

**UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE - UNESC
CURSO DE ENGENHARIA QUÍMICA**

ELIZANDRA DA SILVA ALEXANDRE

**ESTUDO DO PROCESSO ELETROLÍTICO COMO TRATAMENTO DE EFLUENTE
SANITÁRIO NA REGIÃO DO BAIRRO UNIVERSITÁRIO EM CRICIÚMA**

**CRICIÚMA
2018**

ELIZANDRA DA SILVA ALEXANDRE

**ESTUDO DO PROCESSO ELETROLÍTICO COMO TRATAMENTO DE EFLUENTE
SANITÁRIO NA REGIÃO DO BAIRRO UNIVERSITÁRIO EM CRICIÚMA**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Química no curso de Engenharia Química da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC.

Orientador(a): Prof. Me. José Luiz Westrup

CRICIÚMA

2018

ELIZANDRA DA SILVA ALEXANDRE

**ESTUDO DO PROCESSO ELETROLÍTICO COMO TRATAMENTO DE EFLUENTE
SANITÁRIO EM REGIÃO DE CRICIÚMA**

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado pela Banca Examinadora para obtenção do Grau de Engenheira Química, no Curso de Engenharia Química da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC, com Linha de Pesquisa em tratamento de efluentes.

Criciúma, 28 de junho de 2018

BANCA EXAMINADORA

José Luiz Westrup – Universidade do Extremo Sul Catarinense - Mestre

Alexandre Gonçalves Dal-Bó - Universidade do Extremo Sul Catarinense - Doutor

Emerson Colonetti - Universidade do Extremo Sul Catarinense - Mestre

Dedico a todos que de alguma forma
contribuíram para que tudo isso fosse possível.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador José Luiz Westrup pelo apoio em todo o processo e confiança na proposta apresentada.

A UNESCO por deixar à disposição sua estrutura e o que fosse necessário para realização deste trabalho e de toda a graduação

A todos os professores da UNESCO que contribuíram para minha formação acadêmica.

A CASAN pela disponibilidade de estrutura bem como a seus funcionários que de alguma forma contribuíram para realização deste.

A meus colegas e amigos que me acompanharam em toda a graduação me acompanhando em momentos de estudo e diversão, em especial a Marcelo, Karoline e Juliane pela grande amizade.

A Carla pelo companheirismo e apoio.

E a minha família pela dedicação e carinho nesta e em tantas outras etapas da minha vida.

“A ciência é, portanto, uma perversão de si mesma, a menos que tenha como fim último, melhorar a humanidade. ”

Nikola Tesla

RESUMO

O efluente sanitário se não tratado, compromete qualquer meio receptor em que seja depositado. Tendo tal conhecimento, faz-se necessário seu tratamento, bem como estudos objetivando otimização do processo e economia de recursos. O efluente sanitário da região universitária de Criciúma recebe tratamento convencional realizado pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento, CASAN. Tal tratamento deve se adequar às normas estabelecidas por órgãos federais e estaduais, sendo estes o Conama 430 de 2011 e o Decreto N° 14675 de 2009 respectivamente. O presente trabalho teve como objetivo geral, realizar um estudo preliminar do tratamento por processo eletrolítico no mesmo efluente utilizado por processo convencional e apresentar um comparativo, assumindo como resultados os parâmetros legisláveis a que o mesmo se enquadra. Diante dos resultados obtidos, para a maior parte dos parâmetros legisláveis a remoção foi mais eficiente, tendo um tempo menor de operação e diminuição de etapas. Acredita-se que com ajustes em trabalhos futuros, a tecnologia possa ser aprimorada e venha a atender todos os requisitos exigidos pelas normas.

Palavras-chave: Efluente sanitário. Tratamento convencional. Processo eletrolítico. Parâmetros legisláveis.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Fluxograma do processo convencional utilizado pela Casan em região da cidade de Criciúma	21
Figura 2 : Esquema do processo de funcionamento de um reator UASB	23
Figura 3: Esquema da configuração mínima de um sistema eletroquímico	30
Figura 4: Mecanismos de interação de uma célula eletrolítica	31
Figura 5: Hidrólise do Al em função do pH	33
Figura 6: Resultados da eletrólise a várias temperaturas, com $E = 8V$, $t = 40$ min e $[Na_2SO_4] = 0,05$ M.....	35
Figura 7: Corrente elétrica e condutividade em várias temperaturas, com $E = 8V$, $t=40$ min e $[Na_2SO_4] = 0,05$ M.....	36
Figura 8: Influência do pH inicial na remoção de DQO e turbidez após 8 minutos de operação, com densidade de corrente constante de $28,5$ mA/cm ² e condutividade inicial de $2,4$ mS/cm	37
Figura 9: Efeito do tempo de eletrólise na eficiência de remoção de cor.	37
Figura 10: Sistema eletrolítico de bancada para tratamento de efluentes.....	43
Figura 11: Reator de eletrocoagulação em escala de bancada com eletrodos monopolares (a) da literatura e (b) modelo experimental.....	44
Figura 12: filtração a vácuo de efluente tratado por eletrólise	45
Figura 13: Comparação do ensaio de sólidos sedimentáveis entre o efluente bruto e o tratado com eletrólise	47
Figura 14: Resultado do tratamento eletrolítico com intervalo de tempo de 10 minutos	50
Figura 15: Aspecto visual do efluente bruto e comparativo entre tratamentos	50
Figura 16: Mudança do pH ao longo do tempo	52
Figura 17: Eletrodos de sacrifício após tratamento	55
Figura 18: Desgaste do ânodo	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Dados da pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008	15
Tabela 2: Limites de EPTs no lodo e nos solos que o recebem, norma norte americana	42
Tabela 3: Resultado das análises de cor, turbidez e pH	51
Tabela 4: Resultados ensaios (em mg/L, exceto quando especificado).....	53
Tabela 5: Perda de massa nos eletrodos	55

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CASAN	Companhia Catarinense de Água e Saneamento
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Secretaria de Estado do Desenvolvimento Sustentável - Governo de Santa Catarina
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPT	Elementos potencialmente tóxicos
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
OEA	Organização dos Estados Americanos
OMS	Organização Mundial da Saúde
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
USEPA	United States Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1 QUALIDADE DA ÁGUA E SANEAMENTO	13
2.2 PADRÕES E CONDIÇÕES PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES	15
2.2.1 Legislação federal	16
2.2.2 Legislação estadual	17
2.3 COMPOSIÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO.....	19
2.3.1 Características físicas	20
2.3.2 Características químicas	20
2.3.3 Características biológicas	20
2.4 SISTEMA DE TRATAMENTO CONVENCIONAL	20
2.4.1 O sistema de lodos ativados	21
2.4.10 Vantagens e desvantagens tratamento convencional	25
2.5 HISTÓRICO DO USO DA ELETRICIDADE NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO.....	26
2.6 ELETRÓLISE	28
2.6.1 Conceitos	28
2.6.2 Mecanismos da eletrólise	30
2.6.3 Reações	32
2.6.4 Processo da eletrólise	34
2.6.5 Parâmetros de controle de processos eletrolíticos	35
2.6.6 Vantagens e limitações do processo eletrolítico	38
2.7 OS RESÍDUOS DO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	39
2.7.1 Tratamento do lodo	40
2.7.2 Disposição final do lodo	40
2.7.3 Reciclagem do lodo em melhoria de solos agrícolas	41
3 METODOLOGIA	43
3.1 COLETA DE EFLUENTE	43
3.2 TRATAMENTO ELETROQUÍMICO.....	43
3.3 ENSAIOS	44
3.3.1 Ensaio de cor aparente	45
3.3.2 Turbidez	45

3.3.3 Óleos e graxas	46
3.3.4 Demanda química de oxigênio (DQO)	46
3.3.5 Surfactantes	46
3.3.6 Determinação de sulfeto	46
3.3.7 Determinação de sólidos sedimentáveis	47
3.3.8 pH	48
3.3.9 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	48
4 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS DADOS	49
4.1 TRATAMENTO ELETROLÍTICO	49
4.2 ASPECTO VISUAL	49
4.3 AVALIAÇÃO DE COR E TURBIDEZ	51
4.4 AVALIAÇÃO DO PH.....	51
4.5 ENSAIOS	52
4.6 ELETRODOS DE SACRIFÍCIO	54
5 CONCLUSÃO	56
REFERÊNCIAS	57
ANEXOS	60
ANEXO A – TABELA DE PARÂMETROS INORGÂNICOS E SEUS VALORES MÁXIMOS DE LANÇAMENTO DE ACORDO COM A LEGISLAÇÃO FEDERAL	60
ANEXO B – PARÂMETROS ORGÂNICOS E SEUS VALORES MÁXIMOS DE LANÇAMENTO DE ACORDO COM A LEGISLAÇÃO FEDERAL	61
ANEXO C – PARÂMETROS E SEUS VALORES MÁXIMOS PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES DE ACORDO COM A LEGISLAÇÃO ESTADUAL	62

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e desordenado das cidades naturalmente causa resíduos e os mesmos devem ser dispensados em local apropriado. A primeira alternativa encontrada foi depositar esses resíduos nos recursos hídricos, o que ocasionou poluição dos mesmos. Tendo essa percepção, o ser humano viu a necessidade de encontrar formas de descontaminação e limpeza antes de sua emissão final. Até hoje ainda se encontram falhas nas técnicas utilizadas ou custo elevado de operação, o que faz necessários estudos sobre otimização de processos ou novos meios de tratamento.

O efluente sanitário da cidade de Criciúma tem por característica particular, resíduos oriundos das minas de carvão e possivelmente de indústrias locais. Seu tratamento é realizado pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento que utiliza o método dos lodos ativados. Tal método demanda longo tempo de operação, grande espaço estrutural – apesar de ser mais compacto que outros métodos –, custo elevado e necessita da adição de diversos produtos químicos que tem ação floculante e coagulante, podendo ocasionar em alguns casos impactos de toxicidade e desequilíbrio ambiental. Tais fatos conduzem à necessidade da elaboração de processos inovadores, baratos e eficazes ou aprimoramento dos já existentes, sendo uma excelente alternativa ou complemento o tratamento por eletrólise.

O processo eletrolítico para tratamento de águas residuais tem ficado à margem dos tratamentos convencionais. No entanto vem sendo reavaliada sua utilização por ser uma tecnologia simples, versátil e eficaz e que visa minimização de impactos ambientais. A eletrólise se baseia no conjunto de reações geradas pela passagem de corrente elétrica entre dois terminais, induzida por uma fonte externa, propiciando fluxos de elétrons que devido a diversos mecanismos removem poluentes, como conceituou Atkins (1990).

Baseado na problemática apresentada, o presente trabalho buscou realizar um estudo preliminar do tratamento eletrolítico no efluente sanitário de uma região específica da cidade de Criciúma, como comparativo ao tratamento convencional utilizado, visando a viabilidade da eletrólise. Para isso, foram realizados ensaios específicos para os parâmetros legislaíveis de deposição no emissário final. A expectativa do trabalho é a de que o tratamento remova os

resíduos estando de acordo com normas que regem o estado e que seja mais eficaz que o tratamento convencional.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 QUALIDADE DA ÁGUA E SANEAMENTO

É de conhecimento geral que há água em abundância na superfície terrestre, cerca de 70% (LEME, 2014). É sabido também, que somente uma pequena parcela dessa água é potável, o que deveria ser um alerta sobre seu uso consciente para que não se esgote. Não é o que acontece e infelizmente esse cuidado ainda não recebe a importância devida.

O crescimento populacional e a característica dos seres humanos de se aglomerarem de forma organizada em núcleos urbanos em locais com disponibilidade maior de água, fizeram com que se originasse a poluição e contaminação dos recursos hídricos pelo lançamento de seus próprios efluentes. Os cursos de água são fonte de abastecimento assim como veículo natural para escoamento de esgoto doméstico e águas residuais industriais e agrícolas geradas pelo homem (LEME, 2014).

Leme (2014) afirma que os principais efeitos causados pela poluição dos recursos hídricos são: redução do padrão de qualidade da água usada para abastecimento da população e outros usos, destruição da fauna e flora aquática, redução do potencial hidráulico, redução das atividades esportivas e de lazer, redução do potencial de assentamentos urbanos e industriais, perigo potencial à saúde pública – resultando no aumento de doenças veiculadas pela água – e exigência de tratamento mais sofisticado e de custo mais elevado para garantir padrão de potabilidade da água.

Os gregos foram os primeiros a se preocupar com o esgoto doméstico gerado em suas cidades, por esse motivo desenvolveram uma estrutura de transporte para levá-lo até fora da cidade, baseado em um sistema de drenos e canais até áreas agrícolas onde era utilizado como fertilizante. Na era moderna, a instalação de rede coletora de esgoto em algumas cidades teve início na Europa no começo do século XIX, mas o tratamento de esgoto começou somente no final do século XIX e início do século XX. Nos Estados Unidos, a disposição e o tratamento de resíduos não recebeu muita atenção até final de 1800. Tal indiferença se deve ao fato de que o constrangimento causado pelo lançamento do esgoto não tratado em corpos de água, não era tão severo e existiam grandes extensões de terra para

depositá-lo. Com o crescimento das cidades, começou a se considerar o tratamento para melhor deposição no solo (LEME, 2014). Linsley e Franzini (1978, apud LEME, 2014 p. 19) afirmam que em 1925 em torno de 80% das cidades americanas com mais de 100 mil habitantes não possuíam instalações de tratamento. No entanto, a situação foi modificada e em 1970 praticamente todas as cidades com essa característica possuíam tratamento.

