

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**

**LUIZ ANTONIO POSSAMAI**

**COMPARATIVO DE EFICIÊNCIA ENTRE MÉTODOS DE PÓS TRATAMENTO  
PARA O EFLUENTE DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE  
UMA INDÚSTRIA AUTOMOBILÍSTICA**

**CURITIBA**

**2021**

**LUIZ ANTONIO POSSAMAI**

**COMPARATIVO DE EFICIÊNCIA ENTRE MÉTODOS DE PÓS TRATAMENTO  
PARA O EFLUENTE DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE  
UMA INDÚSTRIA AUTOMOBILÍSTICA**

**Efficiency comparison between post-treatment methods for effluente from an  
effluente treatment station in an automotive industry**

Trabalho de conclusão de curso de graduação  
apresentada como requisito para obtenção do título de  
Bacharel em Engenharia Civil da Universidade  
Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).  
Orientador(a): Dr. Flavio Bentes Freire.

**CURITIBA**

**2021**



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

Esta licença permite download e compartilhamento do trabalho desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es), sem a possibilidade de alterá-lo ou utilizá-lo para fins comerciais. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

**LUIZ ANTONIO POSSAMAI**

**COMPARATIVO DE EFICIÊNCIA ENTRE MÉTODOS DE PÓS TRATAMENTO  
PARA O EFLUENTE DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE  
UMA INDÚSTRIA AUTOMOBILÍSTICA**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação  
apresentado como requisito para obtenção do título de  
Bacharel em Engenharia Civil da Universidade  
Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Data de aprovação: 16/dezembro/2021

---

Flavio Bentes Freire  
Professor Doutor Orientador  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

---

Karina Querne de Carvalho  
Professora Doutora Membro titular  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

---

Thomaz Aurélio Pagioro  
Professor Doutor Membro titular  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

**CURITIBA**

**2021**

## RESUMO

A preocupação ambiental envolvendo o descarte irregular de efluentes tem crescido gradativamente ao longo dos últimos anos, uma vez que as consequências desse descarte irregular se mostram catastróficas sobre o ecossistema hídrico, podendo afetar fatalmente até mesmo seres humanos. Com o intuito minimizar esse descarte irregular, diversas regulamentações estão sendo revisadas, e para que Estações de Tratamento de efluentes já existentes possam atender às outorgas revisadas, ajustes se fazem necessários nesses locais, dentre os quais pode estar inclusive a implementação de uma nova etapa no processo de tratamento. Desses processos, destacam-se a Eletrocoagulação e o Processo Fenton. Para comparar a eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO entre os processos mencionados, o efluente foi coletado em uma indústria automobilística na região metropolitana de Curitiba, caracterizado e posteriormente foram ensaiadas 3 amostras em batelada para cada processo. O tratamento Fenton foi realizado tendo como reagentes o peróxido de hidrogênio e o sulfato de ferro, nas quantidades de  $15 \text{ g.L}^{-1}$  e  $1 \text{ g.L}^{-1}$ . Para a Eletrocoagulação, foram realizados ensaios com eletrodos de alumínio e ferro, sob tensão constante de 12V. Os processos tiveram tempo de reação de 1 hora e foram realizados sob agitação constante. Após ensaios, a DQO foi lida para descobrir as respectivas taxas de remoção de cada tratamento. Após análise verificou-se que, para o efluente analisado, as eficiências de remoção de DQO foram de 54, 48 e 53% para os tratamentos Fenton, Eletrocoagulação com eletrodos de alumínio e Eletrocoagulação com eletrodos de ferro, respectivamente, em relação ao efluente bruto, cuja DQO era de  $49,8 \text{ mg.L}^{-1}$ . Em conclusão, descobriu-se que ambos processos possuem eficiência semelhante, de modo que se faz necessária a análise de outros fatores não contemplados neste trabalho para a escolha do tratamento a ser implementado, como custo de implementação e operação.

**Palavras-chave:** Processo Fenton. Eletrocoagulação. Indústria Automobilística. Efluente Industrial.

## ABSTRACT

The ambient concern around the irregular discard of effluents has grown gradually over the last few years, since the consequence of this irregular discard are catastrophic to several spheres of a hydric ecosystem, and can even fatally affect human beings. With the intent of minimize this irregular disposal, several regulations are being revised, and for the already existent Effluent Treatment Stations attend the revised grants, adjusts are necessary on these places, among which may even be the implementation of new stages in the treatment process. Of these processes, the Electrocoagulation and Process Fenton stand out. To compare the efficiency of carbonaceous organic matter removal in terms of COD between the mentioned processes, the effluent was collected in an automobile industry in the metropolitan region of Curitiba, characterized and subsequently tested 3 batch samples for each process. The Fenton treatment was carried out using hydrogen peroxide and iron sulphate as reagents, in quantities of 15 g.L<sup>-1</sup> and 1 g.L<sup>-1</sup>. For Electrocoagulation, tests were carried out with aluminum and iron electrodes, under constant voltage of 12V. The processes had a reaction time of 1 hour and were carried out under constant agitation. After trials, the COD was read to find out the respective removal rates for each treatment. After analysis, it was found that, for the analyzed effluent, the COD removal efficiencies were 54, 48 and 53% for the Fenton, Electrocoagulation with aluminum electrodes and Electrocoagulation with iron electrodes treatments, respectively, in relation to the raw effluent, whose COD was 49.8 mg.L<sup>-1</sup>. In conclusion, both processes have similar efficiency, so that is necessary to analyze other factors that were not contemplated on this study to select a treatment to be implemented, like cost of implementation and operation.

Keywords: Fenton Process. Electrocoagulation. Automobilist Industry. Industrial Effluent.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Sistema de gradeamento .....	21
Figura 2 - Desarenador .....	21
Figura 3 – Tanque de Equalização .....	22
Figura 4 – Tanque de Sedimentação .....	23
Figura 5 – Filtro de Filtração Profunda.....	24
Figura 6 – Filtro de Filtração Profunda.....	24
Figura 7 – Sistema com Lagoa Facultativa .....	25
Figura 8 – Sistema de Lodos Ativados.....	26
Figura 9 – Sistema de filtração com biofilmes.....	27
Figura 10 – Sistema de filtração com biodiscos.....	27
Figura 11 – Reator UASB.....	28
Figura 12 – Coagulação .....	29
Figura 13 – Processo de Osmose Reversa .....	30
Figura 14 – Tanque de Adsorção .....	31
Figura 15 – Etapas de tratamento da ETE.....	39
Figura 16 – Aparato experimental Fenton.....	40
Figura 17 – Aparato experimental Eletrocoagulação .....	41
Gráfico 1 - Uso de água por unidade (m <sup>3</sup> /veículo).....	16
Gráfico 2 – Comparativo de remoção de DQO entre os métodos.....	43
Quadro 1 - Tipos de tratamento de efluentes .....	20
Quadro 2 – Parâmetros de caracterização .....	39
Quadro 3 – Parâmetros do efluente após caracterização.....	42

## LISTA DE ABREVIATURAS

UV	Ultra Violeta
CO <sub>2</sub>	Gás Carbônico
Fe	Ferro
H	Hidrogênio
H <sub>2</sub> O	Água
Al	Alumínio

## LISTA DE SIGLAS

ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
RMC	Região Metropolitana de Curitiba
POA	Processos Oxidativos Avançados
APHA	<i>American Public Health Association</i>

## LISTA DE ACRÔNIMOS

CNI	Confederação Nacional da Indústria
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COALIAR	Comitê das Bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira
ANA	Agência Nacional das Águas
ANFAVEA	Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores
ONU	Organização das Nações Unidas

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>13</b>
<b>1.1</b>	<b>Objetivos</b> .....	<b>14</b>
1.1.1	Objetivo geral .....	14
1.1.2	Objetivos específicos.....	14
<b>1.2</b>	<b>Justificativa</b> .....	<b>15</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA</b> .....	<b>16</b>
<b>2.1</b>	<b>A geração de efluentes na indústria automobilística</b> .....	<b>16</b>
<b>2.2</b>	<b>Os impactos vinculados aos efluentes da indústria automobilística</b> <b>18</b>	
<b>2.3</b>	<b>Tratamentos usuais</b> .....	<b>19</b>
2.3.1	Principais processos de tratamento preliminar .....	20
<u>2.3.1.1</u>	<u>Gradeamento</u> .....	<u>20</u>
<u>2.3.1.2</u>	<u>Desarenador</u> .....	<u>21</u>
2.3.2	Principais processos de tratamento primário.....	21
<u>2.3.2.1</u>	<u>Tanque de equalização</u> .....	<u>22</u>
<u>2.3.2.2</u>	<u>Tanque de sedimentação</u> .....	<u>22</u>
<u>2.3.2.3</u>	<u>Filtração</u> .....	<u>23</u>
<u>2.3.2.4</u>	<u>Flotação</u> .....	<u>24</u>
2.3.3	Principais processos de tratamento secundário .....	24
<u>2.3.3.1</u>	<u>Lagoas de estabilização</u> .....	<u>25</u>
<u>2.3.3.2</u>	<u>Lodos ativados</u> .....	<u>25</u>
<u>2.3.3.3</u>	<u>Sistemas aeróbios com biofilmes</u> .....	<u>26</u>
<u>2.3.3.4</u>	<u>Reator UASB</u> .....	<u>27</u>
2.3.4	Principais processos de tratamento terciário .....	28
<u>2.3.4.1</u>	<u>Coagulação e floculação</u> .....	<u>28</u>
<u>2.3.4.2</u>	<u>Desinfecção por ultravioleta</u> .....	<u>29</u>
<b>2.4</b>	<b>Pós-tratamento para remoção de matéria orgânica remanescente</b> .	<b>29</b>
<u>2.4.1.1</u>	<u>Osiose reversa</u> .....	<u>29</u>
<u>2.4.1.2</u>	<u>Adsorção</u> .....	<u>30</u>
<b>2.5</b>	<b>Processo Fenton</b> .....	<b>31</b>
<b>2.6</b>	<b>Eletrocoagulação</b> .....	<b>34</b>
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	<b>38</b>
<b>3.1</b>	<b>Considerações iniciais</b> .....	<b>38</b>



<b>3.2</b>	<b>Coleta e armazenamento do efluente .....</b>	<b>38</b>
<b>3.3</b>	<b>Objeto de estudo .....</b>	<b>38</b>
<b>3.4</b>	<b>Caracterização do efluente .....</b>	<b>39</b>
<b>3.5</b>	<b>Experimentos com o processo Fenton .....</b>	<b>39</b>
<b>3.6</b>	<b>Experimentos com a Eletrocoagulação.....</b>	<b>40</b>
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>42</b>
<b>4.1</b>	<b>Considerações iniciais.....</b>	<b>42</b>
<b>4.2</b>	<b>Resultados obtidos após o processo Fenton .....</b>	<b>42</b>
<b>4.3</b>	<b>Resultados obtidos após a processo Eletrocoagulação .....</b>	<b>43</b>
<b>4.4</b>	<b>Comparativo de remoção de DQO .....</b>	<b>43</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>45</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Atualmente, mais de 60% da população vive em sociedades industriais (STEARNS, 2015). No panorama global, o Brasil é o 16º colocado em termos de participação da indústria no mercado mundial (CNI, 2020). De acordo com dados obtidos no Portal da Indústria, em abril de 2021 o setor possuía 20,4% de participação no Produto Interno Bruto (PIB) do país. Tal dado demonstra o impacto significativo que a indústria provoca no país, tanto econômica quanto socialmente, gerando milhões de empregos e produzindo quantidade exorbitante de bens.

