

**Universidade Feevale
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental
Mestrado em Qualidade Ambiental**

MARCOS VINÍCIUS TENEDINI

APLICAÇÃO DA ELETRODIÁLISE NO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE ESGOTO

**Novo Hamburgo
2019**

**Universidade Feevale
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental
Mestrado em Qualidade Ambiental**

MARCOS VINÍCIUS TENEDINI

APLICAÇÃO DA ELETRODIÁLISE NO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE ESGOTO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental como requisito para a obtenção do título de Mestre em Qualidade Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Marco Antônio Siqueira Rodrigues

**Novo Hamburgo
2019**

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)

Tenedini, Marcos Vinícius.

Aplicação da eletrodialise no tratamento terciário de esgoto /
Marcos Vinícius Tenedini. – 2019.

119 f. : il. color. ; 30 cm.

Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) –
Universidade Feevale, Novo Hamburgo-RS, 2019.

Inclui bibliografia.

"Orientador: Prof. Dr. Marco Antônio Siqueira Rodrigues".

1. Esgoto. 2. Eletrodialise. 3. Tratamento terciário. 4.
Tecnologia limpa. 5. Reúso. I. Título.

CDU 628.3

Bibliotecária responsável: Amanda Fernandes Marques – CRB 10/2498

**Universidade Feevale
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental
Mestrado em Qualidade Ambiental**

MARCOS VINÍCIUS TENEDINI

APLICAÇÃO DA ELETRODIÁLISE NO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE ESGOTO

Dissertação de Mestrado aprovada pela banca examinadora em 30 de julho de 2019, conferindo ao autor o título de Mestre em Qualidade Ambiental.

Componentes da Banca Examinadora:

Prof. Dr. Marco Antônio Siqueira Rodrigues
Universidade Feevale

Prof. Dr. Fabrício Celso
Universidade Feevale

Prof. Dr. Alexandre Giacobbo
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

RESUMO

A água apresenta um papel fundamental e de indiscutível importância para a manutenção da vida no planeta, bem como para o desenvolvimento social, econômico e industrial. Com a acentuação da crise hídrica no país, o reúso de águas residuárias é extremamente importante para diminuir o volume de água doce utilizada. A Eletrodiálise é um processo de separação eletroquímico, na qual espécies iônicas são transportadas através de membranas íons-seletivas, por meio da aplicação de uma diferença de potencial elétrico, produzindo uma solução mais diluída e outra mais concentrada, sendo uma técnica promissora para o tratamento de efluentes. O objetivo deste trabalho foi avaliar a aplicação do processo de eletrodiálise no tratamento terciário de esgoto sanitário da estação de tratamento de efluentes Novo Mundo, localizada no município de Novo Hamburgo. Para tal, foi utilizada uma unidade piloto de eletrodiálise reversa EDR 2 - 300 1E 1s 2e Hidrodex®, com 75 membranas aniônicas, HDX 200 Hidrodex®, e 75 membranas catiônicas, HDX 100 Hidrodex®, distribuídas em um *stack*. Foram feitas 3 coletas de 730 litros cada, levadas para o laboratório Aquário da Universidade Feevale, onde se realizou um pré-tratamento de decantação e posterior aplicado a EDR. Foram executados testes com uma vazão de produção de diluído de 600 l/h (vazão mínima), aplicando tensões de 200 V e 400 V, vazão de produção de diluído de 1000 l/h aplicando tensões de 200 V e 300 V, vazão de produção de diluído de 1150 l/h, com tensão de 200 V e por fim vazão de produção de diluído de 1250 l/h (vazão máxima), com tensão de 200 V, totalizando sete testes. O teste cinco apresentou o melhor percentual de redução de condutividade com 64,97% e valor final de 229,07 $\mu\text{S}/\text{cm}$, utilizando uma densidade de corrente média de 3,93 mA/cm^2 ($\pm 0,31$), apresentando também uma redução de 87,82% de fósforo, 86,18% de potássio, 82,52% de sódio, 79,48% de nitrato, 66,68% de cloreto e 59,71% magnésio. Além disso, o teste cinco teve uma produção de diluído de 91%, e não foram identificadas substâncias que apresentam risco a saúde humana, conforme portaria do Ministério da saúde nº 2914/2011 e portaria da Secretária de Estado da Saúde do Rio Grande do Sul nº 320/2014, nem na saída da ETE Mundo Novo e nem após tratamento pela EDR. Para o reúso industrial em torres de resfriamento, além da correção do pH, deve ser realizada a remoção do cátion magnésio para valores inferiores a 0,5 mg/l.

Palavras-chaves: Esgoto. Eletrodiálise. Tratamento terciário. Tecnologia limpa. Reúso.

ABSTRACT

Water plays a fundamental and undoubtedly important role in maintaining life on the planet, as well as for social, economic and industrial development. Due to accentuation of the water crisis in the country, the reuse of wastewater is extremely important to reduce the volume of freshwater abstracted. Electrodialysis is a process of electrochemical separation, in which ionic species are transported through ion-selective membranes, through the application of an electric potential difference, producing a more diluted solution and another more concentrated solution, being a promising technique for the wastewater treatment. The purpose of this academic research was to evaluate the application of the electrodialysis process in the tertiary treatment of sanitary sewage from the Novo Mundo effluent treatment plant, located in the municipality of Novo Hamburgo. Based on that, a pilot EDR 2 - 300 1E 1s 2e Hidrodex ®, with 75 anionic membranes, HDX 200 Hidrodex ® and 75 cation membranes, HDX 100 Hidrodex ® were distributed in a stack. Three collections of 730 liters each were carried out and sent to the Aquário laboratory of the Feevale University, a pre-treatment of decanting was done and later applied to EDR. Seven tests were carried out, with: a recovery flow of 600 l / h (minimum flow), applying voltages of 200 V and 400 V recovery flow of 1000 l / h were applied applying voltages of 200 V and 300 V, recovery flow of 1150 l / h, with a voltage of 200 V and finally a flow of 1250 l / h (maximum flow), with a voltage of 200 V. The test number 5 presented the best percentage of conductivity reduction with 64.97% and final concentration of 229.07 $\mu\text{S} / \text{cm}$, from an average electric current density of 3.93 mA / cm^2 ($\pm 0,31$), presenting also a reduction of 87.82% of phosphorus, 86.18% of potassium, 82.52% of sodium, 79.48% of nitrate, 66.68% of chloride and 59.71% of magnesium. Furthermore, the test number 5 had a diluted production of 91%, and no substances substances of health risk were identified, according to Ministry of Health ordinance No. 2914/2011, neither in the final product of ETE Mundo Novo nor after treatment by EDR. For industrial reuse in cooling towers, in addition to pH correction, removal of magnesium cation to values below 0.5 mg / l should be performed.

Keywords: Sewage. Electrodialysis. Tertiary treatment. Clean technology. Reuse.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
COMUSA	Companhia Municipal de Saneamento
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CVC	Curva voltagem-corrente
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DDP	Diferença de potencial
DQO	Demanda química de oxigênio
ED	Eléctrodialise
EDR	Eléctrodialise reversa
FEO	Fotoeletrooxidação
ID	Idade do lodo
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
LD	Limite de detecção
MA	Membrana aniônica
MBBR	Reator de biofilme de leito móvel
MC	Membrana catiônica
MF	Microfiltração
n	Número de pares de membranas
NF	Nanofiltração
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OR	Osmose reversa
POA	Processo oxidativo avançado
PSM	Processo de separação por membrana
Q	Vazão
ST	Sólidos Totais
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
TDH	Tempo de detenção hidráulico
UF	Ultrafiltração
UASB	Reator anaeróbico de fluxo ascendente
V	Volts
VOC	Compostos orgânicos voláteis

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	9
1.1	OBJETIVOS	12
1.1.1	Objetivo geral.....	12
1.1.2	Objetivos específico	12
2.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	13
2.1	ÁGUA, DISPONIBILIDADE HÍDRICA NO BRASIL E REÚSO	13
2.2	TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS.....	16
2.2.1	Tratamento Biológico	19
2.2.1.1	<i>Tratamentos Anaeróbios.....</i>	20
2.2.1.2	<i>Tratamentos Aeróbios.....</i>	21
2.2.1.2.1	Lodos Ativados.....	21
2.2.1.2.1.1	Lodos ativados regime contínuo.....	22
2.2.1.2.1.2	Lodos ativados regime intermitente ou batelada	24
2.2.2	Tratamentos biológicos e poluentes emergentes	26
2.3	TRATAMENTO TERCIÁRIO	27
2.4	PROCESSOS DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS - PSM.....	29
2.4.1	Eletrodiálise (ED) e Elétrodiálise Reversa (EDR)	32
2.4.1.1	<i>Montagem da célula de ED</i>	34
2.4.1.1.1	Membranas íons-seletivas.....	37
2.4.1.1.2	Espaçadores	39
2.4.1.1.3	Eletrodos	40
2.4.2	Parâmetros de avaliação e controle da eletrodiálise.....	41
2.4.2.1	<i>Resistência Elétrica do Sistema</i>	41
2.4.2.2	<i>Extração Percentual</i>	42
2.4.2.3	<i>Polarização por concentração</i>	42
2.4.2.4	<i>Fouling e Scaling</i>	43
2.4.3	Aplicações da ED	45
3.	MATERIAIS E MÉTODOS	56
3.1	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS MUNDO NOVO	56
3.2	COLETAS	58
3.3	PRÉ-TRATAMENTO	59
3.4	ELÉTRODIALISE REVERSA	59
3.4.1	Sistema Piloto de EDR.....	59
3.4.2	Membranas íons-seletivas	61
3.4.3	Espaçadores.....	62
3.4.4	Ensaio realizados na EDR	63
3.4.5	Avaliação da diferença de potencial entre as membranas	64
3.5	MÉTODOS ANALÍTICOS E COLETA PARA ANÁLISES.....	65
3.5.1	Análises de riscos à saúde.....	66
3.6	CÁLCULOS DE RENDIMENTO	68
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	69
4.1	ETE MUNDO NOVO	69
4.2	PRÉ-TRATAMENTO	70
4.3	ELÉTRODIALISE REVERSA	75
4.3.1	Testes 1 e 2.....	75

4.3.2	Testes 3, 4 e 5.....	78
4.3.3	Testes 6 e 7.....	84
4.3.4	Comparativo entre os testes.....	87
4.3.4.1	<i>Condutividade elétrica.....</i>	87
4.3.4.2	<i>Remoção de ânions.....</i>	89
4.3.4.3	<i>Remoção de cátions.....</i>	92
4.3.4.4	<i>pH.....</i>	95
4.3.4.5	<i>Sólidos totais.....</i>	96
4.3.4.6	<i>Temperatura.....</i>	97
4.3.4.7	<i>Diferença de potencial entre as membranas.....</i>	98
4.4	REÚSO.....	100
4.5	AVALIAÇÃO SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS QUE REPRESENTAM RISCO À SAÚDE.....	102
5.	CONCLUSÃO.....	107
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	108
7.	ANEXOS.....	118
7.1	RESULTADOS ANALÍTICOS DOS TESTES 1 E 2.....	118
7.2	RESULTADOS ANALÍTICOS DOS TESTES 3, 4 E 5.....	119
7.3	RESULTADOS ANALÍTICOS DOS TESTES 6 E 7.....	120
7.4	LAUDOS DE ANÁLISES DO LABORATÓRIO QUIMIOAMBIENTAL: ALIMENTAÇÃO E PRODUTO DO TESTE 5.....	120

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional vem aumentando com o passar dos anos, fazendo com que a demanda por água cresça na mesma proporção. O descarte ou lançamento de efluentes sejam eles industriais ou domésticos com elevadas concentrações de poluentes afetam os ecossistemas aquáticos e a saúde da população.

Ademais, atualmente evidencia-se um enfrentamento com uma crise hídrica, onde constantemente nos deparamos com uma escassez de água cada vez maior. A demanda por água potável é grande, assim, novas tecnologias voltadas para que se busque uma reutilização dos efluentes industriais e domésticos, torna-se algo extremamente importante.

As tecnologias utilizadas para o tratamento de esgotos podem não remover certos compostos ou, até mesmo, não atingir os padrões de lançamento definidos pelos órgãos ambientais. Esses efluentes tratados em sistemas convencionais e que permanecem com algum tipo de contaminante, são lançados em corpos hídricos superficiais e mais adiante podem acabar retornando para o consumo humano, visto que a água será captada por outra cidade e encaminhada para o tratamento em estações de tratamento de água.

Diante disso, é notável a importância de tecnologias que garantam uma boa eficiência sobre os esgotos tratados, atendendo a legislação ambiental que com o passar do tempo vem sendo cada vez mais restritiva. Outrossim, a possível reutilização dos efluentes tratados através de tecnologias que garantam uma condição adequada para o reúso, surge como uma boa alternativa, uma vez que a quantidade de água de boa qualidade disponível é cada vez mais escassa.

Entre as tecnologias disponíveis para tratamento de água e de efluentes, os processos de separação por membranas apresentam uma grande eficiência na remoção de poluentes persistentes nos tratamentos convencionais, além de serem consideradas tecnologias limpas, uma vez que não utilizam grandes quantidades de produtos químicos, e suas limpezas podem ser realizadas de forma mecânica ou quimicamente (SILVEIRA et al., 2015).

Dentre os processos de separação por membranas, a eletrodialise (ED) é uma técnica na qual, espécies iônicas em solução são transportadas por intermédio de membranas seletivas (catiônicas e aniônicas) devido a aplicação de um campo elétrico entre dois eletrodos e vem

sendo utilizada em tratamentos de efluentes industriais e esgotos sanitários para remoção de determinados poluentes, apresentando benefícios quando comparada aos processos tradicionais, além de não requerer adição de produtos químicos e diminuir a geração de resíduos poluentes ao meio ambiente, surgindo como uma tecnologia limpa (MAGALHÃES et al., 2016).

A recuperação dos efluentes tratados em estações municipais de tratamento de esgotos é considerada como uma solução viável, porque a qualidade do efluente geralmente é estável e aceitável e o efluente recuperado pela eletrodialise pode ser usado para suprir parcialmente a necessidade de água, especialmente para indústrias de enorme consumo de água (HSU et al., 2012). Para Gally et al., (2018), apesar da eletrodialise atualmente ser raramente utilizada como método de tratamento para águas residuais domésticas, o processo pode oferecer uma alternativa interessante para a remoção de íons e ter com finalidade a reutilização industrial de água, despontando como uma tecnologia alternativa na transformação do esgoto tratado em água de qualidade adequada para processos industriais. Bitencourt et al., (2016), ainda complementam que a eletrodialise apresenta resultados significativos quando aplicada em esgotos domésticos que já passaram por um tratamento convencional em que grande parte da matéria orgânica fora convertida em matéria inorgânica, tendo como produto um efluente passível de reuso, e utilizado para diversos fins.

Em virtude dos fatos mencionados, o presente trabalho buscou aplicar e avaliar o processo de eletrodialise como tratamento terciário de efluente doméstico, com foco no reuso industrial. A estação de tratamento de efluentes utilizada no trabalho é a Mundo Novo, localizada no município de Novo Hamburgo do Estado do Rio Grande do Sul.