A preocupação com o tratamento da água começou a ter uma nova perspectiva após a constatação da escassez dos recursos hídricos. Hammer e Kichan (1981, apud LEME, 2014 p. 20) citam que na Inglaterra foi iniciado um movimento em meados de 1945, visando a proteção e manejo da água levando à criação do Ministério de Recursos da Água em 1963. Nos Estados Unidos foram desenvolvidas importantes ações legislativas em 1974, onde foram estabelecidos critérios e padrões para conservação de recursos hídricos, citando como exemplos: Decreto Nacional para Água Potável Segura (transformado na Lei 93-523) e Decreto do Sistema Nacional de Eliminação de Descargas Poluentes (transformado na Lei nº 92-500).

Em relação ao Brasil, sua experiência em ETEs com uso de vários processos ou sistemas para o tratamento de esgotos brutos e águas residuais é relativamente recente. Os relatos da biografia são de exemplos da instalação e operação da ETE de Riacho Grande em São Paulo pelo sistema de valo de oxidação no ano de 1959. Silva (1975, apud LEME, 2014 p. 81) cita existência de mais de dez lagoas de estabilização no Estado de São Paulo em 1967 e uma unidade de tratamento com duas lagoas operadas no sistema australiano, em Brasília. Ainda são citadas outras unidades também no Estado de São Paulo 1984 com tratamento por escoamento superficial. O primeiro levantamento nacional sobre saneamento básico foi realizado em 1974 por meio de convênio entre Ministério da Saúde e IBGE, seguido por outros levantamentos em 1977, 1980 e 1983. Em 1989 o processo foi reformulado, se tornando mais abrangente e vem sendo aprimorado desde então. Segundo bibliografias, o levantamento mais recente data de 2008 e alguns de seus dados estão dispostos na tabela 1.

Tabela 1: Dados da pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008

Descrição	Norte	Nordeste	Centro- oeste	Sudeste	Sul	Total
Total de municípios	449	1793	466	1668	1188	5564
Municípios com rede coletora	80	733	132	1586	472	3003
Municípios sem tratamento	26	478	14	778	186	1482
Municípios com ETEs	46	392	126	929	346	1839

Fonte: IBGE 2008, apud Leme, 2014 p. 82

De acordo com o IBGE (2008) as informações coletadas nas pesquisas refletem as diferentes realidades do país e possibilitam que se identifiquem as carências existentes nos municípios brasileiros em relação à saneamento básico. Tais informações contribuem para adoção de métodos, técnicas e processos orientados para melhoria da qualidade de vida da população, de acordo com a peculiaridade de cada local.

A preocupação das nações com os cursos de água foi debatida em importantes reuniões internacionais, resultando no estabelecimento de acordos, resoluções e legislação, visando à proteção e conservação dos recursos hídricos e outros aspectos (CUNHA et al., 1980, apud LEME, 2014 p. 20). Atualmente a Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura (Unesco), a Organização Mundial da Saúde (OMS), a Organização dos Estados Americanos (OEA) e outras entidades semelhantes, têm coordenado e organizado reuniões internacionais sobre meio ambiente, com discussões e estabelecimento de propostas para o desenvolvimento sustentável, que inclui qualidade da água, conservação e proteção dos recursos hídricos (LEME, 2014).

2.2 PADRÕES E CONDIÇÕES PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES

Os art. 170 e 225 da Constituição da República Federativa do Brasil (BRASIL, 1988 apud GILI, 2015 p. 25) são conciliados pelo princípio do

desenvolvimento sustentável e consideram que não há atividade econômica sem impacto ambiental, o que estabeleceu uma presunção:

Toda obra é causadora de impactos ambientais significativos. Cabe ao proponente, a responsabilidade pela mitigação de tais impactos, pelo emprego de tecnologias e procedimentos operacionais e de monitoramento, que assegurem a menor interferência ao meio ambiente como um todo (GILI, 2015).

Tem-se conhecimento que o lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora em qualquer corpo receptor, não deve ser feito sem o tratamento adequado. São estabelecidos em leis os padrões e parâmetros para o lançamento e devem ser realizadas análises afim de comprovação da eficiência do tratamento. No caso de duas ou mais leis, o emissor do efluente ou no responsável pelo tratamento, deve se adequar às normas e sempre considerar a mais restritiva (BRASÍLIA, 2011). Logo, o órgão responsável pelo tratamento de esgoto sanitário de Criciúma, deve se adequar às leis federais e estaduais.

2.2.1 Legislação federal

O CONAMA é o órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente, que dispõe sobre a política nacional do meio ambiente. Uma de suas competências, é a de estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente, com vistas ao uso racional dos recursos ambientais, principalmente os hídricos. Dentre os atos do CONAMA, estão as resoluções, quando se trata de deliberação de diretrizes e normas técnicas, critérios e padrões relativos à proteção ambiental e uso sustentável de recursos ambientais (BRASÍLIA, 2018).

A resolução que se aplica a esse estudo é a 430, atualizada em 13 de maio de 2011. Tal resolução “dispõe sobre parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a resolução nº 357 de marco de 2005” (BRASIL, 2011). Consta ainda nessa resolução que o lançamento de qualquer fonte poluidora só pode ser efetuado diretamente nos corpos receptores após devido tratamento e

desde que obedçam às condições e padrões dispostos na resolução e outras legislações aplicáveis.

A seção III, do artigo 21 da resolução 430 dispõe das condições e padrões de lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, sendo estes:

- pH entre 5 e 9;
- Temperatura inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- Materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- Demanda Bioquímica de Oxigênio-DBO 5 dias, 20°C: máximo de 120 mg/L.s sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor;
- Óleos e graxas: até 100 mg/L;
- Ausência de material flutuante;

Os parâmetros inorgânicos e orgânicos bem como seus valores máximos de lançamento, estão dispostos nos anexos A e B respectivamente.

2.2.2 Legislação estadual

A lei nº 14.675 de 13 de abril de 2009 estabelece normas aplicáveis ao estado de Santa Catarina visando proteção e melhoria da qualidade ambiental de seu território (SANTA CATARINA, 2009). O artigo 177 da lei informa que os efluentes somente podem ser lançados direta ou indiretamente nos corpos de água interiores, lagunas, estuários e na beira-mar quando obedecidas às condições previstas nas normas federais e as seguintes:

- pH entre 6,0 a 9,0;
- Assegurar o transporte e dispersão dos sólidos nos lançamentos subaquáticos em mar aberto, sendo que o limite para materiais sedimentáveis será

fixado pelo órgão licenciador em cada caso, após estudo de impacto ambiental realizado pelo interessado;

- Ausência de materiais flutuantes visíveis;
- Lançamentos em trechos de lagoas, lagunas e estuários, além dos itens anteriores, devendo ser observado o limite de 4 mg/l de concentração de fósforo total, sendo que: a) o efluente deve atender aos valores de concentração acima estabelecidos ou os sistemas de tratamento que devem operar com a eficiência mínima de 75% (setenta e cinco por cento) na remoção de fósforo, desde que não altere as características dos corpos de água previstas em lei; e b) a FATMA deve realizar estudos para fundamentar a permanência ou modificação dos parâmetros previstos na alínea “a”, cujos resultados devem ser encaminhados ao CONSEMA para, em havendo necessidade de modificação, providenciar resolução normativa;

- Tratamento especial, quando oriundos de hospitais e outros estabelecimentos contendo despejos infectados com microrganismos patogênicos, e se forem lançados em águas destinadas à recreação de contato primário e à irrigação, qualquer que seja o índice de coliforme inicial;

- Todas as avaliações devem ser feitas para as condições mais desfavoráveis ao ambiente a fim de assegurar os padrões de qualidade previstos para o corpo de água;

- No caso de lançamento em cursos de água, os cálculos de diluição devem ser feitos para o caso de vazão máxima dos efluentes tratados e vazão ecológica dos cursos de água;

- No cálculo das concentrações máximas permissíveis não são consideradas vazões de efluentes líquidos obtidas através de diluição dos efluentes;

- O regime de lançamento contínuo de 24 (vinte e quatro) horas/dia deve ter variação máxima de vazão de 50% (cinquenta por cento) da vazão horária média;

- DBO 5 dias, 20°C no máximo de 60 mg/l, sendo que este limite somente pode ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento biológico de água residuária que reduza a carga poluidora em termos de DBO 5 dias, 20°C do despejo em no mínimo 80% (oitenta por cento);

- Os efluentes líquidos, além de obedecerem aos padrões gerais anteriores, não devem conferir ao corpo receptor características em desacordo com

os critérios e padrões de qualidade de água, adequados aos diversos usos benéficos previstos para o corpo de água.

No anexo C, encontram-se parâmetros e concentrações máximas para lançamento.

2.3 COMPOSIÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO

Nuvolari (2011) define o esgoto sanitário como um líquido cuja composição, quando não contém resíduos industriais, é de aproximadamente: 99,87% de água, 0,04% de sólidos sedimentáveis, 0,02% de sólidos não-sedimentáveis e 0,07% de substâncias dissolvidas. Dada a forte prevalência de água na composição do esgoto, admite-se que suas propriedades físicas são as mesmas da água, sendo assim, suas reações às forças externas também são as mesmas.

Outra afirmação é a de que a composição do esgoto doméstico é formada por constituintes físicos, químicos e biológicos (LEME, 2014) e depende do uso da população local, hora do dia, dia da semana, mês e estação do ano. Sendo assim, ocorre variação de 99,53% a 99,87% de água e 0,13% a 0,47% de constituintes suspensos e dissolvidos em água (METCALF E EDDY, 1979, 1991, apud LEME, 2014, p. 30).

Leme (2014) divide o esgoto produzido em uma cidade em função de sua origem, separando em três grupos: esgotos domésticos, efluentes gerados por indústrias e águas de infiltração. Este último ocorre nas juntas e defeitos nos tubos e paredes de poços da rede coletora.

Teoricamente a estação de tratamento de Criciúma recebe apenas efluente doméstico. No entanto, considerando a atividade mineira predominante na região e ainda a possibilidade de ligação de efluentes de pequenas indústrias à rede, o resíduo final pode conter substâncias tóxicas e os valores citados acima encontrados na literatura vem a sofrer variações.

2.3.1 Características físicas

Principais características físicas de águas residuais são: turbidez, temperatura, teor de sólidos (totais, em suspensão, dissolvidos sedimentáveis, fixos e voláteis), odor, cor, vazão, material retido, removido ou produzido (LEME, 2014).

2.3.2 Características químicas

Águas residuais são constituídas por componentes orgânicos e inorgânicos. Os compostos orgânicos são representados pela combinação de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio (nas formas amoniacal e galvânica). As principais substâncias orgânicas encontradas em efluentes sanitários são: proteínas, carboidratos, gorduras e óleos, surfactantes, fenóis, pesticidas, etc. Já os componentes inorgânicos são representados pelo oxigênio dissolvido, nitrogênio (nitrito e nitrato), metais, fósforos, enxofre na forma de gás sulfídrico, gás carbônico, e diferentes formas de sais (LEME, 2014).

2.3.3 Características biológicas

Principais componentes são os microrganismos, representados pelos coliformes fecais, coliformes totais e agentes patogênicos, sendo esse último grupo constituído por organismos e microrganismos que podem transmitir ou causar doenças de veiculação hídrica (LEME, 2014).

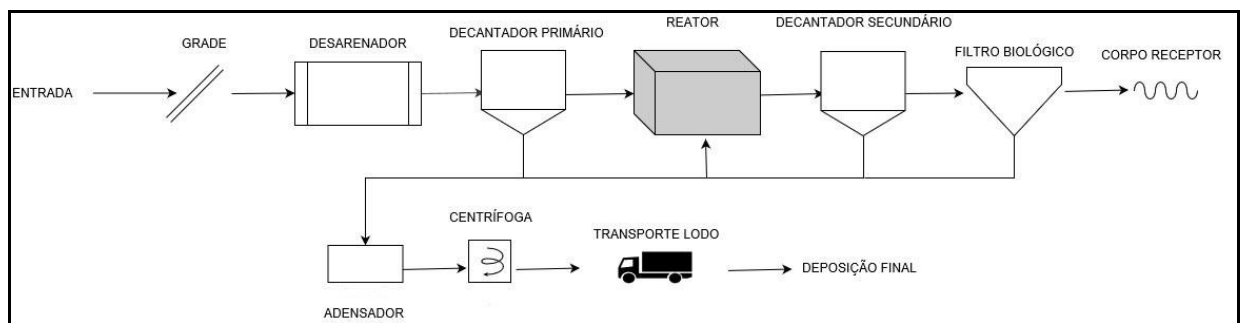
2.4 SISTEMA DE TRATAMENTO CONVENCIONAL

Dos tratamentos de efluentes disponíveis, pode-se citar como principais sistemas para o tratamento de esgoto sanitário: lagoa de estabilização (facultativa, anaeróbia facultativa, aerada facultativa, aerada de mistura completa facultativa e aerada mistura completa decantação), lodos ativados (convencional, aeração prolongada e fluxo intermitente), valos (clássicos, anaeróbio e aeróbio), filtro biológico (baixa carga e alta carga), reator anaeróbio de manta de lodo, filtro anaeróbio e sistemas de disposição no solo (SILVA, 1996).

O tratamento de esgoto da cidade de Criciúma é de responsabilidade da Companhia Catarinense de Água e Saneamento, CASAN. Os métodos utilizados são: lodo ativado, lagoas de estabilização e filtro biológico. De acordo com a CASAN (2011), a estação de tratamento de esgoto situada no bairro Santa Luzia, conta com as seguintes etapas de tratamento:

- Lodo ativado:
 - Tratamento preliminar com gradeamento;
 - Remoção de areia e caixa de gordura;
 - Tratamento com UASB (reator anaeróbico);
 - Decantadores secundários;
- Filtro biológico (leito percolador);
- Adensadores de lodo;
- Desidratação de lodo através de centrífugas;
- Emissário final até o rio Sangão.