Contudo, juntamente a industrialização vem também a necessidade crescente por recursos naturais e matérias-primas que, eventualmente, pode tornar o meio ambiente incapaz de prover naturalmente esses recursos ou processar os rejeitos oriundos dos processos industriais. Dentre os recursos naturais necessários aos processos industriais está a água, utilizada tanto como matéria-prima nos produtos quanto como parte do processo produtivo, tornando-se posteriormente um efluente a ser descartado ou tratado para reuso. Como consequência dessa dinâmica “O Brasil enfrenta questões básicas de saneamento ainda não solucionadas que afetam a qualidade de vida da população e comprometem a qualidade das águas dos rios, lagos e represas” (CNI, 2018).

Com o intuito de minimizar os danos ambientais provenientes do descarte irregular de efluentes em corpos hídricos, em parte proveniente de indústrias, foi criada a Resolução CONAMA 430/11 (CONAMA, 2011), na qual são estabelecidos parâmetros de descarte de efluentes, bem como a Resolução CONAMA 357/05 (CONAMA, 2005), na qual são classificados os corpos hídricos com base na sua utilização, indo da Classe Especial à Classe 4, sendo a Classe Especial o corpo hídrico de aspecto mais inalterado pelo homem, com tratamento mínimo ou nulo para consumo humano e a Classe 4 o corpo hídrico de uso estritamente para navegação e fins paisagísticos.

Tendo em vista que parte dos corpos hídricos no estado do Paraná encontra-se em situação inadequada, o Comitê das Bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (COALIAR) promulgou em 11 de julho de 2013 a Resolução COALIAR 04/13 (COALIAR, 2013), reenquadrando os corpos de água superficial do estado. Na resolução é estabelecido como parâmetro adotado para verificação da qualidade da

água a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) dos corpos hídricos, e tem como objetivo alcançar a meta de novo enquadramento o ano de 2036.

Existem diversas técnicas de pós-tratamento que se destacam e que poderiam ser aplicadas no tratamento deste efluente para que se enquadre na nova outorga da ETE. Dentre essas técnicas, os processos Fenton e Eletrocoagulação se destacam por sua eficiência de remoção de diversos parâmetros, com destaque para a DQO e DBO. O processo Fenton se trata de processo oxidativo avançado que, através da reação química entre peróxido de hidrogênio e sulfeto de ferro, proporciona a precipitação de sólidos suspensos e partículas orgânicas. A Eletrocoagulação, de forma semelhante, realiza a aglutinação dessas partículas através da eletrólise de eletrodos inseridos no efluente.

Ante o exposto, o presente trabalho visa estudar propostas de implementação de um sistema de tratamento de efluentes avançado na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) de uma indústria automobilística presente na região metropolitana de Curitiba, que, apesar de atualmente ser capaz de suprir a demanda de tratamento para possibilitar o descarte, não é capaz de atender a nova outorga que entrará em vigor no ano de 2036 para atendimento da Resolução 04/13, que exige níveis de DBO que não podem ser atingidos pelo tratamento atual.

## **1.1 Objetivos**

### **1.1.1 Objetivo geral**

Este trabalho tem como objetivo efetuar a análise da eficiência no tratamento do efluente coletado na ETE de uma indústria automobilística após passar pelos tratamentos Fenton e Eletrocoagulação, por meio da comparação de sua respectiva DQO pós tratamento.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

- Avaliar a qualidade do efluente a partir de caracterização físico-química;
- Aplicar o processo de tratamento Fenton ao efluente;
- Aplicar o processo de tratamento por Eletrocoagulação com eletrodos de alumínio e ferro ao efluente;
- Avaliar o desempenho dos processos em termos de remoção de matéria orgânica (DQO) e turbidez através da comparação entre seus resultados;

## **1.2 Justificativa**

Em função da alteração na outorga da referida ETE devido, faz-se necessário o aprimoramento de seu processo de tratamento de efluentes para que não haja descarte irregular de efluentes no corpo receptor.

Desse modo, pode-se gerar menor impacto tanto no ecossistema aquático quanto nas comunidades afetadas pelo rio.

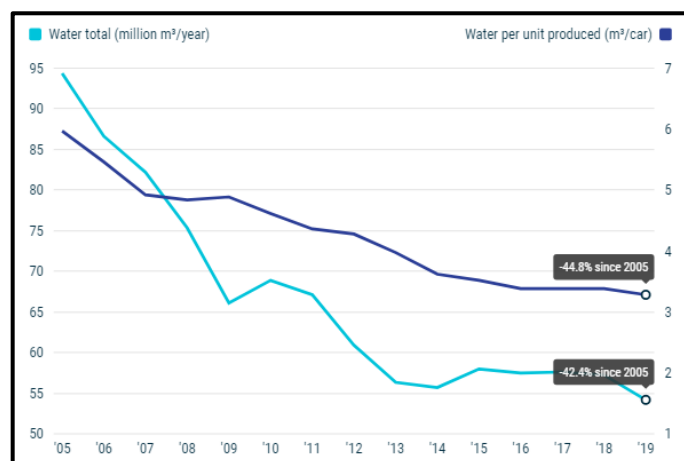
## 2 REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1 A geração de efluentes na indústria automobilística

Dentre os principais setores da indústria, o automobilístico apresenta forte influência, conforme exposto pelo site Portal da Indústria. No ano de 2018, a partir da análise dos dados levantados pelo IBGE e CNI, o Portal constatou que o setor automobilístico se encontrava entre os 10 principais setores da indústria nacional, tendo produzido no mesmo ano mais 2.881.018 veículos (ANFAVEA, 2019), tendo demonstrado crescimento do setor de 6,1% em relação ao ano anterior.

Utilizado como base o mesmo ano de 2018 e verificando um levantamento feito pela European Automobile Manufacturers' Association (ACEA) que visa acompanhar a evolução da indústria automobilística nas ações de redução do consumo de água na produção de veículos automotivos, pode-se verificar um uso médio de água por unidade produzida de 3.38 m<sup>3</sup>, conforme exibido no Gráfico 1.

**Gráfico 1 - Uso de água por unidade (m<sup>3</sup>/veículo)**



**Fonte: ACEA (2019)**

Para facilitar o entendimento do impacto que o setor provoca em âmbito nacional, a partir de um cálculo relacionando os dados expostos pode-se obter um volume diário utilizado de mais de 26 mil metros cúbicos de água. Utilizando uma média de consumo diário *per capita* de 200 litros (MACINTYRE, 1996), esse volume equivale a um consumo de 130 mil pessoas em um único dia.

No que se trata exclusivamente à indústria automobilística, a água é utilizada principalmente nos processos produtivos dos veículos. Com exceção do consumo humano e do preenchimento dos tanques de arrefecimento, o recurso é utilizado principalmente nos processos descritos abaixo (SANTOS, 2016).

- **Resfriamento de ferramentas:** para a fixação das chapas que se tornam as carrocerias dos veículos são utilizadas ferramentas que realizam o processo de ponteamento. Com o intuito de evitar o superaquecimento dessas ferramentas, se faz necessário o uso de água refrigerada.
- **Pré-tratamento de superfícies:** o processo de pré-tratamento envolve diversas etapas, como enxagues para neutralização de superfícies, desengraxe e tratamento para melhoria de adesão através de banhos com produtos químicos.
- **Pintura por eletrodisposição:** é um dos tratamentos mais comuns dados a peças de superfícies complexas, consistindo no banho das carrocerias em uma solução de água deiozinada e tinta, na qual aplica-se um diferencial de potencial para adesão.
- **Aplicação de tinta de fundo:** subsequente à pintura por eletrodisposição, a aplicação de tinta de fundo consiste na aplicação de uma camada de resina para correção de imperfeições de superfície.
- **Aplicação de tinta de base:** nesta fase é aplicada a pintura que dará a coloração final ao veículo, seguida por uma camada de verniz.
- **Aplicação de cera:** é injetada cera nas carrocerias em estado líquido, visando o atingimento dos pontos de mais difícil acesso na carroceria, visando o impedimento da entrada de água na carroceria e eventual oxidação da estrutura.

Desses processos, maioria da água utilizada torna-se efluente que necessita de tratamento, fato que justifica as estatísticas obtidas levantamento da Agência Nacional das Águas (2017, p. 36), que demonstra que no setor automotivo aproximadamente 82% da água retirada da rede pública não é consumida, tornando-se efluente que passa por tratamento em ETE pública ou própria. Ainda, de acordo com Santos (2007, p. 136), na Região Metropolitana de Curitiba (RMC) 99,82% da água utilizada nos processos produtivos é fornecida pela concessionária. Portanto, pode-se afirmar que aproximadamente 82% de toda a água utilizada nas indústrias automotivas da RMC torna-se efluente oriundo de atividade industrial.

## 2.2 Os impactos vinculados aos efluentes da indústria automobilística

Na Estação de Tratamento objeto do trabalho aproximadamente 40% do efluente tratado é sanitário, proveniente dos refeitórios e banheiros, sendo os outros 60% constituídos por efluente industrial, sendo maioria originária do processo de pintura dos veículos. Esse efluente é previamente tratado em uma Estação de Tratamento Físico-Químico para em seguida ser tratado na Estação de Tratamento Biológica, juntamente com o restante do efluente doméstico.

O efluente doméstico não tratado apresenta características físico-biológicas prejudiciais ao meio-ambiente, de modo que sua disposição inadequada causa diversos problemas ambientais, sociais e econômicos. Apesar de apenas 0,1% do esgoto doméstico ser constituído por sólidos (MENDONÇA, 1990), estes sólidos podem carregar organismos patogênicos responsáveis por uma série de doenças, como apontado por Pimenta *et al* (2002, p. 3-4).

Algumas doenças podem ser relacionadas com a contaminação da água como a Amebíase, Leptospirose, Hepatite infecciosa, Diarréia e desinteira, Giárdiase, Infecções na pele e nos olhos, como o tracoma e a escabiose, Esquistossomose. Em relação a ausência de redes coletoras de esgotamento, algumas doenças podem ser citadas como Febre tifóide, Febre paratifóide, Ascaridíase, Tricuríase, Ancilostomíase. (PIMENTA *et al*, 2002, p. 3-4).

Associadas às doenças estão as internações e óbitos, que de acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU) passam de 350 mil e 15 mil ao ano no Brasil, respectivamente (LEMOS, 2020). Além de agentes patológicos, se indevidamente tratados, os efluentes sanitários podem carregar bactérias aeróbias que aumentam o consumo de oxigênio dissolvido e eventualmente provocam a eutrofização do corpo hídrico, que pode afetar vida aquática aeróbia e acarretar no desequilíbrio ecológico do sistema. Ainda, os sólidos carregados podem provocar o assoreamento de rios, soterramento de animais e ovos de peixes e proliferação de algas e vegetação aquática devido aos nutrientes contidos na matéria orgânica (PIMENTA *et al*, 2002, p. 4). Aliado ao efluente sanitário, o efluente proveniente dos processos industriais intensifica os impactos ambientes em caso de descarte indevido.