Para alcançar o objetivo proposto foi realizado o monitoramento de 7 ensaios, divididos entre 10 e 12 ciclos cada ensaio, entre agosto de 2018 e novembro de 2018. Para a caracterização física, química e biológica foram realizadas análises de 37 parâmetros.

A aplicação da eletrodialise foi realizada em um sistema piloto de eletrodialise reversa, modelo EDR 2,0 – 300 1E 1s 2e, Hidrodex®, que possui capacidade para operar com uma vazão máxima de 2,0 m³/h e corrente de 6,0 A. Para avaliar o efluente antes e após o processo de eletrodialise foram realizadas análises de cromatografia-iônica e caracterização física, química e biológica, na central analítica da Universidade Feevale. Com base nos

resultados obtidos, foi avaliado a possibilidade de reúso industrial a partir da aplicação da tecnologia de EDR.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

- Avaliar a aplicação da eletrodialise como tratamento terciário de esgoto doméstico.

1.1.2 Objetivos específico

- Avaliar os resultados do esgoto tratado, na saída da ETE e após o tratamento terciário.
- Avaliar a possibilidade do reúso industrial do esgoto doméstico tratado após a eletrodialise.
- Avaliar a presença de substâncias que apresentem risco a saúde no esgoto tratado na saída da ETE e após ensaio na eletrodialise.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 ÁGUA, DISPONIBILIDADE HÍDRICA NO BRASIL E REÚSO

Entre os anos de 1900 a 1995, identificou-se um aumento substancial no consumo de água para atividades humanas, na ordem de mais de seis vezes. A água já é um problema estabelecido no século atual. Conforme as nações unidas o crescimento populacional terá sua estabilização no ano de 2050, e mais de 90% do referido crescimento se dará em países em desenvolvimento (LEMOS, 2014).

Segundo dados do Ministério do meio ambiente (MMA, 2017), o Brasil possui cerca de 12% da reserva de água doce do planeta, e está entre os países com maior acesso a água potável do mundo, tendo mais de 200 mil microbacias distribuídas em 12 regiões hidrográficas. Contudo, os recursos não são inesgotáveis e o acesso à água é diferente em cada região do país, seja pelas características geográficas, como por exemplo cerca de 81% da disponibilidade hídrica está centralizada na região da Amazônia, apesar de ter apenas 5% da população brasileira (MMA, 2017), ou pelas diferentes precipitações ao longo do ano em cada região do país, uma vez que a precipitação média anual do Brasil é de 1.760 mm, entretanto por suas dimensões continentais, a variação anual vai de menos de 500 mm na região semiárida do Nordeste, a mais de 3.000 mm na região Amazônica (ANA, 2018). Além disso, têm-se os agravantes de aumento do consumo, a utilização sem consciência pelo ser humano e a falta de tratamento adequado, seja pelo poder público ou privado, ocasionando a poluição de águas superficiais e subterrâneas.

Com relação ao consumo, e conforme a agência nacional de águas (ANA, 2018) através de seu relatório do ano de 2017, a irrigação aparece como a maior demanda hídrica brasileira, com um consumo de 1.253 m³/s correspondendo a 55% da demanda total, seguida pelo abastecimento urbano (503 m³/s ou 22%), a indústria (346 m³/s ou 15%), a dessedentação de animais (135 m³/s ou 6%) e o abastecimento rural (38 m³/s ou 2%). A demanda por uso de água no Brasil é crescente, e de acordo com a ANA (2018), o aumento estimado de água retirada nas últimas duas décadas é de aproximadamente 80%, tendo ainda uma previsão de que até 2030, a retirada ainda aumente 24%.

A indústria apresenta um papel importante no consumo de água, o que faz com que se apliquem tecnologias alternativas de reutilização da água e de efluentes. Na visão de Oliveira,

2012, o efluente tratado em sistemas de tratamento de esgotos apresenta uma alternativa viável para atender a demanda necessária das indústrias, todavia, o baixo índice de tratamento dos esgotos sanitários municipais (cerca de 30%), o custo para o tratamento e a baixa eficiência de tratamentos convencionais, faz com que o reúso ainda seja algo pouco significativo.

Recentemente, a discussão sobre o ciclo urbano da água, sua quantidade e qualidade, voltou a ser debatida, abrindo a possibilidade do reúso para fins potáveis ou não, com o emprego de tecnologias buscando reduções nos custos de implantação e operação com intenção de viabilizar as mesmas (SABESP, 2018).

O aumento na demanda por água doce, aliado à escassez da mesma em escala mundial, torna necessário o aumento da vida útil dos recursos hídricos disponíveis, e é nesse panorama que a prática do reúso de água tratada acaba desempenhando papel importante no que se refere ao atendimento de demandas de água. O reúso de águas residuárias se tornou relevante para o desenvolvimento econômico, social e ambiental, uma vez que a possibilidade de reúso está relacionada ao nível de contaminação das águas, às tecnologias de tratamento aplicadas e dos fins a que se destina (WIENER et al., 2016).

Conquanto, caracterizar o uso da água como “reúso” requer algumas considerações pautadas abaixo (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 1973; GUTTERRES; AQUIM, 2013):

- **Reúso indireto:** quando o efluente doméstico ou industrial é descartado nas águas superficiais ou subterrâneas, diluído no corpo de água e utilizado à jusante do lançamento. O reúso indireto pode ser de ordem planejada, quando o descarte é feito à jusante de forma intencional com o intuito de ser reutilizado, ou da ordem não planejada, quando o reúso não é aplicável.

- **Reúso direto:** quando efluente tratado é utilizado diretamente em certas finalidades como uso industrial (caldeira, torres de resfriamento, lavagens, entre outras), na irrigação, na recarga de aquíferos ou como água potável.

- **Reciclagem interna:** quando o reúso ocorre internamente às instalações industriais tendo como objetivo a economia de água e a redução da poluição.

Para que a prática de reúso seja desenvolvida de forma adequada, torna-se necessário a criação de uma legislação federal mais específica e eficiente com normas e diretrizes que definam os conceitos, parâmetros e restrições ao reúso das águas (ARAÚJO et al., 2017). A resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005 (CNRH, 2005), estabelece as modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e apresenta outras providências. O artigo 2º da referida resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos possui as seguintes definições:

- “I - água residuária: esgoto, água descartada, efluentes líquidos de edificações, indústrias, agroindústrias e agropecuária, tratados ou não;
- II - reúso de água: utilização de água residuária;
- III - água de reúso: água residuária, que se encontra dentro dos padrões exigidos para sua utilização nas modalidades pretendidas;
- IV - reúso direto de água: uso planejado de água de reúso, conduzida ao local de utilização, sem lançamento ou diluição prévia em corpos hídricos superficiais ou subterrâneos;
- V - produtor de água de reúso: pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que produz água de reúso;
- VI - distribuidor de água de reúso: pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que distribui água de reúso; e
- VII - usuário de água de reúso: pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que utiliza água de reúso.”

Uma das grandes vantagens que a prática do reúso traz, é de reduzir o volume de água retirada dos mananciais devido à substituição da água potável por uma água de qualidade inferior (RODRIGUES; BERNARDES, 2018). Grandes volumes de água potável podem ser economizados a partir do reúso de águas de qualidade inferior, desde que atendam determinadas finalidades. A técnica, por mais que já seja utilizada em muitos países, ainda é motivo de diversas discussões (CETESB, 2015). Atualmente, a legislação mais recente sobre o assunto é a legislação municipal de São Paulo nº 16.174, publicada em abril de 2015, entretanto a mesma ainda deixa de fora alguns parâmetros necessários para que a prática do reúso se desenvolva de forma mais efetiva (ARAÚJO et al., 2017).

Reúso urbano para fins não potáveis, reúso industrial, reúso agrícola e na recarga de aquíferos são possibilidades existentes em nosso país (WIENER et al., 2016). O reúso pode restaurar o equilíbrio entre oferta e demanda de água doce em todo o país.

Estudos nessa área, demonstram que as técnicas de reúso apresentam um papel fundamental no abastecimento de água doce, ademais, combinadas com técnica de reutilização, tecnologias de dessalinização e identificação de possíveis impactos a saúde

humana, é possível obter água de qualidade a partir de águas residuais (GOODMAM et al, 2013; LYU et al, 2015; WIENER et al., 2016).

Exemplos de reúso de águas residuárias já podem ser destacados em diversos lugares do mundo, tendo como exemplos, importantes países que utilizam águas residuais para a agricultura como: Espanha, Itália, Grécia, Chipre, França, Portugal e a Coreia do Sul, que já totaliza mais de 130 áreas agrícolas que utilizam efluentes para irrigação advindos de estações de tratamento efluentes (RHEE et al, 2011). Na visão de Hanjra et al. (2012), países do sudeste da Ásia, incluindo Índia, Paquistão, Vietnã, partes do norte da China e regiões do Oriente Médio, Israel e Jordânia seguramente serão dependentes do uso de águas residuais.

Atualmente, o reúso de águas residuais é uma alternativa viável ambiental e economicamente para as indústrias (ANDRADE et al, 2014). O aumento gradativo do estresse hídrico, tanto em termos de escassez de água como no decréscimo absurdo da qualidade da mesma, fez com que o reúso seja considerado um novo modelo de uso dos recursos hídricos (LYU et al, 2015). Diante das atuais dificuldades em abastecer as populações com água de qualidade, diferentes tecnologias estão sendo empregadas na obtenção de água de reúso, e os processos de separação por membranas são considerados os principais tratamentos para obtenção de água de reúso potável ou industrial em diversos países, especialmente onde os recursos hídricos são escassos.

A prática do reúso de águas residuárias municipais, aplicando processos de separação por membranas, vem se destacando e ganhando uma importância cada vez maior em nosso contexto, através da influência da poluição ambiental e da escassez de água. Na visão de Bitencourt et al., (2016), a utilização da ED vem sendo empregada no tratamento de efluentes industriais de forma um tanto quanto consolidada visando o reúso industrial, no entanto, a prática em efluentes domésticos visando o reúso, ainda carece de maiores aplicações.

2.2 TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Conforme a ANA (2018) em dados disponibilizados no seu atlas do esgoto, juntamente com dados do IBGE (2013), o Rio Grande do Sul possui 497 municípios, com uma população urbana de 9.512.434 habitantes, tendo uma geração de carga de esgoto de 511.769 Kg DBO₅/dia. Deste montante, apenas 26,24% são coletados e tratados, o restante,

28,17% é coletado, mas não é tratado, 21,56% não é nem coletado e nem tratado e 24,02% apresentam solução individual.

Ainda utilizando os dados do atlas do esgoto (ANA, 2018), o cenário no município de Novo Hamburgo é ainda mais preocupante, tendo uma geração de carga na ordem de 12.903 Kg DBO₅/dia, sendo deste montante, 54,80% apresenta coleta, mas nenhum tipo de tratamento. O restante, 7,78% não apresenta nem coleta e nem tratamento, 34,84% apresenta solução individual e apenas 2,58% apresenta coleta com tratamento. O município de Novo Hamburgo possui 5 Estação de tratamento de esgoto, sendo a eficiência média variada entre 60% e 80% na remoção de matéria orgânica, e sem a devida atenção para remoção de nutrientes como fósforo e nitrogênio (ANA, 2018).

O esgoto sanitário é composto de 99,9% de água e 0,1% de sólidos, dos quais em torno de 75% correspondem à matéria orgânica em decomposição, nesta se proliferam microrganismos oriundos das fezes humanas, patogênicos ou não, dependendo da saúde da população contribuinte. Todavia, o esgoto sanitário pode ser acrescido de efluentes industriais, das mais variadas origens, podendo ter um aumento significativo de matéria orgânica, poluentes tóxicos como metais, fenóis e poluentes emergentes (NUVOLARI, 2011).

Os esgotos não tratados tendem a ser descartados em corpos hídricos superficiais. Isto pode vir a causar certos inconvenientes, como por exemplo, a mortandade de peixes e demais organismos aquáticos, sabor incomum na água, liberação de odores desagradáveis, entre outros (METCALF; EDDY, 2016).

Segundo Riberto et al., (2018), a baixa qualidade dos recursos hídricos juntamente com a escassez cada vez mais acentuada da água, vem demonstrando um grave problema mundial e aumentando paulatinamente fatores como a poluição e a contaminação das águas. Riberto et al., (2018), acrescenta que a contaminação de águas para abastecimento está diretamente ligada à saúde pública, desencadeando uma série de doenças, como cólera, diarreia, giardíase, teníase entre outras. Desta forma, é com a proposição de evitar tais inconvenientes que se busca pelo tratamento de efluentes (METCALF; EDDY, 2016).

Para Naime (2011), quando nos reportamos ao sistema de esgotamento sanitário, a condição do lançamento dos efluentes, seja ele em galerias de drenagem, ruas ou em rios, é o principal condicionante para o planejamento da cidade, determinando a concepção

recomendável dos tratamentos e suas localizações mais favoráveis dentro das ocupações e usos dos solos. Naime (2011), também apresenta que para os locais de lançamento do esgoto tratado ou não, deve-se verificar a qualidade dos esgotos a serem lançados e a capacidade de autodepuração dos recursos hídricos receptores, ademais, a disposição do lodo gerado no processo pode ser fator importante na demanda por área.

As estações de tratamento de efluentes (ETE), em geral, apresentam sua configuração de tratamento numa sequência que promove o tratamento preliminar, primário, secundário e eventualmente o terciário (VON SPERLING, 2014; METCALF; EDDY, 2016).

O tratamento biológico pressupõe substancialmente a remoção da matéria orgânica do efluente. Para isso são utilizados diversos tipos de sistemas de tratamentos, os quais, basicamente, biológicos e podem ser aeróbios ou anaeróbios. Entre os sistemas mais utilizados estão às lagoas de estabilização, reatores anaeróbios, filtros biológicos e lodos ativados (SANT'ANNA JR., 2013; VON SPERLING, 2014).

Para Metcalf e Eddy (2016), os processos de lodos ativados apresentam uma eficiência superior na remoção de carga orgânica quando comparado a outros sistemas, consistindo pela agitação de uma mistura de efluente a ser tratado e a certo volume de lodo biologicamente ativo, mantidos em suspensão por uma aeração suficientemente adequada e durante um tempo necessário para converter uma porção biodegradável daqueles resíduos ao estado inorgânico, enquanto que o remanescente é convertido em lodo adicional ou em excesso. Tal lodo é separado por uma unidade sedimentadora, conhecida como decantação secundária e em grande parte é retornado ao processo, início do reator biológico, sendo que o excedente é descartado (METCALF; EDDY, 2016; JORDÃO; PESSÔA, 2014).

O tratamento terciário consiste basicamente na desinfecção e remoção de nutrientes. Conquanto, não é aplicado em todas as ETEs, pois em geral o efluente já se encontra de acordo com os padrões de emissão ao final do tratamento secundário, visto que tais remoções podem ser efetuadas durante o tratamento secundário, sempre dependendo do tipo de processo utilizado (VON SPERLING, 2014). Segundo Jordão e Pessoa (2014), em ETEs modernas busca-se a incorporação de unidades terciárias devido a preocupações da sociedade com os problemas de natureza ambiental e de saúde pública, além do atendimento de legislações através de tecnologias econômicas.

