were 6.0, 8.5, 11.0, 12.0 and 12.85. The parameters were: pH, temperature, conductivity, turbidity, apparent color, true color, filtered chemical oxygen demand (COD-F), biochemical oxygen demand (BOD_5^{20}), BOD/COD ratio (biodegradability), solids and ammoniacal nitrogen ($N-NH_4$). Toxicity tests were performed with *Lactuca sativa* seeds to verify the reduction or increase of toxic components after treatment. The characterization of the crude leachate allowed to state that the effluent is in the transition phase from initial methanogen to stabilized. The mean temperature throughout the study was 25°C and solids increased in all treatments. In most assays the removal of apparent color and true color was greater than 90%. The treatment at pH 11.0 obtained lower values of COD-F, equal to $566.90 \text{ mg}\cdot\text{O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (removal of 67%), and of $N-NH_4$ equal to $164.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (removal of 87%). The lowest value obtained for BOD_5^{20} was $384.38 \text{ mg}\cdot\text{O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ for treatment at pH 12.85. The germination and root growth that occurred in toxicity tests with effluent treated at pH 6.0, pH 8.5 and pH 11.0 diluted in 50% of distilled water did not confirm the reduction of the toxicity of the treated leachate. Thus, only the treatment by ozonation did not allow to reach the permissible limits of Brazilian environmental legislation to discard the leachate in the environment, so it is suggested that the process be used as a complementary treatment with physical-chemical or biological post-treatment.

Key words: POA, ozone, toxicity, biodegradability, slurry.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Sistema utilizado para promover o processo oxidativo avançado no lixiviado.....	12
Figura 2 – Perfil de Amostragem Temporal de Cor Verdadeira.....	20
Figura 3 – Perfil de Amostragem Temporal de Cor Aparente.....	20
Figura 4 – Perfil de Amostragem Temporal de DQO.	21
Figura 5 - Aliquotas referentes ao tratamento de lixiviado de aterro em pH 12,0.	21
Figura 6 – Gráfico scree plot para análise de componentes principais.....	24
Figura 7 – Gráfico de escores para os componentes principais 1 e 2.	25
Figura 8 - Ensaio de toxicidade com <i>Lactuca sativa</i> após período de 120h.....	26
Figura 9 – Índice de Crescimento Relativo (ICR) de sementes de <i>Lactuca sativa</i> para diferentes soluções de lixiviado bruto e tratado. Fonte: Autoria Própria.	27
Figura 10 – Índice de Germinação (IG) de sementes de <i>Lactuca sativa</i> para diferentes soluções de lixiviado bruto e tratado. Fonte: Autoria Própria.	27
Figura 11 – Gráfico da estatística descritiva dos comprimentos das raízes.	29

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Síntese dos padrões de lançamento considerados no tratamento do lixiviado de aterro com base na legislação ambiental vigente.	7
Tabela 2 – Caracterização físico-química do lixiviado bruto coletado em 30 de julho de 2018 no aterro sanitário municipal.	17
Tabela 3 – Média de valores de parâmetros físico-químicos para os ensaios tratados.....	18
Tabela 4 – Média de valores de parâmetros físico-químicos para os ensaios tratados.....	22
Tabela 5 – Matriz de correlação linear (R) entre as eficiências das variáveis.	22
Tabela 6 – Autovalores, variância total, variância acumulada e desvio padrão dos componentes principais.....	23
Tabela 7 – Coeficientes, variância total e acumulada dos componentes principais 1 e 2.	24

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	3
2 OBJETIVOS	4
2.1 Objetivo Geral	4
2.2 Objetivos Específicos	4
3 REVISÃO DE LITERATURA	5
3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário	5
3.2 Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário	6
3.3 Legislação Ambiental e Padrões de Lançamento de Lixiviado	6
3.4 Processos Oxidativos Avançados	8
3.5 Ozonização	8
3.5.1 Processo	8
3.5.2 Aplicabilidade	9
3.6 Testes de Toxicidade	10
4 MATERIAL E MÉTODOS	12
4.1 Aparato Experimental	12
4.2 Tratamento do Lixiviado de Aterro Sanitário	13
4.2.1 Coleta e Armazenamento do Lixiviado	13
4.2.2 Caracterização Físico-Química	13
4.2.3 Procedimentos do Tratamento por Ozonização	14
4.3 Análise Estatística	14
4.4 Ensaios de Toxicidade	15
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	17
5.1 Caracterização Físico-Química do Lixiviado Bruto	17
5.2 Caracterização Físico-Química do Lixiviado Tratado	18
5.3 Análise do Processo de Ozonização Avançada	20
5.4 Análise Estatística da Eficiência do Tratamento	22
5.5 Análises de Toxicidade	26
6 CONCLUSÃO	30
7 RECOMENDAÇÕES	31
REFERÊNCIAS	32

1 INTRODUÇÃO

Em geral o crescimento populacional de um município é motivado por um acontecimento físico, histórico ou econômico. Contudo, os atuais padrões de progressão associados à cultura do consumo geram inevitavelmente um enorme volume de resíduos sólidos, conseqüentemente a gestão dos mesmos tornou-se essencial.

A Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, dispõe as ações que devem ser adotadas a fim de reduzir, reutilizar e reciclar os resíduos resultantes de atividades humanas em sociedade. Todavia, o gerenciamento desses materiais é falho, principalmente devido à falta de educação ambiental da população.

No Brasil, de acordo com a Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABREPEL), no ano de 2017 o montante coletado de resíduos sólidos urbanos foi de 71,6 milhões de toneladas, o que representa 91,2% de cobertura de coleta. Porém, de acordo com o panorama realizado pela associação, cerca de 29,3 milhões de toneladas de resíduos, correspondentes a 40,9%, foram encaminhados inadequadamente para lixões ou aterros controlados.

A disposição negligente dos resíduos sólidos urbanos pode acarretar em problemas como a poluição do solo, das águas e do ar, devido ao lixiviado originado da decomposição destes materiais. O efluente de composição muito variável, pouco degradável e muito agressivo por sua toxicidade, deve ser drenado e tratado conforme suas características físico-químicas e biológicas.

Contudo, o tratamento efetivo do lixiviado requer a aplicação de processos complementares, devido à variedade de compostos a serem monitorados conforme os valores limitados pelas legislações, especialmente de matéria orgânica recalcitrante e de toxicidade (SILVA; KURODA, 2015).

O emprego de processos oxidativos avançados (POAs) para o tratamento de efluentes ganhou ênfase. Além de serem mais sustentáveis em longo prazo, estes métodos possuem alta capacidade de degradação de contaminantes. Dentre os processos, o ozônio é usado quando o objetivo é a remoção de compostos refratários e o aumento da biodegradabilidade do efluente (NOGUEIRA; JARDIM, 1998; ALMEIDA et al., 2004).

Assim, este trabalho visou avaliar a eficiência do tratamento do lixiviado de aterro sanitário por meio do processo oxidativo avançado (POA) de ozonização.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência do tratamento do lixiviado de aterro sanitário por meio do processo oxidativo avançado (POA) de ozonização.

2.2 Objetivos Específicos

Para alcançar o objetivo geral proposto foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar as amostras do lixiviado coletado na entrada da lagoa de tratamento de aterro sanitário;
- Contrapor os dados do lixiviado bruto e do pós-tratamento por ozonização com os padrões de lançamento exigidos na legislação ambiental vigente;
- Verificar a eficiência do processo oxidativo avançado de ozonização;
- Analisar estatisticamente a eficiência de redução ou aumento dos parâmetros DQO, nitrogênio amoniacal, cor aparente, cor verdadeira e turbidez;
- Avaliar a fitotoxicidade do lixiviado bruto e do tratado usando *Lactuca sativa* (alface) como bioindicador.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário

O lixiviado, também conhecido como chorume, é um líquido escuro gerado pela degradação dos resíduos em aterros sanitários. Este efluente é originário: da umidade natural do lixo, aumentando nos períodos chuvosos; da água de constituição da matéria orgânica que escorre durante o processo de decomposição; das bactérias existentes nos resíduos, que expelem enzimas que dissolvem a matéria orgânica e formam um líquido (SERAFIM et al., 2003).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas, através da Norma Brasileira 8.419 de 1992, corrigida em 1996, define chorume como sendo um “líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características: a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (Demanda bioquímica de oxigênio)” (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2002).

De acordo com Silva e Kuroda (2015), o lixiviado de aterro geralmente apresenta forte odor e coloração acentuada, é altamente agressivo por sua toxicidade, possui elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, de matéria inorgânica de difícil degradação. Ressalta-se que fatores como: taxa de precipitação anual, temperatura média, tipo de compactação, idade do aterro, entre outros, também influenciam na composição do lixiviado gerado (CAMPOS, 2011).

O líquido problemático do ponto de vista ambiental é basicamente composto por: matéria orgânica dissolvida, formada essencialmente por metano, ácidos graxos voláteis, compostos húmicos e fúlvicos; compostos orgânicos xenobióticos representados por hidrocarbonetos aromáticos; compostos de natureza fenólica; e compostos organoclorados alifáticos, além dos inorgânicos como o Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Cl, os íons NH_4^+ , SO_4^{2-} e HCO_3^- , e os metais potencialmente tóxicos, como o Cd, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn (MORAIS; SIRTORI; PARALTA-ZAMORA, 2006).

Devido a suas características agressivas, a captação e tratamento adequado do lixiviado é uma medida de proteção ambiental, que mantém a estabilidade do aterro sanitário e garante a qualidade de vida da população local (SERAFIM, et al., 2003).

3.2 Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário

Os tratamentos convencionais de lixiviado de aterro sanitário são classificados em recirculação, biológicos e físico-químicos (CAMPOS, 2011).

Segundo Campos (2011), devido às características típicas do lixiviado, alguns problemas são inerentes ao tratamento desse efluente, tais como: a variabilidade da composição dos lixiviados de diferentes aterros; a composição do lixiviado sofre a influência de fatores climáticos e hidrológicos – regimes de chuva; a quantidade e constituição do lixiviado alteram-se de acordo com a idade do aterro; e a presença de compostos orgânicos recalcitrantes e potencialmente tóxicos como fatores determinantes na seleção e utilização de tecnologias de tratamento.

Pelo fato da presença de compostos recalcitrantes estarem associados à toxicidade do efluente e estes terem efeito cumulativo nos seres vivos, a remoção dos mesmos é essencial para evitar a contaminação ambiental. Porém, estas substâncias normalmente não são biodegradadas pelos organismos presentes nos sistemas biológicos de tratamento (ALMEIDA et al., 2004).