Proveniente principalmente dos processos de pintura, o efluente gerado por uma indústria automobilística é incorporado por diversas substâncias oleosas e metais pesados como chumbo, ferro, fluoretos, fósforo, níquel e zinco (DE BEM, 2008, p. 75). Uma vez descartados no corpo receptor, esses metais incorporam-se às formas de vida do ecossistema, e por não fazerem parte do ciclo metabólicos desses

organismos, acabam armazenados principalmente nos tecidos de seus corpos, podendo interferir no transporte de substâncias essenciais ao organismo (AGUIAR *et al*, 2002, p.1). Comunidades que integram esses ecossistemas aquáticos à própria subsistência podem sofrer com os efeitos mutagênicos e cancerígenos oriundos dessa bioacumulação (ALMEIDA *et al*, 2004, p.1).

Ainda, as características químicas dos efluentes industriais como pH, DBO e DQO com níveis superiores ao corpo receptor geram ainda mais desequilíbrio na biota, afetando principalmente os microrganismos responsáveis pela decomposição de materiais orgânicos presentes nas águas, podendo até mesmo ocorrer a redução de sua população. Como consequência, diversos problemas ambientais são desencadeados, como odor pronunciado; elevação da turbidez da água; alteração de coloração; redução do teor de oxigênio dissolvido, resultando em eutrofização; assoreamento de canais que pode provocar maior evapotranspiração organismo (AGUIAR *et al*, 2002, p.1).

### **2.3 Tratamentos usuais**

Existem atualmente vários métodos diferentes para o tratamento de efluentes, não havendo um tratamento padrão, mais eficiente ou mais indicado. Vários fatores influenciam para a seleção do tratamento, como a “disponibilidade de área, clima favorável, características do esgoto, qualidade desejada para o efluente, capacidade do corpo receptor de receber a carga poluidora e da legislação referente ao local” (PIMENTA *et al*, 2002).

As naturezas de operação destes processos são classificadas em físico, biológico e químico. Estes processos ainda são divididos em 05 níveis, possuindo 02 subníveis, apresentados no Quadro 1.



**Quadro 1 - Tipos de tratamento de efluentes**

<b>Nível de tratamento</b>	<b>Descrição</b>
Preliminar (Pré-tratamento)	Remoção de componentes de efluentes como trapos, gravetos, materiais suspensos, grãos e graxas que podem provocar problemas operacionais ou de manutenção com as operações, processos e sistemas auxiliares de tratamento
Primário	Remoção de uma porção de sólidos suspensos e matéria orgânica dos efluentes
Primário avançado	Remoção aprimorada de uma porção sólidos suspensos e matéria orgânica dos efluentes. Geralmente atingido através do uso de adição química ou filtração
Secundário	Remoção de matéria orgânica biodegradável (em solução ou suspensão) e sólidos suspensos. Normalmente a desinfecção também é incluída na definição de tratamento secundário convencional
Secundário com remoção de nutrientes	Remoção de orgânicos biodegradáveis, sólidos suspensos e nutrientes (nitrogênio, fósforo ou ambos)
Terciário	Remoção de sólidos suspensos residuais (após o tratamento secundário), geralmente por filtração granular média ou micro telas. Normalmente a desinfecção também é uma parte do tratamento terciário. Comumente a remoção de nutrientes é incluída nessa definição
Avançado	Remoção de materiais dissolvidos e suspensos remanescentes após o tratamento biológico normal quando requerido para diversas aplicações de reuso de água

**Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003)**

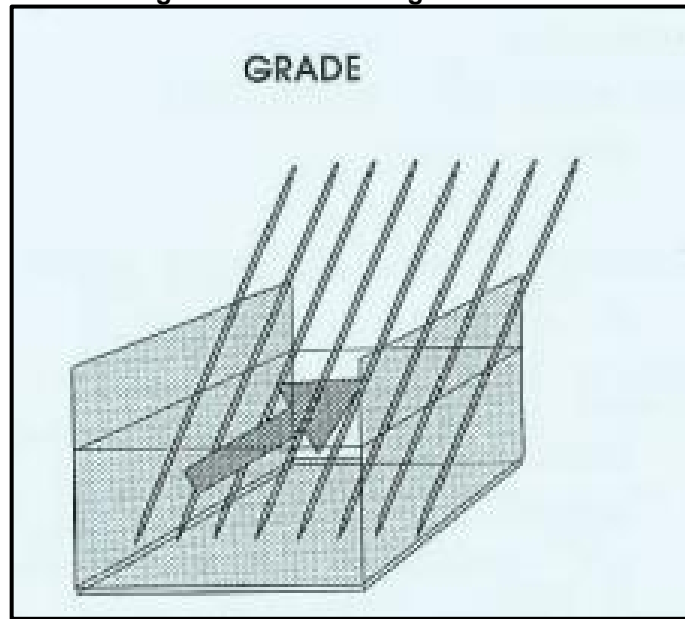
### 2.3.1 Principais processos de tratamento preliminar

O tratamento preliminar destina-se à remoção de sólidos grosseiros e areia. Os principais e mais convencionais mecanismos de tratamento preliminar são de ordem física, visando a proteção dos equipamentos responsáveis pela circulação dos efluentes, como bombas e tubulações, além de impedir que os processos de tratamento subsequentes sejam prejudicados (VON SPERLING, 1996).

#### 2.3.1.1 Gradeamento

Sistema composto por grades metálicas de ferro ou aço paralelas em sentido vertical, ficando inclinadas ou completamente perpendiculares ao canal de escoamento. As grades são classificadas em grossas, finas e médias, variando de acordo com o espaçamento entre as barras. Sólidos grosseiros (e.g. fraldas, preservativos, animais mortos e gravetos) de dimensão superior ao espaçamento entre as barras ficam retidos e são removidos posteriormente por meio de limpeza manual ou mecanizada (VON SPERLING, 1996).

**Figura 1 - Sistema de gradeamento**

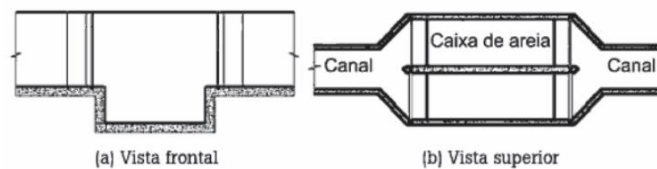


Fonte: Von Sperling (1996)

### 2.3.1.2 Desarenador

Através de sedimentação, partículas de areia presentes no efluente depositam-se na parte inferior do desarenador devido à sua maior densidade e tamanho, enquanto o restante da matéria orgânica segue para as etapas subsequentes, uma vez que seu tempo de sedimentação é consideravelmente maior. Removendo a areia, o desarenador impede principalmente a abrasão dos equipamentos e tubulações, além de reduzir a chance de ocorrer o entupimento da tubulação. A remoção da areia depositada na base do desarenador pode ser feita manual ou mecanicamente (VON SPERLING, 1996).

**Figura 2 - Desarenador**



Fonte: Nunes (2015)

### 2.3.2 Principais processos de tratamento primário

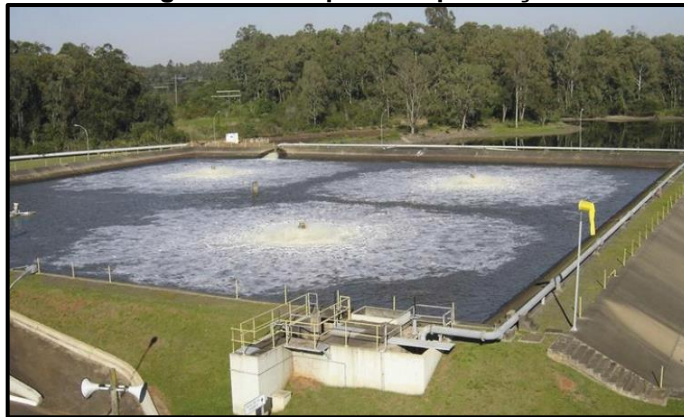
Após a remoção dos sólidos grosseiros no tratamento primário, restam ainda os sólidos suspensos mais grosseiros, compostos principalmente por matéria orgânica, óleos e partículas metálicas. Os procedimentos aplicados nesta etapa segregam os sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes do restante do

efluente em fase líquida, que normalmente segue para o tratamento secundário (VON SPERLING, 1996).

### 2.3.2.1 Tanque de equalização

Neste processo ocorre o depósito do efluente, podendo ainda haver a mistura do efluente através misturador mecânico ou bombas. A existência desses misturadores é comum em ETEs de indústrias, uma vez que os efluentes industriais apresentam características químico-biológicas variadas e muitas vezes heterogêneas, o que pode prejudicar os processos de tratamento biológico. As principais funções destes tanques são: neutralização de despejos ácidos e alcalinos; regulação de vazão; homogeneização do efluente, reduzindo concentrações de partículas e compostos tóxicos; impedir que haja operação seca de bombas por meio do fornecimento contínuo de efluente, mesmo quando não há recebimento de efluentes do sistema (FAVARETTO, 2011).

**Figura 3 – Tanque de Equalização**



Fonte: Nunes (2015)

### 2.3.2.2 Tanque de sedimentação

Uma opção extremamente comum nas estações de tratamento de água, os tanques de sedimentação podem ser circulares ou retangulares. Por meio de vazão controlada e vagarosa do efluentes, as partículas de maior densidade sedimentam-se por gravidade no fundo desses tanques, formando o lodo primário. O lodo, por sua vez, é coletado através de tubulação única, raspadores mecânicos ou bombas, para posteriormente ser destinado ao devido descarte. Outros materiais como óleo e graxa, devido à sua menor densidade, precipitam-se sobre a superfície do decantador e são coletados para tratamento (VON SPERLING, 1996).

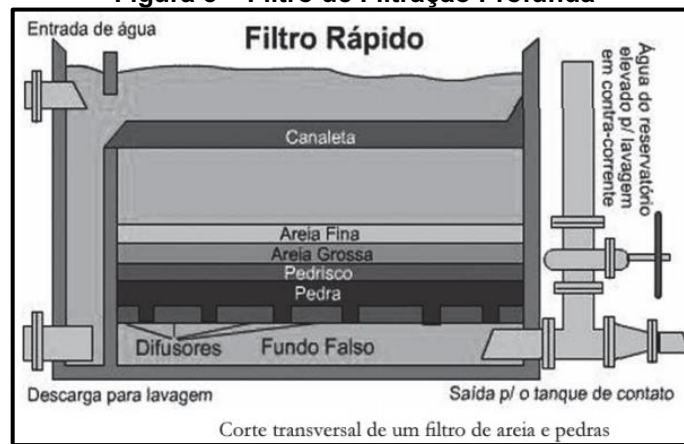
**Figura 4 – Tanque de Sedimentação**

Fonte: Nunes (2015)

### 2.3.2.3 Filtração

Os dois principais mecanismos de filtração de efluentes são filtros de profundidade e filtros superficiais. Na filtração de profundidade, o efluente entra no tanque de filtração e por meio da ação da gravidade flui em sentido descendente, passando através de um leito composto normalmente por areia e pedriscos que retém as partículas coloidais do efluente. A remoção das partículas coloidais que ficam retidas no leito pode ocorrer por sedimentação, compactação, impacto, adesão, entre outros. Quanto à filtração superficial, são utilizados filtros no sentido do fluxo horizontal do efluente que retem as partículas. Uma vez saturados, os filtros são limpos ou trocados (METCALF; EDDY, 2003).