Figura 1: Fluxograma do processo convencional utilizado pela Casan em região da cidade de Criciúma



Fonte: autora, 2018

2.4.1 O sistema de lodos ativados

Trata-se do sistema mais utilizado nas grandes ETEs, apresentado inúmeras variações. São processos aeróbios, que conforme define Sobrinho (1983, apud NUVOLARI, 2011 p. 295), trata-se de “um processo no qual uma massa biológica é continuamente circulada e colocada em contato com a matéria orgânica

do despejo líquido afluyente ao processo, em presença de oxigênio”. O sistema convencional de lodos ativados conta com diversas unidades com a finalidade de remoção dos sólidos presentes no esgoto, sendo este dividido em duas etapas: tratamento primário e tratamento secundário. O tratamento primário é composto por grades, caixa de areia e decantador primário. Já a segunda etapa é composta por um reator biológico e decantador secundário (NUVOLARI, 2011).

Grades

As grades removem sólidos grosseiros, sendo esses pedaços de papel, de pano, de plástico, de madeira, de algodão, fraldas descartáveis, absorventes, papel higiênico, cabelo, etc. a remoção é feita por meio de intercalagem de grades no canal de entrada da ETE (NUVOLARI, 2011).

Caixa de areia

Na caixa de areia remove-se areia, procurando-se reter as partículas com diâmetro relativo maior de 0,2 mm, não sendo desejável retenção de partículas orgânicas (NUVOLARI, 2011).

Decantador primário

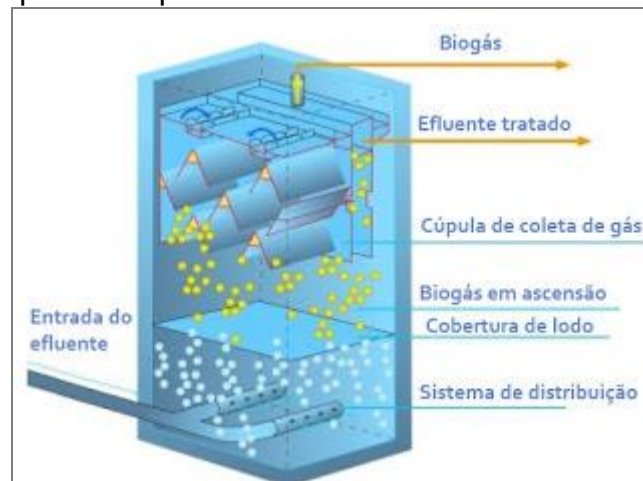
Os decantadores primários tem como função clarificar o esgoto, removendo sólidos sedimentáveis, lodo primário. Este lodo é mais viscoso que a água e tem percentagem de sólidos de 1 a 7% (93 a 97% de água). Se apresenta com grande quantidade de matéria orgânica ainda não estabilizada, necessitando de processos de digestão. A unidade dos decantadores primários, geralmente é aproveitada também para remoção de flutuantes, que seriam espumas, óleos e graxas que se acumulam na superfície. Há dois tipos, o mais utilizado é o método por sedimentação, mas há ainda o método por floculação. Existem três tipos de floculação: discreta (partículas sedimentam individualmente), floculenta (partículas são reunidas em flocos de pequena concentração formando partículas maiores) e zonal e por compressão (partículas são coesivas, ocorrem em alta concentração e

sedimentam em uma massa única, formando uma face de separação entre líquido e sólido) (NUVOLARI, 2011).

Reator biológico (UASB)

Os sólidos não sedimentáveis são retirados no reator biológico. Legner (2015) define o reator UASB como “uma tecnologia baseada na decomposição anaeróbia da matéria orgânica”. Consistem em uma coluna de escoamento ascendente composta de uma zona de digestão, uma zona de sedimentação e o dispositivo separador de fases gás-sólido-líquido. De acordo com Coelho (2017) “são reatores que basicamente reduzem a concentração de poluentes através da coagulação microbiana e da remoção de sólidos coloidais orgânicos não sedimentáveis”. Uma combinação de processos físicos e biológicos que requer o contato da biomassa com o substrato em meio anaeróbico, em que as bactérias presentes na biomassa realizam o processo de digestão. O contato entre a matéria orgânica (lodo) e as águas residuais baseia-se em uma leve agitação provocada pela produção de gás natural e pela distribuição da entrada de alimentação uniforme no fundo do reator. A figura 2 apresenta um esquema do processo de funcionamento deste reator. A eficiência desse processo está relacionada com o tempo de retenção do lodo, então entende-se que com um tempo maior resultaria em uma população satisfatória de microrganismos para estabilização de resíduos adicionais (COELHO, 2017).

Figura 2 : Esquema do processo de funcionamento de um reator UASB



Fonte: COELHO (2017)

Decantador secundário

Os sólidos não sedimentáveis retirados no reator são incorporados à massa biológica retirada do decantador secundário (lodo secundário). Parte desse lodo é recirculada e volta para o reator, visando manter uma quantidade adequada de microrganismos nessa unidade e a outra parte é descartada (NUVOLARI, 2011).

Filtro biológico (leito percolador)

Conforme afirma Sobrinho (1983, apud NUVOLARI, 2011 p. 398) o leito percolador “consiste em um leito com material altamente permeável, por onde o esgoto a ser tratado percola no sentido vertical (de cima para baixo)”. Nesse material de enchimento, vai se formando uma película gelatinosa chamada de massa biológica composta por microrganismos e onde será retida matéria orgânica a ser decomposta. O enchimento pode ser feito com pedra britada n. 4 ou com materiais sintéticos, que seriam módulos plásticos conhecidos como anéis de Rashig, sendo este último mais eficiente.

Adensadores de lodo

Rubim (2017) descreve essa etapa como a anterior ao desagamento e faz parte do tratamento da fase sólida. Os adensadores e espessadores retiram o líquido do lodo preparando-o para a etapa de desagamento do lodo adensado. Sua função é de diminuição do teor de água do lodo oriundo dos decantadores.

Centrífugas

Tipo de equipamento onde utiliza-se da força centrífuga para acelerar a separação de sólido-líquido do lodo. O lodo anteriormente condicionado é bombeado até o interior de um recipiente cilíndrico colocado na horizontal. Este recipiente tem em seu interior um eixo com pás em forma de parafuso sem-fim que gira de 1600 a 2000 RPM. Os sólidos são então lançados à parede interna do recipiente e levados pelo parafuso até o ponto de remoção na parte dianteira do equipamento. O líquido sai pela parte traseira e do equipamento e retorna ao tratamento (NUVOLARI, 2011).

2.4.10 Vantagens e desvantagens tratamento convencional

Como visto anteriormente, os métodos utilizados pela CASAN são: lodo ativado, lagoas de estabilização e filtro biológico. A partir do presente, se dará enfoque ao sistema de lodos ativados devido à sua aplicação ao efluente de estudo deste trabalho.

Silva (1996) estudou algumas vantagens e desvantagens do sistema de lodos ativados com aeração prolongada:

Vantagens:

- Elevada eficiência na remoção de DBO;
- Nitrificação consistente
- Estabilização do lodo no primeiro reator
- Elevada resistência a variações de carga e a cargas tóxicas;
- Satisfatória independência das condições atmosféricas
- Possibilidade de remoção biológica de N e P;
- Baixos requisitos de área;
- Processo confiável, desde que supervisionado;
- Reduzidas possibilidades de maus odores, insetos e vermes;

Desvantagens:

- Elevados custos de implantação e operação;
- Elevado consumo de energia;
- Necessidade de operação sofisticada;
- Elevado índice de mecanização;
- Relativamente sensível a descargas tóxicas;
- Necessidade do tratamento completo de lodo e da sua disposição final;
- Possíveis problemas ambientais com ruídos e aerossóis;

Gili (2015) afirma ainda como desvantagens que tal sistema de tratamento emana grande investimento inicial, grande área para construção, é sensível a variações climáticas, a temperatura, e apresenta alta sensibilidade a substâncias incomuns, que podem ser tóxicas ao meio biológico e envenenar todo o tratamento. Também há de se considerar o grande consumo de insumos químicos e geração de lodo.

2.5 HISTÓRICO DO USO DA ELETRICIDADE NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

As primeiras tentativas de utilização de eletricidade para tratamento de esgoto sanitários data dos fins do século XIX, mesma época em que se iniciavam investigações mais criteriosas a respeito do tratamento por processos biológicos, como afirma Wiendl (1998, p.49). Silva (2002, apud GILI 2015) relata que o início dos estudos sobre o processo catalítico data do século XVIII com a descoberta da eletroquímica por Alexandre Volta. Já em 1834 Michael Faraday enunciou as leis quantitativas da eletrólise para mais tarde Svante August Arrhenius enunciar a Teoria da Dissociação eletrolítica. Sua descoberta posterior foi a de que íons transportam corrente elétrica em meio aquoso, o que foi base para estudos do processo eletrolítico.

De acordo com Wiendl (1985, apud GILI, 2015, p. 39) em 1889 Webster e Leeds registram patente e construíram uma estação de tratamento eletrolítico e esgoto em Londres, conhecida mais tarde como processo Webster. Este mesmo processo foi usado mais tarde em 1908 em Santa Mônica, Califórnia com capacidade para 34000 habitantes. Em 1909, T. Harris patenteou o processo com eletrodos de ferro e alumínio. O processo Webster foi utilizado também no rio Niers na estação de tratamento de esgotos de Rhein na Alemanha, alcançando eficiência de 60% de DBO. Conta Gili (2015, p. 39) que em 1930 os processos eletrolíticos foram sendo gradativamente substituídos por processos biológicos, sendo o provável motivo, as restrições de energia e o crescente desenvolvimento dos processos de tratamento biológico de efluentes, iniciados com o tanque Imhof (tratamento anaeróbico).

Segundo Matteson (1995, apud WIMMER 2007), no ano de 1946 foi utilizado um método de eletrocoagulação para purificação de água. Este método

utilizou ânodos de alumínio para produzir flocos de alumínio pela reação no eletrodo seguida pela hidrólise. Os flocos eletrogerados, sedimentam rapidamente removendo a cor da água. Em 1956, Holden utilizou eletrodos de ferro em água de rio na Grã-Bretanha com um tipo similar de sistema. Matteson (1995, apud WIMMER 2007) conclui que ambas as investigações mostraram resultados promissores com alta qualidade da água medida por turbidez e cor, mas que devido ao custo relativamente alto em comparação ao produto químico e alto custo da eletricidade, as tecnologias eletroquímicas no tratamento de água potável ou residual, não encontraram aplicação no mundo.

No ano de 1962 em Nápoles na Itália, uma estação de tratamento alcançou eficiência de 66% de remoção de DBO (WIENDL, 1985 apud GILI, 2015, p. 39). Das Gupta em 1979 utilizou eletrodos de fibra de carbono em seu processo eletrolítico obtendo remoções de mais de 90% de cor e 60% de DQO e DBO, além de reduzir toxicidade do efluente (SILVA, 2002 apud GILI, 2015, p. 39).

A pesquisa extensiva nos Estados Unidos e União Soviética na metade no século passado possibilitaram imenso avanço para a ciência, incluindo tecnologia de eletrofloculação. O padrão para potabilidade da água tem constante aumento, assim como a legislação se torna cada vez mais rigorosa, o que fez com que as tecnologias eletroquímicas ganhassem espaço e maior importância ao longo do século passado (CHEN, 2004 apud WIMMER, 2007, p. 58). A América do Norte utilizou eletrocoagulação para tratar primeiramente efluentes de indústrias de papel, mineração e processamento de metais. Tem sido aplicada em efluentes alimentícios, efluentes contendo óleo, corantes, partículas em suspensão, lustramento químico e mecânico, matéria orgânica da percolação de aterros, defluoretação da água, efluentes de detergentes sintéticos, resíduos da mineração e solução contendo metal pesado. A tecnologia de eletrocoagulação vem sendo estudada afim de otimização da para minimizar consumo de potência elétrica e para minimizar taxas de remoção de poluentes (MOLLAH et al, 2001 apud WIMMER,2007, p 59).

No Brasil, nos anos 80 a eletrofloculação foi adotada por alguns municípios paulistas e no Hospital das Clínicas da UNICAMP (LEITÃO, et al. 1991 apud GILI, 2015, p. 39). Em 1984 buscavam-se soluções para o tratamento de esgoto da cidade de São Paulo que fossem de baixo custo (WIENDL, 1998, p. 52). A idéia era de adequar a tecnologia de coleta com a disponibilidade financeira da cidade. Nessa época, foram desenvolvidos brilhantes trabalhos pioneiros

implantados nos estados do Rio grande do Norte e Pernambuco, sendo estes apresentados no 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (WIENDL, 1998, p. 52). Wiendl (1998, p. 52) afirma ainda que, no entanto, “as soluções convencionais predominaram sob o peso dos argumentos de maior segurança e de experiência já consagrada, em detrimento dos aspectos sociais e da viabilidade econômica da questão”.

2.6 ELETRÓLISE

Diversos processos de tratamento de efluentes envolvem adição de agentes coagulantes e floculantes, como polímeros, sais de ferro e de alumínio. Tratamentos com polímeros podem causar impactos devido a toxicidade de algumas espécies químicas, podendo em alguns casos, mesmo em baixas concentrações, romper o equilíbrio do meio ambiente no corpo receptor em que é depositado o efluente tratado. Os coagulantes a base de sulfatos elevam a concentração desse íon no efluente final, o que pode causar alteração na qualidade da água do corpo receptor. Considerando tais fatos, pesquisadores vêm desenvolvendo tratamentos com reatores eletroquímicos para descontaminação de diversos efluentes industriais (GILI, 2015). Reforçando a importância do estudo da eletrolise, Mollah et al (2014, apud PEREIRA, 2017 p. 9) comenta que há necessidade de incorporação de processos inovadores, baratos e eficazes no tratamento de águas residuais, principalmente em países em desenvolvimento. O processo eletroquímico tem ficado à margem dos tratamentos usados para melhoria de efluentes, no entanto vem sendo reavaliado para aplicação em efluentes líquidos, sendo apresentadas algumas vantagens como facilidade de operação e possibilidade de automação (OTENIO et al, 2010 apud ORSI, 2014 p. 27).