2.2.1 Tratamento Biológico

O tratamento biológico, como o próprio nome diz, é realizado através de processos biológicos, tendo como premissa os mesmos processos naturais que ocorrem em cursos d'água, após o lançamento de um determinado despejo em um recurso hídrico, visto que quando ocorre um despejo, os microrganismos do corpo hídrico realizam a depuração da carga orgânica utilizando o oxigênio dissolvido disponível (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

No curso hídrico em questão, esse despejo (carga orgânica) passa pelo fenômeno chamado autodepuração, que tem como premissa a decomposição da carga orgânica por mecanismos naturais. Tratando-se de uma ETE, o mesmo fenômeno ocorre, entretanto, há a utilização da tecnologia aplicada, uma que vez que é possível realizar o processo de depuração de forma controlada e com taxas mais elevadas, obtendo-se assim um controle de eficiência e construções mais compactas (VON SPERLING, 2011).

O tratamento biológico é realizado através de processos bioquímicos ou biológicos, para a remoção de matéria orgânica (DBO) e nutriente, como N e P, dependendo do tipo de sistema adotado. Para Sant'Anna Jr. (2013), a remoção da carga orgânica é um dos principais fatores para que se realize o tratamento, visto seu grande impacto quando lançado em corpos hídricos sem o devido tratamento (NUNES, 2012).

Von Sperling (2011), descreve que todos os seres vivos dependem de energia, carbono e nutrientes para que possam realizar atividades de crescimento, locomoção e reprodução. Para a relação de carbono como alimento, há dois tipos de organismos: seres heterótrofos, os quais não possuem capacidade para produzir seu próprio alimento, sendo a fonte de carbono matéria orgânica e seres autótrofos, que possuem capacidade para produzir seu próprio alimento, sendo a fonte de carbono o gás carbônico (CO₂) e assim, os microrganismos heterótrofos estão presentes em tratamentos biológicos, se desenvolvendo e auxiliando na depuração da matéria orgânica presente nos esgotos a serem tratados (VON SPERLING, 2011).

Segundo Jordão e Pessôa (2014), os processos biológicos mais utilizados: lodos ativados, reatores de fluxo ascendente, filtros biológicos, tanques sépticos, valos de oxidação entre outros.

2.2.1.1 Tratamentos Anaeróbios

A decomposição anaeróbia pode ser considerada como um dos processos de tratamento mais antigos utilizados para estabilização de lodo e de efluentes contendo carga orgânica. O processo envolve a decomposição da matéria orgânica via metabolismo dos microrganismos, sem presença de oxigênio. Neste processo, ocorre a conversão da matéria orgânica complexa presente nos efluentes através da ação bioquímica dos microrganismos tendo como produção: metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além da geração de novas células bacterianas (CHERNICHARO, 2007).

Este sistema apresenta uma forma diferente de obtenção de energia, utilizando receptores finais de elétrons que não é oxigênio, assim, denominada de respiração anaeróbia. Esses receptores de elétrons podem ser nitratos (NO_3^-), sulfatos (SO_4^{2-}), carbonatos (CO_3^{2-}), e até compostos orgânicos. Os referidos aceptores não são tão eletropositivos como oxigênio, e assim, a quantidade de energia disponibilizada para as células é menor (SANT'ANNA JR., 2013).

O tratamento anaeróbio oferece vantagens relacionadas ao tratamento de efluentes requerendo pequenas áreas para instalação, baixo custo de implantação, operação e manutenção, grande estabilidade do sistema e pequena produção de sólidos. Apesar das vantagens, o sistema anaeróbio apresenta certas desvantagens como a baixa remoção de nutrientes e patógenos, geração de odores desagradáveis, e o restritivo atendimento aos padrões de emissão exigidos por lei (CHERNICHARO, 2007).

Para Sant'anna Jr. (2013), em reatores anaeróbios, grande parte da matéria orgânica biodegradável é convertida em gás metano (CH_4), sendo a pequena parcela restante convertida em lodo (biomassa microbiana). O que por sua vez não é degradado no predito tratamento, permanece no efluente final, necessitando de um pós-tratamento.

De acordo com Jordão e Pessoa (2014), a eficiência média na remoção de matéria orgânica em tratamento anaeróbio é bastante limitada, podendo ser na ordem de 70% na remoção de DBO e 65% de remoção de DQO.

No estudo realizado por Martins et al. (2016), em que foi avaliado a eficiência de um sistema anaeróbio (UASB) para tratamento de esgoto sanitário do município de Petrolina/PE, encontrou-se uma eficiência entre 65% a 75% na remoção de DQO.

2.2.1.2 *Tratamentos Aeróbios*

De acordo com Sant'Anna Jr. (2013), na respiração aeróbia o oxigênio atua como aceptor final de elétrons, assim as moléculas de substrato, ou as moléculas do efluente a ser tratado, são oxidadas a dióxido de carbono (CO_2). Quando se fala em um tratamento de esgoto sanitário, tendo por premissa processos aeróbios, a respiração aeróbia assume uma grande importância, no que se refere a transformações de poluentes (compostos de carbono) em CO_2 e outras células, por meio de bactérias, as quais são organismos dominantes nestes tipos de sistema. Nunes (2012), ainda complementa que de acordo com as substâncias que vão se formando, uma parte é encaminhada a síntese de novas células (anabolismo), e os produtos finais são água e gás carbônico.

Na visão de Metcalf e Eddy (2016), podem-se listar dois principais tipos de processos biológicos: com biomassa suspensa e com biomassa aderida. Segundo Fujii et al., (2011), os sistemas com biomassa aderida utilizam meios suportes do tipo biofilmes (peças plásticas) que são introduzidos no interior do tanque de aeração como por exemplo a tecnologia MBBR - *Moving Bed Biofilm Reactor*, a qual busca a melhoria do sistema convencional de lodos ativados, sem que ocorra alteração da configuração original do tanque. Fujii et al., (2011), complementam que para sistemas com biomassa suspensa têm como base a suspensão no meio líquido dos microrganismos responsáveis pelo tratamento do efluente através de mecanismos que contemplem a mistura. É o processo mais utilizado em estações de tratamento de esgotos do mundo todo (METCALF; EDDY, 2016).

2.2.1.2.1 Lodos Ativados

Segundo Von Sperling (2012), o lodo ativado vem sendo amplamente utilizado, tanto para efluentes industriais como domésticos, sempre no intuito de se obter uma elevada eficiência na remoção de poluentes aliada à pequena área de instalação. Os pontos negativos, quando comparado a outros sistemas, se dá pelo fato do lodo ativado apresentar um elevado consumo de energia elétrica, uma grande produção de lodo e uma demanda mais qualificada para sua operação, visto suas particularidades.

Para Jordão e Pessôa (2014), o lodo ativado é definido como um floco produzido pelo esgoto contendo matéria orgânica, através do crescimento de bactérias zoogleias ou outros organismos, juntamente com a inserção de oxigênio dissolvido, e ao aumento na concentração de biomassa ativa devido ao retorno do lodo.

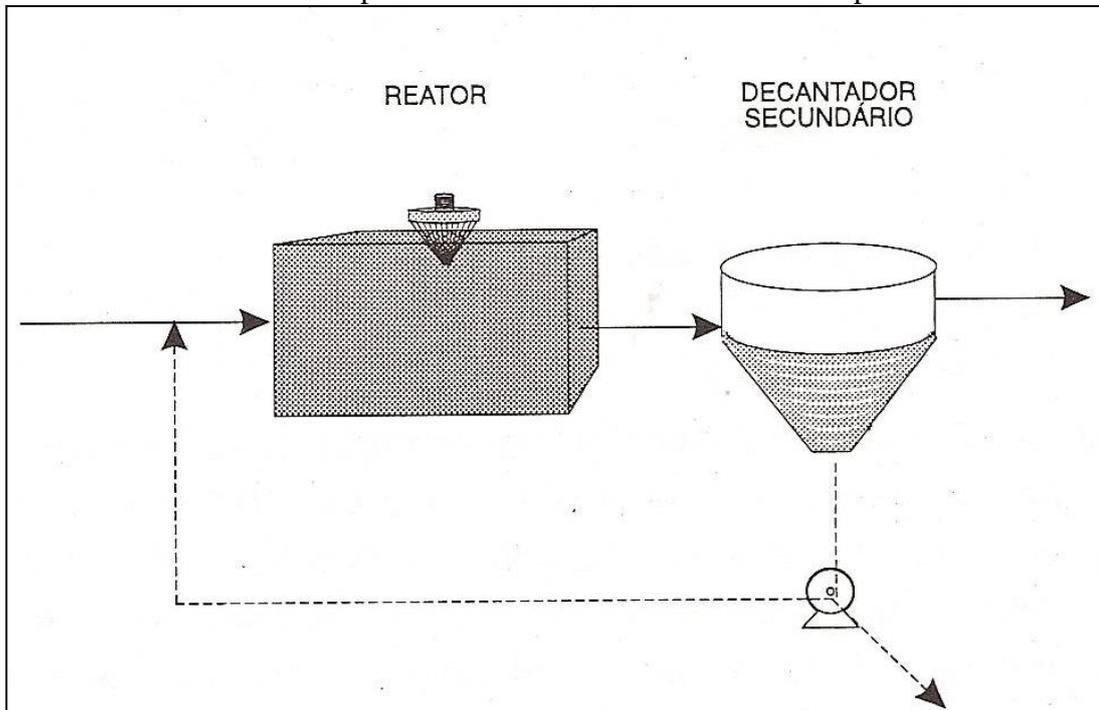
Conforme Nunes (2012), o tratamento tipo lodo ativado, surgiu no ano de 1914 na Inglaterra. Desenvolvido por Andern e Lockett, o sistema é basicamente formado por bactérias, fungos, protozoários e metazoários, sendo que os fungos e as bactérias assumem papel mais importante, uma vez que ambos são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica e pela formação dos flocos.

Os processos de lodo ativado apresentam diversas variantes, seja por idade do lodo, divisão quanto ao efluente a montante da etapa biológica ou quanto ao fluxo (VON SPERLING, 2012). Com relação ao fluxo, o processo de lodo ativado é dividido em contínuo ou intermitente (batelada).

2.2.1.2.1.1 Lodos ativados regime contínuo

Há três unidades integrantes no sistema de lodo ativado regime contínuo: o tanque de aeração (reator biológico) aonde se encontra os aeradores; o tanque de decantação (também conhecido como sedimentador) onde ocorre a separação do lodo e o efluente tratando e a recirculação e descarte do lodo (VON SPERLING, 2012). Essas etapas podem ser visualizadas na Figura 1.

Figura 1: Detalhe ilustrativo do processo de lodos ativados e seus componentes.



Fonte: Von Sperling (2012).

De acordo com Von Sperling (2012), os sólidos sedimentados no fundo do decantador são descartados e retornados ao reator biológico, com o intuito de aumentar a concentração de biomassa, fazendo com que tal processo obtenha uma alta eficiência, através da recirculação do lodo, que torna a concentração dos sólidos em suspensão muito alta, de tal maneira, que a quantidade de sólidos em um sistema de lodo ativado chega a ser 10 vezes superior quando comparado a um sistema de lagoa aerada de mistura completa, sem recirculação.

Conforme Nunes (2012), o reciclo do lodo para reator biológico tem um aumento significativo na concentração de sólidos em suspensão que, por exemplo, em efluentes domésticos passa de 350 mg/l a aproximadamente 3.000 mg/l. Afim de manter uma boa qualidade do efluente final e manter o sistema bem operado, faz-se necessário o descarte da biomassa produzida, que pode ser denominada como lodo excedente. Von Sperling (2012), retrata que: “o lodo excedente deve sofrer tratamento adicional, na linha de tratamento do lodo, usualmente compreendendo adensamento, estabilização e desidratação”.

No reator biológico ocorrem as reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica, e dependendo de certas condições, até mesmo da matéria nitrogenada. A biomassa ali desenvolvida acaba por utilizar o substrato que está presente no esgoto bruto para se

desenvolver, formando flocos. Posteriormente, o efluente é encaminhado para a unidade de decantação (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Para Baur (2012), a mistura dos flocos biológicos com o efluente pode ser chamada de “Licor”. O mesmo é encaminhado de forma contínua para o decantador secundário, o qual é responsável pela separação do líquido clarificado e do lodo.

O processo de decantação ou sedimentabilidade do lodo é de extrema importância para um bom funcionamento do processo de lodos ativados, visto que, em unidades onde não há uma boa decantação, o tanque de aeração não atingirá a concentração microbiana necessária. Logo, a perda de sólidos, ou o arraste dos mesmos na referida unidade prejudicará diretamente a qualidade do efluente tratado e a boa operação do sistema (SANT’ANNA JR., 2013).

No estudo de Ferreira e Caraiola (2008), foi avaliado a eficiência do sistema de lodo ativado em fluxo contínuo para tratamento de esgoto sanitário, compreendendo aproximadamente 400 pessoas e apresentou resultados bastante satisfatórios, com uma eficiência na remoção de DBO₅ e DQO superior a 95%, lançando na média uma DBO₅ de 9,1 mg/l e uma DQO na média de 67 mg/l (valores bem abaixo do solicitado pelo órgão ambiental – DBO₅: 50 mg/l e DQO: 125 mg/l). Com relação a remoção de nutrientes (N e P) não foram apresentados resultados finais. Evidencia-se que para a remoção de matéria orgânica, tal sistema apresenta uma alta eficiência.

Em outro estudo mais recente realizado por Salida (2016), a qual avaliou a eficiência da estação de tratamento de esgoto Betim Central, localizada no estado de Minas Gerais e com capacidade de projeto para tratar uma vazão média de 514 L s⁻¹, constituída por um sistema anaeróbio seguido de lodo ativado regime contínuo, encontrou uma eficiência média de 94% de redução de DBO₅ e de 91% de redução de DQO, contudo, no que diz respeito à eficiência na remoção de nutrientes, os valores foram bem baixos, sendo a eficiência geral de nitrogênio total kjeldahl de 38% e fósforo de 34%.