**Figura 5 – Filtro de Filtração Profunda**

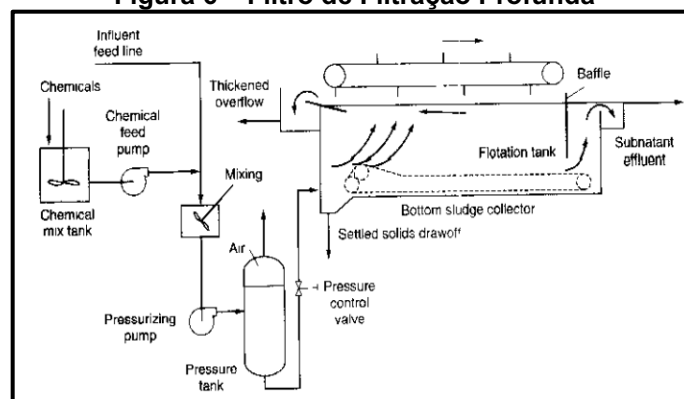


Fonte: Nunes (2015)

#### 2.3.2.4 Flotação

É uma operação que realiza a separação tanto de partículas sólidas quanto líquidas do restante do efluente através da injeção de bolhas de gases leves (geralmente ar) na base do tanque, que sobem em sentido à superfície. Na trajetória há a agregação de partículas de matéria às bolhas, que ascendem à superfície, podendo ser coletadas por processos mecânicos. O processo de flotação é vantajoso de comparado ao de sedimentação por segregar partículas muito pequenas e leves com maior eficiência e rapidez, uma vez que estas partículas possuem tempo de sedimentação muitas vezes inferior ao tempo do processo (METCALF; EDDY, 2003).

**Figura 6 – Filtro de Filtração Profunda**



Fonte: Metcalf e Eddy (2003)

#### 2.3.3 Principais processos de tratamento secundário

Normalmente a etapa final do tratamento que precede o despejo do efluente no corpo hídrico é o tratamento secundário, desenvolvido de modo a acelerar os processos de degradação da matéria orgânica que normalmente ocorreria no corpo receptor, para que os efeitos decorrentes dessa degradação ocorram em ambiente

controlado e monitorado, sem que o corpo hídrico seja afetado por esses efeitos. O mecanismo do tratamento secundário é tornar a matéria orgânica presente no efluente em alimento para os microrganismos que integram o sistema, convertendo-o em gás carbônico, água e material celular que será utilizado no crescimento e reprodução dos microrganismos (VON SPERLING, 1996).

### 2.3.3.1 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são sistemas simples, construídas no solo, havendo a impermeabilização de sua base para impedir danos aos lençóis freáticos e ao solo, podendo ou não apresentar mecanismos que fazem a agitação do efluente. Estes mecanismos se utilizam de processos biológicos das bactérias inseridas nesses sistemas. Ocorre a sedimentação da matéria orgânica do efluente, que forma o lodo de fundo, enquanto o restante da matéria orgânica dissolvida serve como fonte de energia para os microrganismos, que realizam processos de fotossíntese, oxidação bacteriológica e biodigestão anaeróbia. As lagoas são classificadas em: facultativas; anaeróbias; aeradas e de manutenção. A escolha do tipo de lagoa varia de acordo com o tempo de reação desejado e disponibilidade de espaço físico do local onde será construída (VON SPERLING, 1996).

**Figura 7 – Sistema com Lagoa Facultativa**



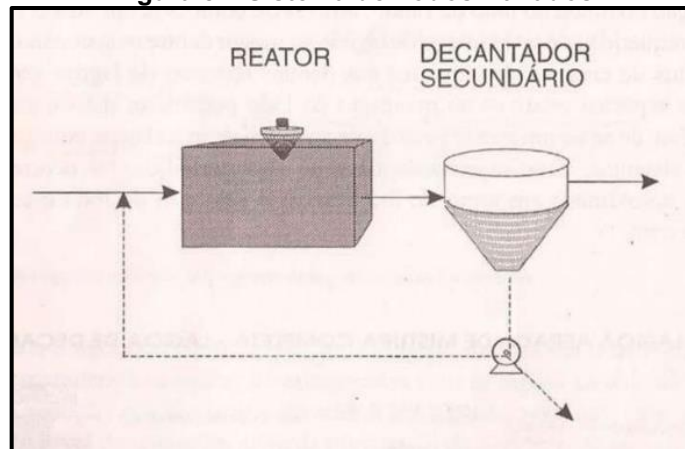
Fonte: Von Sperling (1996)

### 2.3.3.2 Lodos ativados

A partir da operação de lagoas de estabilização, observou-se a possibilidade de aumento de eficiência e redução de volume ocupado pelo reator através do acréscimo de biomassa suspensa no líquido, uma vez que a avidéz por alimento é proporcional à quantia de bactérias em suspensão, bem como observou-se uma grande quantidade de bactérias que ficavam depositadas na unidade de decantação. Portanto, o sistema de lodos ativados consiste em um tanque de aeração, onde as bactérias realizam os processos biológicos inerentes à sua sobrevivência e reprodução, seguido de um decantador secundário, onde a biomassa sedimenta ao

fundo do decantador e é recirculada por meio de bombas ao tanque de aeração (VON SPERLING, 1996).

**Figura 8 – Sistema de Lodos Ativos**



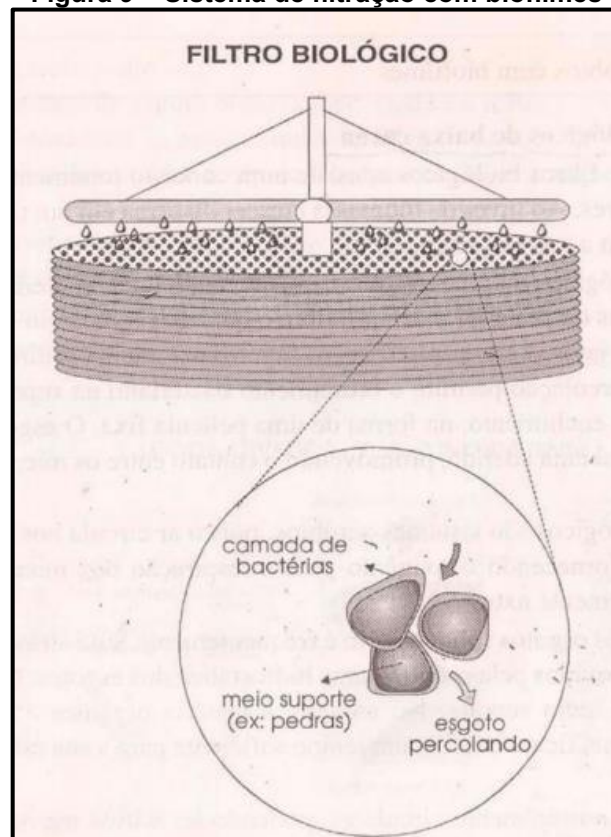
Fonte: Von Sperling (1996)

### 2.3.3.3 Sistemas aeróbios com biofilmes

Neste sistema aplica-se esgoto em forma de gotas ou jatos em sentido descendente em um tanque, passando por um leito constituído de materiais grosseiros como pedras, madeiras ou plásticos, formando uma película fina sobre os materiais. Após formada a película, o esgoto escoar rapidamente através do leito, havendo a adsorção dos materiais orgânicos pela película microbiana, resultando na redução da matéria orgânica no efluente. Há também uma variação desse sistema com discos ligeiramente espaçados em sentido horizontal, mantendo metade da área superficial submersa e a restante exposta ao ar, com a mesma função do leito descrito anteriormente (VON SPERLING, 1996).

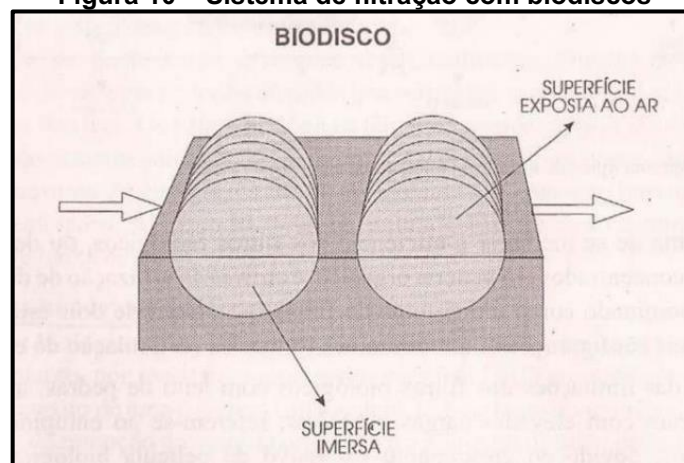


**Figura 9 – Sistema de filtração com biofilmes**



Fonte: Von Sperling (1996)

**Figura 10 – Sistema de filtração com biodiscos**



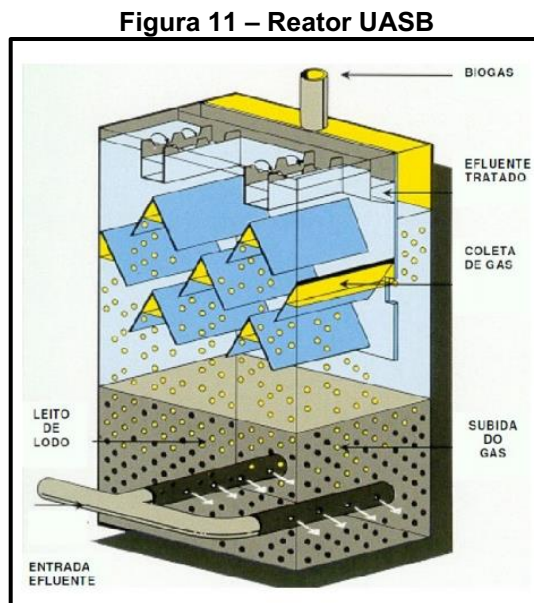
Fonte: Von Sperling (1996)

#### 2.3.3.4 Reator UASB

Consiste no tratamento de efluente em fluxo ascendente no interior de um reator circular ou retangular com leito de lodo através da biodigestão anaeróbia de bactérias, de modo que a biomassa é transformada em compostos mais simples e biogás. Através de separador trifásico, o líquido resultante segue à próxima fase do tratamento, o lodo se deposita ao fundo do tanque para posterior retirada quanto em



excesso e o biogás é coletado por sistemas de coleta de gás na cobertura (SILVEIRA, 2010).



Fonte: Silveira (2010)

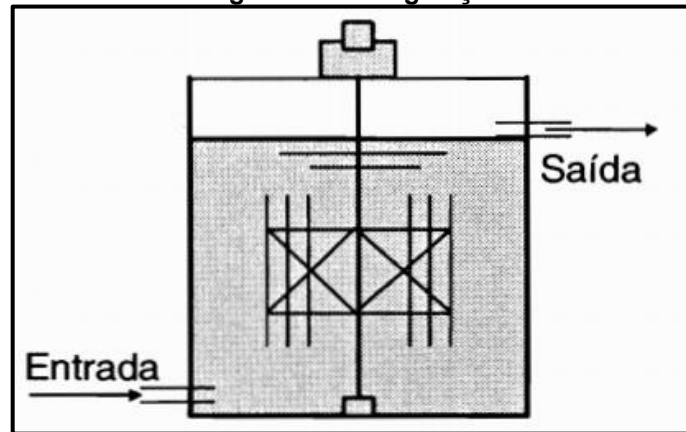
#### 2.3.4 Principais processos de tratamento terciário

Os processos de tratamento terciário são utilizados para remover sólidos de granulometria pequena como matéria orgânica, nutrientes, compostos não biodegradáveis ou metais pesados, cuja remoção não é possível durante os procedimentos de pré-tratamento, tratamento primário e secundário.