2.6.1 Conceitos

Atkins (1990, apud ORSI, 2014 p. 27) afirma que “a teoria eletrolítica baseia-se no conjunto de reações geradas pela passagem de corrente elétrica, entre dois terminais, induzida por uma fonte externa de potência elétrica, propiciando um fluxo de elétrons que podem ocasionar diferentes mecanismos de remoção de contaminantes”. E ainda, os terminais devem estar submersos em solução condutora

de eletricidade, onde ocorrem reações químicas devido ao material do eletrodo, potência aplicada ao sistema e o tipo de solução que servirá como eletrólito.

Garcia (2002) define eletrólise como um processo no qual dois eletrodos condutores são introduzidos numa solução e nesse sistema é aplicada uma corrente elétrica contínua, que age ocasionando decomposição química do eletrólito. Ao eletrodo que cede elétrons se dá o nome de ânodo, onde ocorre a oxidação, e ao eletrodo que recebe elétrons, de cátodo, onde ocorre a redução. Quando um eletrodo não sofre alteração em sua estrutura, mesmo sujeito a tais condições, é chamado de inerte e sua função é troca de elétrons com a solução. Os eletrodos inertes mais comuns são grafite e platina. Há também o eletrodo reativo, que sofre desgaste, transfere elétrons e ainda participa da eletrólise quimicamente, sendo ele também modificado pela ação da corrente elétrica. Os materiais mais comuns para esse tipo de eletrodo são ferro e alumínio, por sua satisfatória eficiência e custo relativamente baixo.

Denaro (1974 apud WIMMER, 2007) afirma que alguns termos precisam ser definidos para bom entendimento do processo. Segue breve descrição dos termos:

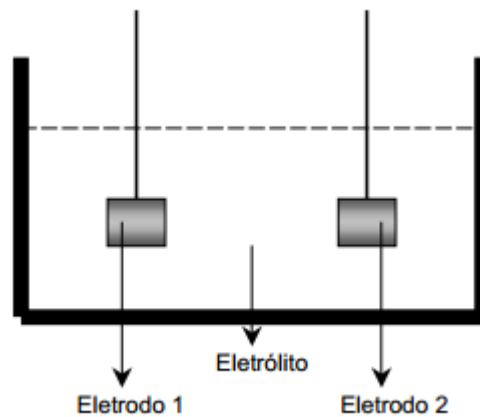
Ânodo: na eletrolise é o eletrodo positivo;

Cátodo: na eletrólise é o eletrodo negativo;

Condutores eletrolíticos (ou eletrólitos): condutores onde ocorre transferência de massa associada à passagem de corrente elétrica, podendo ser substâncias puras ou soluções. A corrente é transportada pelos íons que percorrem a solução em direção aos eletrodos o que resulta em uma variação de concentração ao longo da solução. Nesses condutores a corrente está associada à movimentação das cargas, negativas e positivas, em sentidos opostos.

O sistema eletrolítico é constituído basicamente desses três componentes, como mostra a figura 3.

Figura 3: Esquema da configuração mínima de um sistema eletroquímico

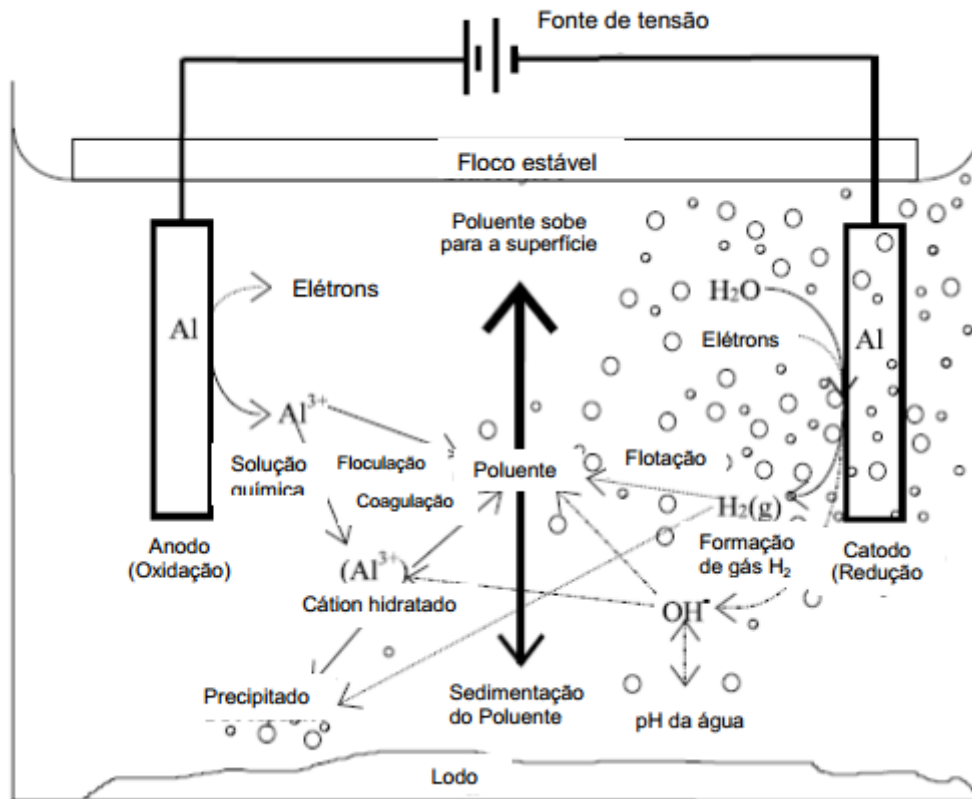


Fonte: Ticianelli, 2005 apud Wimmer, 2007, p.63

2.6.2 Mecanismos da eletrólise

O tratamento eletrolítico pode ser empregado com sucesso, quando aplicado a um efluente composto principalmente por material suspenso e emulsões, fato que se deve aos mecanismos de remoção da eletrólise. Tais mecanismos estão representados na figura 4. Dentre as diferentes reações, ocorre a formação de gases como hidrogênio e oxigênio, propiciando a ocorrência da eletrocoagulação e eletrofloculação. Esses dois mecanismos precipitam o material de maior densidade, sedimentando os poluentes no fundo da câmara, formando lodo. Na eletroflotação os contaminantes de menor densidade são removidos através de arraste para a superfície, por meio da união aos gases das partículas suspensas, tal processo gera espuma (ATKINS, 1990 apud ORSI, 2014 p. 28).

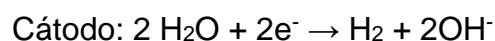
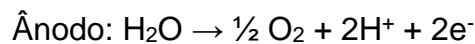
Figura 4: Mecanismos de interação de uma célula eletrolítica



Fonte: Sinoti,2004, apud Orsi, 2014 p. 28.

Seguem os mecanismos e seu funcionamento:

Eletrólise da água: na eletrólise da água, acontecem as seguintes reações:



A água é reduzida ao hidrogênio no cátodo e oxidada ao oxigênio no ânodo esses gases tornam possível o mecanismo da flotação (WIMMER, 2007).

Eletrocoagulação: para ocorrência desse fenômeno em meio líquido é necessário que se altere a força iônica da solução, geralmente através da adição de coagulantes. No caso da eletrólise, íons são adicionados na solução devido à dissolução dos eletrodos, propiciando a desestabilização e agregação de partículas. Os íons metálicos na solução atuam de forma semelhante aos tratamentos que utilizam coagulantes convencionais, a problemática é em torno no desgaste dos

eletrodos devido à constante troca de íons com o meio, o que necessita troca periódica (DI BERNARDO, 1993 apud ORSI, 2014 p. 29).

Eletrofloculação: processo de transporte das partículas que são geradas pela coagulação, podendo ocorrer através de sedimentação do material no fundo da célula (WIENDL, 1999 apud ORSI, 2014 p. 29).

Eletroflotação: devido à movimentação dos gases hidrogênio e oxigênio gerados na solução aquosa, ocorre união das partículas suspensas aos gases resultando no arraste para a superfície, gerando espuma (camada de material flutuante constituída de óleos, graxas e gorduras). O diâmetro das bolhas formadas nesse processo é menor que no processo onde o oxigênio é inserido na solução, o que gera menos turbulência propiciando a remoção de partículas de menor dimensão (DI BERNARDO, 1993 apud ORSI, 2014 p. 29).

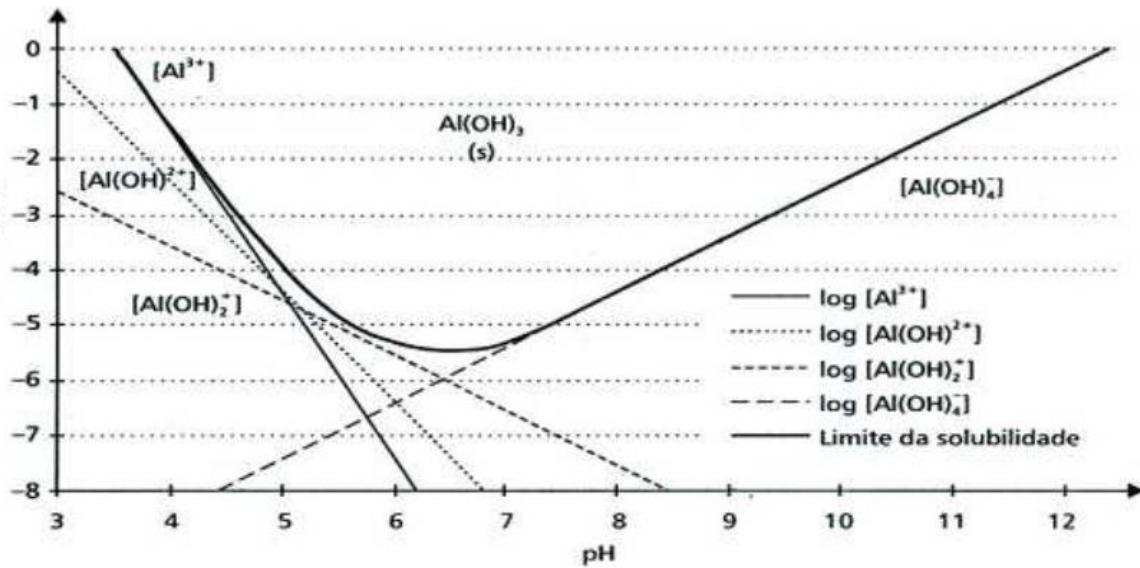
Segundo Virgolin et al (1985, apud GARCIA, 2002 p. 35) ocorre ainda a eletroxidação, que seria a formação de oxidantes que reagem com matéria orgânica e microrganismos da massa líquida, cuja aplicação é importante na desinfecção.

Dois mecanismos principais de interação estão sendo considerados em anos recentes: precipitação (floculação) e adsorção, cada um proposto para uma escala de pH. Para o primeiro, escala baixa de pH e para a adsorção escala mais elevada, acima de 6,5 (GURSES et al., 2002; CAN et al., 2003; KOBAYASHI et al., 2003 apud WIMMER, 2007).

2.6.3 Reações

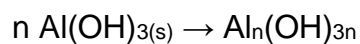
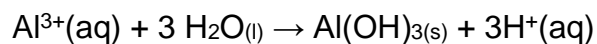
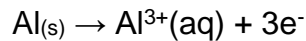
No caso de serem usados eletrodos de alumínio, os íons Al^{3+} gerados se submetem imediatamente à reações espontâneas adicionais para produzir hidróxidos e/ou poli-hidróxidos correspondentes, como por exemplo $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_5\text{OH}^{2+}$, $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_4\text{OH}^{2+}$. Produtos da hidrólise podem dar forma a muitas espécies monoméricas e poliméricas como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ em larga escala de pH (WIMMER, 2007). Segue na figura 5 um diagrama de solubilidade do hidróxido de alumínio, assumindo apenas espécies monoméricas.

Figura 5: Hidrólise do Al em função do pH

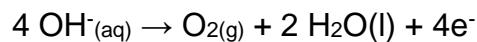


Fonte: Crespilho e Rezende, 2004 apud Wimmer, 2007, p. 74).

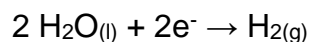
Ânodo: a dissolução eletrolítica do alumínio produz as espécies catiônicas monoméricas tais como Al^{3+} e $Al(OH)_2^+$ em pH baixo, os quais em valores apropriados de pH são transformados inicialmente $Al(OH)_3$ e finalmente polymerizados para $Al_n(OH)_{3n}$ como é mostrado nas reações a seguir (WIMMER, 2007):



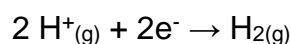
A evolução do oxigênio também é possível no ânodo (MAMERI et al, 1998 apud WIMMER, 2007, p. 75):



Cátodo: "Simultaneamente à reação anódica, ocorre uma reação catódica associada, geralmente evolução de hidrogênio. A reação que ocorre no catodo é dependente do pH". No pH neutro ou alcalino, o hidrogênio é produzido através da seguinte equação (HOLT, 2002 apud WIMMER, 2007, p. 75):



Sob circunstâncias ácidas, a equação a seguir, descreve a evolução do nitrogênio:



Flocos de $\text{Al}(\text{OH})_3$ amorfos recém formados tem grandes áreas superficiais, o que faz com que sejam benéficos para uma rápida adsorção de compostos orgânicos solúveis e captura de partículas coloidais. Esses flocos são removidos facilmente por flotação. A análise do diagrama 5 revela que sob circunstâncias apropriadas, várias formas de espécies poliméricas carregadas de hidróxi Al^{3+} podem ser formadas. Estes podem eficazmente remover poluentes por adsorção por produzir neutralização da carga e por formar uma rede em um precipitado (MOLLAH, 2001 apud WIMMER, 2007).