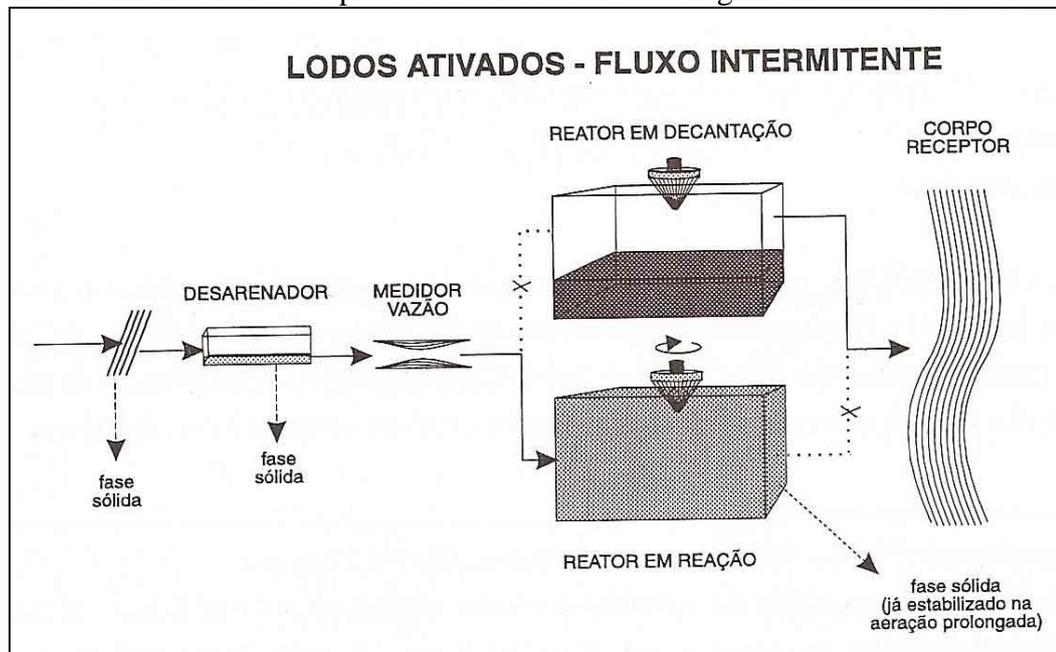
2.2.1.2.1.2 Lodos ativados regime intermitente ou batelada

No processo de tratamento de esgoto denominado lodos ativados regime intermitente ou batelada, tem-se apenas um único tanque que serve tanto de reator biológico, quando a

aeração está ativa, quanto de tanque de decantação, ao momento em que a aeração é desligada (VON SPERLING, 2012). Portanto, as etapas de aeração e decantação, as quais são de suma importância para o tratamento do esgoto, são realizadas de forma conjunta e sequenciais. Metcalf e Eddy (2016), descrevem como uma incorporação de todas as unidades, operações e processos que geralmente fazem parte do tratamento convencional de lodos ativados, como a oxidação biológica e decantação secundária, em um único tanque, resultando no princípio do processo de lodos ativados conhecido como regime intermitente ou batelada.

A Figura 2 apresenta esquematicamente um sistema de tratamento de esgotos constituído de lodos ativados regime intermitente.

Figura 2: Detalhe ilustrativo do processo de lodos ativados regime intermitente/batelada.



Fonte: Von Sperling (2012).

De acordo com a figura 2, pode-se identificar, de forma simplificada que o efluente após passar pelo gradeamento, desarenação e medição de vazão, adentra ao tanque de aeração, permanecendo um período x para estabilização da matéria orgânica. Quando o efluente estiver enquadrado dentro dos padrões de lançamento, estabelecidos pelo órgão ambiental, a aeração superficial é desligada e o mesmo tanque servirá como decantador. A biomassa em suspensão irá decantar e o clarificado poderá ser lançado ao corpo receptor. Conforme Nunes (2012) esse processo pode ser chamado de batelada pois consiste no enchimento, mistura e esvaziamento do tanque.

Para Von Sperling (2012), o sistema de lodos ativados possui ciclos bem definidos de operação, conforme segue:

1. Enchimento (entrada de esgoto bruto ou decantado para o interior do reator);
2. Reação (aeração/mistura da massa líquida contida no reator);
3. Sedimentação (decantação e separação dos sólidos da fase líquida);
4. Esvaziamento (retirada do esgoto tratado do interior do reator);
5. Repouso (ajuste de ciclos e remoção do lodo excedente).

A massa biológica permanece no reator durante todos esses ciclos, fazendo com que não se tenha a presença de tanques decantadores como unidades físicas separadas. A duração usual de cada ciclo pode sofrer alterações em função das variações da vazão de entrada, das características do esgoto, das necessidades do tratamento e da condição operacional atual do sistema (SANT'ANNA JR., 2013).

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), nos sistemas intermitentes existem algumas modificações que estão relacionadas à forma de operação e duração dos ciclos, dependendo de cada fase do processo, e assim, podendo acrescentar fases adicionais para contemplar a remoção biológica de nutrientes.

2.2.2 Tratamentos biológicos e poluentes emergentes

No que se refere à remoção de poluentes emergentes e seus metabólitos, vários estudos foram feitos e mostraram-se ineficientes no sentido de remoção dos mesmos através de sistemas de tratamento convencionais (SOUZA; FERIS, 2016). Conforme Bueno et al. (2012), no estudo realizado em cinco estações de tratamento de esgoto municipal, apesar das estações apresentarem sistemas de tratamento secundário, tipo lodo ativado e filtros biológicos, os efluentes ainda apresentaram uma grande quantidade de poluentes emergentes que são descartados de forma contínua em recursos hídricos superficiais, sendo que antibióticos macrolídeos e anti-epiléticos, apresentaram percentuais baixos, ou nem apresentaram remoção.

Desta forma, torna-se cada vez mais necessário a utilização de tratamentos terciários, buscando uma eficiência mais ampla a diversos outros poluentes, uma vez que a presença de compostos emergentes vem sendo cada vez mais detectada em águas superficiais.

2.3 TRATAMENTO TERCIÁRIO

O tratamento terciário traz a ideia de aplicação de processos na etapa final do tratamento de efluentes, após a passagem do mesmo pelo decantador secundário e antes do lançamento em um corpo receptor, sendo o mesmo, na sua maioria, responsável pela remoção de DBO_5 e nutrientes que ainda estão presentes no efluente (NUNES, 2012). De acordo com Metcalf e Eddy (2016), o tratamento terciário ou complementar de efluentes remete à remoção de quatro grandes categorias: material particulado ou coloidal, orgânico e inorgânico; compostos orgânicos dissolvidos; substâncias inorgânicas dissolvidas; e microrganismos.

Atualmente, diversos processos são aplicados e podem ser considerados como tratamento terciário como: a precipitação química utilizando coagulantes orgânicos e inorgânicos, resinas trocadoras de íons, ozonização, cloração, osmose reversa, ultrafiltração, eletrodiálise e adsorção são considerados como os principais processos terciários utilizados para a remoção de poluentes que ainda continuam presentes nos efluentes (VACLAVIC, 2010).

Um dos processos mais utilizados em nosso país, é o processo de desinfecção. Para Bischoff et al., (2012) o processo de desinfecção é uma etapa importante no tratamento final de águas residuárias que serão descartadas em corpos hídricos, uma vez que os tratamentos primários e secundários não apresentam uma eficiente eliminação de patógenos. Bischoff et al., (2012) complementa que diversos agentes patogênicos podem continuar presentes em efluentes tratados de forma convencional, sendo crucial o tipo de desinfecção a ser utilizado para à qualidade microbiológica da água que retornará ao meio ambiente ou que até mesmo para que possa ser reutilizada.

De acordo com Fukushima et al., (2014) o processo de desinfecção mais usual é a cloração, seja na forma de hipoclorito de sódio, gás cloro ou dióxido de cloro, tendo por premissa a eliminação parcial ou total de um grupo de microrganismos que podem vir a causar doenças. Para Richter (2011), o processo é utilizado por ser extremamente barato, de fácil disponibilidade e consideravelmente eficiente para a destruição da maioria dos microrganismos patogênicos, no entanto, possui a desvantagem, caso o efluente ainda possua uma quantidade de matéria orgânica, de poder formar compostos organoclorados, como por exemplo trihalometanos (THM), e suas eventuais propriedades carcinogênicas.

Outras tecnologias voltadas ao tratamento terciário de esgotos, estão sendo aplicadas e avaliadas, tendo em vista a necessidade de remover compostos remanescentes do tratamento convencional. Para Bueno et al., (2012), os compostos remanescentes ou contaminantes emergentes, englobam as diversas classes de fármacos, surfactantes, produtos de higiene pessoal, pesticidas entre outros, e a presença de tais contaminantes, de forma mais específica em ambientes aquáticos, emerge como um grande problema que precisa ser resolvido, e que na visão de Quinones et al., (2015) muito dos contaminantes emergentes são bioacumulativos e podem vir a causar distúrbios endócrinos, efeitos mutagênicos e nocivos aos seres vivos.

Conforme Melo et al., (2009) uma das principais rotas de entrada de resíduos de fármacos no ambiente é através do lançamento de esgotos domésticos, sejam eles tratados ou não, em corpos hídricos. Melo et al., (2009) acrescentam que os processos biológicos são os mais frequentemente utilizados por permitirem o tratamento de grandes volumes, conseguindo alcançar altas taxas de remoção de matéria orgânica aliado a custos relativamente baixos, no entanto, apresentam baixa eficiência na remoção de contaminantes emergentes, sendo necessário o tratamento terciário.

A aplicação dos processos oxidativos avançados (POAs) à degradação de contaminantes emergentes, vem sendo uma boa alternativa para o tratamento destes compostos. Melo et al., (2009), em seu trabalho, trazem diversos POAs como: fotólise de peróxido de hidrogênio, produzindo radicais hidroxila, ozonização, fotocátalise heterogênea, Fenton e foto-Fenton.

Demais tecnologias, como os processos eletroquímicos de oxidação avançada (PEOAs) também estão sendo investigados como tecnologias promissoras para remoção de contaminantes emergentes em águas residuárias, mas raramente têm sido usados para o tratamento em escala real (GARCIA-SEGURA et al., 2015). Garcia-Segura et al., (2015), estudou a remoção de contaminantes orgânicos em um efluente secundário por oxidação anódica com ânodo de diamante dopado com boro, como tratamento terciário de uma estação de tratamento de esgoto municipal contendo 29 fármacos e pesticidas-alvo. A eficácia do tratamento foi avaliada a partir do decaimento dos contaminantes, tendo como resultado a remoção completa de 29 medicamentos e pesticidas em concentrações a nível de traço.

2.4 PROCESSOS DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS - PSM

Segundo Habert (2006), os processos de separação por membranas iniciaram, mesmo que em baixa escala, por volta de 1930, mas sua utilização e desenvolvimento mais efetivo se deu no início da década de 70. Nath (2017), destaca que os PSM se tornaram mais competitivos a partir do momento em que ocorreu um melhor desenvolvimento de membranas sintéticas poliméricas, apresentando uma maior seletividade e fluxos maiores de permeado. Os processos de separação por membranas têm como objetivo separar, concentrar ou purificar componentes de uma solução, através de membranas que permitem o transporte de determinadas espécies químicas, sendo utilizados no ramo de tratamento de águas para dessalinização, tratamento de esgotos domésticos, desmineralização de água para caldeiras, eliminação de traços orgânicos e produção de água ultrapura para indústria de eletrônicos (FORTINO, 2012; SILVEIRA et al., 2015).

Pawlowski et al., (2014) comentam alguns exemplos das particularidades dos PSM, como o fato de não necessitarem de mudança de fase para efetuar a separação, auxiliando na economia de energia, não necessitam de produtos químicos durante o processo de operação, podem operar à temperatura ambiente, apresentam maior seletividade, e ainda, por se tratarem de processos modulares podem operar durante anos com muito pouca manutenção, sendo considerados como tecnologias limpas.

Nos PSM, é necessário que se tenha a existência de uma força motriz que promova o transporte de uma ou mais espécies através da membrana. A separação pode ser dada através de mecanismos de exclusão, interação efluente com o material da membrana, gradiente de potencial químico, ou pela diferença de tamanho entre a estrutura da membrana e as partículas. De acordo com a tabela 1, se podem visualizar os processos de separação por membranas classificados de acordo com o tamanho das partículas retidas e sua força motriz específica. A força motriz no processo de separação por membranas pode ser o potencial elétrico, a diferença de pressão, entre outros onde a membrana age como uma barreira semipermeável.

Tabela 1: Processos de separação por membranas.

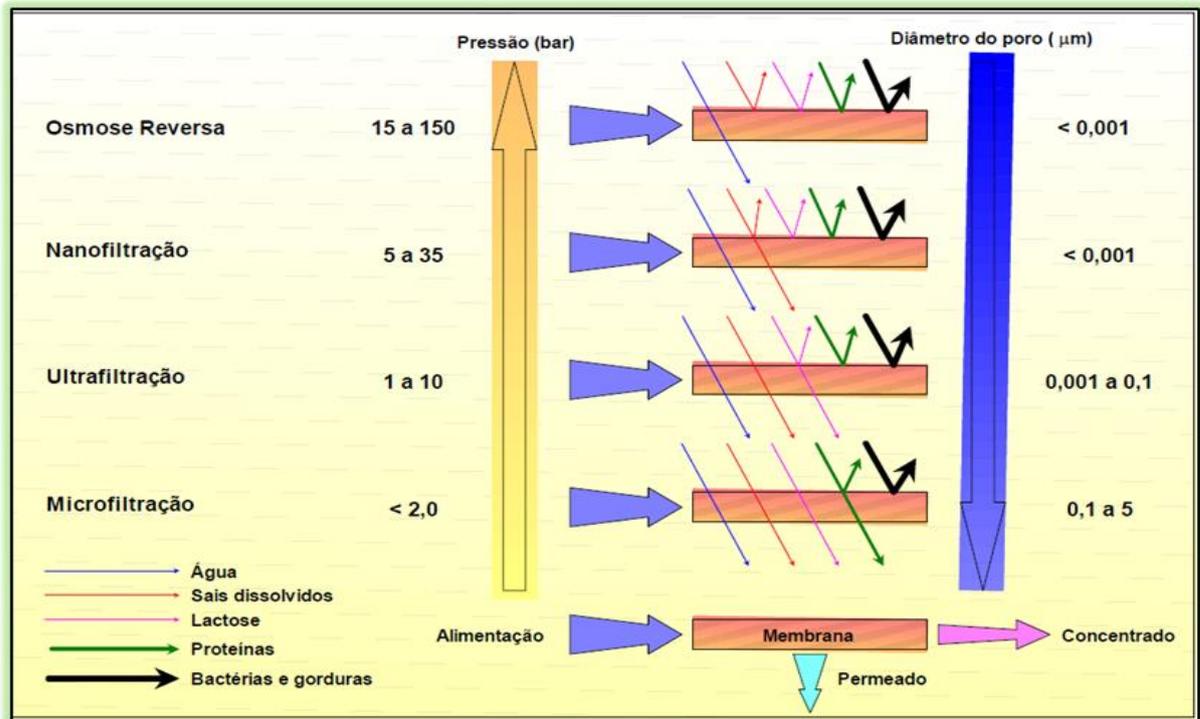
Processo	Força Motriz	Material Retido	Material que Permeia	Aplicações
Microfiltração (MF)	ΔP (0,5 – 2 atm)	Material em suspensão, bactérias. Massa molar > 500k Da (0,01 μm)	Água e sólidos dissolvidos	Esterilização bacteriana, clarificação de vinhos e cervejas; concentração de células; oxigenação de sangue.
Ultrafiltração (UF)	ΔP (1-7 atm)	Coloides, macromoléculas. Massa molar >5000Da	Água (solvente), sais de baixa massa molar.	Fracionamento/ concentração de proteínas, recuperação de pigmentos/óleos.
Nanofiltração (NF)	ΔP (5-25 atm)	Moléculas de massa molar. Média 500 <MM < 2000 Da	Águas, sais e moléculas de baixa massa molar.	Purificação de enzimas, biorreatores a membrana.
Osmose Inversa (OI) ou Osmose Reversa (OR)	ΔP (15-80 atm)	Todo material solúvel ou em suspensão	Água (solvente).	Dessalinização de águas; concentração de sucos de frutas.
Diálise (D)	ΔC (gradiente de concentração)	Moléculas com massa molar > 5000Da	Íons e orgânicos de baixa massa molar.	Hemodiálise; rim artificial; recuperação de NaOH.
Eletrodiálise (ED)	ΔE (diferença de potencial elétrico)	Macromoléculas e compostos não-iônicos.	Íons	Concentração de soluções salinas; purificação de águas.
Permeação de Gases (PG)	$\Delta P \rightarrow \Delta C$	Gás menos permeável	Gás mais permeável	Recuperação de hidrogênio; separação CO_2/CH_4 ; fracionamento do ar.
Pervaporação (PV)	Pressão de vapor	Líquido menos permeável	Líquido mais permeável	Desidratação de álcoois; eliminação de VOC da água.