Devido às condições brasileiras, o processo biológico de tratamento de lixiviado mais indicado e comumente encontrado em aterros sanitários são os sistemas de lagoas de estabilização. Além de se enquadrarem nos aspectos climatológicos, caracterizam-se pela simplicidade de operação, pouca ou nenhuma necessidade de equipamento e baixo custo (SERAFIM, et al., 2003).

3.3 Legislação Ambiental e Padrões de Lançamento de Lixiviado

No Brasil, os padrões de lançamento de efluente são estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430, de 13 de maio de 2011. Esta além de incluir novos parâmetros e alterar alguns limites de lançamento quanto à resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, como o de DBO_5^{20} , estabelece em seu Art. 2º: “A disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não está sujeita aos parâmetros e padrões de lançamento dispostos nesta Resolução, não podendo, todavia, causar poluição ou contaminação das águas superficiais e subterrâneas” (BRASIL, 2011).

Nesta mesma resolução, os padrões de descarte de efluentes consideram principalmente à sua disposição em corpo hídrico específico. Os limites previstos de parâmetros foram abordados neste estudo e serviram como resposta ao monitoramento do desempenho do tratamento do lixiviado do aterro sanitário por ozonização, ainda que o descarte atual deste lixiviado ocorra por infiltração no solo. Vale ressaltar que a resolução CONAMA nº 430/2011 não apresenta considerações para os parâmetros de cor, $N-NO_3^-$ e $N-NO_2$ e não há uma legislação ambiental federal ou estadual específica para o tratamento de lixiviado.

A DBO é uma variável de grande relevância no estudo em questão, todavia seu limite de descarte ainda não foi incluído na legislação federal. Como é respeitado o nível de hierarquia da legislação: municipal, estadual e federal, considera-se o anexo 7 da Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA) nº 70 de 01 de outubro de 2009 que: “Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para Empreendimentos Industriais” no Paraná (PARANÁ, 2009). Ou seja, os valores variam conforme a atividade do empreendimento. Aterros enquadram-se nos limites previstos para “outras atividades” presente no anexo.

A partir da coleta dos parâmetros de lançamento estabelecidos em cada legislação ambiental vigente é possível estabelecer uma síntese à qual o lixiviado está sujeito para o descarte permissível no meio ambiente (Tabela 1).

Tabela 1 – Síntese dos padrões de lançamento considerados no tratamento do lixiviado de aterro com base na legislação ambiental vigente.

Parâmetro	Limite estabelecido	Legislação
pH	5,0 a 9,0	CONAMA nº 430/2011
Temperatura (°C)	<40	CONAMA nº 430/2011
Turbidez (UNT)	<100	CONAMA nº 357/2005
DQO ($mg\ O_2.L^{-1}$)	<200,0	CEMA nº 70/2009
$DBO_5^{20}(mg\ O_2.L^{-1})$	<50,0	CEMA nº 70/2009
Sólidos Dissolvidos ($mg.L^{-1}$)	<500,0	CONAMA nº 357/2005
$N-NH_4(mg.L^{-1})$	20,0	CONAMA nº 430/2011

Fonte: Brasil (2005); Brasil (2011); Paraná (2009) adaptado.

3.4 Processos Oxidativos Avançados

Por serem métodos eficientes na redução de impactos ambientais, os Processos Oxidativos Avançados (POAs) têm se destacado na pesquisa e desenvolvimento de tecnologias de tratamento de águas residuais, porém tais processos têm poucos incentivos e estudos a respeito de sua importância. A eficácia dos POAs depende da geração de radicais livres reativos, sendo o mais importante o radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$). Estes processos têm sido aplicados com êxito para a remoção ou a degradação de poluentes recalcitrantes (FREIRE et al., 2000; ARAÚJO et al., 2016), além de apresentarem grande eficiência na diminuição dos parâmetros físico-químicos do efluente, servindo como tratamento prévio ao biológico (KLAUCK; BENVENUTI; RODRIGUES, 2017).

Dos processos de produção do radical hidroxila, os que têm sido mais estudados geralmente utilizam ozônio, peróxido de hidrogênio, fotocatalise e o Reagente de Fenton (FREIRE et al., 2000). A partir de estudos sobre a aplicabilidade e desempenho dos POAs, é evidente que nenhum dos métodos individuais é altamente eficaz para o tratamento de lixiviados, contudo o processo de ozonização é um dos mais estudados e aplicados atualmente, apresentando eficácia de 40-89% de remoção de DQO (Demanda Química de Oxigênio) (KURNIAWAN; LO; CHAN, 2006).

3.5 Ozonização

3.5.1 Processo

Freire et al. (2000), afirma que o ozônio, por ser um oxidante enérgico, é muito utilizado em processos de degradação de compostos orgânicos, podendo reagir via dois mecanismos: reação direta (eletrofílica ou por cicloadição) e reação indireta, através do radical livre hidroxila ($\bullet\text{OH}$) formado pela decomposição do ozônio (Equação 1 e 2):



O meio alcalino, a adição de peróxido de hidrogênio e a incidência de radiação UV aumentam a probabilidade de ocorrência da reação indireta, incrementando assim a geração de radicais hidroxila nos processos com ozônio (KUNZ, 1999). Dentre os diferentes processos utilizados para a geração de ozônio destacam a eletrólise direta da água, a fotólise e a descarga por efeito corona (MORAIS, 2005), sendo esta última reação a mais aplicada ao tratamento de lixiviado devido à sua cinética, baixa seletividade e capacidade de promover a degradação de poluentes em tempos reduzidos.

Os fatores que governam o processo de ozonização são o pH do efluente e a vazão do O_3 . O tempo de contato e a dose aplicada de O_3 devem ser suficientes para a ocorrência de reações e mistura entre o ozônio e o efluente (BASSANI; TAVARES, 2010).

A ozonização reduz DBO, DQO, sólidos, saturação do efluente com OD, tem efeito coagulante, controla a turbidez, remove cor, sabor e odor. Seu uso permite a desinfecção do efluente rico em patógenos e é capaz de tratar o fluido que possui abundância de metais, por isso é vantajoso como parte do processo de tratamento (SCHIAVON, 2012). Porém, vale ressaltar que o custo do processo pode ser elevado, existem restrições de aplicação em concentrações elevadas de poluentes e pode haver formação de subprodutos de reação tóxicos.

3.5.2 Aplicabilidade

Como mencionado, o uso de POA's com ozônio é pouco estudado no Brasil, por isso o conhecimento deste processo é tão importante.

Corso, Scandelai e Tavares (2015a) avaliaram o tratamento do lixiviado gerado no aterro sanitário de Maringá, Paraná utilizando ozonização e ozonização catalítica (O_3/TiO_2 , O_3/ZnO). Foram conduzidas análises de cor, turbidez, DBO, DQO, nitrogênio amoniacal total, compostos que absorvem radiação UV-Vis₂₅₄ e substâncias húmicas.

Os resultados obtidos no trabalho apresentaram maior eficiência no processo de tratamento utilizando apenas ozonização. Este permitiu elevadas reduções de cor, turbidez, DBO e N-NH₄, demonstrando ser possível sua aplicação como processo de pré-tratamento para o lixiviado em questão.

Ainda, Corso, Scandelai e Tavares (2015b) avaliaram a eficiência da ozonização e ozonização catalítica (O_3/TiO_2 e O_3/ZnO) na remoção de metais pesados presentes no lixiviado gerado no aterro sanitário de Maringá, Paraná. Por meio das remoções percentuais de metais e seu enquadramento na Resolução nº430 de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, observou-se maior eficiência dos tratamentos utilizando ozonização e combinação de TiO_2 .

Amaral-Silva et al. (2016) usou a ozonização em escala laboratorial e em diferentes concentrações de entrada de ozônio, pH inicial e dosagens de peróxido de hidrogênio visando promover a eficiência no tratamento e melhora da biodegradabilidade do lixiviado de aterro.

Os autores constataram pelo estudo que a depuração do efluente pelo ozônio foi favorecida quando altos valores de pH foram aplicados ou quando o peróxido de hidrogênio foi utilizado como co-oxidante. Ambas as situações foram consistentes com a maior produção de radicais hidroxila. A ozonização única promoveu uma remoção expressiva da matéria orgânica recalcitrante (34% de DQO) e aumentou a biodegradabilidade dos lixiviados (DBO/DQO) de 0,05 para 0,33, considerando este processo uma opção viável como tratamento pré-biológico.

3.6 Testes de Toxicidade

Em virtude da complexidade dos ecossistemas aquáticos e à multifuncionalidade dos testes de toxicidade, eles podem ser realizados com uma grande variedade de espécies biológicas em diferentes níveis tróficos. Os testes de toxicidade são importantes para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes, uma vez que somente as análises químicas não possibilitam esse tipo de avaliação (COSTA et al., 2008; GARCIA et al., 2009).

Análises de toxicidade são exigidas na legislação brasileira. Na Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, Art. 2, inciso XXII, define como sendo ensaios toxicológicos aqueles que são “realizados para determinar o efeito deletério de agentes físicos ou químicos a diversos organismos visando avaliar o potencial de risco à saúde humana”.

Uma maneira simples e rápida de avaliar se um efluente tratado diminuiu seu potencial tóxico é através de estudos toxicológicos utilizando sementes, mediante avaliação do processo de germinação e crescimento radicular. Nesse processo, a água e a luz são consideradas fatores ambientais de fundamental importância no controle da germinação, enquanto a respiração e outras atividades metabólicas são intensificadas nos tecidos reidratados, resultando no suprimento de energia e nutrientes necessários para o crescimento do eixo embrionário (BRITO-PELEGRINI et al., 2009; GARCIA et al., 2009; MENDES; CARVALHO, 2015).

Estes testes de toxicidade são feitos com sementes de certas espécies que são reconhecidamente sensíveis às substâncias tóxicas, como por exemplo: *Agrostis gigantea*, *Allium cepa*, *Apium graveolens*, *Cichorium intybus*, *Eragrostis curvula*, *Festuca rubra* var. *commutata*, *Lactuca sativa*, *Lepidium sativum*, *Lycopersicon esculentum*, *Phleum pratense* e *Taraxacum officinale* (BRASIL, 2009).

Dentre as espécies mencionadas, destaca-se a semente de *Lactuca sativa*, que também encontra-se na lista de espécies usadas nas diretrizes de testes de plantas existentes da OECD- Organization for Economic Co-operation and Development (1984). Esta é de uso hortícola, por isso é comumente encontrada. Suporta temperaturas entre 15-20°C (BRASIL, 2009) e é extremamente suscetível a alterações no meio.