##### 2.3.4.1 Coagulação e floculação

No processo de coagulação há a adição de agentes coagulantes como polímeros ou sulfatos de alumínio ou ferro ao efluente para que ocorra a neutralização das partículas coloidais, provocada pela eliminação da carga eletrostática negativa da superfície das partículas. As partículas, ao colidir, juntam-se e formam partículas maiores e mais densas. Em sequência ao tanque de coagulação normalmente há o tanque de floculação, que através da mistura lentamente o efluente agrega as partículas formadas no processo de coagulação. Devido à baixa velocidade de mistura, as partículas são agregadas sem que haja o risco de quebra das mesmas. Eventualmente, estas partículas atingem peso e densidade maiores do que o efluente e decantam no fundo dos tanques, para posterior remoção (METCALF; EDDY, 2003).

Figura 12 – Coagulação



Fonte: Nunes (2001)

#### 2.3.4.2 Desinfecção por ultravioleta

A iluminação ultravioleta tem sido amplamente utilizada como método de desinfecção de efluentes devido à sua efetividade em inativar algas e microrganismos patogênicos. A radiação proveniente da luz UV provoca danos à estruturas destes microrganismos, impedindo-os de se reproduzir e assim impossibilitando a proliferação descontrolada destes agentes.

### 2.4 Pós-tratamento para remoção de matéria orgânica remanescente

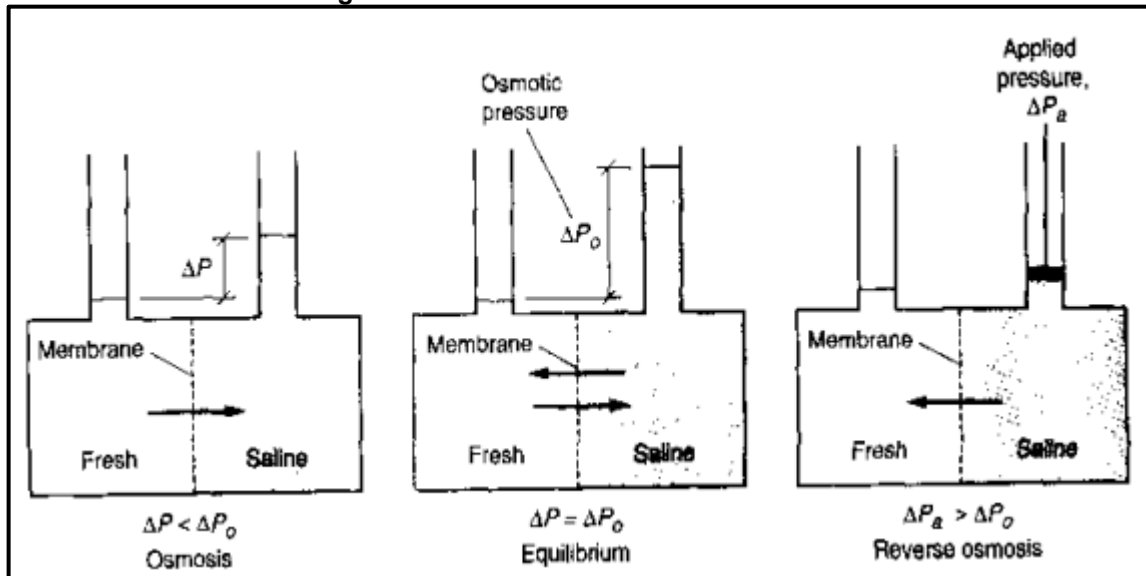
Devido às alterações provocadas pela Resolução 4/2013 do COALIAR adotou-se a matéria orgânica dissolvida (DBO) como parâmetro de controle de descarte de efluentes nos corpos receptores. Essa alteração provocou alterações significativas nas outorgas das ETEs que descartam seus efluentes diretamente em corpos receptores. Para que esse parâmetro específico seja tratado existem alguns tratamentos de maior efetividade que agem diretamente sobre o mesmo. Entre estes processos, destacam-se por sua efetividade e agilidade os processos de Eletrocoagulação e Fenton, que são objetos de estudo deste trabalho.

#### 2.4.1.1 Osmose reversa

O processo de osmose reversa consiste na remoção de soluto do efluente através da passagem forçada de água por uma membrana de estrutura porosa densa, com poros menores a 2 nanômetros ( $10^{-6}$  milímetros). O processo de osmose consiste no fluxo que ocorre de um efluente de meio hipotônico para o efluente de meio hipertônico através da pressão osmótica. Nesse sistema, o efluente com mais

solvente (água) flui em direção ao efluente com mais soluto (matéria dissolvida no efluente). Para que ocorra a reversão do processo é aplicada pressão no sistema maior do que a pressão osmótica do efluente, havendo a retenção de matéria dissolvida na membrana e passagem de efluente tratado à próxima etapa ou ao corpo receptor.

Figura 13 – Processo de Osmose Reversa

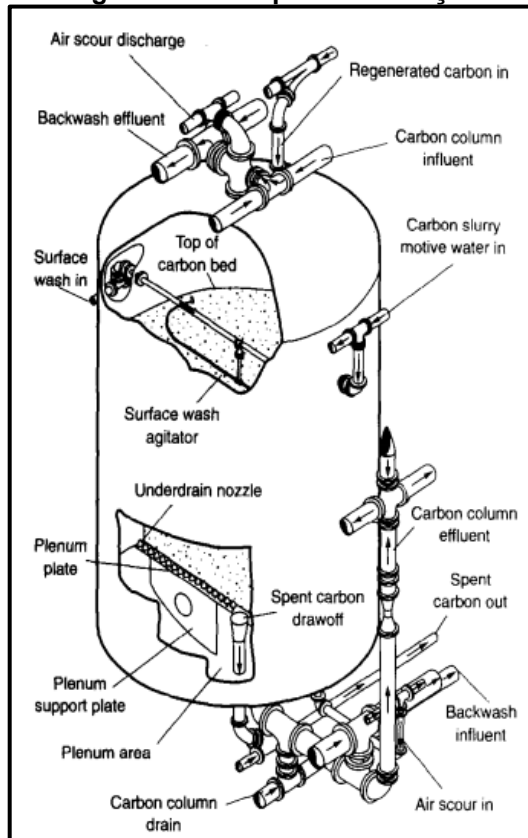


Fonte: Metcalf e Eddy (2003)

#### 2.4.1.2 Adsorção

O procedimento de adsorção consiste na agregação de partículas coloidais a outro meio, podendo ser gasoso (como ocorre na flotação) ou físico. Os principais meios adsorventes são constituídos por carvão ativado, polímeros sintéticos e sílica. No processo, o efluente entra normalmente pela parte superior do tanque e passa através do leito de adsorvente. A matéria orgânica incorpora-se à superfície do adsorvente, enquanto a fase líquida segue para a base do tanque, de onde segue à próxima fase de tratamento ou ao descarte.

**Figura 14 – Tanque de Adsorção**



Fonte: Metcalf e Eddy (2003)

## 2.5 Processo Fenton

O processo Fenton trata-se de um Processo Oxidativo Avançado (POA), onde ocorre a produção de radicais hidroxilas  $\text{HO}^\bullet$ , que reagem com as moléculas orgânicas. Como resultado são formados radicais orgânicos que, ao reagirem com o oxigênio presente no efluente provocam processos de mineralização nestas moléculas, gerando compostos como água ( $\text{H}_2\text{O}$ ), oxigênio ( $\text{O}_2$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e ácidos minerais (SILVA *et al.*, 2006).

Dentre os POAs, destacam-se os processos utilizando ultra violeta, ozônio, óxido de titânio, oxidação com ar, peróxido de hidrogênio e ozônio, bem como processos de fotólise e fotocatalise, além dos reagentes Fenton (SILVA *et al.*, 2006; ANDREOZZI; MAROTTA, 1999). Dentre esses processos, de acordo com Silva *et al.* (2006) o processo de oxidação pelo reagente Fenton tem sido o mais empregado devido a diversos fatores, sendo os principais:

- Baixo custo dos reagentes  $\text{H}_2\text{O}_2$  e  $\text{Fe}^{+2}$ ;
- Transferência de massa ilimitada;
- Processo simples;

- Independência de formas de energia para catálise;
- Boa reatividade com compostos orgânicos;

O processo Fenton ocorre através da atuação do peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) em meio ácido como agente oxidante, responsável pela geração de HO<sup>•</sup>, ao mesmo tempo em que os sais ferrosos (Fe<sup>(+2)</sup>) atuam como catalisadores da reação (ALMEIDA, 2014).

De acordo com Cogate & Pandit (2004), o processo de oxidação com peróxido de hidrogênio e sais de ferro possui melhor aplicabilidade na descoloração e/ou remoção de odores. Ainda, o sistema pode ser utilizado com maior eficiência na remoção de efluentes não biodegradáveis e resíduos tóxicos. Lechinowski (2015) aponta que a operação é efetiva na degradação de maioria dos compostos de efluentes, havendo poucas exceções que inviabilizam o processo Fenton. Segundo Bigda (1995) o processo Fenton divide-se em 4 etapas:

#### **1ª: Ajuste de pH**

Um dos requisitos para a geração dos radicais hidroxilos é a acidez do meio de reação. Tal condição impede a precipitação do catalisador, que usualmente ocorre quando o pH se encontra em torno de 6 (BIGDA, 1995).

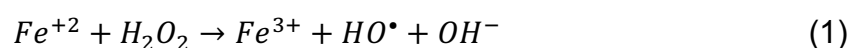
A literatura indica como pH ideal valores entre 3 e 4 para maioria dos químicos. Caso o valor do pH seja inferior a 2,5 ocorre a formação de íons Fe(II)(H<sub>2</sub>O)<sup>+2</sup>, que reagem de forma mais lenta com o peróxido de hidrogênio, atrasando a degradação. Por outro lado, em valores de pH superiores a 4 há redução das espécies de ferro livre da solução, que ao invés de reagirem com o H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, formam complexos ferrosos com a matéria orgânica (ALMEIDA, 2014).

Destaca-se que é recomendável o revestimento dos reatores com materiais resistentes a ácidos, uma vez que o reagente Fenton é bastante agressivo.

#### **2ª: reação de oxidação**

Os sais de ferro são progressivamente adicionados e dissolvidos no meio ácido para em seguida ocorrer a adição gradual do peróxido de hidrogênio à solução, dando início à oxidação das partículas presentes no efluente. Devido à adição do catalisador, normalmente também é adicionado ácido sulfúrico para manter o pH estabilizado.

Nessa fase ocorre a reação mostrada na Equação 1.



Durante a reação pode ocorrer o descontrole do processo caso haja peróxido em excesso em um meio com uma grande quantidade de materiais oxidáveis. Este tipo de situação ocorre caso a temperatura inicial da operação seja muito baixa, o pH esteja fora da faixa ideal, ou caso haja quantidade insuficiente de catalisador.