Fonte: HABERT, 2006; NATH, 2017.

O tipo de membrana a ser utilizada se dá pelo tamanho dos poros das membranas ou ainda pelo tipo de filtração definindo a capacidade de separação de sólidos e os materiais que podem ser removidos. O termo membrana define uma fase permeável ou semipermeável que permite a passagem de certas espécies, enquanto restringe o movimento de outras, fazendo com que essa capacidade seja aplicável às tão procuradas técnicas de reúso de água (STRATHMAMN, 1995).

Os processos que utilizam a diferença de pressão como força motriz estão representados na Figura 3, os quais são: Osmose reversa (OR), Nanofiltração (NF), Ultrafiltração (UF) e Microfiltração (MF), juntamente com algumas características associadas aos PSM, além da figura 3 também representar que a pressão tende a aumentar em função do processo utilizado (OI>NF>UF>MF) aliado a uma redução do tamanho dos poros da membrana.

Figura 3: Detalhe dos processos que utilizam a diferença de pressão como força motriz.



Fonte: Mierzwa e Hespanhol (2005).

A microfiltração é costumeiramente utilizada para remoção de sólidos suspensos ou bactérias, usando membranas com diâmetros de poros variando entre 0,1 e 10 μm , sendo a exclusão esterequímica seu mecanismo de transporte, onde moléculas com raio maior que o raio do poro da membrana são rejeitadas (BERNARDES et al., 2013). De acordo com Fane et al., (2011) o mecanismo de separação exclusão esterequímica, também pode ser descrito como fenômeno “efeito de peneira”, ou seja, as partículas são separadas de acordo com suas dimensões, embora seja possível alguma separação devido à carga ou à adsorção. Resumidamente falando, pode-se ter o entendimento de que as moléculas menores que o diâmetro do poro irão permear a membrana, enquanto que as moléculas maiores são rejeitadas. Nath (2017), complementa que pelo fato das membranas MF serem “abertas”, as pressões de trabalho para o transporte são moderadamente mais baixas quando comparadas aos demais PSM, e dificilmente ultrapassam 3,0 bar.

A ultrafiltração é geralmente associada à separação e concentração de macromoléculas, utilizando membranas com microporos menores do que os da microfiltração, variando de 1 – 100 nm, e conseqüentemente apresentam uma menor permeabilidade, tendo que trabalhar com pressão um pouco maior do que a utilizada na microfiltração (Nath, 2017), sendo que os mecanismos de transporte geralmente empregados nesses tipos de membranas

são a exclusão molecular e a difusão (BERNARDES et al., 2013). Nath (2017), salienta que em muitos casos os mecanismos de exclusão molecular e difusão estão associados a outros fenômenos, devendo ser levado em consideração a natureza da corrente de alimentação, pois a presença de material coloidal pode ocasionar entupimentos e a propensão a adsorver a membrana leva a alteração dos mecanismos prevalentes na operação da ultrafiltração. Por se tratar de poros menores nas membranas de UF, uma pressão maior torna-se necessária para obter fluxos permeados elevados, o suficiente para que o processo possa ser utilizado em escala industrial (BAKER, 2012). Por este motivo as diferenças de pressão através da membrana variam na faixa de 1 a 10 bar.

Identifica-se ainda na figura 3 que tanto a osmose reversa quanto a nanofiltração trabalham com pressões maiores do que os demais processos, podendo remover sais dissolvidos, proteínas, bactérias e gorduras. Segundo Bernardes et al., (2013), os mecanismos de transporte da NF são exclusão molecular e difusão, contudo interações eletrostáticas podem ocorrer e na OR o mecanismo de transporte que ocorre é a solução/difusão. Tais tecnologias geralmente são aplicadas após à remoção de sólidos em suspensão, orgânicos e metais, uma vez que a presença dos mesmos pode ocasionar danos às membranas (BERNARDES et al., 2013).

Diferentemente dos processos de membranas de UF, MF, NF e OR, as quais utilizam o diferencial de pressão como força motriz, a ED é um processo em que a força motriz é o campo elétrico aplicado entre dois eletrodos, transportando íons carregados através de uma membrana semipermeável (RODRIGUES; BERNARDES, 2018). De acordo com Xu et al., (2018), a ED é um processo de membrana com alta confiabilidade e eficiência de tratamento, e quando comparada com a osmose reversa, a ED apresenta menos sensibilidade a incrustações nas membranas, levando a taxas de recuperação mais altas e menos problemas de descarte de resíduos, além de apresentar vantagens de alta seletividade para remoção de íons e baixa demanda de produtos químicos.

2.4.1 Eletrodialise (ED) e Elétrodialise Reversa (EDR)

A ED é uma técnica de separação que utiliza membranas íon-seletivas como agente de separação e um campo elétrico como força motriz, sendo que as espécies iônicas em solução são transportadas através das membranas íons-seletivas através da ação de um campo elétrico gerada entre dois eletrodos, fazendo com que as espécies catiônicas se movam em direção ao

cátodo passando através da membrana catiônica, que por sua vez permite a passagem somente de espécies com carga positiva e rejeita as espécies com carga negativa, e por outro lado, as espécies negativas são atraídas pelo ânodo, passando através da membrana aniônica, que apresenta seletividade apenas para a passagem de íons com carga negativa, rejeitando as espécies carregadas positivamente (SOLT, 1971; STRATHMANN, 2010; GOODMAN et al., 2013; NAKAYAMA et al., 2017; NAYAR et al., 2017), tendo como produto final uma solução mais concentrada em espécies iônicas e outra mais diluída (BERNARDES et al., 2013; GABARRÓN, et al., 2016), com praticamente nenhuma utilização de produtos químicos (GHERASIM; KRIVCÍK; MIKULÁSEK, 2014).

A ED teve sua primeira aplicação desenvolvida para fins de dessalinização de águas salobras e se desenvolveu na década de 50 (ALLISON, 2017), sendo que atualmente sua aplicabilidade se dá principalmente no tratamento de água para fins de consumo humano, podendo ter também, aplicações no tratamento de efluentes podendo ser utilizada para concentrar soluções iônicas, deionizar soluções salinas e separar espécies iônicas e não-iônicas, processos das indústrias de alimentos, fármacos e química, como também na biotecnologia (GALUCHI, 2010; VALERO et al., 2014).

Mesmo que a aplicação dessa tecnologia em larga escala seja algo recente, o princípio da eletrodialise é conhecido há mais de 100 anos. Os primeiros experimentos utilizando membranas de troca iônica foram reproduzidos no ano de 1890 por Ostwald, cujo qual relevou a existência de um “potencial de membrana” na camada limite entre uma membrana semipermeável e a solução, tendo em vista o resultado da diferença de concentração (STRATHMANN, 1995). No ano de 1911, Donnan confirmou essa observação e desenvolveu um modelo matemático para descrever a concentração de equilíbrio, conhecido como “princípio da exclusão de Donnan” (BERNARDES, et al., 2013).

O primeiro estudo que se tem conhecimento a respeito da eletrodialise publicado em uma revista científica é datado de alguns anos antes, 1903, por Morse e Pierce. Os autores inseriram eletrodos entre duas soluções separadas por uma membrana, que continha poucos sítios ativos, contudo não totalmente inerte (SHAPOSHNIK; KESORE, 1997), e identificaram que aplicando um potencial elétrico a remoção dos eletrólitos da solução de alimentação ocorreria de forma mais rápida (SEQUEIRA, 1994). Conforme Baker (2012), a Segunda Guerra Mundial proporcionou um avanço, tanto durante quanto após, nos

conhecimentos a respeito da química dos polímeros, permitindo assim, que se desenvolvesse membranas íon-seletivas com melhores propriedades e como uma baixa resistência elétrica. Diante disso, a eletrodialise logo ganhou destaque como um processo de interesse industrial, e em 1950 se comercializou o primeiro equipamento baseado nos princípios da eletrodialise para dessalinizar águas salobras (BERNARDES et al., 2013).

Estudos recentes mostram que quando a ED é aplicada à dessalinização da água salobra, uma grande fração (normalmente 80% a 95%) da alimentação é recuperada como produto (NAYAR et al., 2017). Atualmente, algumas regiões como *klahoma* no Arizona, usa a ED para o tratamento de águas salobras e subterrâneas, ademais, muitas plantas de ED estão sendo instaladas para finalidades específicas, como a remoção de nitratos na água potável, podendo chegar a uma eficiência de 86% na remoção de nitratos em águas de abastecimento público (XU et al., 2018).

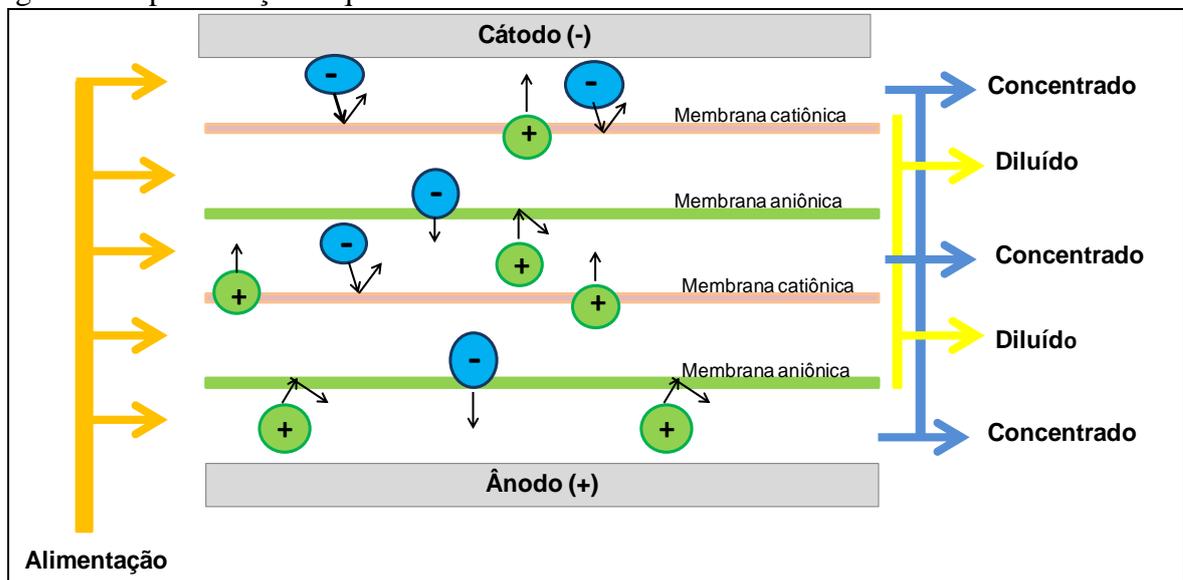
2.4.1.1 Montagem da célula de ED

A célula de ED, chamada de *stack* é constituída, em sua essência, por um conjunto de membranas íons-seletivas, um par de eletrodos e espaçadores (NAYAR et al., 2017). As membranas catiônicas e aniônicas são dispostas de forma alternada entre dois eletrodos, posicionados nas extremidades da célula, denominados cátodo, que apresenta polo negativo e ânodo, que apresenta polo positivo, ainda separado por espaçadores os quais permitem a formação de compartimentos individuais onde ocorre a circulação das soluções (BACHER, 2011).

De acordo com Mehta et al. (2015), a célula de eletrodialise pode conter numerosos pares de membranas entre os dois eletrodos. Essa configuração foi indicada pela primeira vez em 1940 por Meyer e Strauss (SEQUEIRA, 1994), permitindo a concentração ou desmineralização de soluções em vários compartimentos utilizando apenas um par de eletrodos. Na visão de Mehta et al. (2015), teoricamente, pode-se supor que a colocação de “n” pares de membranas irá aumentar “n” vezes o rendimento do processo, logo, aumenta-se a vazão mássica com o aumento da área útil de membranas. Salienta-se ainda que, as membranas íon-seletivas exercem resistência ao sistema de eletrodialise e, desta forma, há uma limitação quanto ao número de pares de membranas a serem utilizadas, uma vez que ocorre o aumento da resistência elétrica total entre os dois eletrodos.

Conforme figura 4, visualiza-se um *stack* de ED, podendo ser visto que os íons passam da solução inicial para uma solução concentrada, resultando em duas correntes, uma corrente da solução tratada com concentração reduzida de íons (produto) e outra de solução concentrada de íons (concentrado). Ademais, na figura 5 é representada esquematicamente uma célula convencional de eletrodialise, com membranas íon-seletivas catiônicas (MC) e aniônicas (MA) dispostas alternadamente (-...||MC||MA||MC||MA||...+). Salienta-se ainda que diversas configurações podem ser aplicadas, tudo irá depender da finalidade do tratamento.

Figura 4: Representação esquemática da célula de eletrodialise.



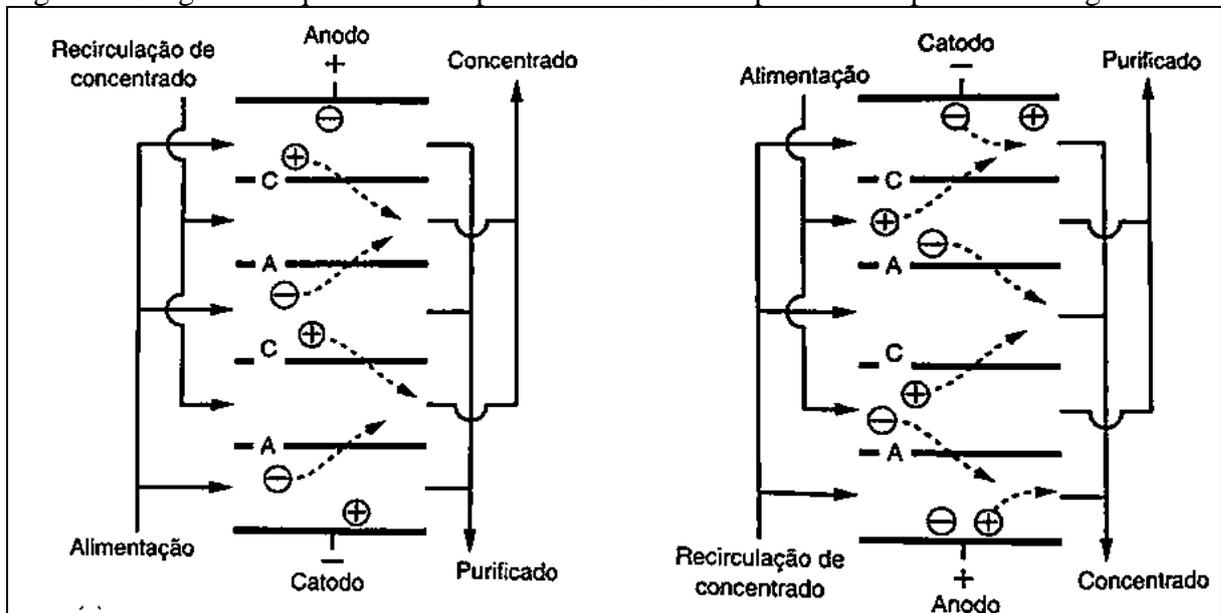
Fonte: VENZKE, 2016.