Segundo Romero e Cantú (2008), bioensaios com sementes de *Lactuca sativa* permitem avaliar a fitotoxicidade de amostras coloridas ou com elevada turbidez de maneira direta e sem necessidade de filtração prévia. Os autores afirmam que a espécie apresenta uma germinação fácil e rápida, por isso é possível desenvolver o teste em poucos dias, cerca de 120 horas de exposição.

Para a obtenção de valores de toxicidade intermediários entre 100% e 0%, é recomendada a preparação de diluições da amostra ou do composto a ser estudado, assim é possível realizar uma curva de resposta à concentração (ROMERO; CANTU, 2008; YOUNG, et al., 2012)

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Aparato Experimental

O equipamento foi constituído pela ligação em série de um compressor de ar, um fluxômetro de 15,0 L.min⁻¹, usado para controlar a vazão, e um reator de ozônio, composto por dois tubos cilíndricos coaxiais de inox. O sistema contou ainda com ventiladores coolers para resfriamento do tubo e, devido ao aquecimento excessivo do compressor de ar, foi direcionado um ventilador a fim de amenizar este efeito.

A geração de ozônio ocorreu por efeito corona, o qual consiste em uma descarga elétrica de alta tensão no reator de ozônio. Assim, apenas por um dos tubos cilíndricos do reator foi aplicada uma alta tensão juntamente com o fluxo de ar. Esta distinção faz com que os elétrons se desloquem da tensão maior para a menor, rompendo com ligações duplas do O₂. Os átomos de oxigênio gerados se juntam com outras moléculas de O₂ e formam moléculas de ozônio.

O reator de ozônio do aparato experimental foi interligado a um béquer com o efluente por meio de uma mangueira contendo uma pedra porosa acoplada em sua saída (Figura 1).

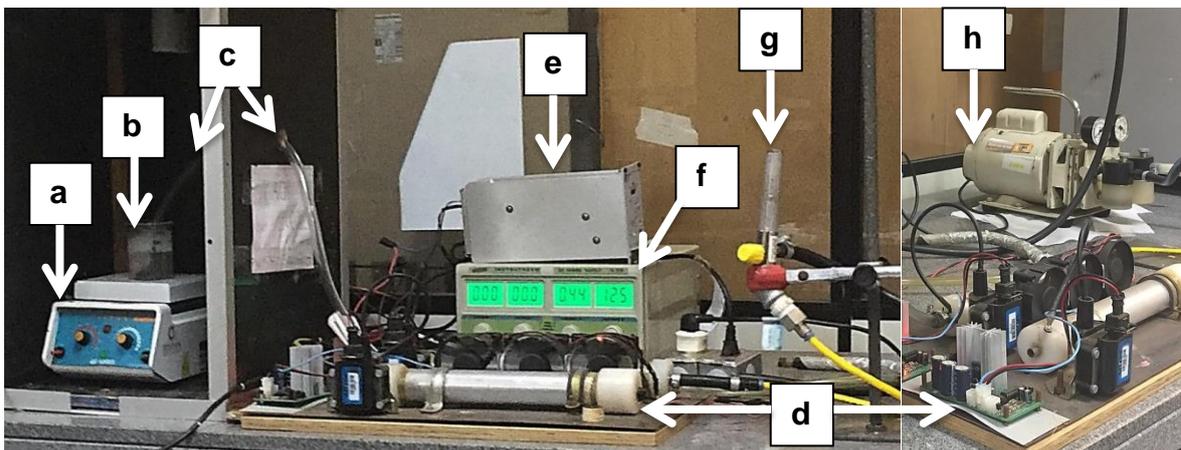


Figura 1 – Sistema utilizado para promover o processo oxidativo avançado no lixiviado.

a) Agitador magnético; b) Béquer de vidro com lixiviado; c) Mangueira com fluxo de O₃; d) Placa com tubos coaxiais e circuito eletrônico (efeito corona); e) Fonte de alimentação (45 W); f) Fonte de alimentação (12,5 V); g) Fluxômetro; h) Compressor de ar.

4.2 Tratamento do Lixiviado de Aterro Sanitário

4.2.1 Coleta e Armazenamento do Lixiviado

A amostra de lixiviado foi coletada no dia 30 de julho de 2018 em um aterro sanitário municipal no Estado do Paraná, e acondicionada em um galão de plástico de 20L. Este foi lacrado no local e levado para as instalações da UTFPR, campus Campo Mourão, Bloco F, Núcleo de Pesquisas em Engenharia Ambiental (NUPEA), mantido em um refrigerador a uma temperatura de 4° C.

Para realizar as análises e o tratamento do lixiviado, o galão foi retirado do refrigerador e deixado em temperatura ambiente 24h antes dos procedimentos para que ocorresse o descongelamento das amostras brutas.

4.2.2 Caracterização Físico-Química

A caracterização do lixiviado bruto coletado e tratado foi realizada com base nos parâmetros do Quadro 1.

Quadro 1 – Parâmetros analisados e suas respectivas metodologias.

Parâmetro	Método de Análise	Referências
Temperatura (°C)	Termômetro	*
pH	pHmetro	Eaton et al. (2005)
Turbidez (NTU)	Turbidímetro	*
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	Condutivímetro	*
Cor Verdadeira (UPC)	Espectrofotômetro	Eaton et al. (2005)
Cor Aparente (UPC)	Espectrofotômetro	Eaton et al. (2005)
DQO (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Eaton et al. (2005)
DBO (mg.L ⁻¹)	Teste DBO ₅ ²⁰	*
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Eaton et al. (2005)
Sólidos Totais Fixos (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Eaton et al. (2005)
Sólidos Totais Voláteis (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Eaton et al. (2005)
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	Titulométrico	Eaton et al. (2005)

Fonte: Autoria própria (2019).

4.2.3 Procedimentos do Tratamento por Ozonização

Baseado no trabalho de Carard (2018), o ponto ótimo de produção de O_3 gerado pelo ozonizador é de $8,79 \text{ g}\cdot\text{min}^{-1}$ conforme vazão de alimentação do compressor igual a $9,0 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ neste equipamento. Assim a vazão de O_3 foi fixada neste valor e a variável deste estudo foi o pH.

Foram realizados seis experimentos utilizando o volume de 400 mL de efluente nos respectivos valores de pH: 6,0, 8,5 (duplicata), 11,0, 12,0 e 12,85. A correção deste parâmetro foi feita utilizando NaOH e H_2SO_4 .

Em cada ensaio, o sistema de ozonização foi estabilizado durante 15 min em temperatura ambiente ($22-28^\circ\text{C}$). Dado esse período, o fluxo de ozônio foi direcionado ao béquer contendo a amostra em pH determinado. O tratamento empregado teve duração de 120 min.

Durante os tempos de 0, 5, 10, 15, 30, 60, 90 e 120 minutos, alíquotas de 10 mL do efluente ozonizado foram coletadas para a medição dos parâmetros de cor (verdadeira e aparente) e DQO, posto que os mesmos variem conforme as características do efluente. Com os valores obtidos, foram elaborados perfis de amostragem temporal a fim de verificar a eficiência do processo.

Após a realização destes ensaios, alíquotas do efluente tratado foram coletadas para determinação dos parâmetros físico-químicos propostos neste trabalho. Os resultados finais foram comparados aos valores máximos de lançamento estabelecidos no Art. 16 da Resolução nº430 de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente.

4.3 Análise Estatística

Para obtenção de uma análise mais precisa dos resultados obtidos, determinou-se a eficiência no aumento ou redução dos parâmetros DQO, Nitrogênio Amoniacal, Cor Aparente, Cor Verdadeira e Turbidez dos diferentes tratamentos realizados. Com os valores das variáveis realizou-se uma análise de componentes principais (ACP).

A ACP é uma técnica estatística de análise multivariada. Hongyu, et al. (2015) afirma que esta análise transforma linearmente um conjunto original de variáveis correlacionadas entre si, num conjunto substancialmente menor de variáveis não correlacionadas, contendo a maior parte da informação do conjunto original.

Primeiramente as variáveis foram padronizadas, de modo que as mesmas passaram a ter média e variância unitária (Equação 4), em seguida foi calculada a matriz de covariâncias e determinados os autovalores e os autovetores. O primeiro autovalor determinado equivaleu a maior porcentagem da variabilidade total, e assim sucessivamente; enquanto que os autovetores corresponderam às componentes principais e foi o resultado do carregamento das variáveis originais (MONTEIRO, et al., 2010).

$$z = \frac{x_i - \bar{X}}{\sigma} \quad \text{(Equação 4)}$$

Em que:

x_i = valor que se deseja padronizar;

\bar{X} = média aritmética da distribuição;

σ = desvio padrão.

A análise foi desenvolvida através do software de análise de dados R, versão 3.5.1.

4.4 Ensaio de Toxicidade

A avaliação da fitotoxicidade baseou-se no método de Rodrigues et al. (2013), com adaptações. O bioindicador, *Lactuca sativa* foi exposto a ensaios com solução dos lixiviados tratados (100%), bruto (100%) e suas diluições (50%). Foi feito o uso de água destilada como controle negativo e todas as soluções tiveram o pH estabilizado em 9,0, limite estabelecido em legislação.

O meio suporte foi composto por Placas de Petri de vidro de 100 mm de diâmetro e 15 mm de altura e filtros de papel estéril. Foram adicionadas 3,0 mL da solução-teste em cada triplicata dos ensaios e distribuídas espaçadamente 20 sementes do bioindicador, totalizando 39 testes e 780 sementes.

Em seguida, os testes seguiram para uma câmara de germinação do tipo BOD, à temperatura de 20°C e foto-período de 12h, por um período de 120h. Neste intervalo de tempo a germinação foi verificada por observação e anotação do número de sementes germinadas quando detectada aparência visível da radícula, nos períodos de 24, 48, 72, 96 e 120 horas; e o comprimento de raízes foi obtido pela medição do comprimento das plântulas após 120h.

Posteriormente, foram calculados o Índice de Crescimento Relativo (ICR) e o Índice de Germinação (IG) (Equação 5 e 6). Os valores de ICR foram classificados de acordo com os efeitos de toxicidade: inibição do alongamento (I), $0 < x < 0,8$; sem efeitos significativos (SES), $0,8 \leq x \leq 1,2$; e estimulação do alongamento (E), $x > 1,2$ (YOUNG, et al., 2012).

$$ICR = \frac{CRA}{CRC} \quad \text{(Equação 5)}$$

$$IG = ICR \left[\left(\frac{SGA}{SGC} \right) 100 \right] \quad \text{(Equação 6)}$$

Em que:

CRA = comprimento da raiz da amostra;

CRC = comprimento da raiz do controle;

SGA = número de sementes germinadas da amostra;

SGC = número de sementes germinadas no controle.