2.6.4 Processo da eletrólise

O método de tratamento da eletrólise se dá da seguinte forma: a solução eletrolítica é colocada em um recipiente, no qual são imersos dois condutores metálicos, eletrodos. Liga-se uma fonte de corrente contínua, por exemplo, uma bateria, aos eletrodos estabelecendo-se dessa forma, uma diferença de potencial (GARCIA, 2002).

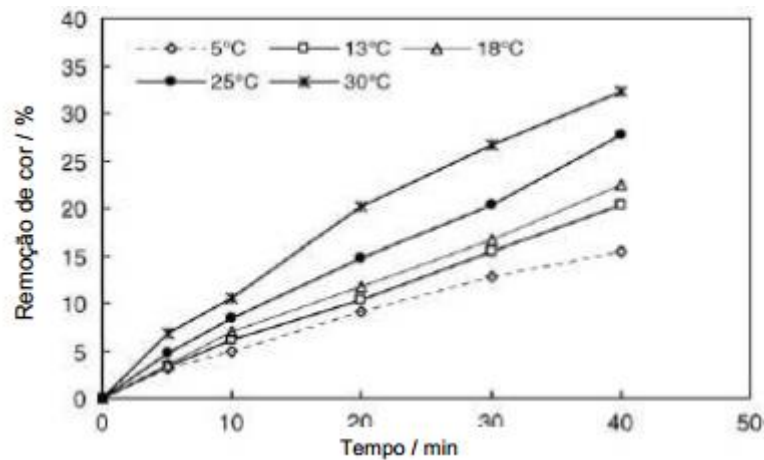
Alguns fatores devem ser levados em consideração para o bom funcionamento do sistema. Queiroz et al (1994, apud GARCIA, 2002 p. 42) diz que se a condutividade do meio tratado for pequena, propicia aumento da diferença de potencial entre os eletrodos, aumentando a perda de energia de forma inútil, que é perda por dissipação de calor denominada efeito Joule. A distância entre os eletrodos também interfere, não deve ser muito grande, pois ocorrerá perda de energia por dissipação, ocorrendo também aumento da diferença de potencial. Tal efeito também ocorre com a deposição de matéria orgânica sobre os eletrodos, principalmente no ânodo, ou pela formação de camada de óxidos sobre o cátodo (passivação). O pH ideal para o meio na eletrólise varia de 6,5 a 7,0 faixa onde são obtidas maiores velocidades de reação e tal velocidade diminui com pH inferior (SIFUENTES, 1992), ocorrendo ainda a corrosão dos eletrodos (WIENDL, 1985).

2.6.5 Parâmetros de controle de processos eletrolíticos

Temperatura

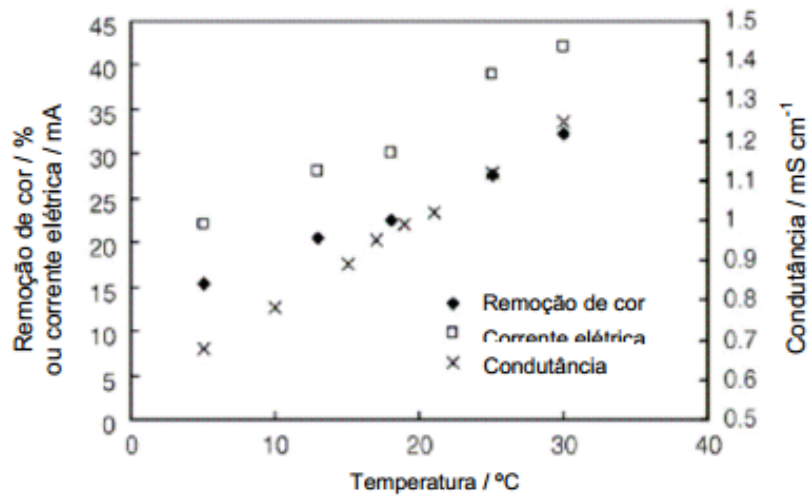
Segundo Ramos et al. (2006, apud WIMMER, 2007, p. 86) a eficiência de remoção de DQO aumenta com aumento da temperatura. A temperatura elevada também aumenta à atividade das moléculas na solução, conseqüentemente, a condutividade elétrica e a corrente eletrolítica serão aumentadas a remoção da cor e temperatura são proporcionais. De acordo com Daneshvar, Sorkhabi e Kasiri (2004, apud WIMMER, 2007, p. 88), o aumento da temperatura da solução causa aumento da movimentação dos íons produzidos o que facilita a colisão deles com o coagulante formado. As informações citadas são comprovadas nos resultados do estudo de Shen et al. (2006, apud WIMMER, 2007, p. 87), figuras 6 e 7.

Figura 6: Resultados da eletrólise a várias temperaturas, com $E = 8V$, $t = 40 \text{ min}$ e $[\text{Na}_2\text{SO}_4] = 0,05 \text{ M}$.



Fonte: Shen et al., 2006 apud Wimmer, 2007.

Figura 7: Corrente elétrica e condutividade em várias temperaturas, com $E = 8V$, $t=40 \text{ min}$ e $[Na_2SO_4] = 0,05 \text{ M}$

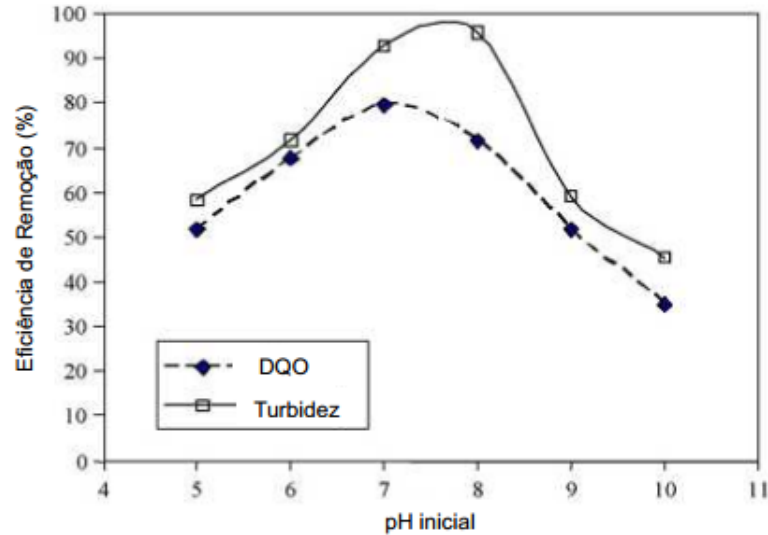


Fonte: Shen et al., 2006 apud Wimmer, 2007.

pH

“O pH afeta tanto a eficiência da corrente como a solubilidade dos hidróxidos metálicos. Geralmente é observado que a eficiência de corrente do alumínio é maior em condições ácidas e alcalinas que em condições neutras”. As melhores remoções são encontradas em pH em torno de 7, tendo em contrapartida maior consumo de energia. Em caso de alta condutividade da solução, o pH não é significativo (CHEN, 2004 apud WIMMER, 2007, p. 91). A figura 8, mostra a influência do pH na remoção de DQO e turbidez de um efluente de indústria têxtil, sendo mostrado que o pH inicial ótimo para remoção ficou entre 7 e 8). Geralmente, o pH do meio tende a aumentar durante o processo devido a evolução de nitrogênio no cátodo (CHEN, 2004 apud WIMMER, 2007, p. 89).

Figura 8: Influência do pH inicial na remoção de DQO e turbidez após 8 minutos de operação, com densidade de corrente constante de 28,5 mA/cm² e condutividade inicial de 2,4 mS/cm

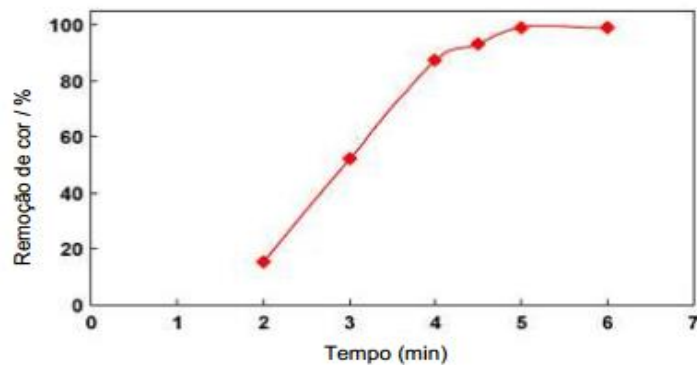


Fonte: Essadki, 2007 apud Wimmer, 2007 p. 91

Tempo de eletrólise

Conforme estudo de Daneshvar et al. (2007, apud WIMMER 2007, p. 92.), quando o tempo de eletrólise aumenta, aumenta a concentração de íons e seus flocos de hidróxido. Em uma eletrolise com tempo de 2 minutos, houve remoção de cor de 15,53%, com aumento de 6 minutos, a remoção foi para 98,98%, como complementa o gráfico da figura 9.

Figura 9: Efeito do tempo de eletrólise na eficiência de remoção de cor.



Fonte: Daneshvaret al., 2007 apud Wimmer, 2007, p. 92

Material dos eletrodos

Em qualquer processo eletroquímico o material dos eletrodos tem efeito significativo no tratamento. Os mais utilizados são ferro e alumínio devido a seu baixo custo e fácil disponibilidade, como explica Kumar et al (2004, apud Wimmer, 2007). Eletrodos de ferro têm a desvantagem de o efluente tratado ficar com coloração residual verde ou amarelo escuro proveniente dos íons Fe^{2+} e Fe^{3+} respectivamente, gerados no tratamento (FERREIRA, 2006 apud WIMMER, 2007, p. 94). Alguns autores apresentam resultados mais eficazes dos eletrodos de alumínio em comparação com eletrodos de ferro, comparando DQO, turbidez e sólidos suspensos, nas mesmas condições (WIMMER, 2007).

2.6.6 Vantagens e limitações do processo eletrolítico

Como vantagens, o processo eletrolítico apresenta capacidade de admitir variações de vazão, por seu sistema operar de forma contínua, alta eficiência na remoção de coliformes, que é superior a outros processos e alta qualidade organoléptica: baixa turbidez, reduzida cor e ausência de odor (WIENDL, 1998 apud GARCIA, 2002 p. 42). Mollah et al (2001, apud SINOTI E SOUZA 2005, p. 5) mostra como vantagens: uso de equipamento mais compacto operação mais simples; remoção eficiente de substâncias que dão gosto, sabor, cor e odor; lodo formado fácil de ser desidratado, devido a ser constituídos principalmente por óxidos e hidróxidos metálicos; os flocos formados são similares aos flocos químicos, sendo maiores e contendo menos água ligada, é resistente aos ácidos e mais estável, sendo separado mais facilmente por filtração; produz menos sólidos totais dissolvidos (STD) comparados com os tratamentos químicos; remove partículas coloidais menores, pois o campo elétrico aplicado faz com que elas se movimentem mais rapidamente, facilitando a coagulação; evita a adição de produtos químicos, não havendo problemas de neutralizar excessos de substâncias químicas adicionadas e nem poluição secundária por altas concentrações, quando coagulantes químicos são usados; as bolhas produzidas durante a eletrólise podem carrear o poluente para a superfície, ficando mais concentrada, sendo mais fácil de ser coletada e removida, pela eletroflotação; os processos eletrolíticos na eletrocoagulação são controlados eletricamente sem partes móveis, requerendo

pouca manutenção; pode ser utilizada em áreas rurais, onde não há eletricidade, porém, através de painéis solares capazes de obter suficiente corrente elétrica para o processo.

Como limitações, pode-se considerar: necessidade de suporte para manutenção eletromecânica; maior produção de lodos (comparação com processos biológicos); necessidade de maior controle operacional e consumo de eletrodos, gerando necessidade de troca periódica (WIENDL, 1998 apud GARCIA, 2002 p. 42); O uso da eletricidade pode ser caro em alguns lugares; é requerida condutividade elevada da suspensão de água residual, o hidróxido gelatinoso pode tender a solubilizar em alguns casos (MOLLAH et al., 2001; AVSAR, KURT e GONULLU, 2007 apud WIMMER, 2007, p. 101).

“A eletrocoagulação é um tratamento autônomo, portátil com a habilidade de remover uma larga escala de poluentes. Uma diversidade de opiniões existe na literatura para explicar os mecanismos chaves e as melhores configurações de reator” (HOLT, 2002, apud WIMMER, 2007, p. 68). Essa tecnologia tem sido utilizada há pouco tempo, sendo assim a literatura disponível não revela nenhuma aproximação sistemática do projeto à operação. Apesar de muitas das aplicações existentes serem julgadas bem-sucedidas a ciência e a engenharia de projeto do reator de eletrólise são ainda em maior parte empíricas e heurísticas, afirma Holt (2002, apud WIMMER, 2007 p. 68).

2.7 OS RESÍDUOS DO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Deve-se ressaltar que todo processo de tratamento de esgotos gera lodo, alguns em maior quantidade, outros em menor. Por exemplo, nas lagoas de estabilização devido às grandes áreas ocupadas, não há normalmente acúmulo de lodo (alguns centímetros por ano), não sendo necessária remoção. Em outros casos o acúmulo de lodo é maior, como o sistema de lodos ativados e filtro biológico em sistemas aerados. No caso dos mesmos processos, porém anaeróbios, boa parte dos sólidos são transformados em gases, gerando menos lodo (NUVOLARI, 2011).

Outro aspecto a ser ressaltado é a forma na qual o lodo se encontra ao final do processo. Se na forma líquida, deve estar com teor de sólidos entre 2 e 10%. Se na forma desidratada, resulta em torta com porcentagem de sólidos que varia de

15 a 40%. Se na forma de cinzas – material resultante da incineração da torta – o teor de sólidos encontra-se entre 90 e 95% (NUVOLARI, 2011).

2.7.1 Tratamento do lodo

O tratamento que o lodo recebe é feito por meio de redução de volume ou adensamento (via redução de umidade), redução de teor de matéria orgânica (via estabilização do lodo) e desidratação final (via redução adicional de umidade), como explica Leme (2014).