Diante disso, evidencia-se que a quantidade de membranas é proporcional à eficiência na remoção de íons, e assim, quanto maior a quantidade de membranas distribuídas em uma célula de ED maior será a eficiência na remoção de íons, todavia, salienta-se que conforme ocorra o aumento de membranas, maior será o consumo de energia elétrica. Neste sentido, o desenvolvimento de membranas que apresentem uma baixa resistência elétrica mantendo uma boa eficiência na remoção de íons é extremamente importante para assegurar que se tenha uma boa eficiência juntamente com um consumo de energia elétrica adequada (MULLER, 2013).

Na década de 70, desenvolveu-se um melhoramento mecânico no processo conhecido como Eletrodialise Reversa (EDR), durante o processo de separação, a polaridade dos eletrodos é periodicamente invertida, fazendo com que os fluxos também sejam modificados (FIGURA 5).

Esta inversão tem como objetivo aumentar a eficiência do processo, diminuindo o efeito da polarização por concentração, fazendo com que haja uma limpeza periódica na superfície das membranas e um aumento no fluxo de íons através das membranas, uma vez que não ocorre a formação de depósitos superficiais nas membranas (VALERO, et al., 2013). Este processo de reversão (geralmente executado de 15 a 30 min) é importante para controlar a precipitação de espécies iônicas propensas à deposição, como fosfato ou carbonato de cálcio que requerem tratamentos de limpeza agressivos e dispendiosos para serem removidos (GOODMAN, 2013; NAM, 2019).

Figura 5: Diagrama esquemático do processo de EDR em polaridades positivas e negativas.



Fonte: METCALF; EDDY, 2016.

Conforme figura 5, no processo de EDR, identifica-se a alternância na polaridade dos eletrodos, sendo que no diagrama esquerdo o anodo encontra-se virado para cima enquanto que no diagrama a direita o catodo encontra-se virado para cima, demonstrando que com as referidas inversões não há a necessidade da lavagem dos eletrodos. É importante destacar que no momento em que ocorre as inversões (limpeza), toda a água de alimentação é encaminhada para o rejeito (solução mais concentrada), podendo esta por sua vez, ser retornada para a solução de alimentação, e passar novamente pelo processo de EDR.

Goodmann et al., (2013), descreve as vantagens da EDR:

- Requer pouco espaço;
- Dispensa contralavagem e regeneração;

- Membranas resistentes a pH de 1 a 10;
- Permite limpeza manual;
- Pré-tratamento simples (filtros de areia);
- Baixo consumo de energia elétrica;
- Dispensa o uso de produtos químicos;
- Alta recuperação (80 a 90%);
- Facilidade de instalação;
- Reversão da polaridade para remoção de incrustação;
- Vida útil das membranas em média de 2 a 5 anos;
- Redução de 60% a 97,5% dos teores de sais.

2.4.1.1.1 Membranas íons-seletivas

De acordo com HOSSEINI et al., (2016), as membranas íons-seletivas podem ser consideradas resinas de troca iônica prensadas em filmes. Para Hong et al., (2015) essas membranas consistem em polímeros com ligações cruzadas, sendo essencialmente impermeáveis à água mesmo sob pressão. A presença de grupos funcionais quimicamente ligados à essa matriz polimérica no interior desses poros, confere carga às paredes internas, fazendo com que através de interação eletrostática, as membranas permitam o fluxo de íons contidos na solução (HONG et al., 2015; HOSSEINI et al., 2016). Dependendo da carga do grupo funcional ligado à membrana, pode ser seletiva a cátions (catiônicas) ou seletiva a ânions (aniônica).

Pode-se dividir as membranas íon-seletivas em duas categorias: homogêneas e heterogêneas. As membranas homogêneas apresentam grupos funcionais uniformemente distribuídos ao longo da matriz da membrana, ao passo que nas membranas heterogêneas os grupos de troca iônica acabam se distribuindo ao longo de uma matriz inerte (HOSSEINI et al., 2015). No contexto geral, os dois tipos de membranas recebem um reforço com material inerte, podendo geralmente ser teflon ou nylon, em forma de rede ou tela, na origem de sua fabricação, e assim, concedendo uma maior resistência mecânica à membrana e estabilidade dimensional (BUZZI, 2012).

Os grupos funcionais presentes nas membranas catiônicas são carregados negativamente e apresentam características ácidas, garantido o transporte dos cátions no

interior da membrana. Os grupos funcionais mais comuns são provenientes de ácidos fracos: sulfito (SO_3^{-2}), fosfato (PO_4^{-3}), HPO_4^{-2} e que permitem apenas a permeação de cátions e barram a passagem de ânions (BENVENUTI, 2012; MÜLLER, 2013; BERNARDES et al., 2013).

Os grupos funcionais presentes nas membranas aniônicas são carregados positivamente com características básicas. Os grupos funcionais mais comuns são provenientes de amônio quaternário como NH_4^+ , $-\text{RNH}_2^+$, $-\text{R}_2\text{NH}^+$ e R_3P^+ e que permitem apenas a permeação de ânions e barram a passagem dos cátions (BENVENUTI, 2012; MÜLLER, 2013; BERNARDES et al., 2013).

As propriedades necessárias para que as membranas apresentem um bom desempenho em células de eletrodialise são: (I) alta seletividade e permeabilidade iônica; (II) baixa resistência elétrica; (III) estabilidade e resistência ao ambiente e temperaturas elevadas; (IV) estabilidade química em ampla faixa de pH – entre 1,0 e 10,0; e (V) apresentar longa vida útil (STRATHMANN, 1995; HONG et al., 2015).

Para Albornoz (2017), os rendimentos das membranas íons-seletivas podem ser avaliados através de custos de produção, estabilidade física ou química, resistência mecânica, fluxo e seletividade. Em âmbito nacional, pesquisas na área de membranas vem sendo realizadas no intuito de aumentar a condutividade iônica sem que ocorra a perda da resistência mecânica atrelado a baixos custos de produção, buscando serem tão competitivas quanto as produzidas fora do país (ALBORNOZ, 2017).

Estudos já demonstram a preocupação na fabricação nacional de membranas íons-seletivas, podendo assim reduzir custos operacionais e de implantação. Rodrigues et al. (2016), desenvolveram membranas poliméricas de troca iônica, catiônicas e aniônicas, através do método de laminação por espalmagem e utilizadas em um sistema de EDR piloto, aplicando tensões de 300V e 500V durante 3 dias, avaliando a redução da condutividade de um efluente sintético (sulfato de sódio) e a capacidade de troca iônica, demonstrando que as membranas comerciais ainda são mais condutivas do que as fabricadas e apresentam condições de troca iônica proporcionais às comerciais, indicando que estas podem ser aplicadas em sistema de eletrodialise piloto.

Em outro estudo realizado por Martins et al. (2016), após a produção de membranas heterogêneas, catiônicas e aniônicas, foram comparadas com membranas comerciais chinesas HDX100 e HDX200, e apresentaram capacidade de troca iônica, absorção de água e condutividade inferiores às membranas comerciais, entretanto superiores a outras reportadas na literatura, com valores de redução do conteúdo de sais igual a 47% (comerciais) e 37% (sintetizadas).

Apesar do resultado das membranas desenvolvidas nos trabalhos serem inferiores aos obtidos em membranas comerciais utilizadas como referência, identifica-se que as membranas sintetizadas são promissoras, pois validam os materiais empregados e despontam para a possibilidade de conseguirem melhores resultados com a continuidade da pesquisa.

2.4.1.1.2 Espaçadores

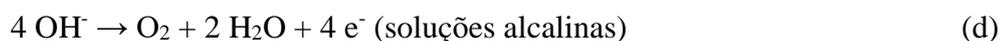
Os espaçadores são posicionados entre as membranas íon-seletivas a fim de criar caminhos de fluxo independente de soluções concentradas e diluídas, apresentando funções como a separação das membranas íons-seletivas, controle da distribuição do fluxo das soluções e de provocar um fluxo turbulento na superfície das membranas, visando diminuir a polarização por concentração. São fabricados, essencialmente, a partir de materiais inertes – como polipropileno ou polietileno de baixa densidade (STRATHMANN, 2010).

Por outro lado, estudos já vem sendo desenvolvidos para eliminar o uso de espaçadores através da utilização de membranas perfiladas, também conhecidas como membranas padronizadas (NAM et al., 2019). Conforme Pawlowski et al., (2017), a utilização de membranas com perfis espaçadores integrados, buscam eliminar o efeito de sombra do espaçador, uma vez que a presença de espaçadores bloqueia parcialmente a superfície da membrana criando assim um caminho tortuoso e, portanto, mais longo para os íons no canal, significando uma maior resistência ôhmica. No estudo de Pawlowski et al., (2017), os autores apresentam que membranas perfiladas com perfis em Chevron podem resolver este problema, pois fornecem canais de fluxo para as correntes de alimentação, enquanto o relevo formado em suas superfícies mantém as membranas separadas, tendo uma melhora na mistura dos fluídos, uma diminuição na resistência elétrica total e uma densidade de potência líquida mais alta.

2.4.1.1.3 Eletrodos

Os eletrodos das extremidades da célula são responsáveis por conduzir corrente elétrica à célula de ED. Os eletrodos utilizados devem ser fabricados com materiais inertes, o que se entende que não devem apresentar problemas durante a operação do sistema a partir de soluções utilizadas na célula da ED (TRINDADE, 2014) e devem possuir uma resistência física e química a variações de composição, temperatura e pH (BERNARDES et al., 2013) ao passo que quando o líquido de alimentação é bombeado e um potencial elétrico é estabelecido entre os eletrodos, os cátions deslocam-se no sentido do cátodo e os ânions movem-se para o ânodo (VEERMAN et al., 2010).

Os compartimentos que estão em contato com os eletrodos são, normalmente, independentes e não estão em contato com as soluções de trabalho, visando mitigar os efeitos das reações que ocorrem no cátodo e no ânodo sobre o desempenho do processo. De acordo com Albornoz (2017), no cátodo, as reações envolvidas são de redução, sobretudo da água, tendo como produto hidrogênio (H_2) em soluções ácidas (a) e hidroxilas (OH^-) em soluções alcalinas (b), enquanto que, no ânodo, as reações envolvidas são de oxidação com formação de oxigênio (O_2) quando há soluções alcalinas (d), ou formação de O_2 mais cátions H^+ quando há soluções ácidas (c). Se o meio apresentar íons cloreto dissolvidos, poderá ocorrer a reação de formação de Cl_2 (e) (BENVENUTI, 2012).



Nos compartimentos dos eletrodos, são utilizadas soluções que apresentam alta condutividade elétrica e que não se formem produtos através de reações indesejáveis (BENVENUTI, 2012). Para isso, Magalhães et al., (2016) afirmam que, geralmente, nos compartimentos dos eletrodos, são utilizadas soluções de sulfato de sódio (Na_2SO_4), hidróxido de sódio ($NaOH$) e ácido sulfúrico (H_2SO_4). Bernardes et al., (2013), complementam que para

evitar os efeitos das reações que podem acontecer no cátodo e no ânodo sobre o desempenho do processo, as referidas soluções são usualmente circuladas independentemente e o contato com as soluções de trabalho deve ser evitado. Para mais, pode se diminuir a acidificação e a alcalinização, através da circulação em regime fechado da solução de uso em questão em ambos os compartimentos dos eletrodos (VEERMAN et al., 2010).

2.4.2 Parâmetros de avaliação e controle da eletrodialise

De acordo com Benvenuti (2012) e Buzzi (2013), a eficiência do processo de eletrodialise pode ser avaliada pelos seguintes parâmetros: resistência elétrica do sistema, número de transporte e extração percentual. Ademais, devem ser observados outros parâmetros técnicos, próprios da ED, que são responsáveis por limitarem o sistema, conforme segue: polarização por concentração, corrente limite, *fouling* e *scaling* que serão abordados nos próximos tópicos.

2.4.2.1 Resistência Elétrica do Sistema

A natureza do polímero utilizado, juntamente com o processo de fabricação, aliado à espessura da membrana, faz com que se tenha uma resultante de resistência. Quanto mais hidrofílica for a membrana, menor será a resistência. Na visão de Galama et al. (2013), a resistência aparente do sistema, pode ser calculada a partir da resistência das membranas e das soluções através da Equação (1).

$$R_a = \frac{E.A}{n.I} \quad (1)$$

Onde:

R_a é a resistência aparente do sistema (ohm);

E é a diferença de potencial entre os dois eletrodos (V);

A é a área das membranas (cm²);

n é o número de pares de membranas;

I é a densidade de corrente (mA/cm²).

2.4.2.2. *Extração Percentual*

No estudo de Benvenuti (2012), foi utilizado a equação (2) para apontar a extração percentual, a qual determina percentualmente quanto de massa ou a concentração do íon, em análise, foi transferido do compartimento diluído para o concentrado.

$$E_p (\%) = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (2)$$

Onde:

E_p é a extração percentual (%);

C_i é a concentração inicial no compartimento do diluído [mg/l];

C_f é a concentração final no compartimento concentrado [mg/l].