Os resultados obtidos dos índices foram analisados estatisticamente pelo programa BioEstat 5.3 através do teste paramétrico de variância ANOVA: fatorial (axb) com replicação.

As hipóteses levantadas foram: H_0 = As diferentes soluções utilizadas no teste de toxicidade não influenciam no crescimento das raízes dos bioindicadores ($\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5 = \mu_6$); e H_1 = As diferentes soluções utilizadas no teste de toxicidade influenciam no crescimento das raízes dos bioindicadores ($\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \neq \mu_4 \neq \mu_5 \neq \mu_6$). H_0 será aceito se $p > 0,05$, caso contrário, este será rejeitado e H_1 será aceito. Para resultados não significativos, H_0 será aceito.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização Físico-Química do Lixiviado Bruto

Associado o tempo de operação do aterro em questão à caracterização do lixiviado apresentada na Tabela 2, bem como as considerações feitas por Carard (2018) e Souto (2009) é possível afirmar que o efluente encontra-se em fase de degradação metanogênica, ou seja, é um lixiviado considerado “velho”.

Tabela 2 – Caracterização físico-química do lixiviado bruto coletado em 30 de julho de 2018 no aterro sanitário municipal.

Parâmetros físico-químicos	Valores
pH	8,44 ± 0,10; (6); 8,51
Temperatura (°C)	24,17 ± 1,13; (6); 25,50
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	13,64 ± 0,25; (6); 13,80
Turbidez (NTU)	207,67 ± 65,58; (6); 286,50
Cor aparente (UPC)	2.325,00 ± 105,21; (6); 2.460,00
Cor verdadeira (UPC)	1.990,00 ± 41,47; (6); 2.020,00
DQO-F (mg.O ₂ .L ⁻¹)	1.723,10 ± 103,77; (6); 1.866,60
DBO ₅ ²⁰ (mg.O ₂ .L ⁻¹)	585,00 ± 78,36; (6); 675,00
DBO/DQO	0,36 ± 0,04; (6); 0,40
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	723,47 ± 24,69 (4); 750,80
Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹)	616,47 ± 21,65; (4); 644,40
Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹)	107,00 ± 12,08; (4); 120,80
N-NH ₄ (mg.L ⁻¹)	1.218,47 ± 11,90; (6); 1.232,00

Legenda: média ± desvio padrão; valor entre parênteses é o número de amostras calculadas; valor em negrito é o valor máximo obtido do parâmetro.

Analisando os valores obtidos de pH (entre 6,5 a 9,0), DQO (entre 500 a 4.500 mg.O₂.L⁻¹), DBO (inferior a 1.000 mg.O₂.L⁻¹) e DBO/DQO (entre 0,1 a 0,5), é possível considerar que o lixiviado está em fase de transição da metanogênica inicial para estabilizada.

Além do clima e da idade dos aterros influenciarem na caracterização do lixiviado, Renou et al. (2008) afirma que o lixiviado “antigo” é caracterizado por uma baixa relação DBO/DQO e por altas concentrações de N-NH₄ (0,2 a 13.000 mg.L⁻¹).

Nesta fase, segundo Souto (2009), é quando todos os grupos microbianos presentes na célula do aterro estão atuando no processamento dos resíduos. Por consequência se produz um lixiviado composto em quase sua totalidade de materiais recalcitrantes e amônia.

Sabendo que na maioria dos processos de oxidação da amônia a nitrito e nitrato há o consumo de oxigênio, a elevada quantidade de nitrogênio amoniacal causa a queda acentuada da concentração de oxigênio dissolvido no efluente (SOUTO, 2009).

5.2 Caracterização Físico-Química do Lixiviado Tratado

Os valores obtidos nos ensaios, de maneira geral, apresentaram principalmente remoção de cor, aumento na biodegradabilidade do efluente e redução de nitrogênio amoniacal (Tabela 3).

Tabela 3 – Média de valores de parâmetros físico-químicos para os ensaios tratados.

Parâmetros físico-químicos	Ph				
	6,0	8,5	11,0	12,0	12,85
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	12,26	13,26	10,05	14,22	18,34
Turbidez (NTU)	99,38	139,00	167,00	93,23	69,23
Cor aparente (UPC)	290,63	170,00	227,50	123,75	157,50
Cor verdadeira (UPC)	187,50	125,00	122,50	99,00	127,50
DQO-F (mg.O ₂ .L ⁻¹)	1.032,04	1.191,01	566,90	846,59	859,83
DBO ₅ ²⁰ (mg.O ₂ .L ⁻¹)	508,59	472,12	495,47	462,00	384,38
DBO/DQO	0,49	0,40	0,87	0,55	0,45
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	873,40	730,80	1.363,60	1.553,20	1.794,40
Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹)	722,40	599,70	1.171,40	1.399,20	1.690,40
Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹)	151,00	131,10	192,20	154,00	104,00
N-NH ₄ (mg.L ⁻¹)	338,63	683,90	301,35	164,01	242,55

Ribeiro et al. (2005), expõe que a condutividade é a variável mais aplicada para se avaliar o nível de salinidade ou a concentração de sais solúveis em águas de irrigação e no solo. O autor afirma que este parâmetro cresce proporcionalmente à medida que a concentração de sais aumenta. Neste caso, o tratamento em pH 11,0 obteve melhor resultado na redução de sais solúveis no efluente.

Amaral-Silva et al. (2016) afirmam que os grupos cromosféricos presentes nos lixiviados, junto a compostos insaturados e altas quantidades de grupos funcionais específicos são responsáveis pela sua coloração. Segundo os autores, após um período mais longo em pH básico, a oxidação via indireta prevalece levando a um decréscimo superior de cor provavelmente pela oxidação de compostos refratários a ozonização. Isto pode explicar a redução de cor conforme o aumento do valor dos pHs estudados, exceto para o pH 12,85.

Apenas os lixiviados tratados em pH 8,5 e 11,0 não apresentaram turbidez abaixo de 100 UTN, o restante enquadrou-se no valor exigido na legislação ambiental vigente.

Vale salientar que a reação indireta é beneficiada em meios alcalinos (ALMEIDA, et al.,2004), por consequência, os ensaios em pH acima de 8,5 reuniram valores mais próximos aos exigidos legalmente. Todavia, observa-se que dentre os ensaios, o efluente tratado em pH 11,0 apresentou maior aumento na biodegradabilidade e redução da DQO, com eficiência de, respectivamente, 87,40% e 67,10%.

Observa-se o aumento de sólidos totais em todos os ensaios. Isto ocorreu devido à correção dos pHs determinados para os tratamentos com base (NaOH) e ácido (H_2SO_4). A adição desses compostos químicos aumenta a concentração dos sólidos fixos no efluente (MESSIAS, 2015).

Todos os lixiviados tratados apresentaram redução de $N-NH_4$, as eficiências variaram de 43,87% a 86,54%. Carard (2008) afirma que uma vazão elevada pode favorecer a agitação da solução e gerar bolhas de tamanho superior, proporcionando à oxidação do $N-NH_4$ em $N-NO_3^-$. Sendo assim, este estudo teve seu processo de ozonização potencializado pela adição da pedra porosa na saída da mangueira.

Ainda, nenhum dos ensaios apresentou valores de DQO ($200 \text{ mg O}_2.L^{-1}$), DBO_5^{20} ($50 \text{ mg O}_2.L^{-1}$), sólidos (50 mg.L^{-1}) e $N-NH_4$ (20 mg.L^{-1}) dentro dos limites estabelecidos nas legislações vigentes.

5.3 Análise do Processo de Ozonização Avançada

Com relação ao processo, os perfis de amostragem temporal de cor verdadeira (Figura 2), cor aparente (Figura 3) e DQO (Figura 4) demonstraram a eficiência do tratamento por ozonização.

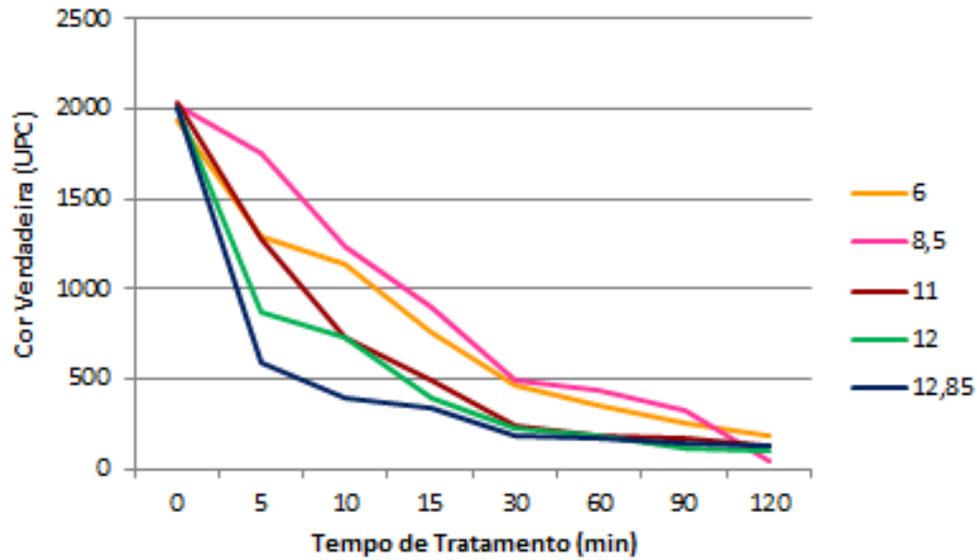


Figura 2 – Perfil de Amostragem Temporal de Cor Verdadeira.