É necessário se fazer a remoção de agentes patogênicos e tal remoção pode ser realizada com os seguintes processos: naturais, como lagoas de maturação e disposição no solo, e artificiais como cloração, ozonização e uso de radiação ultravioleta. Em seguida faz-se a desinfecção, uma das fases mais importantes do tratamento. Nessa etapa se faz a remoção de agentes patogênicos sem necessariamente destruir todos os microrganismos. Tal desinfecção é conseguida pelo uso dos seguintes agentes e meios: agentes químicos, agentes físicos, meios mecânicos e radiação (LEME, 2014).

2.7.2 Disposição final do lodo

Há alguns anos, a maioria das ETEs brasileiras se preocupava mais com a eficiência do processo de clarificação do esgoto, sem definir o que fazer com o lodo gerado. Sendo assim, as concessionárias dos serviços de coleta precisavam se ver livres do resíduo, descartando-o de duas maneiras que se tornaram convencionais, mas não muito apropriadas: descarte da torta de lodo em aterros sanitários (landfill), juntamente com resíduos sólidos urbanos (lixo) ou mesmo em aterros específicos e projetados para esse fim (monofill): descarte do lodo líquido, bombeado através de tubulações ou até mesmo na forma de tortas transportadas até alto mar. (NUVOLARI, 2011). Tal prática já é proibida nos Estados Unidos desde 1991 (HEMPHILL, 1992 apud NUVOLARI, 2011 p. 371). Apesar do fato de que as duas opções citadas são muito utilizadas, percebeu-se a importância e oportunidade de se fazer o reaproveitamento desse lodo, e no Brasil a ideia vem ganhando força. Nuvolari (2011) cita então uma alternativa: reciclagem.

2.7.3 Reciclagem do lodo em melhoria de solos agrícolas

Partindo do princípio de que a porcentagem de matéria orgânica nos lodos seja de 75% (NUVOLARI, 2011) e sabendo-se que matéria orgânica é um componente fundamental para a agricultura, destinar o lodo para esse fim se torna vantajoso e sustentável. Alguns cientistas da área agrônômica afirmam que a matéria orgânica em si não é absorvida pelas plantas. No entanto ao se decompor, gera húmus e alguns componentes minerais, sendo os últimos absorvidos pelas plantas (KIEHL, 1985 apud NUVOLARI, 2011 p. 372). Além de que, tal húmus quando presente em solos agrícolas traz benefícios ao mesmo, tornando interessante o fato de que os resíduos presentes no lodo digerido, comportam-se como uma espécie de húmus (NUVOLARI, 2011).

Apesar dos benefícios citados, deve-se tomar alguns cuidados antes da reutilização do lodo na agricultura. Um dos grandes problemas está relacionado à possível presença de elementos potencialmente tóxicos (EPT) no lodo. Se o lodo sanitário não for misturado a efluentes industriais, a presença de tais elementos é geralmente baixa, o que não acarreta problemas. Caso as concentrações destes elementos forem significativas, pode vir a causar efeito contrário na agricultura como perda de produtividade e até mesmo causar problemas de saúde a seres humanos e animais. Além dos organismos patogênicos que se presentes, podem contaminar alimentos que seriam consumidos crus e a possível presença de nitrogênio na forma de nitratos que pode vir a contaminar lençóis freáticos (NUVOLARI, 2011).

Nuvolari (2011) informa que na década de 70 havia intensa utilização de lodo em solos agrícolas nos Estados Unidos, Japão e alguns países da Europa, não se tendo ainda consciência de problemas citados acima, pois existiam poucas pesquisas conclusivas a respeito. Após o aperfeiçoamento de técnicas laboratoriais se percebeu a presença de metais, o que gerou uma preocupação com a utilização do lodo para este fim. Desde então, criaram-se normas para utilização. O Brasil não possui regulamentação própria, porém vem sendo elaborada uma norma pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) baseando-se na norma norte-americana (consultar tabela 2).

Tabela 2: Limites de EPTs no lodo e nos solos que o recebem, norma norte americana

ETP Elementos potencialmente tóxicos	Coluna 1 Concentração máxima no lodo (mg/Kg) ¹	Coluna 2 Limites de acumulação no solo (Kg/ha) ²	Coluna 3 Limites de aplicação anual no solo (Kg/ha) ²	Coluna 4 Concentração média mensal no lodo (mg/Kg) ¹
Arsênio (As)	75	41	2,00	41
Cádmio (Cd)	85	39	1,9	39
Cromo (Cr)	3000	3000	150,00	1200
Cobre (Cu)	4300	1500	75,00	1500
Chumbo (Pb)	840	300	15,00	300
Mercúrio (Hg)	57	17	0,85	17
Molibdênio (Mo)	75	18	0,90	18
Níquel (Ni)	420	420	21,00	420
Zinco (Zn)	7500	2800	140,00	2800
Selênio (Se)	100	100	5,00	36

Observações: (1) mg de EPT por kg de lodo (em bases secas); (2) kg de EPT por hectare (em bases secas)

Fonte: Adaptado de United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1983), apud Nuvolari (2011)

Baseando-se nas informações apresentadas, recomenda-se que antes da decisão de utilizar o lodo no solo, se faça análise deste lodo visando detectar níveis e EPTs, com durabilidade de um ou dois anos, principalmente em regiões industriais, explica Nuvolari (2011).

3 METODOLOGIA

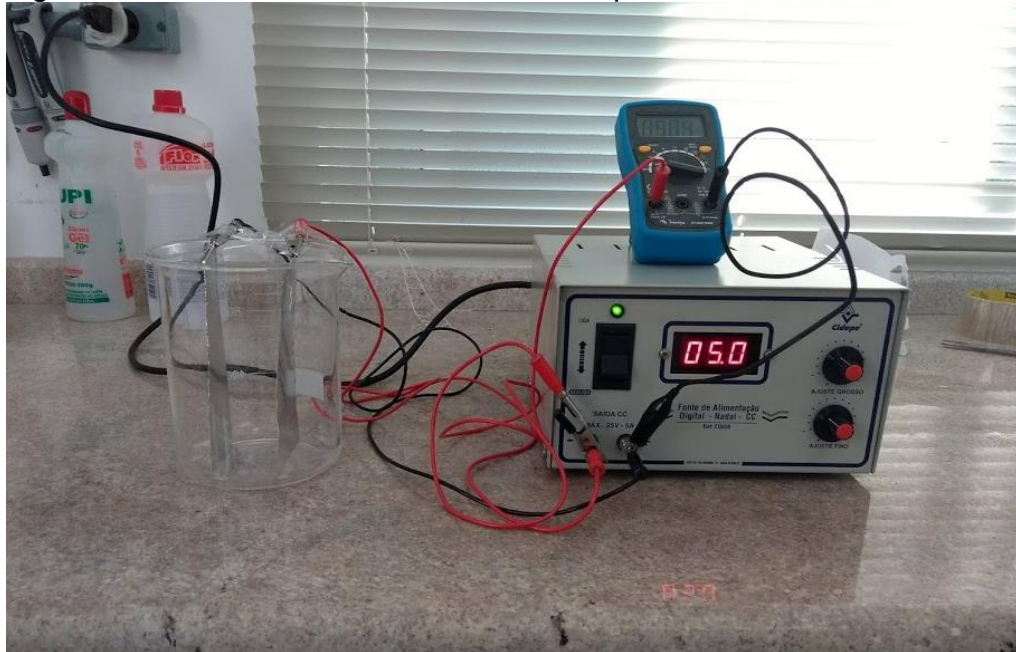
3.1 COLETA DE EFLUENTE

O efluente bruto foi coletado antes da entrada para tratamento da CASAN do bairro Santa Luzia em Criciúma (SC). A amostra foi mantida sob refrigeração em um recipiente plástico 24 horas antes das análises e procedimento experimental.

3.2 TRATAMENTO ELETROQUÍMICO

Para estudo da eletrólise como tratamento do efluente sanitário, foi montado um protótipo de bancada de um sistema eletrolítico. Afim de testes dos parâmetros para o procedimento, foi montado um sistema utilizando dois eletrodos – obtidos de folhas de alumínio com espessura de 1 mm – com de dimensões de 4 cm por 14 cm dispostos em paralelo espaçados em 5 cm de distância em um Becker de 1000 mL. Os eletrodos foram conectados a uma fonte de alimentação digital em corrente contínua, Cidepe modelo EQ030. O sistema é mostrado na figura 10.

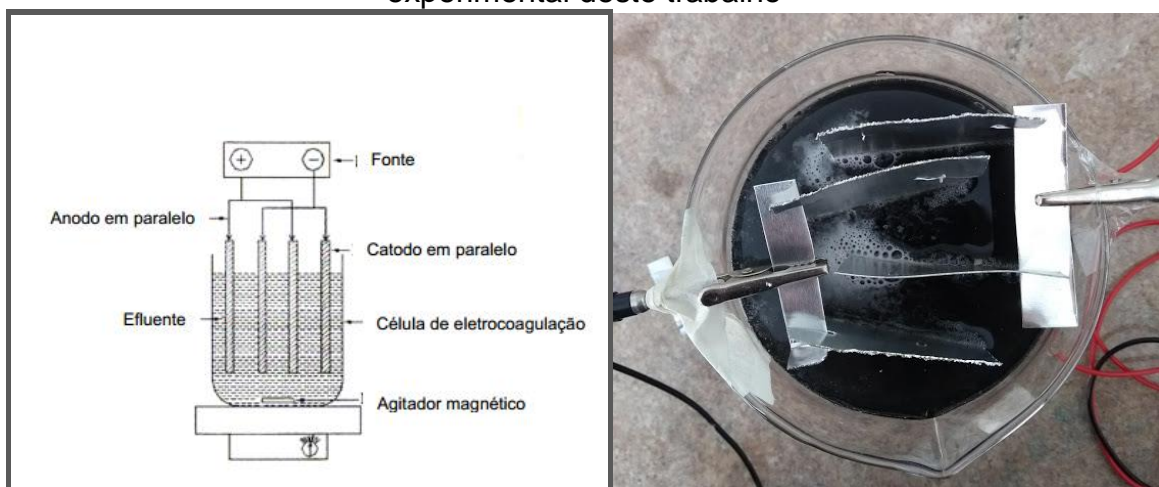
Figura 10: Sistema eletrolítico de bancada para tratamento de efluentes



Fonte: autora, 2018

Após determinados os melhores parâmetros de operação, foram colocados novos eletrodos no sistema, consistido agora de quatro eletrodos, sendo dois ânodos e dois cátodos, intercalados dispostos em paralelo, conforme figura 11. Foram estabelecidas corrente de 2,6 A e tensão de 13 V em um tempo de eletrólise de 40 minutos. Os eletrodos foram higienizados com água deionizada e pesados antes e depois do tratamento afim de se avaliar o desgaste dos mesmos, não sofrendo nenhum tipo de tratamento preliminar.

Figura 11: Célula eletrolítica com eletrodos monopolares (a) da literatura e (b) experimental deste trabalho



(a)

(b)

Fonte: (a) Mollah, 2001 apud Wimmer, 2007; (b) Autora, 2018.

Foram tratados 2000 mL de efluente bruto divididos em duas bateladas de 1000 mL. O pH da amostra foi medido em intervalos de cinco minutos em pHmetro Gehaka PG1800. Após tratamento eletroquímico, uma das bateladas foi filtrada utilizando papel filtro Whatman em um sistema de filtração à vácuo para eliminar o material coagulado, figura 12. Os eletrodos foram pesados antes e depois do tratamento para cálculo da perda de massa.

3.3 ENSAIOS

Tendo em vista um comparativo com o sistema convencional e estudo da eficácia do processo, foram analisados os parâmetros legisláveis do efluente bruto, do efluente tratado por método convencional da ETE e efluente tratado por eletrólise

com e sem filtração. Os ensaios foram realizados nos laboratórios da Casan imediatamente após tratamento ou posteriormente com amostras devidamente preservadas, dependendo do parâmetro a ser analisado.

Figura 12: filtração a vácuo de efluente tratado por eletrólise



Fonte: Autora, 2018

3.3.1 Ensaio de cor aparente

A cor é determinada espectrofotometricamente em um comprimento de onda entre 450 a 465 nm, com soluções de platina-cobalto como padrões. A cor verdadeira de amostras reais e padrões seguem a Lei de Beer. O método é aplicável a águas naturais, águas potáveis, e efluentes, ambos domésticos e industriais. O ensaio foi realizado em espectrofotômetro Hach DR2800. Seu funcionamento se dá utilizando um comparativo branco, nesse caso foi a água destilada (Método Espectrofotométrico de Comprimento de Onda Único - 2120C; APHA, 2012).

3.3.2 Turbidez

A análise de turbidez foi feita em equipamento turbidímetro Hach modelo 2100Q. O procedimento consiste em encher uma cubeta com a amostra, aproximadamente 15 mL, efetuar a limpeza afim de retirar resíduos e manchas e

posicionar no aparelho efetuando comandos conforme procedimento operacional do mesmo. O resultado é obtido diretamente no equipamento em NTU (Método Nefelométrico 2130B; APHA, 2012).

3.3.3 Óleos e graxas

Óleos e graxas presentes em amostras líquidas são separados por filtração. O procedimento consiste em fazer extração em um aparelho soxhlet ou similar com solvente, o resíduo remanescente é pesado para determinar o conteúdo de óleos e graxas. A temperatura de secagem é de 105°C, logo compostos volatilizados abaixo dessa faixa são perdidos (Método de Extração Soxhlet; APHA, 2012).

3.3.4 Demanda química de oxigênio (DQO)

Os resultados de DQO são definidos como mg de O₂ consumida por litro de amostra. Para execução do ensaio, primeiramente faz-se a digestão da amostra com procedimento operacional específico do ensaio (Manual HACH, Método 8000. Adaptado do Método Colorimétrico Refluxo Fechado 5220D; APHA, 2012). Após, é feita leitura da amostra em espectrofotômetro, conforme faixa desejada.