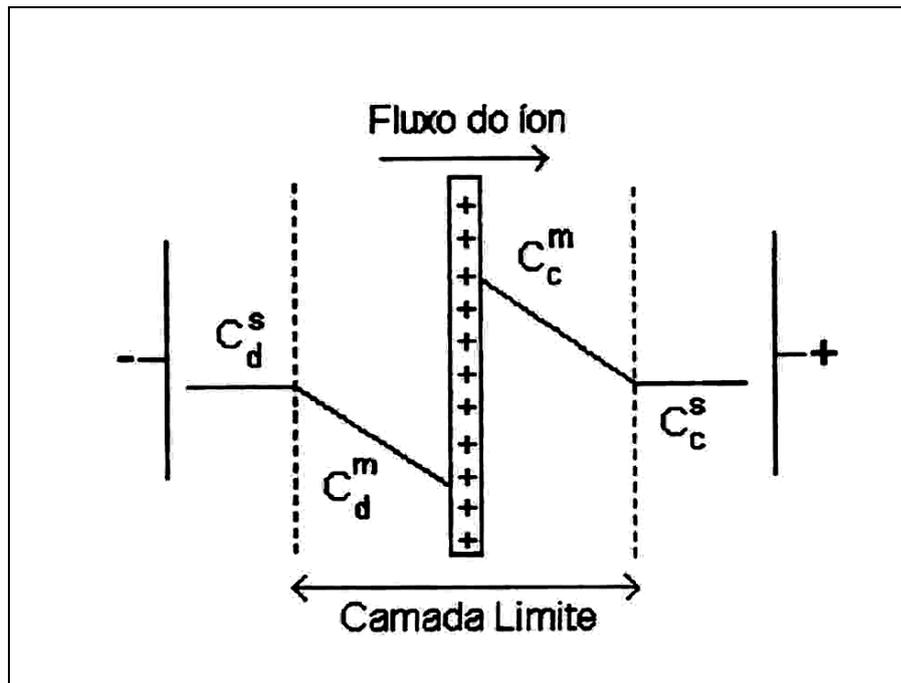
2.4.2.3 *Polarização por concentração*

Conforme Mahendra et al., (2014), no processo de eletrodialise é importante que se opere com densidades de correntes o mais alto possível, uma vez que se tenha um elevado fluxo de íons por meio da membrana. Entretanto, os níveis de operação são coibidos pela polarização por concentração, pois quando se aplica uma corrente elétrica superior à corrente que a membrana pode transmitir, o número de transporte dos íons se difere do transporte dos íons na membrana e na solução (MAHENDRA et al., 2014). Considerado que, dentro da solução cátions e ânions transportam quantidades praticamente iguais de corrente, na membrana, a corrente é quase exclusivamente realizada por contra-íons, devido à exclusão dos co-íons (BERNARDES et al., 2013). Assim, Bernardes et al. (2013) explicam que, este comportamento conduz a um transporte de íons mais elevado na membrana do que na solução, e desta forma, causando a polarização por concentração.

Mahendra et al., (2014), ainda salienta que as células de ED normalmente apresentam um fluxo turbulento em decorrência dos espaçadores que separam as membranas, e desta forma a polarização por concentração ocorre na camada limite formada na superfície da membrana. Dentro deste contexto, quando se aplica uma corrente superior ao limite da capacidade da membrana, a concentração de cátion e/ou ânion na superfície da membrana cairá a zero, da mesma forma que no outro lado da membrana ocorrerá um aumento de íons,

já que estes chegam a uma velocidade superior do que conseguem se difundir para a solução (BERNARDES et al., 2013; MAHENDRA et al., 2014). Na figura 6, se identifica a referida questão, onde C^s é a concentração de ânions no seio da solução, C^m é a concentração de ânions na camada limite da solução, e **c** e **d** são identificados com o concentrado e o diluído, respectivamente.

Figura 6: Diagrama esquemático do perfil da concentração de ânions na camada limite em superfícies de uma membrana aniônica.



Fonte: NOBLE; STERN, 1995.

Dado o exposto, Praneeth et al., (2014) ressaltam que caso a densidade de corrente limite for ultrapassada, o processo sofrerá uma diminuição na eficiência, haja vista o fenômeno da polarização que provocará o aumento no consumo de energia. Logo, para que se possa determinar qual a densidade de corrente limite que se pode utilizar no sistema de ED, é realizada curvas de polarização, também chamadas curvas potencial-corrente (CVC).

2.4.2.4 Fouling e Scaling

Warsinger et al., (2014) e Streit (2011), descrevem que o *fouling* é causado por deposição irreversível de partículas, coloides, emulsões, suspensões de macromoléculas orgânicas ou bactérias (*biofouling*) sobre a superfície da membrana, o que provoca o acúmulo dessas na superfície das mesmas bloqueando os poros e causando assim, a diminuição do fluxo de transporte dos eletrólitos e um aumento da resistência das membranas, elevando o

consumo de energia do processo. Para Lee et al., (2009) a incrustação de membranas é uma das considerações mais significativas na operação do processo de ED.

Segundo Lee et al., (2009) e Valero et al. (2014), o *fouling* se apresenta seguidamente em membranas aniônicas que têm grupos carregados positivamente na sua superfície, já que que a maioria das incrustações, que se referem a compostos orgânicos, são carregadas negativamente. Streit (2011) sugere algumas alternativas mais comumente usadas para diminuir o problema do *fouling* como: pré-tratamento da solução de alimentação, limpezas químicas, elétrica, mecânica e/ou hidráulica, sendo necessário cessar o processo para o procedimento de limpeza das membranas.

De acordo com o estudo de Lee et al., (2009), que buscaram entender a influência da capacidade de adsorção de incrustantes em uma membrana aniônica, no processo de ED e na presença de soluções orgânicas carregadas negativamente, os resultados apresentaram relevante influência de incrustações na membrana, fazendo com que se tenha uma drástica diminuição da eficiência da corrente e, por conseguinte, aumento significativo no consumo de energia.

Com relação ao *Scaling*, Bernardes et al., (2013) descrevem que o mesmo ocorre normalmente em membranas catiônicas, por incrustações de sais inorgânicos, como carbonatos, e caracteriza-se pela precipitação de compostos sobre a superfície da membrana ou nos poros da membrana, causando assim o aumento da resistência elétrica da membrana. Para Lee et al., (2009) as incrustações podem causar a deterioração das membranas, declínio no fluxo de transporte dos íons e, um aumento na resistência de toda célula, elevando o consumo de energia.

Loganathan et al., (2015), complementam que ao ultrapassar a corrente limite, sucede a dissociação da água, fazendo com que se tenha a transferência de íons OH^- em membranas aniônicas. Goodmann et al., (2013) e Warsinger et al., (2014), comentam que tal fato faz com que ocorra um aumentando do pH na região próximo à membrana e nos compartimentos concentrados, resultado a precipitação de substâncias como HCO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} e Mg^{2+} .

Gally et al., (2018), salientam que para aplicação da ED na desmineralização de efluentes, o comportamento a longo prazo de membranas de troca iônica deve ser considerado,

uma vez que vários fenômenos podem ocasionar o envelhecimento das membranas, como por exemplo incrustações e por consequência a redução nas propriedades mecânicas das mesmas.

Para Galuchi (2010), o *scaling* e o *fouling* podem ser removidos através da eletrodialise reversa, fazendo com que ocorra a inversão da polaridade dos eletrodos, e assim, o fluxo dos íons seguirá na ordem contrária fazendo com que ocorra o desprendimento das membranas.

2.4.3 Aplicações da ED

Os PSM vêm sendo cada vez mais utilizados em plantas de tratamento de efluentes industriais e de esgotos domésticos, principalmente quando a finalidade é o reúso (BENVENUTI et al., 2018). Dentre os PSM, a ED é um dos processos que pode ser adotada, levando à desmineralização do efluente, a partir de uma taxa de recuperação e ajustes operacionais de acordo com as características iniciais e da qualidade do efluente final desejada.

Allison (2017), descreve que atualmente a nível mundial, 13,7% das plantas de dessalinização de águas salobras utilizam o sistema de EDR, sendo que dessas unidades mais de 1.500 apresentam uma capacidade de tratamento de 95m³/dia. De acordo com Gabarrón et al., (2016) localizada na bacia do rio Llobregat (Catalunha - Espanha), a estação de tratamento de água potável que trata a água bruta do rio Llobregat, no Mediterrâneo, é atualmente a maior instalação de EDR no mundo. A presença de concentrações incomumente altas de brometo no rio Llobregat, podendo representar um risco de gerar subprodutos infecciosos durante o tratamento da água, e o baixo e irregular fluxo aliado a uma elevada demanda de água devido à grande população atendida, tornou necessária a aplicação da EDR para tratamento da água desse rio (GABARRÓN et al., 2016).

Na visão de Muller (2013), a ED apresenta-se como uma tecnologia alternativa que possibilita o reúso da água e a recuperação dos componentes das soluções tratadas. Benvenuti et al., (2013) estudaram a aplicação da ED em um efluente galvânico contendo níquel. Para efluentes que contêm íons metálicos a aplicação da ED permite uma separação e obtenção de soluções concentradas dos mesmos, possibilitando a reutilização dos íons. O trabalho teve o propósito de reutilizar o concentrado de níquel como repositor dos banhos e o diluído como água de lavagem das peças niqueladas. Para a elaboração do estudo, utilizou-se uma unidade

de ED de bancada, com membranas íon-seletivas HDX 100, catiônica, e HDX 200, aniônica, fornecidas pela Hidrodex ®, tendo como tempo de extração 395 horas e uma densidade de corrente aplicada de 1,8 mA/cm². O estudo se mostrou eficiente e reforçou a oportunidade de reúso de água e redução de custos com insumos.

Martí-calatayud et al., (2014) estudaram a recuperação de ácido sulfúrico proveniente de um efluente de drenagem ácida de uma mina de carvão, localizada no estado de Santa Catarina, Brasil, através de uma unidade de ED de bancada com três compartimentos, utilizando membranas HDX 100, catiônica, e HDX 200, aniônica, fornecidas pela Hidrodex ®. O ensaio teve a duração de 10 horas e obteve uma recuperação efetiva de ácido sulfúrico, aproximadamente 14 mol de SO₄²⁻ livre de contaminantes, com a aplicação de uma densidade de corrente de 15 mA/cm².

No estudo de Vadthya et al., (2015) ocorreu uma avaliação na eficiência do processo de ED para purificação de glicerina. No processo, além da produção de biodiesel, é produzida uma mistura de sub-produtos que contêm aproximadamente 10% de glicerol, sendo que dentre os contaminantes presentes no sub-produto, encontra-se o sulfato de sódio, o qual apresenta a condição mais difícil de remoção, podendo ser retirado através da ED. A unidade utilizada consiste de 10 pares de membranas, catiônicas (CMI-7000) e aniônicas (AMI-7001), com dimensões de 30 cm x 17,4 cm. Foram utilizados compartimentos independentes de diluído, concentrado e solução de eletrodos com 5 litros cada. Aplicou-se a voltagem de 50 V a uma vazão de 300 l/h, sendo o tempo de ensaio de 80 minutos. O sistema passou por uma limpeza periódica com uma solução de 1% de ácido clorídrico por 30 minutos e posterior lavagem com água por 15 minutos. A eficiência foi de 94% para remoção de sais.

A EDR vem sendo empregada também em ETE de águas residuais municipais. Um exemplo de aplicação de EDR em estações de tratamento de esgotos a nível mundial, encontra-se na estação North City, em São Diego, na Califórnia/EUA, a qual obtém um produto com uma redução na concentração de sais dissolvidos totais (SDT), misturado com uma parcela restante do efluente tratado na própria estação e que apresenta uma concentração alta de SDT, podendo assim com a mistura, ter um efluente final com concentração menor que 1.000 mg/l, e atendendo assim as devidas legislações (METCALF; EDDY, 2016).

Mesmo que o assunto reúso no Brasil seja algo relativamente novo e ainda carece de maiores estudos, pesquisas nacionais e internacionais vem estimulando a aplicação da ED no

tratamento de esgotos. Benvenuti et al., (2018) realizaram uma busca bibliográfica no banco de dados *Scopus*, para os campos “título, palavras-chave e resumo” utilizando os termos “*electrodialysis*” e “*sewage*” onde foram listadas 109 publicações desde o ano de 1971, sendo que destas, 52 foram publicadas nos últimos 10 anos. Já para os termos “*electrodialysis*”, “*domestic*” e “*wastewater*” são apenas 11 publicações a partir de 2005. Todavia, entre estas, poucas estão relacionadas de forma específica ao tratamento do esgoto por eletrodiálise.

Desta forma, entende-se que o assunto é algo muito novo e ainda muito pouco explorado. Para os estudos que de forma mais específica aplicaram a ED em esgotos tratados, os principais resultados são descritos abaixo.

No estudo de Hsu et al., (2012), foi avaliado a partir do efluente tratado na ETE *Futian* (Taichung, Taiwan) a aplicação do mesmo em dois processos: o primeiro em filtro de areia e UF seguida de OR; e o segundo com filtro de areia e EDR. Os sistemas foram operados em paralelo avaliando a estabilidade e qualidade do filtrado. A ETE *Futian*, possui um tratamento secundário biológico, do tipo lodo ativado, com capacidade para tratar uma vazão de 55.000 m³/dia de esgoto. Após o tratamento secundário, ocorre uma desinfecção com cloro, e o efluente é lançado no Rio Green Stream. As características do efluente tratado, apresentaram valores médios baixos, como os sólidos suspensos totais com uma concentração de 5,5 mg/l, DBO₅ de 2,4 mg/l, DQO de 10 mg/l e pH de 7,1. O parâmetro dureza variou de 100 a 170 mg/l, e SDT variou de 250 a 350 mg/l. Após a passagem do efluente no filtro de areia, o efluente ainda manteve a presença de colóides no filtrado SF, sendo a turbidez variando em torno de 0,8 a 1 NTU, com o máximo raramente medido 2 NTU. Para o sistema de EDR, utilizou esse efluente, porém para a linha da OR, utilizou-se a UF, garantindo uma turbidez sempre menor que 0,5 NTU. No caso da linha da EDR, exigiu-se uma limpeza das membranas a cada três a quatro semanas, com a finalidade de remover a incrustação coloidal e mineral mantendo um desempenho estável do sistema. Já na OR, foi necessária a limpeza pelo menos a cada dois ou três meses. Embora o EDR exigiu um menor pré-tratamento, o consumo de produtos químicos para a execução da EDR é mais alto que em comparação a OR. O filtro de areia possui uma capacidade de 120 m³/h e o fluxo foi de 8,68 m³/m²h. A UF operou com um fluxo de 0,072 m³/m²h e uma queda de pressão 0,136 Kg/cm². A OR apresentou um fluxo de 0,037 m³/m²h, uma recuperação de 55%, queda de pressão de 9,96 Kg/cm² e uma eficiência na remoção de sais de 90 a 94%. Para a EDR, inicialmente realizou-se testes de melhor condição, sendo que a tensão de operação variou de 63 a 105 volts, e o

teste de circulação variou de 6 a 18 l/min. Os ensaios indicaram que a EDR poderia atingir 90% de eficiência na remoção de sais na tensão de operação de 84 V e taxa de circulação de 18 l/min para o melhor teste. Voltagem acima de 100 V elevaria levemente a eficiência de dessalinização de 90 para 91%, mas consumia 120% mais energia para produzir 1 m³ de produto. Assim, a EDR trabalhou com uma tensão de operação a 84V, taxa de circulação a 18l/min e recuperação de 50%. A reversão de polaridade ocorreu a cada 1 hora. A duração dos testes foi de 3 meses. A linha de UF seguida de OR manteve sua eficiência na remoção de sais entre 91 e 95% de forma estável, tendo como produção um efluente com condutividade entre 30-40 µS/cm. Para a EDR, embora a eficiência na remoção de sais para o melhor teste tenha apresentando 90%, ao longo da operação esse valor caiu para 75-80%, tendo a produção do efluente com uma condutividade de 100-120 µS/cm. Embora a eficiência de dessalinização da EDR fora de apenas 75%, a condutividade do produto ficou abaixo de 200 µS/cm, sendo adequada para muitas aplicações industriais. Para os íons, a EDR removeu os monovalentes (Cl⁻ e F⁻) tão eficientemente quanto o OR, entretanto, para os íons bivalentes, como sulfato, a EDR teve um desempenho menor do que a OR, podendo ser explicado a partir dos mecanismos de remoção. A EDR força os íons através da membrana pelo campo elétrico, logo, para os íons de maior mobilidade (monovalente), estes passarão mais facilmente através da membrana e apresentarão uma maior eficiência de remoção. Em contraste, para aqueles com maior valência, a passagem através da membrana pode ser mais lenta e causar uma menor eficiência η . Já na OR seria uma membrana acionada por pressão, pois força as moléculas de água a se difundirem através da membrana, onde os íons são rejeitados e enviados para o rejeito. Para esses íons multivalentes, a probabilidade rejeitada se tornará mais alta e exibirá maior eficiência de remoção η . Para as substâncias causadoras da eutrofização, como o nitrato (NO₃) e o nitrito (NO₂), a concentração no produto da EDR foi ligeiramente menor que na linha de UF-OR. Para o fosfato, a EDR não conseguiu removê-lo tão efetivamente quanto na OR. A turbidez do produto da EDR aposentou valores de 0,8 NTU. A eficiência de remoção de bactérias e protozoários por EDR e OR foi similar entre si. Provavelmente esses microrganismos carregam cargas negativas e podem ser removidos pela membrana aniônica em EDR, enquanto a remoção dos microrganismos por OR é determinada pelo tamanho físico.