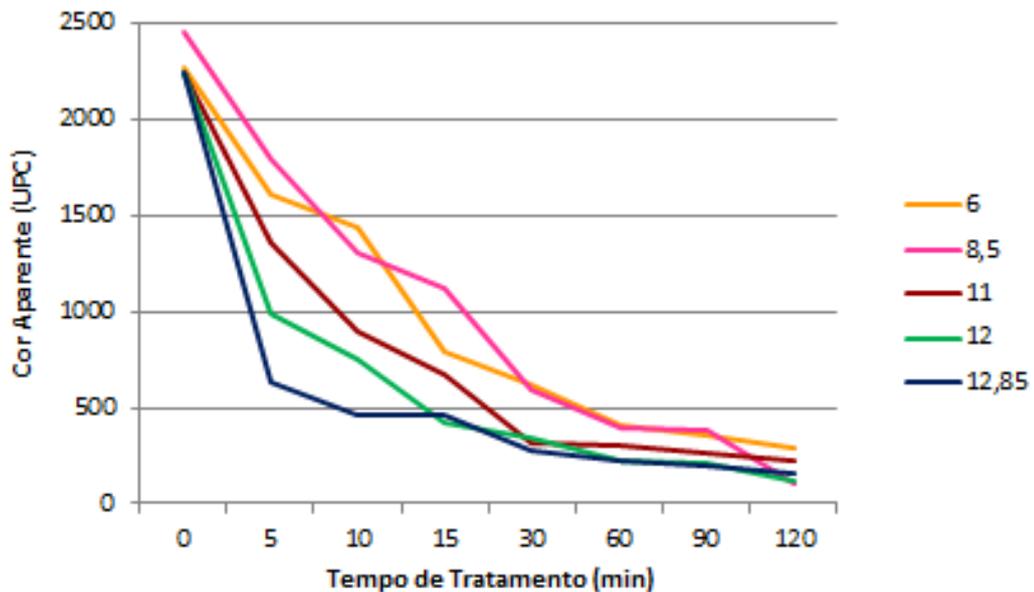


Figura 3 – Perfil de Amostragem Temporal de Cor Aparente.

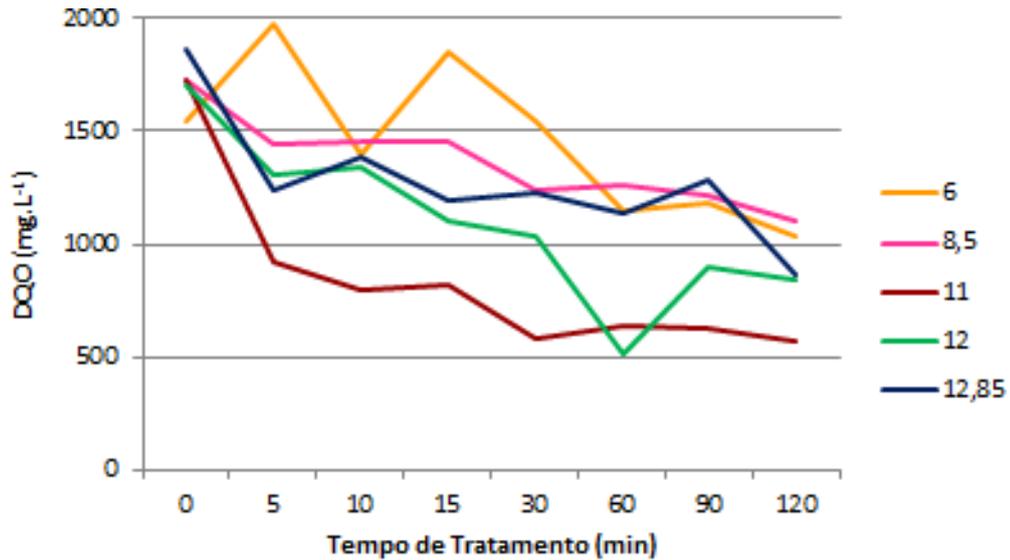


Figura 4 – Perfil de Amostragem Temporal de DQO.

O perfil de amostragem temporal de DQO apresentou valores divergentes com o aumento do tempo de tratamento para os efluentes tratados em pH 12,0, em 60 min, e em pH 6,0, no tempo de 5, 10 e 15 min. Contudo estes resultados podem ser desconsiderados e tidos como erro laboratorial de medição manual.

Fundamentado se nos perfis acima e na coloração do lixiviado tratado (Figura 5), comprovou-se a eficiência do processo na remoção de cor. Ainda, observou-se que a ozonização apresentou redução de valores dos parâmetros mencionados após o período de 60 min, tendendo a se estabilizar no intervalo de 90 a 120 min.



Figura 5 - Alíquotas referentes ao tratamento de lixiviado de aterro em pH 12,0.

5.4 Análise Estatística da Eficiência do Tratamento

Com base na caracterização físico-química do lixiviado bruto e do lixiviado tratado foi possível obter a eficiência dos tratamentos a partir dos seguintes parâmetros: DQO, Nitrogênio Amoniacal (NA), Cor Aparente (CA), Cor Verdadeira (CV) e Turbidez (T)(Tabela 4).

Tabela 4 – Média de valores de parâmetros físico-químicos para os ensaios tratados.

Ph	Eficiência dos Parâmetros				
	DQO (%)	NA (%)	CA (%)	CV (%)	T (%)
6,0	40,11	72,21	87,30	90,58	66,67
8,5	30,88	43,87	92,57	93,72	55,11
11,0	67,10	75,27	90,06	93,84	19,58
12,0	50,87	86,54	94,59	95,03	33,07
12,85	50,10	80,09	93,12	93,59	52,15

As análises estatísticas com os valores das eficiências dos parâmetros apresentados resultaram em 4 correlações (Tabela 5).

Tabela 5 – Matriz de correlação linear (R) entre as eficiências das variáveis.

Eficiência	DQO	NA	CA	CV	T
DQO		0,676	-0,002	0,338	-0,835
NA			0,119	0,156	-0,388
CA				0,890	0,319
CV					-0,701

Legenda:

-  Moderada correlação (positiva ou negativa entre 0,500 e 0,700)
-  Alta correlação (positiva ou negativa maior que 0,700)

Verifica-se que há moderada correlação positiva entre os parâmetros DQO e NA (0,676) devido ao fato do nitrogênio, nos processos de nitrificação, implicar no consumo de oxigênio e alcalinidade (VON SPERLING, 1996); e alta correlação positiva entre os parâmetros CA e CV (0,890), relacionada à medição de coloração do efluente.

Já os parâmetros que apresentam alta correlação negativa foram DQO e T (-0,835), e CV e T (-0,701). O primeiro, pelo fato do consumo de oxigênio influenciar no acréscimo de matéria orgânica na água, há por consequência, um aumento no nível de turbidez (BRASIL, 2014). O segundo devido à presença de sólidos em suspensão que influi na determinação da intensidade da cor da água.

Para o cálculo dos coeficientes dos componentes principais foram determinados os autovalores, a variância total e acumulada e o desvio padrão dos mesmos (Tabela 6).

Tabela 6 – Autovalores, variância total, variância acumulada e desvio padrão dos componentes principais.

Componente Principal	Autovalores	Variância Total (%)	Variância Acumulada (%)	Desvio Padrão
1	1,68	56,63	56,63	1,6827
2	1,23	30,24	86,87	1,2296
3	0,78	12,30	99,17	0,7844
4	0,20	00,83	100	0,2039
5	0	0	100	0

Julgando pelos resultados obtidos na Tabela 6, a análise de componentes principais permitiu o descarte de três variáveis que demonstraram baixa variabilidade ou foram redundantes por estarem relacionadas com as de maior importância para dois componentes principais. Neste caso, foram selecionadas as componentes que apresentaram maior variabilidade nos dados originais (86,87%) atribuindo essa faixa as componentes principais 1 e 2, sendo elas suficientes para substituir as variáveis sem alterar seus dados (JOHNSON; WICHERN, 2007; HONGYU; SANDANIELO; DE OLIVEIRA JUNIOR, 2016).

Para visualizar a escolha dos componentes principais, utilizou-se o gráfico *scree-plot* (Figura 6).

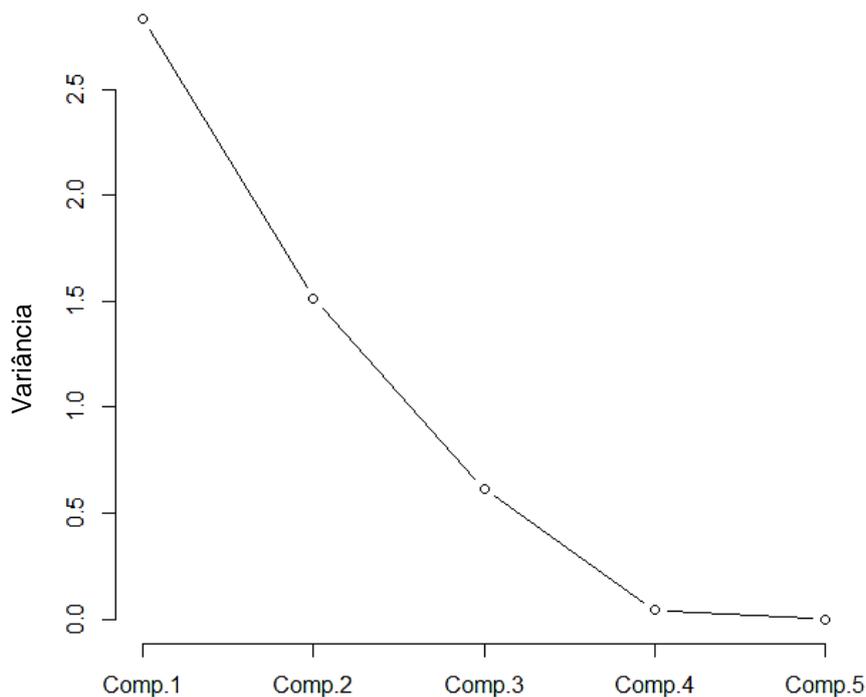


Figura 6 – Gráfico scree plot para análise de componentes principais.

Pela avaliação da Figura 6 foi possível observar um salto significativo nas variâncias entre os componentes 1 e 2, indicando estas como as componentes de maior importância. Além disso, observa-se a tendência das variáveis a se estabilizar a partir do componente 3.

Os coeficientes das duas componentes principais estão dispostos na Tabela 7.

Tabela 7 – Coeficientes, variância total e acumulada dos componentes principais 1 e 2.

Comp. Principal	Eficiências Médias					Variância Total	Variância Acumulada
	DQO	NA	CA	CV	T	(%)	(%)
1	0,465	0,351	0,356	0,495	-0,538	56,63	56,63
2	0,476	0,438	-0,606	-0,448	-0,116	30,24	86,87

Ratifica-se com base nos valores acima que a componente principal 1 explica 56,63% da variabilidade dos dados relativos a eficiência médias de remoção de T (-0,538) e CV (0,495). Enquanto que a componente principal 2 explica 30,24% da variabilidade dos dados relativos a eficiência média de remoção de CA (-0,606) e DQO (0,476).

Na Figura 7 é apresentado o gráfico de escores dos diferentes tipos de tratamentos realizados, conforme as componentes principais 1 e 2.