3.3.5 Surfactantes

Surfactantes ou tensoativos são substâncias utilizadas para limpeza em geral. Para identificar seu teor nos efluentes, foi utilizado equipamento Hach modelo DR 2800. Preparou-se a amostra conforme procedimento padrão colocou-se em local indicado no aparelho e o resultado foi mostrado no display do equipamento (Manual HACH, Método LCK332. Adaptado do método 5540C; APHA, 2012).

3.3.6 Determinação de sulfeto

Para esta análise a amostra é colocada em cubetas com adição de reagentes específicos para o teste. O mesmo procedimento é feito com água destilada para ser usada como branco para comparação. É necessário que a

amostra permaneça 5 minutos em descanso. Após, as amostras são colocadas no equipamento espectrofotômetro que fornece teor de sulfeto em mg.L^{-1} (Manual HACH, Método 8131. Adaptado do Método 4500-S2; APHA, 2012).

3.3.7 Determinação de sólidos sedimentáveis

Os sólidos sedimentáveis em águas superficiais e salinas, bem como efluentes domésticos e industriais, podem ser determinados e relatados em ambos os casos, como volume (mL L^{-1}) ou como peso (mg L^{-1}). A intenção da análise é simplesmente determinar a quantidade de sólidos capaz de sedimentar presente em uma quantidade específica de amostra. Para haver uma maneira comparação entre os ensaios, é fixado um tempo mínimo de análise. Para o procedimento, homogeneiza-se a amostra que posteriormente é colocada em cone imhoff, deixando-se sedimentar por 45 minutos. Após, pega-se um bastão de vidro e com cuidado encosta-se na ponta entre a superfície do líquido e a parede do cone e contorna-se lentamente. Deixa-se sedimentando por mais 15 minutos, completando 1 hora de sedimentação (Método 2540 F; APHA, 2012). O resultado visual comparativo entre efluente bruto e efluente tratado por eletrólise pode ser visto na figura 13.

Figura 13: Comparação do ensaio de sólidos sedimentáveis entre o efluente bruto e o tratado com eletrólise



Fonte: Autora, 2018

3.3.8 pH

A determinação do pH foi através de equipamento medidor Gehaka, modelo PG 1800. O pH foi medido ao longo do tratamento eletrolítico em intervalos de 5 minutos. Para comparação dos processos, foi realizado o teste do efluente bruto de entrada, saída do tratamento convencional, saída do tratamento eletrolítico após eliminação do material grosseiro, saída do processo eletrolítico após filtração.

3.3.9 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A DBO corresponde à quantidade de oxigênio utilizada na oxidação bioquímica da matéria orgânica, num determinado período de tempo. Expressa geralmente em miligramas de oxigênio por litro é o parâmetro mais usado para medir poluição, pois grandes quantidades de matéria orgânica utilizam muito oxigênio, logo quanto maior a DBO maior a poluição local.

A DBO é medida pelo método respirométrico que prove uma medida direta do oxigênio consumido por microrganismos do ar ou ar enriquecido com oxigênio em um frasco fechado sob condições de temperatura e agitação constantes. O método consiste em colocar as amostras em frascos próprios do equipamento, enriquecer com solução tampão de fosfato, cloreto de cálcio, sulfato de magnésio e cloreto de ferro. Após, isolar com tampa de borracha, coloca-se pastilhas de KOH para impedir saída de umidade. Os frascos são então tampados e colocados no equipamento que deve ser mantido em incubadora por 5 dias com temperatura controlada em 20 °C. (Método Respirométrico 5210D; APHA, 2012).

4 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS DADOS

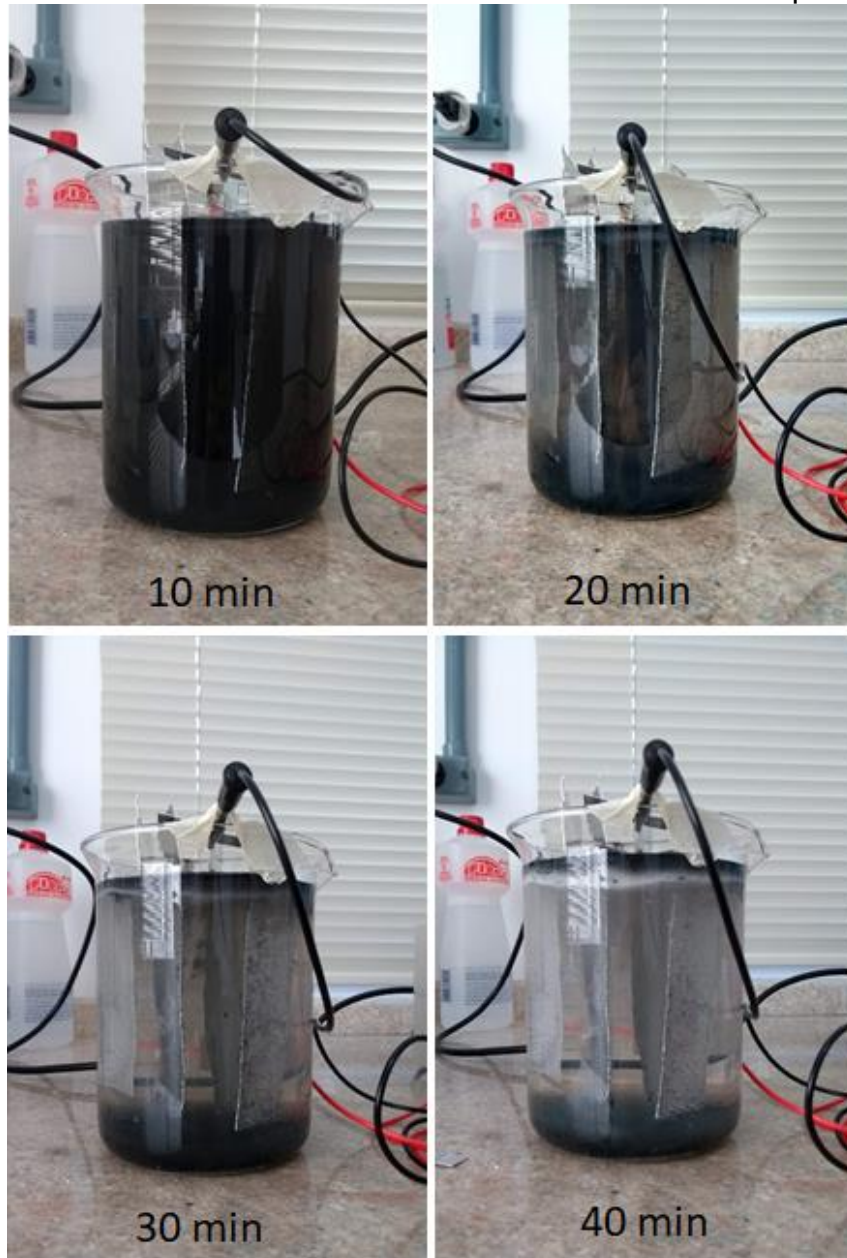
4.1 TRATAMENTO ELETROLÍTICO

Logo no início do tratamento já se pôde observar sua eficiência na clarificação do efluente, o mesmo encontra-se no início do processo com coloração escura e turvo. A figura 14 mostra a evolução do tratamento ao longo dos 40 minutos com intervalos de 10 minutos entre as imagens. Após os primeiros 10 minutos já se observa decantação do material mais pesado e flotação do material mais leve se depositando na superfície. Após os 40 minutos de tratamento, encontra-se um efluente clarificado. Na figura podem-se observar os mecanismos da eletrólise: eletrofloculação formação de aglomerados de material poluente clarificando a solução, material sedimentado ao fundo do recipiente, fenômeno da eletrofloculação, formação de espuma e material poluente aglomerado na superfície, fenômeno da eletroflotação pela liberação de gases das reações da eletrólise da água.

4.2 ASPECTO VISUAL

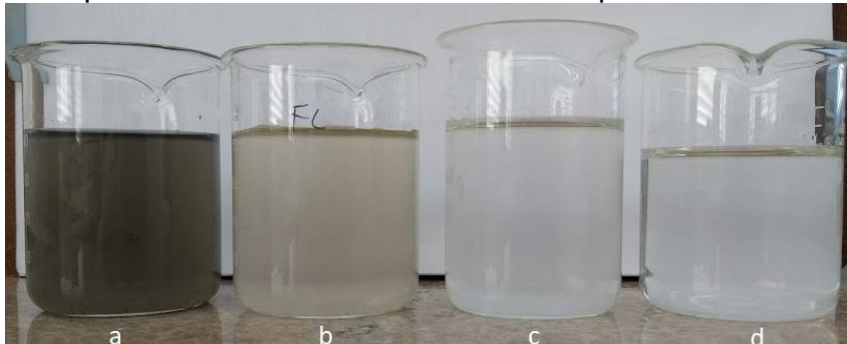
É o primeiro resultado obtido após um tratamento, independente do processo envolvido. A figura 15 mostra um comparativo entre o efluente bruto (a), efluente tratado pelo método convencional (b) e efluente tratado por eletrólise com (c) e sem filtração (d). Em uma análise preliminar pode-se observar uma melhoria considerável do tratamento eletrolítico em relação ao convencional.

Figura 14: Resultado do tratamento eletrolítico com intervalo de tempo de 10 minutos



Fonte: Autora, 2018

Figura 15: Aspecto visual do efluente bruto e comparativo entre tratamentos



Fonte: Autora, 2018

4.3 AVALIAÇÃO DE COR E TURBIDEZ

A tabela 3 mostra um comparativo de cor e turbidez para os tratamentos, mostrando que houve melhoria significativa. Em relação ao tratamento convencional, a redução foi de aproximadamente 80% para filtrado e não filtrado. Como visto na literatura um fator importante para remoção de cor é a temperatura. O tratamento foi realizado a temperatura ambiente, entre 20 e 25 °C.

Tabela 3: Resultado das análises de cor, turbidez e pH

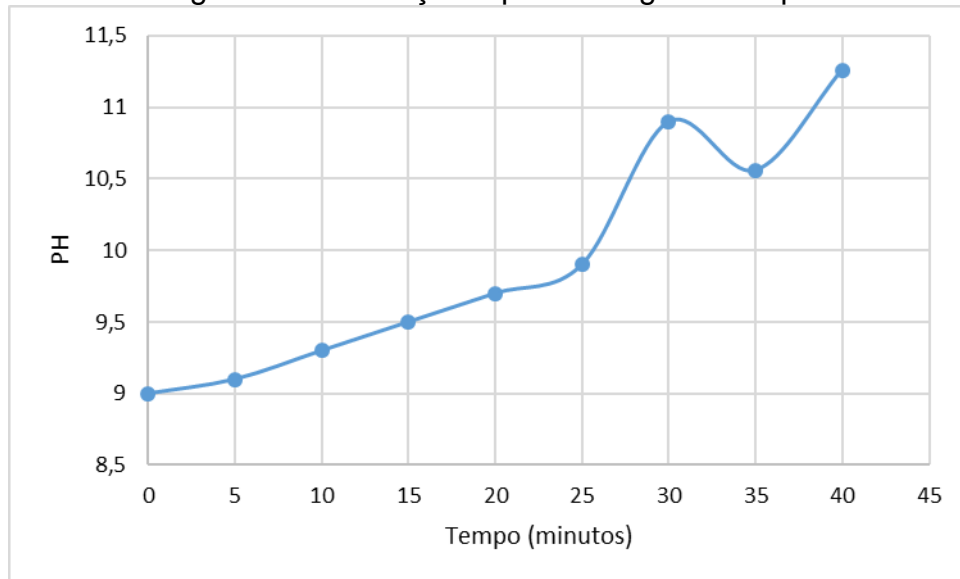
Ensaio	Efluente bruto	Tratamento Convencional	Tratamento por eletrólise	Tratamento por eletrólise com filtração
Cor (μH)	448	160	34	32
Remoção	-	64,28 %	92,41 %	92,86 %
Turbidez (NTU)	95,4	49,3	34,8	4,66
Remoção	-	48,32 %	63,10 %	95,11 %
pH	6,97	6,35	11,26	8,43

Fonte: Autora, 2018

4.4 AVALIAÇÃO DO PH

Foram realizados ensaios de pH do efluente bruto, ao final de todos os processos e durante o ensaio da eletrolise. Os resultados podem ser vistos na tabela 3 e no gráfico da figura 16. No tratamento por eletrólise, o resultado ficou fora dos padrões legislados. Para aplicação em escala real, seria necessária correção, o que já é feito no tratamento convencional e não foi feito na eletrólise. Nota-se diminuição do pH após filtração (de 11,26 para 8,43), fato devido à retirada do material coagulado. Observou-se aumento do pH ao longo do tratamento, confirmando informação de Chen (2004 apud WIMMER, 2007, p. 89) que afirma que o pH do meio tende a aumentar durante o processo devido a evolução de nitrogênio no cátodo. Acredita-se que o aumento do pH se dá ainda devido formação de $\text{Al}(\text{OH})_3$. Percebe-se na figura 17 valores muito altos, sendo que o ideal para a remoção fica em torno de 7. O mesmo não foi corrigido afim de que o processo não recebesse interferência para que se pudesse observar a variação ocasionada pelo tratamento eletrolítico.

Figura 16: Mudança do pH ao longo do tempo



Fonte: Autora, 2018

4.5 ENSAIOS

Como dito anteriormente, foram analisados os parâmetros legisáveis para efluente bruto, tratamento convencional e eletrolítico filtrado e não filtrado. Na tabela 5 podem-se observar os resultados de tais ensaios. Para análise dos dados ainda constam percentuais de remoção em relação ao efluente bruto.