Para a reação deve ser observada a quantidade de  $\text{Fe}^{+2}$  e  $\text{H}_2\text{O}_2$ . Em caso de quantidade de  $\text{Fe}^{+2}$  excedente à de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , apesar de ocasionar maior taxa de degradação, o excesso de catalisador provoca um efeito coagulante na solução que prejudica o processo e resulta na perda do potencial de catálise dos íons envolvidos no processo de coagulação. Caso contrário pode ocorrer o efeito de oxidação química (NEYENS; BAYENS, 2003). De acordo com Bigda (1995) a proporção usual ideal entre peróxido/coagulante é de 5/1 em massa.

A temperatura também pode afetar consideravelmente a taxa de degradação do processo. Apesar disso, não há um consenso quanto à temperatura ideal de operação. Ao passo em que existem estudos que apontam como temperatura ótima 30 °C, há estudos que mostram que a eficiência de degradação é pouco afetada entre 10 e 40 °C. Entretanto, caso a temperatura do processo exceda 40 °C devido a reações exotérmicas, recomenda-se o resfriamento do sistema (GOGATE; PANDIT, 2003).

### **3ª: neutralização da solução**

Finalizado o processo de oxidação, o pH deve ser ajustado para um valor alcalino (geralmente entre 6 e 9) para possibilitar a precipitação do hidróxido de ferro e impedir que o efluente ofereça risco a processos subsequentes ou ao meio de descarte (BIGDA, 1995).

### **4ª: coagulação e precipitação**

Devido ao aumento do pH, os íons de  $\text{Fe}^{+2}$  e  $\text{Fe}^{+3}$  podem atuar como coagulantes, de modo que ocorre a precipitação de outros metais pesados. Além disso, pode ser executado outro tratamento mais convencional, como a adição adsorventes para remover substância indesejadas. O lodo resultante do processo é retirado e destinado ao devido tratamento e descarte.

Diante do exposto, o processo Fenton será um dos procedimentos experimentais utilizados para avaliação de eficiência em remoção de BDO, tendo em vista a simplicidade do procedimento, agilidade de reação e baixo custo para realização de experimento, além da eficiência apresentada pelo método.

## 2.6 Eletrocoagulação

O processo de eletrocoagulação consiste no carregamento elétrico de eletrodos metálicos inseridos no efluente, de modo que ocorre a corrente gerada flui do cátodo ao ânodo, e como resultado desse processo ocorre o processo de coagulação do efluente, permitindo a retirada de diversas substâncias coloidais diferentes.

Ao passo em os processos de tratamento por eletricidade possuíam pouca aplicação até a primeira metade do século XX devido ao investimento relativamente alto e ao alto custo do abastecimento de energia, a partir da segunda metade do século foram executadas diversas pesquisas sobre essas tecnologias, principalmente nos Estados Unidos e na antiga União Soviética. Nas últimas duas décadas os processos ganharam ainda mais destaque devido ao aumento no padrão de água para consumo e às restrições cada vez maiores quanto ao tratamento de efluentes. Atualmente, tecnologias eletroquímicas alcançaram um estado onde elas são comparáveis a outros métodos em termos de custo, eficiência e espaço físico ocupado. Em alguns casos, o tratamento eletroquímico é até mesmo indispensável no tratamento de efluentes contendo poluentes refratários (CHEN, 2003).

Ao serem carregados, os eletrodos metálicos passam a agir como um conjunto de ânodo e cátodo. O ânodo sofre oxidação, liberando íons metálicos no efluente que atuam como agente coagulante convencional que neutraliza a carga das partículas coloidais, promovendo a formação de partículas maiores e resultando na sedimentação ou flotação. O cátodo sofre redução e gera bolhas  $H_2$ , que ao ascenderem à superfície também atuam como agente de flotação (CHEN, 2003).

Os principais materiais utilizados como eletrodos são alumínio e ferro devido ao baixo custo, disponibilidade e eficiência. O eletrodo de alumínio predomina no tratamento de água, ao passo em que o ferro é mais utilizado no tratamento de efluentes. Ao passo em que o eletrodo de alumínio geralmente mostra-se mais eficiente do que o de ferro (CHEN, 2003), o custo do ferro é significativamente mais baixo do que o do alumínio.

Durante a eletrólise, devido à dissolução anódica são formados hidróxidos metálicos e, simultaneamente, como consequência da redução catódica são formados íons hidroxila (KABDASLI *et al.*, 2012). Dessa forma, partículas e íons de carga negativa aglutinam-se aos compostos gerados pela eletrólise, que devido à adsorção

possibilitam a deposição ou flotação dos flocos formados. As equações que descrevem o processo que ocorre com eletrodos de ferro e alumínio estão descritas abaixo (CHEN, 2003):

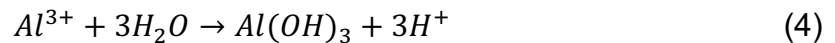
Para o ânodo de **alumínio**:



Em condições alcalinas:



Em condições ácidas:



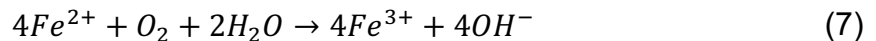
Para o ânodo de **ferro**:



Em condições alcalinas:



Em condições ácidas:



Para os cátodos de ferro e alumínio:



De acordo com Mollah *et al* (2001), Henriques (2004) e Moussa *et al* (2016) as principais vantagens da eletrocoagulação são:

- Procedimento e equipamentos simples;
- Lodo de rápida decantação se comparado ao lodo de tratamentos convencionais devido à presença de metais;
- Efluente tratado com menos sólidos dissolvidos, sem cor e odor;
- Não ocorre a adição de substâncias químicas, reduzindo a possibilidade de contaminação;
- Boa taxa de remoção de poluentes devido ao processo de flotação;
- Remoção de grande parte dos coloides devido à rápida velocidade em que ocorrem as colisões, como consequência da corrente aplicada.

Dentre os fatores que afetam a eficiência da eletrocoagulação está o arranjo dos eletrodos. Existem 3 diferentes arranjos que podem ser considerados: Monopolar-Paralelo (MP-P), Monopolar-Série (MP-S) e Bipolar-Série (BP-S). No arranjo MP-P,



todos os ânodos recebem corrente positiva e todos os cátodos recebem corrente negativa da fonte de energia externa, de modo que a corrente é dividida entre os eletrodos, resultando em menor diferença de potencial entre si. Para o arranjo MP-S, apenas o par de eletrodos externo recebe corrente elétrica e os pares intermediários são apenas conectados entre si, resultando em maior diferença de potencial no meio, transformando os eletrodos intermediários em “eletrodos de sacrifício”. O arranjo BP-S é semelhante ao MP-S, com a diferença de que os pares de eletrodos intermediários não possuem qualquer conexão entre si. Em estudos realizados, normalmente verifica-se que o arranjo que apresenta maior eficiência em função de menor custo operacional é o arranjo MP-P (MOUSSA *et al*, 2016).

A densidade da corrente elétrica (corrente por área de eletrodo) influencia expressivamente a velocidade e o custo do tratamento. Maiores densidades provocam maior liberação de íons carregados dos eletrodos ( $\text{Fe}^{2+}$  para ferro e  $\text{Al}^{3+}$  para alumínio), de modo que a taxa de reação será maior, uma vez que haverá maior quantidade de agentes coagulantes no sistema. Entretanto, há um limite para a corrente fornecida que muda de acordo com variáveis do efluente como pH, temperatura e fluxo. Exceder o limite significa desperdiçar energia e provocar desgaste necessário nos eletrodos, aumentando a frequência de manutenção do sistema (CHEN, 2003).

A condutividade elétrica possui impacto direto sobre a eficiência da corrente elétrica aplicada, podendo reduzi-la e diminuir o consumo elétrico do sistema. Cloreto de sódio ( $\text{NaCl}$ ) é comumente aplicado para aumentar essa condutividade do meio, além de reduzir o efeito adverso provocado pelos ânions de  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ , que formam uma camada isolante na superfície dos eletrodos e reduzem sua eficiência (CHEN, 2003).

O pH do meio é um dos parâmetros que exercem maior impacto sobre o processo eletrocoagulação. Utiliza-se normalmente o termo pH inicial para designar o valor do pH do sistema, uma vez que durante o processo esse valor varia significativamente. Para eletrodos de alumínio, verificou-se que o intervalo ótimo de pH é entre 6 e 8, e em valores acima de 12 obteve-se a pior eficiência. No caso dos eletrodos de ferro, tendo em vista que a oxidação dos íons ferrosos só ocorre com os valores de pH acima de 5, o intervalo ótimo é entre 8 e 9 (MOUSSA *et al*, 2016).

Apesar de o efeito da temperatura ter sido pouco investigado, literatura da antiga União Soviética demonstram que a eficiência do processo é maior em

temperaturas próximas as 60 °C, havendo também menor consumo de energia devido à maior condutividade do meio (CHEN, 2003).

De acordo ainda com Chen (2003), o processo de eletrocoagulação apresenta alta eficiência coagulação de coloides, reduzindo a turbidez e cor. Além disso, pode ser utilizado na remoção ou destruição de algas e microrganismos. Devido às propriedades coagulantes e floculantes, apresenta também alta eficiência na remoção de ferros, sílicas, húmus, oxigênio dissolvido etc. Alguns dos efluentes para os quais a eletrocoagulação se mostrou efetiva são: têxtil; alimentício; petroleiro; esgoto municipal; fibra química; emulsão óleo-água; oleoso; argila suspensa; nitrito e de tinturas (CHEN, 2003).

### **3 METODOLOGIA**

#### **3.1 Considerações iniciais**

Para o presente trabalho, o nome da indústria automobilística em questão não será divulgado devido à demanda da referida companhia, uma vez que o trabalho faz referência a certos aspectos do modo de operação da empresa. Do mesmo modo, para manter a sigilidade, não serão abordados números específicos como vazão diária ou valores de outorga da Estação.

Para cumprimento dos objetivos definidos, foram estabelecidas as seguintes etapas:

- Etapa 01: coleta do efluente;
- Etapa 02: caracterização do efluente;
- Etapa 03: realização de ensaios através do processo Fenton;
- Etapa 04: realização de ensaios através de Eletrocoagulação;
- Etapa 05: análise dos resultados através da comparação entre a taxa de remoção de DQO de ambos processos.

#### **3.2 Coleta e armazenamento do efluente**

O efluente foi coletado à jusante da ETE, após passar pelo tratamento biológico. O armazenamento foi feito em galão plástico de 5 litros, opaco, quimicamente inerte e vedado. A coleta e amostragem ocorreu seguindo o preconizado na NBR 9898 (ABNT, 1987).

Tendo em vista que a geração do efluente de ensaio ocorre de forma constante ao longo de todo o ano e que as características do efluente variam pouco, com exceção de paradas de produção, o efluente foi coletado em setembro de 2021. As amostras foram ensaiadas logo após a coleta, sem que ocorresse o armazenamento sob refrigeração ou qualquer outra condição adversa.

#### **3.3 Objeto de estudo**

A Estação de Tratamento de Efluentes de onde foi retirado o efluente localiza-se na região metropolitana de Curitiba. Essa Estação trata efluentes de uma indústria automobilística e os descarta em um corpo hídrico próximo à região, tendo em vista

que quando da construção da indústria não havia rede de saneamento pública atendendo o local.