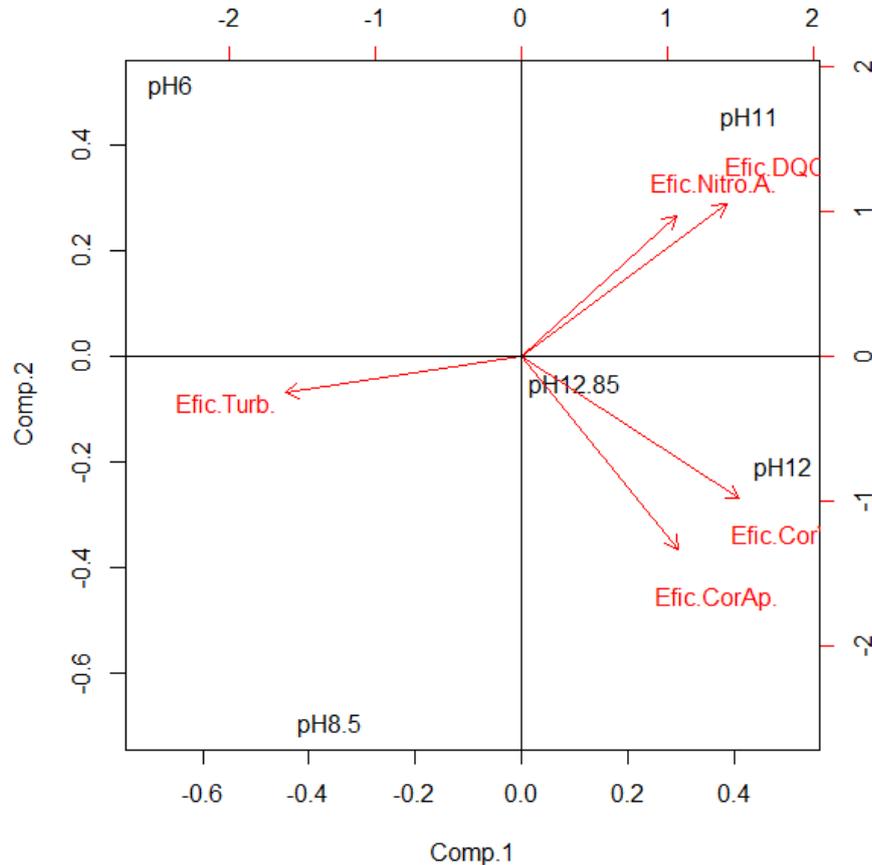


Figura 7 – Gráfico de escores para os componentes principais 1 e 2.

Com base na Figura 7, observa-se maiores escores positivos para o componente principal 1, relacionados com o tratamento em pH 12,0, que apresentou maior eficiência de remoção de cor aparente e cor verdadeira; e para o pH 11,0, que obteve valores de remoção de DQO maiores que os obtidos nos outros tratamentos. O menor escore para o componente principal 1 foi para o pH 6,0, que apresentou baixa eficiência de remoção de cor aparente e cor verdadeira.

Para o componente principal 2, pelo fato do componente em questão estar associado a cor aparente e DQO, verifica-se que o escore de maior valor está relacionado aos tratamentos de pH 6,0 e de pH 11,0, visto que estes apresentaram menores valores de eficiência de remoção dos parâmetros mencionados. Enquanto que o escore de menor valor foi para o pH 8,5, que comparado aos demais tratamentos, apresentou valores maiores de DQO e nitrogênio amoniacal.

Segundo von Sperling (1996), no processo de conversão do nitrato a nitrogênio gasoso à economia de oxigênio e alcalinidade. Assim, o fato dos parâmetros de eficiência do nitrogênio amoniacal e DQO apresentarem-se próximos na Figura 7 sugere a ocorrência do processo de desnitrificação no efluente.

5.5 Análises de Toxicidade

Como no estudo de Rodrigues et al. (2013), o substrato usado no presente trabalho apresentou redução na taxa de germinação do bioindicador. Além disso, as sementes expostas a 100% da solução tratada ou bruta, independente do tratamento, apresentaram necrose e oxidação (Figura 8a). Assim como os resultados obtidos por Ribeiro et al. (2012), o efeito do substrato foi dependente de sua concentração, porém, diferente do observado pelo autor, o ápice radicular dos bioindicadores que se desenvolveram mostraram-se claros (Figura 8b).

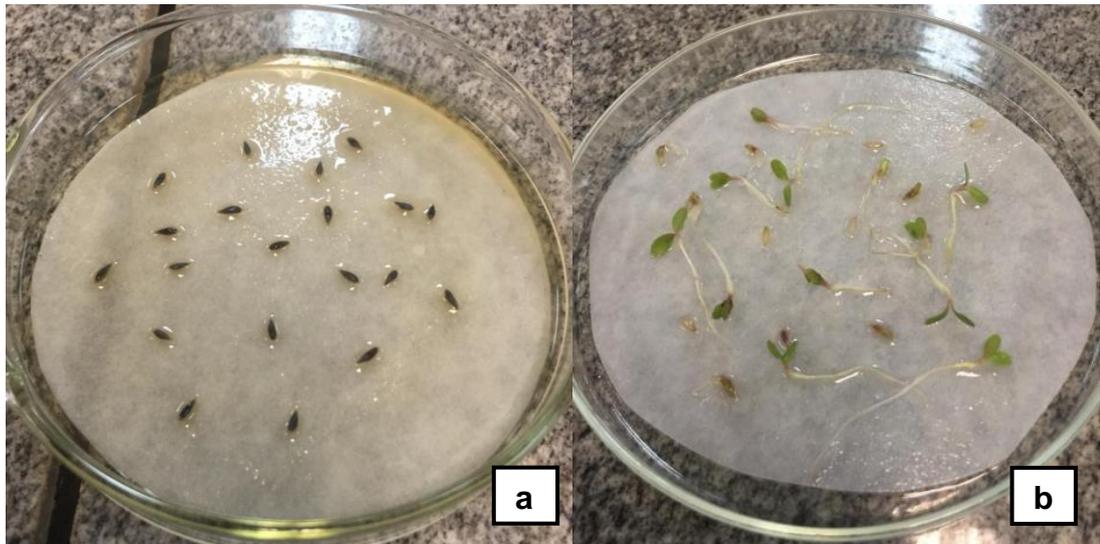


Figura 8 - Ensaio de toxicidade com *Lactuca sativa* após período de 120h.

a) Sementes expostas a solução de 100% do efluente tratado em pH 6,0; b) Sementes expostas a solução de 50% do efluente tratado em pH 6,0.

A toxicidade do lixiviado bruto e pós-tratamento foi obtida a partir do número de sementes germinadas durante o processo de incubação no período de 24h, 48h, 72h, 96h e 120h para os diferentes extratos e diluições, e o comprimento das raízes, em centímetros, de cada amostragem. Com esses valores foram calculados os índices de Crescimento Relativo (ICR) e de Germinação (IG) para os diferentes testes e gerados os gráficos de análise descritiva para os mesmos (Figura 9 e 10).

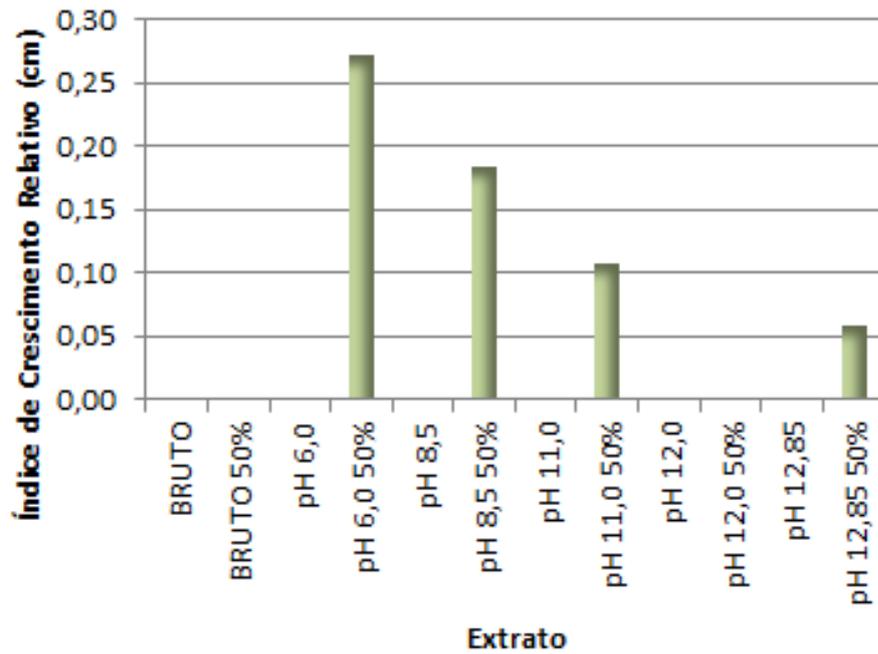


Figura 9 – Índice de Crescimento Relativo (ICR) de sementes de *Lactuca sativa* para diferentes soluções de lixiviado bruto e tratado. Fonte: Autoria Própria.

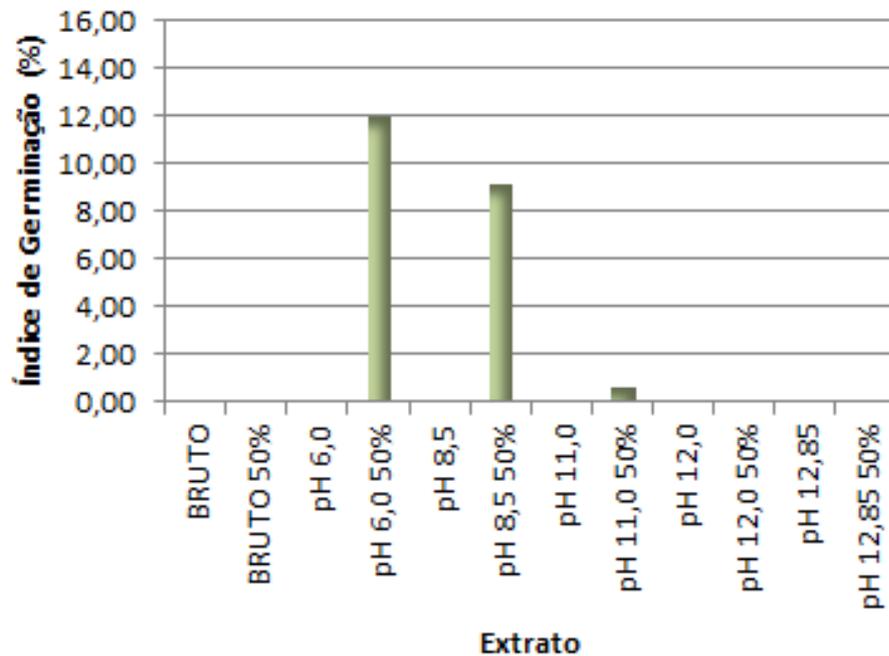


Figura 10 – Índice de Germinação (IG) de sementes de *Lactuca sativa* para diferentes soluções de lixiviado bruto e tratado. Fonte: Autoria Própria.