Tabela 4: Resultados ensaios (em mg/L, exceto quando especificado)

Ensaio	Efluente bruto	Tratamento Convencional	Tratamento por eletrólise	Tratamento por eletrólise com filtração
Óleos e graxas	44,2	<10	<10	<10
Remoção	-	Acima de 77,37%	Acima de 77,37%	Acima de 77,37%
DQO	314	103	107	100
Remoção	-	67,2%	65,92%	68,15%
DBO	171	90	80	57
Remoção	-	47,37%	53,22%	66,67%
Nitrito (mg/L N)	3	1,3	<0,6	<0,6
Remoção	-	56,67%	Acima de 80%	Acima de 80%
Nitrato (mg/L N)	1,1	14,7	0,3	0,3
Remoção	-	Não ocorre remoção	72,73%	72,73%
Nitrogênio	54,6	48,2	47	46
Remoção	-	11,72%	13,92%	15,75%
Fósforo	10,8	4,3	<1	<1
Remoção	-	60,18%	90,74%	90,74%
Sulfeto	3,69	0,053	0,437	0,025
Remoção	-	98,56%	88,16%	99,32%
Detergentes	10,5	0,94	3,78	3,38
Remoção	-	91,05%	64%	67,81%
Sólidos sed.(mL/L)	1,6	0,2	130*	<0,1
Coliformes totais (NMP/100mL)	2,81x10 ⁹	2,42x10 ⁶	8,16x10 ⁵	2,6x10 ⁵
Remoção	-	99,91%	99,97%	99,99%
E. coli (NMP/100mL)	2,0x10 ⁸	5,79x10 ⁵	2,19x10 ⁵	7,80x10 ⁴
Remoção	-	99,71%	99,89%	99,96%

Fonte: Autora, 2018

Comparando os resultados, observa-se eficiência muito superior da eletrólise para tratamento convencional, principalmente do efluente filtrado. Em relação a remoção de óleos e graxas, a eficiência de remoção foi a mesma para todos os tratamentos. Os resultados de DQO obtidos nos diferentes processos foram similares, demonstrando que ambos os processos (convencional e eletrolítico) são eficientes. Uma opção de otimização do processo seria controle de pH, que corrigido para aproximadamente 7 tem índices de remoção maiores, como mostra figura 8. A DBO foi superior ao limite legislado, que é de 60 mg/L segundo a legislação estadual para os processos convencional e por eletrólise sem filtração. O processo de eletrólise por filtração apresentou maior eficiência para remoção da DBO, obtendo valor abaixo do legislado. Nitritos e nitratos tiveram níveis mais baixos nos testes, mostrando maior remoção. Para nitrogênio total, a diferença foi pequena, mas ainda sim maior no processo eletrolítico. Já para o parâmetro sulfeto, a remoção com o processo eletrolítico sem a filtração foi menor que o tratamento convencional, apesar de que o resultado obtido está abaixo do que é exigido pela legislação estadual (1 mgL^{-1}). O processo eletrolítico com a filtração apresentou remoção maior que no convencional para o sulfeto. A remoção de coliformes totais e E. coli foi superior no processo eletrolítico. Apenas a remoção de detergentes não foi satisfatória, sendo necessário ajuste no sistema ou implantação de outro processo para remoção.

Os resultados de sólidos sedimentáveis foram satisfatórios para os processos convencional e por eletrólise após filtração, sendo que ambos apresentaram valores abaixo do legislado (1 mL^{-1}) para o efluente tratado. *O efluente tratado por eletrólise sem filtração, apresentou um valor de 130 mL^{-1} de sólidos sedimentáveis. Esse valor demonstra a eficiência do processo eletrolítico na remoção dos sólidos no efluente, reduzindo com eficiência a cor e turbidez do mesmo. Não foi retirado material coagulado dessa amostra afim de se ter a quantidade de sólidos sedimentados, a análise do material filtrado mostra o valor após a retirada. Esse excelente resultado é obtido em parte devido ao fato dos eletrodos de alumínio sofrerem desgaste durante a eletrólise, ocorrendo liberação de Al^{3+} que funciona como coagulante.

4.6 ELETRODOS DE SACRIFÍCIO

O resultado da massa dos eletrodos antes e depois do tratamento bem como seu percentual de perda estão dispostos na tabela 5. Ocorre perda maior no

Ânodo devido ao fato de o mesmo sofrer oxidação e liberar os íons Al^{3+} , o que faz com que perca mais massa.

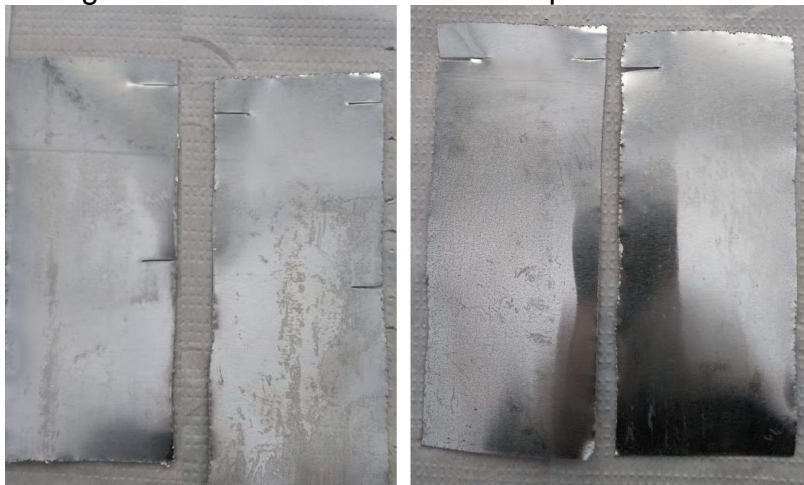
Tabela 5: Perda de massa nos eletrodos

Eletrodo	Massa inicial (g)	Massa final (g)	Percentual de perda
Cátodo	18,381	18,360	0,114%
Ânodo	18,411	18,279	0,878%

Fonte: Autora, 2018

O aspecto visual dos eletrodos pode ser visto na figura 17, os da esquerda cátodos após sofrerem redução e os da direita ânodos após sofrerem oxidação. Percebe-se a maior degradação nos ânodos, podendo-se observar mais profundamente da figura 18. O eletrodo que ao início se apresentava liso e uniforme, após o processo mostrou-se com pontos e linhas de desgaste.

Figura 17: Eletrodos de sacrifício após tratamento



Fonte: Autora, 2018

Figura 18: Desgaste do ânodo



Fonte: Autora, 2018

5 CONCLUSÃO

Com base nos resultados preliminares apresentados constatou-se que a eletrólise é promissora no tratamento do efluente, com um processo simples e eficaz. Com apenas 40 minutos de processo obtiveram-se percentuais de remoção maiores em comparativo com o tratamento convencional, que demanda mais tempo de operação e mais etapas.

Ressalta-se que o tratamento do efluente doméstico foi realizado apenas com o processo eletrolítico sem a adição de produtos químicos. A única etapa necessária para melhoria dos resultados foi filtração, sendo que nenhuma outra etapa foi necessária para obter os resultados alcançados. Logo, percebe-se grande oportunidade de emprego da tecnologia no tratamento, necessitando ainda de um estudo mais elaborado e avaliação econômica, se for o caso de uma implantação. Recomendam-se testes da técnica em efluentes industriais da região, podendo ser uma solução para efluentes em que se encontrem dificuldades de tratamento por métodos convencionais.

Como perspectiva de futuros trabalhos para complementação dos estudos, propõe-se análise econômica, caracterização do efluente afim de obtenção de dados mais precisos de remoção, otimização do processo e estudo de reutilização do lodo gerado para solos agrícolas.

REFERÊNCIAS

APHA (Eua) (Ed.). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22. ed. Washington, D.c: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2012. 1496 p.

BRASIL. Constituição (2011). 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. Resolução no 430, de 13 de maio de 2011: Complementa e altera a Resolução nº 357/2005. Brasília, DF, 13 maio 2011. p. 1-8. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 20 abr. 2018.

BRASÍLIA. Conama. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Comp.). **O que é o CONAMA?**, 2018. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em: 19 abr. 2018.

CARLA LEGNER (Brasil) (Ed.). **Reator UASB para tratamento biológico de esgoto**. 2015. Disponível em: <www.revistatae.com.br/9034-noticias>.

COELHO, Pedro. **Reatores UASB**. 2017. Disponível em: <www.engquimicasantosp.com.br/2017/05/reatores-uasb.html>.

GARCIA, Telmo Vieira. **Remoção de algas através da eletroflotação**: Tratamento eletrolítico seguido de filtração direta no Tratamento de água de abastecimento. 2002. 98 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

GILI, Itamar. **Tratamento de efluentes por eletrólise**: Estudo de caso para efluentes têxteis. 2015. 102 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Programa de Pós Graduação, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/136499>>.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB. 2008. Brasil. Disponível em: <<HTTPS://BIT.LY/2KTQT3C>>.

LEME, Edson José de Arruda. **Manual prático de tratamento de águas residuárias**. 25 ed. São Carlos, SP: EDUFSCAR, 2014. 300 p.

NUVOLARI, Ariovaldo (Coord.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 2. ed. rev., atual. e ampl. São Paulo: Edgard Blücher, 2011. 565 p.

PEREIRA, Leonardo Gadiel de Oliveira. **Estudo preliminar do uso de um processo eletroquímico para o Tratamento de água contaminada por drenagem ácida de mina de carvão**. 2017. 39 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia de Energia, Universidade Federal de Santa Catarina, Araranguá, 2017.

RUBIM, Cristiane. Adensadores e espessadores de lodo automatizados e eficientes conservam o meio ambiente. **Revista Tae**, Brasil, v. 37, jun/jul. 2017. Bimestral. Disponível em: <<http://www.revistatae.com.br/edicoes.asp?fase=C&id=410>>.

SANTA CATARINA. Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. **Sistema de esgoto sanitário em Criciúma**. 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/2Jmguh4>>.

SANTA CATARINA (Estado). Constituição (2009). Lei nº 14675, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências.: LEI Nº 14.675, de 13 de abril de 2009. Florianópolis, SC, 13 abr. 2009. p. 42-44. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/202/arquivos/parecer_lei_14675_cdigo_ambient_al_sc.pdf>.

SILVA, Washington Luiz Mourão. **Subsídios para o estudo da relação custos-efetividade de sistemas de tratamento de esgoto.** 1996. 48 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências na área de Saúde Pública, Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, Rio de Janeiro, 1996. Disponível em: <<https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/icict/13331/1/79.pdf>>.

SINOTI, André Luiz Lopes; SOUZA, Marco Antonio Almeida de. **Processo eletrolítico no tratamento de esgotos Sanitários: estudo da sua aplicabilidade e mecanismos associados.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande/MS. II-047. Rio de Janeiro/RJ: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005

WIENDL, Wolfgang Guilherme. **Processos eletrolíticos no tratamento de esgotos sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 1998. 367 p

WIMMER, Ana Christina Souza. **Aplicação do processo eletrolítico no tratamento de efluentes de uma indústria petroquímica.** 2007. 195 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Metalúrgica, Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

ANEXOS

ANEXO A – TABELA DE PARÂMETROS INORGÂNICOS E SEUS VALORES MÁXIMOS DE LANÇAMENTO DE ACORDO COM A LEGISLAÇÃO FEDERAL

Parâmetros inorgânicos	Valores máximos
Arsênio total	0,5 mg/l
Bário total	5,0 mg/l
Boro total	5,0 mg/l
Cádmio total	0,2 mg/l
Chumbo total	0,5 mg/l
Cianeto total	1,0 mg/l
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)	0,2 mg/l
Cobre dissolvido	1,0 mg/l
Cromo hexavalente	0,1 mg/l
Cromo trivalente	1,0 mg/l
Estanho total	4,0 mg/l
Ferro dissolvido	15,0 mg/l
Fluoreto total	10,0 mg/l
Manganês dissolvido	1,0 mg/l
Mercúrio total	0,01 mg/l
Níquel total	2,0 mg/l
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/l
Prata total	0,1 mg/l
Selênio total	0,3 mg/l
Sulfeto	1,0 mg/l
Zinco total	5,0 mg/l

Fonte: Resolução 430, de 13 de maio de 2011

ANEXO B – PARÂMETROS ORGÂNICOS E SEUS VALORES MÁXIMOS DE LANÇAMENTO DE ACORDO COM A LEGISLAÇÃO FEDERAL

Parâmetros orgânicos	Valores máximos
Benzeno	1,2 mg/l
Clorofórmio	1,0 mg/l
Dicloroetano	1,0 mg/l
Estireno	0,07 mg/l
Etilbenzeno	0,84 mg/l
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,5 mg/l
Tetracloroeto de carbono	1,0 mg/l
Tricloroetano	1,0 mg/l
Tolueno	1,2 mg/l
Xileno	1,6 mg/l

Fonte: Resolução 430, de 13 de maio de 2011

ANEXO C – PARÂMETROS E SEUS VALORES MÁXIMOS PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES DE ACORDO COM A LEGISLAÇÃO ESTADUAL

Parâmetros	Valores máximos
Óleos minerais	20,0 mg/l
Óleos vegetais e gorduras animais	30,0 mg/l
Cromo hexavalente	0,1 mg/l
Cobre total	0,5 mg/l
Cádmio total	0,1 mg/l
Mercúrio total	0,005 mg/l
Níquel total	1,0 mg/l
Zinco total	1,0 mg/l
Arsênio Total	0,1 mg/l
Prata total	0,02 mg/l
Selênio total	0,02 mg/l
Manganês +2 solúvel	1,0 mg/l
Fenóis	0,2 mg/l
Substâncias tensoativas que reagem ao azul de metileno	2,0 mg/l
Compostos organofosforados e carbamatos	0,1 mg/l
Sulfeto de carbono, etileno	1,0 mg/l
Outros compostos organoclorados	0,05 mg/l

Fonte: Decreto nº 14.675 de 13 de abril de 2009