A Estação recebe efluentes industrial que passa por uma estação de tratamento físico-químico antes do tratamento biológico. A ETE em questão também recebe e trata o efluente doméstico/sanitário da fábrica. A divisão do volume que chega à ETE é de aproximadamente 40% doméstico e 60% industrial.

A referida Estação possui as seguintes etapas de tratamento:

**Figura 15 – Etapas de tratamento da ETE**



Fonte: Autoria própria (2021)

### 3.4 Caracterização do efluente

A caracterização inicial do efluente foi feita com base nos parâmetros do **Erro! Fonte de referência não encontrada.**, com base em seus respectivos métodos, através do ensaio de amostras em triplicata. A Amônia e Fósforo foram medidos utilizando-se de fotômetro de bancada multiparâmetros Hanna HI 83099.

**Quadro 2 – Parâmetros de caracterização**

Parâmetro	Método	Referência	Método
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	SM 5220_D	APHA (2012)	Espectrofotometria (curva de 10 a 100 mg.L <sup>-1</sup> )
Amônia (NH <sub>3</sub> ) (mg.L <sup>-1</sup> )	SM 4500_D	APHA (2012)	Nessler
Fósforo (P) (mg.L <sup>-1</sup> )	SM 4500_P	APHA (2012)	Aminoácidos
Condutividade Elétrica	SM 2510_B	APHA (2012)	-
pH	SM 4500_H	APHA (2012)	pHmetro
Turbidez (UNT)	SM 2130_B	APHA (2012)	Turbidímetro

Fonte: Autoria própria (2021)

### 3.5 Experimentos com o processo Fenton

Para a realização dos experimentos através do processo Fenton foram adotadas as etapas descritas abaixo, seguindo roteiro semelhante ao adotado por Lechinowski (2015).

**Figura 16 – Aparato experimental Fenton**



**Fonte: A autoria própria (2021)**

Os ensaios foram realizados em triplicata, utilizando-se da proporção fixa de  $\text{FeSO}_4:\text{H}_2\text{O}_2$  igual a 1:15 e tempo de agitação de 1 hora a 150 rpm.

O efluente foi preparado em amostras de 500 mL em becker de mesmo volume. Inicialmente foi feito ajuste do pH de 6,26 para 2,54 através da adição de ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) para impedir a precipitação do sulfato ferroso (BIGDA, 1995).

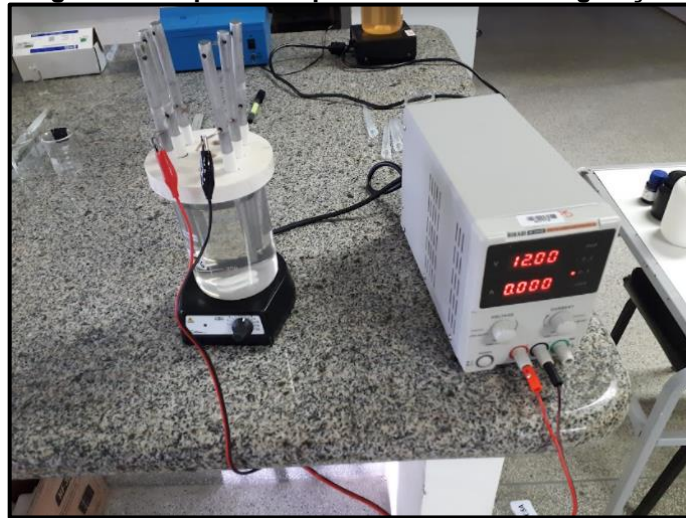
O reator, então, foi submetido a agitação constante em mesa agitadora Hanna HI190M a 150 rpm. Posteriormente, foram adicionados 1 g de sulfato ferroso e 15 g de peróxido de hidrogênio, aproximando-se ao valor máximo utilizado por Lechinowski (2015).

O pH do processo foi monitorado, mantendo-se abaixo de 3 durante todo o processo. Ao total, foram preparadas 3 amostras em triplicata, com tempo de reação e agitação de uma hora, ficando em seguida em operação unitária de decantação por 40 minutos para posterior coleta de amostras e leitura dos valores de DQO.

### **3.6 Experimentos com a Eletrocoagulação**

Os procedimentos para eletrocoagulação foram adotados conforme metodologia utilizada por Costa (2020).

**Figura 17 – Aparato experimental Electrocoagulação**



**Fonte: Autoria própria (2021)**

O efluente foi preparado em amostras de 500 mL em becker de mesmo volume, sendo inicialmente verificado o pH. Observando-se que o valor do pH do efluente encontrava-se em 6,26, condição que possibilita a oxidação tanto dos eletrodos de alumínio quanto de ferro (MOUSSA *et al.*, 2016), não houve necessidade de ajuste de pH.

Na tampa do reator foi feita a perfuração dos locais onde foram inseridos os eletrodos, visando a colocação de 3 pares de eletrodos de ferro ou alumínio, com distância entre cátodos e ânodos de 4 cm e 2 cm entre ânodos e 2 cm entre cátodos. Esta configuração também foi utilizada por Costa (2020), por manter a maior distância entre os eletrodos e simultaneamente colocar o maior número no reator, amplificando ao máximo o campo elétrico no efluente. Os eletrodos de ferro e alumínio possuíam 10 mm e 9,5 mm, respectivamente, e a superfície de contato entre os eletrodos e o efluente foi de 7 cm. De modo a maximizar a oxirredução dos eletrodos, os mesmos foram lixados e em seguida mergulhados em solução de ácido clorídrico 25% por 10 minutos, visando máxima remoção de oxidação e incrustações de sua superfície.

De modo a promover a melhor interação entre os íons liberados, as bolhas de gás e a solução, o reator foi submetido a agitação constante de 150 rpm em mesa agitadora Hanna HI190M.

A eletrólise ocorreu por meio da aplicação de tensão constante de 12V, valor semelhante ao exposto por Costa (2020), através de uma fonte de corrente contínua Minipa MPS-3005A. Foram preparadas 3 amostras em triplicata para tratamento com eletrodos de alumínio e outras 3 amostras em triplicata para os eletrodos de ferro. O

tempo de reação e agitação foi de uma hora e, em seguida, o efluente ficou em operação unitária de decantação por 40 minutos, para então ser realizada a coleta das amostras para leitura do nível da DQO.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 Considerações iniciais

Na tabela abaixo estão os resultados da caracterização do efluente bruto:

**Quadro 3 – Parâmetros do efluente após caracterização**

Parâmetro	Efluente
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	49,8
Amônia (NH <sub>3</sub> ) (mg.L <sup>-1</sup> )	1,06
Fósforo (P) (mg.L <sup>-1</sup> )	46,0
Condutividade Elétrica (µS/cm)	872,2
pH	6,26
Turbidez (UNT)	4,89

Fonte: Aatoria própria (2021)

Destes fatores, o foco foi dado ao nível de DQO apresentado pelo efluente após seus respectivos tratamentos, e comparado ao nível de DQO inicial, de 49,8 mg.L<sup>-1</sup>. A curva de DQO utilizada possui como limite inferior a concentração de 10 mg.L<sup>-1</sup> e superior 100 mg.L<sup>-1</sup>.

### 4.2 Resultados obtidos após o processo Fenton

As análises foram realizadas em triplicata, estando os parâmetros pertinentes ao ensaio e o valor médio de DQO na Tabela 1.

**Tabela 1 – Parâmetros e resultado após tratamento Fenton**

Tempo de reação (h)	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (g)	FeSO <sub>4</sub> (g)	Agitação (rpm)	pH	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Eficiência (%)
1	15	1	150	2,68	22,7	54

Fonte: Aatoria própria (2021)

Observou-se eficiência de tratamento de 54,4% sob as condições apresentadas acima. Para o tratamento, foi necessário o ajuste do pH para que não ocorra precipitação do sulfato ferroso.

O pH não sofreu alteração significativa durante o tratamento, passando de 2,54 para 2,68. Entretanto, para descarte, este valor deve ser ajustado para uma faixa aceitável, que é a de pH neutro (entre 6 e 9), caso contrário, o efluente com pH baixo pode impactar negativamente no ecossistema aquático.

### 4.3 Resultados obtidos após a processo Eletrocoagulação

As análises foram realizadas em triplicata, estando os parâmetros pertinentes ao ensaio e o valor médio de DQO na Tabela 2.

Tabela 2 – Parâmetros e resultado após tratamento de Eletrocoagulação

Tempo de reação (h)	Eletrodo	Nº de pares	Tensão (V)	Agitação (rpm)	pH	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Eficiência (%)
1	Alumínio	3	12	150	6,38	25,9	48
1	Ferro	3	12	150	6,69	23,2	53

Fonte: Autoria própria (2021)

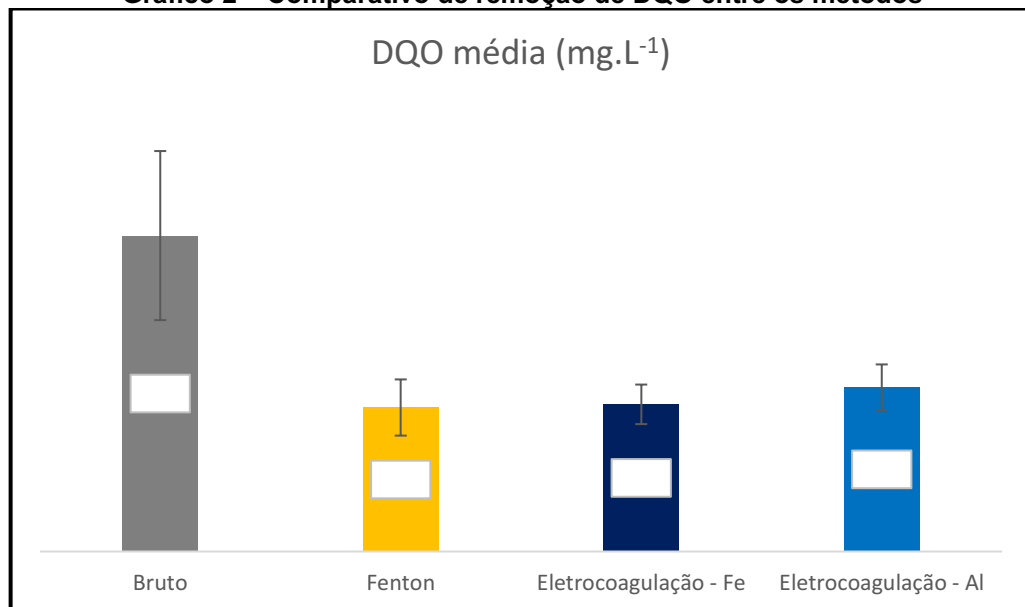
Pode-se observar que o tratamento utilizando eletrodos de ferro propiciaram melhor eficiência no tratamento na comparação com os eletrodos de alumínio, com eficiência de 53,4% contra 48,0%.

O pH do efluente não sofreu alterações significativas após o tratamento, estando propício para descarte.

### 4.4 Comparativo de remoção de DQO

Tendo em mãos os resultados das análises de ambos métodos, foi possível representar graficamente a eficiência de remoção de DQO para o efluente estudado, conforme representado pelo **Erro! Fonte de referência não encontrada.**

Gráfico 2 – Comparativo de remoção de DQO entre os métodos



Fonte: Autoria própria (2021)

A partir da análise, o tratamento que apresenta melhor desempenho inicial na remoção de DQO é o processo Fenton. Entretanto, na análise não são considerados



outros parâmetros pós tratamento como: pH, condutividade, turbidez, ferro, alumínio etc.