Classificando os resultados de ICR às categorias de efeitos da toxicidade, foi notório o efeito tóxico do efluente para o desenvolvimento do bioindicador, visto que os valores obtidos foram menores que 0,8. Significa que a exposição das sementes as soluções de lixiviado tratado em pH 6,5, 8,5 e 11,0 e diluídas inibiram o alongamento das radículas, já os demais extratos analisados causaram a completa inibição, tanto do alongamento, quanto da germinação.

Formagio, et al. (2010) avaliou o potencial alelopático de extratos de espécies Annonaceae sobre plântulas de alface. Assim como o autor, embora os substratos estudados tenham diminuído a velocidade do comprimento das radículas dos ensaios de toxicidade que se desenvolveram, estas não apresentaram alterações morfológicas conspícuas.

Diferente de Ribeiro et al. (2012) que avaliou a fitotoxicidade de extratos de barbatimão em bioensaio com alface, o presente estudo não observou em seus ensaios ápice radicular escurecido e degradação de tecidos. Apesar disso, o desenvolvimento dos bioindicadores sobre a exposição de qualquer um dos substratos analisados foi prejudicado.

A partir do teste estatístico realizado com os valores obtidos dos ICR e IG, é possível afirmar que as diferentes amostras de tratamento utilizadas no teste de toxicidade não influenciam no crescimento das raízes das plântulas ($p > 0,05$), mas sim na germinação das sementes ($p < 0,05$) expostas aos extratos diluídos do lixiviado tratado em pH 6,0, 8,5 e 11,0.

A análise estatística descritiva do crescimento das radículas (Figura 11) foi utilizada para obtenção dos comprimentos máximos e mínimos das raízes, da amplitude dos comprimentos, da mediana e do desvio padrão dos substratos aos quais os bioindicadores foram submetidos, inclusive o de controle. Devido à baixa ou nula germinação e crescimento das radículas, apenas três testes se destacam. Todavia, estes ensaios não apresentaram valores próximos aos obtidos para o controle negativo. O comprimento máximo das radículas das sementes expostas ao tratamento de pH 6,0 (50%), pH 8,5 (50%) e pH 11,0 (50%) foi de, respectivamente, 0,67cm, 0,42 cm e 0,28 cm, enquanto que o comprimento mínimo dos testes de controle foi igual a 0,69 cm e o máximo igual a 2,27 cm

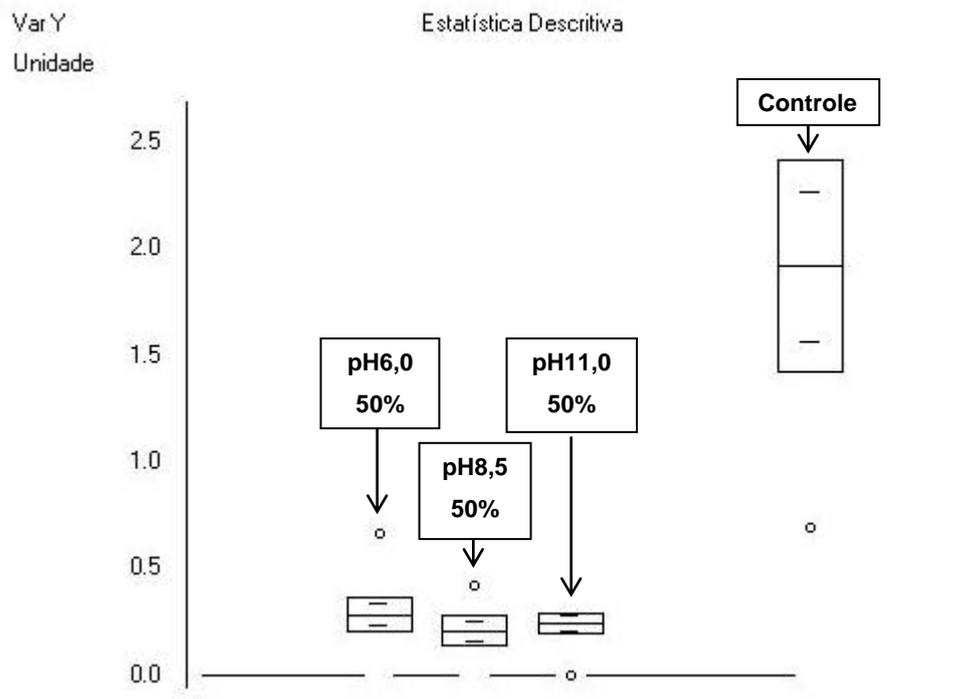


Figura 11 – Gráfico da estatística descritiva dos comprimentos das raízes.

Com base nos resultados dos índices e dos testes estatísticos, foi possível confirmar que os ensaios que se desenvolveram em exposição aos substratos dos tratamentos com ozônio em pH 6,0, pH 8,5 e pH 11,0 diluídos em 50% de água destilada sofreram o efeito hormese. Este fenômeno associa-se a compostos tóxicos que, em baixa concentração, estimula ou beneficia o organismo exposto.

Embora seja possível que compostos como Cu e Zn, em pequenas doses, produzam exaltação por serem micronutrientes da planta, esta adaptação do bioindicador não deve ser interpretada como um efeito positivo. Essa resposta deve ser avaliada em conjunto com os resultados registrados em outros testes (ROMERO; CANTU, 2008).

Rodrigues et al. (2013) avaliou a influência da fitotoxicidade da água e do sedimento de córrego urbano com sementes e verificou o estímulo do crescimento das raízes de *Lactuca sativa* quando submetidas a extratos com concentrações de contaminantes não quantificados. O mesmo foi observado por Czerniawska-Kusza & Kusza (2011) que observaram efeito estimulante do crescimento das espécies (*Sorgum saccharatum* L. Moench, *Sinapis Alba* L. e *Lepidium sativum* L.) quando expostas a sedimentos e águas de um reservatório contaminado por metais e nutrientes.

6 CONCLUSÃO

A partir dos dados levantados no presente trabalho é possível afirmar que a eficiência do tratamento do lixiviado de aterro sanitário por meio do processo oxidativo avançado (POA) de ozonização não é suficiente, visto que apenas o tratamento com ozônio não permitiu alcançar todos os limites permissíveis da legislação ambiental brasileira vigente para descarte do lixiviado no meio ambiente.

Dos diversos tratamentos realizados, o lixiviado tratado em pH 11,0 apresentou bons resultados com relação a redução de condutividade (26,33%), redução de DQO (67,10%) e principalmente aumento da biodegradabilidade (87,40%). Enquanto que o lixiviado tratado em pH 8,5 foi o que obteve valores menos satisfatórios de eficiência de remoção dos parâmetros DQO (30,88%), nitrogênio amoniacal (43,87%) e DBO/DQO (37,70%).

Como era de se esperar, todos os tratamentos apresentaram elevada redução de cor, tanto aparente (de 87 a 95%), quanto verdadeira (de 91 a 95%). Outro fato positivo, com exceção do tratamento em pH 8,5, foi a desnitrificação que ocorreu devido ao processo. O lixiviado tratado em pH 12,0 apresentou uma eficiência de remoção de 86,54% do nitrogênio amoniacal do efluente bruto.

Os ensaios em pH 6,0, 12,0 e 12,85 enquadraram-se nos limites permissíveis da legislação ambiental vigente para o parâmetro turbidez, com uma eficiência de remoção de 52,15% a 66,67%. Por outro lado, todos os lixiviados tratados apresentaram aumento de sólidos totais, fixos e voláteis devido as correções do pH para realização do tratamento.

A respeito da toxicidade dos efluentes, tanto o lixiviado bruto, quanto o lixiviado tratado por ozonização foram nocivos para o desenvolvimento dos bioindicadores. Os efeitos foram a completa ou parcial inibição da germinação e crescimento das radículas.

Diante dos dados obtidos, como aumento da biodegradabilidade e redução da cor do efluente por meio do processo oxidativo avançado de ozonização, sugere-se que este seja utilizado exclusivamente como tratamento complementar com pós-tratamento físico-químico ou biológico. São necessários estudos aprofundados sobre a integração dos processos e sua viabilidade econômica.

7 RECOMENDAÇÕES

Diante dos resultados obtidos neste estudo são recomendadas as seguintes atividades para futuras pesquisas:

- Realizar uma análise de metais pesados nos efluentes tratados;
- Analisar a influência da temperatura do lixiviado no processo de tratamento;
- Realizar maior número de diluições da amostra do composto para os testes de toxicidade;
- Conciliar a ozonização a outros processos oxidativos avançados.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2016. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2016.pdf>> Acesso em: 08 mai. 2018.

ALMEIDA, E; ASSALIN, M. R.; ROSA, M. A.; DURÁN, N. **Tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos na presença de ozônio**. Química Nova, v. 27, n. 5, p. 818-824, 2004.

AMARAL-SILVA, N.; MARTINS, R. C.; CASTRO-SILVA, S.; QUINTA-FERREIRA, R. M. Ozonização e perozonização na melhoria da biodegradabilidade de um lixiviado de aterro. **Jornal de Engenharia Química Ambiental**. v. 4, p. 527 - 533, 2016.

ARAÚJO, K. S., ANTONELLI, R., GAYDECZKA, B., GRANATO, A. C., MALPASS, G. R. P. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais, Revista Ambiente e Água, vol. 11, n. 2, p. 387-401, 2016.

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

_____. NBR 10004: Resíduos Sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 1987.

_____. NBR 10004: Resíduos Sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

BASSANI, F.; TAVARES, C. R. G. **Monitoramento do lixiviado de aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e Ozônio**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Urbana, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2010. Disponível em: <<http://www.peu.uem.br/Fabiana.pdf>> Acesso em: 22 mai. 2018.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, nº 53, de 18 de Março de 2005.

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA. **Regras para análise de sementes**. 2009.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. 2014.

BRASIL. Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, nº 92, de 16 de Maio de 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 25 set. 2018.

BRITO-PELEGRINI, N.N.; PATERNIANI, J.E.S.; BROTA, G.A.; SANTOS, E.M.; SILVA, N.B.; PELEGRINI, R.T. **Ensaio biológicos com sementes para avaliar a redução da toxicidade do chorume tratado por processo fotoquímico**. Minerva, v. 6, n. 3, p.219-228, 2009.

CAMPOS, F. **Lixiviado de Aterro Sanitário, Impactos e Alternativas de Tratamento**. Revista TAE, Santo André, p. 18-24, 2011. Disponível em: <<http://www.revistatae.com.br/3356-noticias>> Acesso em: 14 mai. 2018.

CARARD, R. F. **Tratamento de Lixiviado de Aterro por Ozonização Fotocatalítica com TiO₂**. 2018. Dissertação (Mestrado em Inovações Tecnológicas) Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão. 2018.

CORSO, B. L.; SCANDELA, A. P. J.; TAVARES, C. R. G. Processos Oxidativos Avançados: Remoção de Metais em Lixiviado de Aterro Sanitário com O₃. In: XI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica, 2015, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo. **Anais...** 2015a. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Ana_Scandela/publication/300147820_PROC_ESSOS_OXIDATIVOS_AVANCADOS_REMOCAO_DE_METAIIS_EM_LIXIVIADO_DE_ATERRO_SANITARIO_COM_O3_O3TiO2_e_O3ZnO/links/583c70c808aeb3987e2f9674/PROCESSOS-OXIDATIVOS-AVANCADOS-REMOCAO-DE-METAIS-EM-LIXIVIADO-DE-ATERRO-SANITARIO-COM-O3-O3-TiO2-e-O3-ZnO.pdf> Acesso em: 14 mai. 2018.

CORSO, B. L.; SCANDELA, A. P. J.; TAVARES, C. R. G. Otimização do Processo de Ozonização Combinado a Catalisadores e Óxidos Metálicos para Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário. In: XXIV Encontro Anual de Iniciação Científica, 2015, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná. **Anais...** 2015b. Disponível em: <<http://www.eaic.uem.br/eaic2015/anais/artigos/292.pdf>> Acesso em: 14 mai. 2018.

COSTA, C., OLIVI, P., BOTTA, C., ESPINDOLA, E. **Toxicidade em ambientes aquáticos: métodos de discussão e avaliação**. Química Nova, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

CZERNIAWSKA-KUSZA, I.; KUSZA, G. **Potencial do microbioteste de fitotoxidade para avaliação de risco de sedimentos em ecossistemas de água doce eutróficos**. Monitoramento e Avaliação Ambiental, v.179, p.113-121, 2011. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs10661-010-1722-y.pdf>> Acesso em: 04 abr. 2019.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, Ar. E. (Ed.). **Métodos padrão para o exame de água e águas residuais**. 21 ed. Washington: Associação Americana de Saúde Pública; Associação Americana de Obras de Água; Federação de Controle da Poluição da Água, 2005.

FORMAGIO, A.; MASETTO, T.; BALDIVIA, D.; VIEIRA, M.; ZARATE, N. Potencial alelopático de cinco espécies da família Annonaceae. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 8, n. 4, 2010. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/1485/975>> Acesso: 04 abr. 2019.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; DURÁN, N.; PERALTA-ZAMORA, P. **Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas**. *Química Nova*, v. 23, n.4, p. 504-511, 2000.

GARCIA, J. C.; SIMIONATO, J. I.; ALMEIDA, V. D. C.; PALÁCIO, S. M.; ROSSI, F. L.; SCHNEIDER, M. V.; SOUZA, N. E. D. Acompanhamento evolutivo da degradação fotocatalítica de efluentes têxteis reais nos sistemas TiO_2 e TiO_2/H_2O_2 e seus efeitos tóxicos sobre as mudas de *Lactuca sativa*. **Revista da Sociedade Brasileira de Química**, v. 20, n. 9, p. 1589-1597, 2009.

HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; DE OLIVEIRA JUNIOR, G. J.. Análise de componentes principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **E&S Engineering and Science**, v. 5, n. 1, p. 83-90, 2016. Disponível em: <<http://www.periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/eng/article/view/3398/2623>> Acesso em: 10 mar. 2019

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Análise Estatística Multivariada Aplicada**. 6 ed. Nova Jersey: Pearson Prentice Hall, 2007. 773 p. Disponível em: <https://homepages.dcc.ufmg.br/~assuncao/EstatCC/Exercicios/Johnson_Wichern_Book.pdf> Acesso em: 10 mar. 2019.

KLAUCK, C. R.; BENVENUTI, T.; RODRIGUES, M. A. S. Processos Oxidativos Avançados como Alternativa ao Tratamento de Chorume. **Tecnologia e Tendências**, v. 9, n. 1, p. 33-46, 2017.

KUNZ, A. **Remediação de efluente têxtil: combinação entre processo químico (ozônio) e biológico**. Campinas, 1999. Tese (Doutorado em Química), UNICAMP. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/248906/1/Kunz_Airton_D.pdf> Acesso em: 25 set. 2018.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W-H.; CHAN, G. Y. S. Reações de oxidação catalisadas por radicais para degradação de compostos recalcitrantes de lixiviados de aterros sanitários. **Revista de Engenharia Química**. v. 125, p. 35 a 57, 2006.

MENDES, A. K. V.; CARVALHO, J. S. B de. Germinação de sementes de manjeriço em diferentes condições ambientais. **Revista Ciência, Tecnologia e Ambiente**, v. 1, n. 1, p. 21-27, 2015. Disponível em: <<http://www.revistacta.ufscar.br/index.php/revistacta/article/view/7/6>> Acesso em: 22 mai. 2018.

MESSIAS, R. de A. **Ozonização catalítica de efluente de laticínio em processo semi-batelada com reciclo**. 2015. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química). Universidade de São Paulo (USP), Lorena. 2015.

MONTEIRO, A. B.; CORREIA FILHO, F. L.; FREIRE, P. K. C.; SOUSA, N. G. de; SOARES FILHO, A. R. Análise estatística multivariada de dados hidroquímicos do aquífero cabeças - sudeste da Bacia Sedimentar do Parnaíba - PI. In: Congresso brasileiro de águas subterrâneas e Encontro nacional de perfuradores de poços, 16 e 17, 2010, São Luís. **Anais...** São Luís: ABAS, 2010. p. 1-19.

MORAIS, J. L. de. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário**. 2005. Tese (Doutorado no curso de Pós-Graduação em Química) Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2005. Disponível em: <<https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/3523/TESEDOUTPPGQJOSMARIALOPESEMORAIS.pdf?sequence=1>> Acesso em: 25 set. 2018.

MORAIS, J. L.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P. G. **Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional**. Química Nova, v. 29, n. 1, p. 20 - 23, 2006.

NOGUEIRA, R. F. P.; JARDIM, W. F. A. **Fotocatalise Heterogênea e Sua Aplicação Ambiental**. Química Nova, Campinas, v. 21, n.1, p. 69-72, 1998.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Terrestrial Plants: Growth Test**. Guideline for Testing of Chemicals n ° 208. OECD Publications Service, Paris, 1984.

PARANÁ. Resolução Nº 70, de 01 de Outubro de 2009 – CEMA. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para Empreendimentos Industriais. **Diário Oficial da União**. n. 8068. Curitiba, 2009. Disponível em: <<http://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=151792&indice=1&totalRegistros=4>>. Acesso em: 25 set. 2018.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Tratamento de lixiviados de aterros sanitários: revisão e oportunidade. **Jornal de Materiais Perigosos**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

RIBEIRO, G. M.; MAIA, C. E.; DE MEDEIROS, J. F. Uso da regressão linear estimativa da relação entre a condutividade elétrica e a composição iônica da água de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 1, p. 15-22, 2005. Disponível em:

<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662005000100003> Acesso em: 16 out. 2018.

RIBEIRO, L. de O.; BARBOSA, S.; BALIEIRO, F. P.; BEIJO, L. A.; SANTOS, B. R.; GOUVEA, C. M. C. P.; PAIVA, L. V. Fitotoxicidade de extratos foliares de barbatimão [*Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville] em bioensaio com alface. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 10, n. 2, 2012. Disponível em:

<<http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/2139>> Acesso em: 30 dez. 2018.

RODRIGUES, L. C. de A.; BARBOSA, S.; PAZINI, M.; MASELLI, B. de S.; BEIJOL, L. A.; KUMMROWLL, F. **Fitotoxicidade e citogenotoxicidade de água e sedimentos de riachos urbanos em bioensaio com *Lactuca sativa***. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 17, n. 10, p. 1099-1108, 2013.

ROMERO, P. R.; CANTÚ, A. M. (Ed.). **Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo: la experiencia en México**. Instituto Nacional de Ecología, 2008.

SCHIAVON, G. J. **Modelagem, desenvolvimento e análise de um sistema gerador de ozônio, operando em alta frequência com controlador digital de sinais**. 2012. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Departamento de Engenharia Química (DEQ), Universidade Estadual de Maringá (UEM), Maringá, 2012.

SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. **Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos**. III Fórum de Estudos Contábeis, 2003. Disponível em: <<https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2016/06/Chorume-impactos-ambientais-e-possibilidades-de-tratamento.pdf>> Acesso em: 10 mai. 2018.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO PARANÁ. **Atlas Geomorfológico do Estado do Paraná. Escala Base: 1:250.000 com Modelos Reduzidos de 1:500.000**. 2006. 63p. Disponível em:

<http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/2_Geral/Geomorfologia/Atlas_Geomorforlogico_Parana_2006.pdf> Acesso em: 10 mai. 2018.

SILVA, A. A. da.; KURODA, E. K. **Pós-Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário por Coagulação, Filtração Ascendente em Pedregulho de Adsorção em Carvão Ativado e Avaliação Ecotoxicológica**. 2015. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento) - Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção de nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar.** 2009. 371 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) — Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2009. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-19022009-121756/pt-br.php>> Acesso em: 05 jan. 2019.

VON SPERLING, M. Princípios de Tratamento de Águas Residuárias – Princípios Básicos de Tratamento de Esgotos. **Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG**, v. 2, p. 211, 1996.

YOUNG, B.J.; RIERA, N. I.; BEILY, M. E.; BRES, P. A.; CRESPO, D. C.; RONCO, A. E. Toxicidade do efluente de um biorreator anaeróbio tratando resíduos de cereais em *Lactuca sativa*. **Ecotoxicologia e Segurança Ambiental**, v. 76, p. 182-186, fev. 2012.