Conforme exposto no item 1 do presente trabalho, a Resolução 04/13 estabelece como parâmetro regulamentador o nível de DBO, e não DQO, que foi o parâmetro medido no laboratório. A utilização de DQO se deu em função do tempo necessário para a leitura do nível de DBO das amostras e devido à pouca quantidade de ensaios que pode ser feita no laboratório de Saneamento da UTFPR – Sede Ecoville. Apesar disso, existem relatos na literatura que associam os dois fatores, e inclusive apresentam fatores de relação entre eles. Estes fatores podem ser considerados para uma avaliação prévia de eficiência em remoção de DBO, contudo, cabe ressaltar que os resultados obtidos tratam-se somente de uma estimativa, sem caráter definitivo.

De acordo com Abdallah e Hammam (2014), os índices de DBO:DQO são normalmente da ordem de 0,5:1 em efluente doméstico, podendo até mesmo chegar a 0,1:1. Em estudo de efluentes de indústria automobilística, Bhutiani *et al* (2017) encontrou correlações de 0,08:1. A partir da análise desse índice e da eficiência de remoção de DQO dos tratamentos realizados que passa de 50%, pode-se estimar que o nível de DBO no efluente tratado atenderia a nova demanda estabelecida pela outorga concedida à ETE objeto de estudo.

## 5 CONCLUSÃO

Foram analisados dois métodos de tratamento de efluentes aplicados ao efluente industrial de uma indústria automobilística presente na região metropolitana de Curitiba através da comparação da eficiência média de remoção de DQO desses tratamentos.

Apesar de o processo Fenton ter apresentado 1% a mais de eficiência na remoção de DQO se comparada ao método de eletrocoagulação mais eficiente, não se pode afirmar que o processo Fenton é o melhor método de tratamento para este efluente. Para que seja determinado um pós-tratamento ótimo ao efluente, mais estudos são necessários, abordando diversos outros fatores envolvidos no tratamento.

Ainda, no estudo não foram considerados fatores como o custo atrelado a cada um dos tratamentos ou mesmo o impacto que estes tratamentos possuem em outras características do efluente, como pH, condutividade, turbidez ou acréscimo de metais no efluente.

Desse modo, em caso de estudo de implementação de algum desses tratamentos como método de remoção de DBO, demais fatores devem ser avaliados. Para trabalhos posteriores, recomenda-se:

- Avaliar o impacto dos tratamentos em outras características, como pH, condutividade, turbidez e metais;
- Alterar aspectos do tratamento Fenton, como relação  $H_2O_2:FeSO_4$ , tempo de reação e agitação;
- Alterar aspectos da Eletrocoagulação, como materiais, composição e distanciamento dos eletrodos, bem como tensão ou corrente, tempo de reação e agitação;
- Avaliar o custo atrelado aos tratamentos, tendo em vista que, por se tratar de indústria, fatores como custo e tempo são de suma importância nas decisões de implementação de projetos de tal magnitude.

## REFERÊNCIAS

STEARNS, P. N. **Debating the Industrial Revolution**. Londres: Bloomsbury Academic, 2015.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA. **Desempenho da indústria no mundo**. Portal da Indústria, 2020. Disponível em: <<http://www.portaldaindustria.com.br/estatisticas/desempenho-da-industria-no-mundo/>>. Acesso em: 17/07/2021.

**Perfil da Indústria Brasileira**. Portal da Indústria, 2021. Disponível em: <<https://industriabrasileira.portaldaindustria.com.br/#/industria-total>>. Acesso em: 18/07/2021.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA. **Mapa estratégico da Indústria 2018-2022**. Portal da Indústria, 2018, 212 p. Disponível em: <[https://static.portaldaindustria.com.br/media/filer\\_public/ee/50/ee50ea49-2d62-42f6-a304-1972c32623d4/mapa\\_final\\_ajustado\\_leve\\_out\\_2018.pdf](https://static.portaldaindustria.com.br/media/filer_public/ee/50/ee50ea49-2d62-42f6-a304-1972c32623d4/mapa_final_ajustado_leve_out_2018.pdf)>. Acesso em: 17/07/2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO-AMBIENTE. **Resolução nº 430**. Brasília, 2011. Disponível em: <[http://conama.mma.gov.br/?option=com\\_sisconama&task=arquivo.download&id=627](http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627)>. Acesso em: 17/07/2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO-AMBIENTE. **Resolução nº 357**. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 17/07/2021.

COMITÊ DAS BACIAS DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA. **Resolução nº 04**. Curitiba, 2013. Disponível em: <[http://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos\\_restritos/files/documento/2020-05/resolucao\\_de\\_enquadramento.pdf](http://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-05/resolucao_de_enquadramento.pdf)>. Acesso em: 17/07/2021.

**Perfil da Indústria Brasileira - Recursos**. Portal da Indústria, 2018. Disponível em: <<https://industriabrasileira.portaldaindustria.com.br/#/industria-total>>. Acesso em: 18/07/2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Água na Indústria: Uso e Coeficientes Técnicos**. Brasília: ANA, 2017, 37 p. Disponível em: <[http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/acesso-tematico/usos-da-agua/aguanaindustria\\_usoecoefficientestecnicos.pdf](http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/acesso-tematico/usos-da-agua/aguanaindustria_usoecoefficientestecnicos.pdf)>. Acesso em: 18/07/2021.

EUROPEAN AUTOMOBILE MANUFACTURERS' ASSOCIATION. **Water used in car production in the EU**. ACEA, 2021. Disponível em: <<https://www.acea.auto/figure/water-used-in-car-production-in-eu/>>. Acesso em: 24/07/2021.

Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores. **Estatísticas 2018**. ANFAVEA, 2019. Disponível em: <<https://anfavea.com.br/docs/siteautoveiculos2018.xlsx>>. Acesso em: 24/07/2021.

MACINTYRE, A. J. **Instalações hidráulicas prediais e industriais**. 3. Ed. LTC, 1996.

SANTOS, S. E. **Os impactos do setor automotivo no desenvolvimento sustentável da RMC (Região Metropolitana de Curitiba)**. Dissertação (Mestrado em Organizações e Desenvolvimento) – UNIFAE, FAE Centro Universitário. Curitiba, p. 216. 2007.

SANTOS, S. A. R. **Proposta de reuso não potável de efluente industrial na indústria automobilística: Estudo de caso para fábrica de cabines de caminhões**. Curitiba, 2016. Disponível em: <<https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/45766>>. Acesso em: 31/07/2021.

MENDONÇA, S. R. **Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos**. João Pessoa, 1990, S. Rolim Mendonça.

PIMENTA, H. C. D., et al. **O esgoto: A importância do tratamento e as opções tecnológicas**. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO. 10, 2002, Curitiba, Anais. Curitiba: Abepro, 2002.

LEMONS, S. **Dados da ONU mostram que 15 mil pessoas morrem por doenças ligadas à falta de saneamento**. USP. São Paulo, 2020. Disponível em: <<https://jornal.usp.br/?p=339384>>. Acesso em: 07/08/2021.

DE BEM, P. P. T. **Minimização do efluente gerado em pré-tratamento de pintura automotiva: um caso industrial**. UFPR. Curitiba, 2008.

AGUIAR, M.P.; NOVAES, A.C.; GUARINO, A.W.S. **Remoção de Metais Pesados de Efluentes Industriais por Aluminossilicados**. Química Nova, São Paulo, vol 25, n.6b, dez. 2002.

ALMEIDA, E.; ASALIN, M. R.; ROSA, M. A.; **Tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos na presença de ozônio**. Química Nova, São Paulo, vol 27, n.5, jul. 2004.

METCALF, L.; EDDY H. P. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4th ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG/DESA, 1996.

FAVARETTO, D. P. C. **Avaliação da eficiência do processo de tratamento de efluentes na empresa de laticínios LBR**. Passo Fundo: Universidade Passo Fundo, 2011.

SILVEIRA, G. E. **Sistemas de tratamento de efluentes industriais**. UFRGS, 2010.

NUNES, G. F. M. **Tratamento primário de efluentes**. CEFET-MG, 2015. Disponível em:

<[http://www.tecquimica.cefetmg.br/galerias/arquivos\\_download/Tratamento\\_Primario\\_de\\_Efluentes\\_-\\_Gisele\\_-\\_Cefet\\_2015.pdf](http://www.tecquimica.cefetmg.br/galerias/arquivos_download/Tratamento_Primario_de_Efluentes_-_Gisele_-_Cefet_2015.pdf)>. Acesso em 21/08/2021.

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. 3ª ed. Aracaju: Triunfo, 2001.

SILVA, C. E.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S.; ARTHUZO, P. P. **Aplicação dos processos Fenton e Foto-Fenton no tratamento de percolados de aterros sanitários**. In: XVI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA. 09, 2006, Santos, Anais.

ALMEIDA, F. S. C. **Investigação do uso do processo Fenton no tratamento terciário de efluente agroindustrial e na degradação do antibiótico norfloxacin**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Alimentos – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, p. 74. 2014.

GOGATE, P. R.; PANDIT, A. B. **A review of imperative technologies for wastewater treatment I: Oxidation technologies at ambient conditions**. Advances in Environmental Research, v. 8, n. 3-4, p. 501-551, 2004 a.

LECHINHOSKI, M. **Tratamento físico-químico em efluente de vinícola de pequeno porte**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, p. 130. 2015.

BIGDA, R. J. **Consider Fenton's Chemistry for Wastewater Treatment**. Chemical Engineering Progress, v. 91, n. 12, p. 62-66, 1995.

NEYENS, E.; BAEYENS, J. **A Review of Classic Fenton's Peroxidation as an Advanced Oxidation Technique**. Journal of Hazardous Materials, 28, p. 33-50, 2003.

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

KABDAŞLI, I. et al. **Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review**. Environmental Technology Reviews, v. 1, n. 1, p. 2-45, 2012.

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

HENRIQUES, D. M. **Degradação de Nonilfenol Polietoxilado e de Efluente Têxtil por Meio de Eletrocoagulação e Processos Fenton**. Dissertação (Mestrado em Química) – Programa de Pós Graduação em Química - Universidade Federal de Santa Maria. Rio Grande do Sul, p. 98. 2004.

MOUSSA, D. T. et al. **A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges**. Journal of Environmental Management, v. 186, p. 24-41, 2016.

APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF – Water Environment Federation. **Standard methods of**

**examination of water and wastewater.** 22th ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2012.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898:** preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. 1987.

LECHINHOSKI, M. **Tratamento físico-químico em efluente de vinícola de pequeno porte.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós Graduação de Engenharia Civil – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, p. 130. 2015.

COSTA, A. M. **A eletrocoagulação como pré-tratamento de efluente cervejeiro.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós Graduação de Engenharia Civil – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, p. 123. 2020.

Abdalla, K. Z. **Correlation between Biochemical Oxygen Demand and Chemical Oxygen Demand for Various Wastewater Treatment Plants in Egypt to Obtain the Biodegradability Indices.** International Journal of Sciences: Basic and Applied Research, v. 13, n. 1, p. 42-48, 2014.

Bhutiani, R. et al. **Efficiency assessment of automobile industry effluent (Sidcul) Haridwar.** Environmental Conservation Journal, v. 18, p. 95-102, 2017.