Os resultados demonstram que a EDR poderia recuperar as águas residuais municipais secundárias dentro de condições adequadas para o reúso industrial geral, especialmente para o

reabastecimento de água de resfriamento. A EDR também requer menos pré-tratamento (filtro de areia) já que efluentes com turbidez inferior a 1,5 NTU são aceitáveis, enquanto que para a OR, é necessário uma UF (turbidez <0,5 NTU). Com relação a implementação de uma planta para recuperação de águas residuais, o sistema de EDR apresenta-se mais competitivo na relação custo quando comprado ao sistema UF seguido de OR, ao ponto que os usuários e finalidades do efluente aceitem uma qualidade do produto mais baixa.

Goodman et al. (2013), avaliou a viabilidade do uso de EDR integrado com um sistema de filtragem de multimídia (FMM) para reduzir o teor de sal do efluente tratado de uma estação de tratamento de esgoto, onde o objetivo foi fornecer água com qualidade para reúso na irrigação. O efluente tratado na ETE, passou inicialmente por um pré-filtro de 500 μm , para remoção de matérias em suspensão, após realizou-se a utilização do hipoclorito de sódio (0,5 mg/l) e a coagulação com e sulfato férrico (Coagulante de 3,0 mg/l como Fe). Após o efluente foi encaminhado para o sistema FMM, que teve sua escolha como pré-tratamento do efluente de alimentação para EDR devido à sua capacidade de remover sólidos em suspensão, ser de fácil operação e apresentar baixo custo. O FMM, era constituído por filtros de fibra de vidro que continham antracite, areia e granada para maximizar o tempo de funcionamento e remover sólidos em suspensão até aproximadamente 15 μm de tamanho. A unidade de EDR contínua, possuía 85 pares de membranas e uma área efetiva de 3,31 m^2 , válvulas de quatro vias operadas pneumaticamente permitiram a troca das correntes de rejeito e produto durante a inversão dos eletrodos, o que diminuiu a taxa de incrustação nas membranas. Para o controle de incrustações, na linha do rejeito foi continuamente dosado ácido clorídrico, mantendo assim um pH na faixa de 7,0 – 7,5, uma vez que a concentração de carbonatos e fosfatos aumenta a alcalinidade e conseqüentemente ocorre o aumento do pH. Quando o sistema EDR apresentou uma pressão superior a 2,6 kg/cm^2 , a pilha de membranas foi quimicamente limpa (remoção de incrustações na membrana), a partir de um processo de acidificação do fluxo de rejeito foi realizado semanalmente, eliminando efetivamente a necessidade de parada completa da planta piloto durante o teste. O teste teve duração de 15 semanas. Com relação aos resultados o efluentes pós FMM teve um valor de turbidez máximo de 1,4 NTU, sendo o valor médio de 0,748 NTU (ligeiramente superior ao valor ideal de 0,5 NTU). A ideia geral era da EDR não receber um valor superior a 2,0 NTU. A condutividade do produto FMM variou entre 1.850 e 1.980 $\mu\text{S}/\text{cm}$ com uma média de 1.924 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Após as 15 semanas de operação, a EDR apresentou o valor médio de 526 $\mu\text{S}/\text{cm}$,

representando uma remoção de 72,66% na remoção de sais. Uma voltagem elétrica maior foi necessária para atingir a condutividade do produto similar ($526 \pm 10\%$) com o passar do tempo (membranas sujas). A concentração de sódio foi de 88 mg/l, uma redução de 64% e o cloreto foi reduzido em 76% para 88 mg/l. A remoção do íon sulfato durante o período de 15 semanas foi de apenas 11%. A tabela 2 apresenta os valores encontrado no trabalho.

Tabela 2: Eficiências médias de remoção de parâmetros selecionados e propriedades físico-químicas.

Propriedades físico-químicas	Produto FFM	Desvio padrão FFM	Produto EDR	Desvio Padrão EDR	% removido produto EDR)
Cloreto	365 mg/l	19,9	88 mg/L	16,3	76%
Sódio	245 mg/l	17,2	88 mg/l	58,2	64%
Cálcio	33 mg/l	4,7	5,4 mg/l	0,92	84%
Magnésio	21 mg/l	3,6	4,45 mg/l	0,7	79%
Condutividade	1924 μ S/cm	31	526 μ S/cm	75	72%
Alcalinidade	132 mg/l	12,2	61 mg/l	9,2	54%
SDT	1104 mg/l	135	328 mg/l	80	70%
Fósforo (PO₄³⁻)	26,4 mg/l	7,1	12,8 mg/l	3,4	52%
Nitrato	41 mg/l	16,4	9,2 mg/l	2,4	77%
N Total Kjeldahl	1,8 mg/l	-	1,2 mg/l	-	33%
Sulfato	98,5 mg/l	15,8	88 mg/l	7,8	11%

Fonte: Goodman et al., 2013.

Ao longo das 15 semanas de teste, foram feitas medições de corrente e tensão na pilha de membranas (*stack*). A tensão foi medida manualmente, sendo que para compensar o entupimento, um aumento de aproximadamente 20V foi necessário para manter a condutividade do produto em 525 μ S/cm, assim, a voltagem utilizada se manteve entre 140V a 180V, representando uma corrente entre 20 e 30 A. No que se refere produção geral de efluente, obteve-se um percentual de 84,3%. O estudo apresentou ainda uma redução de sólidos dissolvidos totais de 1104 mg/l para 328 mg/l e juntamente com os valores de condutividade final e demais parâmetros avaliados, apresentou valores abaixo do permitido pela legislação, demonstrando que a água tratada com EDR é uma alternativa viável para reúso de águas residuais na irrigação.

Seguindo a linha de trabalhos utilizando efluente real, Albornoz (2017) avaliou a aplicação da ED como polimento do esgoto de uma ETE compacta de um campus universitário localizado no município de Tramandaí/RS, projetada para atender 700 pessoas. A ETE é constituída basicamente por gradeamento, tratamento secundário contínuo em sistema de lodo ativado com aeração prolongada, decantador secundário e desinfecção com hipoclorito de sódio 10%, até o descarte no ambiente, sendo este último o local onde as

amostras do esgoto tratado foram coletadas para testes na ED, visando à produção de água de reúso. Para os testes na ED, foi utilizado uma planta piloto *Tecnoimpianti* TI-1624, que possuía 5 pares de membranas íon-seletivas, IONAC® MC-3470 (membrana catiônica) e IONAC® MA-3475 (membrana aniônica) fabricadas pela empresa Sybron, cada uma com área útil de 172 cm², dispostas alternadamente e separadas por espaçadores PVC com espessura de 0,75 mm, entre eletrodos de titânio platinizado. O fluxo das soluções foi mantido em 100 l/h, podendo atingir 250 l/h. A primeira etapa da pesquisa consistiu na avaliação da eficiência da ED no polimento do esgoto tratado em quatro diferentes datas. Na segunda etapa, o objetivo foi avaliar o comportamento da membrana frente a remoção de poluentes de um mesmo efluente sem realizar a limpeza das mesmas considerando um volume maior de efluente (22,5 litros) coletado em uma única visita. A corrente limite, que variou de 220 a 360 mA/cm². O tratamento foi conduzido até a máxima capacidade da fonte de corrente, o que possibilitou extrações percentuais (EP%) superiores a 80% para ânions e acima de 85% para cátions, conforme tabela 3.

Tabela 3: Concentração média e percentual de remoção, antes e depois do tratamento do esgoto por ED.

Parâmetros	Unidade	Concentração (mg/l)		Remoção (%)
		Inicial	Final	
pH	-	6,73 ± 0,12	5,42 ± 0,09	-
Cor	mg/l Pt.Co	84,8 ± 3,1	21,2 ± 4,6	75,0 ± 5,4
Turbidez	UTN	8,37 ± 0,09	4,13 ± 0,27	50,7 ± 3,2
Condutividade E.	µS/cm	806,3 ± 23	8,0 ± 2,4	99,0 ± 0,3
DQO	mg/l O ₂	46,8 ± 2,7	32,0 ± 7,0	31,6 ± 15,0
Alcalinidade	mg/l CaCO ₃	37,8 ± 1,8	9,1 ± 0,5	76,0 ± 1,2
Sólidos totais	mg/l	538 ± 13	113 ± 20	78,9 ± 3,7
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/l	530 ± 16	108 ± 20	79,6 ± 3,7
Nitrogênio Total Kjeldal	mg/l NH ₄ ⁺ - N	27,1 ± 2,0	1,0 ± 0,0	96,3 ± 0,0
Nitrogênio Amoniacal	mg/l NH ₄ ⁺ - N	22,3 ± 1,5	1,0 ± 0,0	95,5 ± 0,0
Fluoreto	mg/l F ⁻	0,5 ± 0,02	0,02 ± 0,01	96,72 ± 1,91
Cloreto	mg/l Cl ⁻	139,86 ± 2,31	0,33 ± 0,14	99,76 ± 0,08
Nitrito	mg/l NO ₂ ⁻	1,19 ± 0,01	0,01 ± 0,00	99,16 ± 0,00
Nitrato	mg/l NO ₃ ⁻	23,19 ± 0,54	0,04 ± 0,02	99,84 ± 0,08
Fosfatos	mg/l PO ₄ ⁻³	2,64 ± 0,06	0,18 ± 0,12	93,16 ± 3,69
Sulfatos	mg/l SO ₄ ⁻²	17,99 ± 1,35	0,21 ± 0,11	98,81 ± 0,51
Fósforo Total	mg/l PO ₄ ⁻³ - P	3,90 ± 1,00	0,50 ± 0,00	87,18 ± 0,00

Fonte: Albornoz, 2017.

A extração de cátions atingiu valores médios superiores a 85% para magnésio e cálcio, e superiores a 90% para sódio, amônio e potássio. Para usos industriais, a baixa concentração de cálcio e magnésio minimiza a ocorrência de incrustações em tubulações e equipamentos. Já para o ensaio de envelhecimento indicou uma tendência de aumento do potencial elétrico com o passar do tempo de ensaio, que totalizou 300 min. Este comportamento pode estar relacionado à ocorrência de *fouling*, uma vez que o esgoto tratado na ETE ainda apresentava, conforme tabela 3 compostos orgânicos e sólidos. A verificação do aumento gradual do potencial máximo do sistema indica a necessidade de limpeza para o stack utilizado, todavia, a qualidade do efluente após o processo de ED demonstrou-se muito eficiente, apresentando valores de remoção percentual acima de 80% para todos cátions, acima de 90% para os cátions sódio, amônio e magnésio. Foram obtidos também, valores percentuais de remoção na ordem de 90%, alcançados pelos ânions cloreto, nitrito, nitrato e sulfato. Ademais, a ED produziu um efluente com concentrações abaixo de 1,0 mg/l para os ânions fluoretos, cloreto, nitrito e nitrato e os cátions sódio, amônio, potássio e magnésio. No que tange o reúso do efluente para fins agrícolas ou para fins urbanos, o mesmo pode ser realizado caso ocorra uma correção do pH. Para uso restrito, deverá ser feita a remoção da turbidez e para reúso irrestrito deverá ser feita a remoção de DBO.

Estudos também demonstram a utilização da ED em efluentes domésticos tratados por *wetland*. Algumas ETE's no país trabalham com sistemas-teste de *wetlands* construídas, contudo, a mesma já é bastante difundida e empregada em outras partes do mundo. Conforme Chernicharo et al., (2015), *wetlands* construídas são a 5ª principal tecnologia de tratamento para esgotos domésticos na América Latina, além destes sistemas reduzirem ou até removerem dos efluentes contaminantes como matéria orgânica e inorgânica, além de patógenos, uma vez que caracterizam sistemas eficientes e de simplificada operação.

A Estação Municipal de Tratamento de Esgoto Mundo Novo, em Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul, é a ETE pioneira no Brasil, pois utiliza um sistema piloto de *wetland* com macrófitas flutuantes (uma variação das *wetlands* construídas). No sistema de *wetland*, são utilizadas Macrófitas Flutuantes (*Typhadomingensis Pers*).

Apesar do tratamento com *wetland* no esgoto doméstico já ser difundido, o mesmo pode não atingir os parâmetros necessários para reúso. Rosa (2016), avaliou a possibilidade de reúso industrial em torres de resfriamento e água de caldeira, no efluente tratado por *wetland*

da ETE Mundo Novo e identificou a necessidade de um pós-tratamento para melhorar a eficiência nos parâmetros orgânicos (DBO, DQO e Fósforo Total) e inorgânicos (magnésio).

Desta forma, visando reúso industrial, em que, além da matéria orgânica, os sais presentes no esgoto devem ser removidos, foi aplicada a tecnologia de eletrodiálise, como um tratamento para polimento do esgoto tratado na *wetland* da ETE Mundo Novo, nas pesquisas de Bitencourt et al., (2016) e Gally et al., (2018).

Bitencourt et al., (2016) aplicou a ED através de uma célula de bancada de cinco compartimentos e uma densidade de corrente aplicada de $1,6 \text{ mA/cm}^2$, e também utilizou um processo oxidativo avançado (POA) através do sistema de fotoeletrooxidação (FEO), aplicando uma densidade de corrente de $0,7 \text{ mA/cm}^2$, e avaliado por um tempo de 60 minutos para realizar o polimento de 1,4 L de esgoto tratado coletado na ETE. Os ensaios identificaram que a presença de matéria orgânica pode ser responsável pela ocorrência de *fouling* nas membranas de eletrodiálise, podendo prover a redução da eficiência do processo, por bloquear sítios ativos da membrana e reduzir a área disponível para transporte de íons. Para o esgoto tratado diretamente por ED, verificou-se uma extração percentual média de 70% para cátions e 40% para ânions, enquanto que para o esgoto tratado por FEO, seguido da ED, verificou-se uma pequena variação no transporte de cátions, mantendo a extração média de 70%, entretanto, atingiu-se uma extração média de 70% para ânions. Desta forma, foi descrito uma configuração iniciando por um POA seguido de ED, o que apresentou eficiência muito boa no percentual de remoção de íons, sendo superior a 70% para fluoreto, cloreto, nitrato e sulfato, expondo uma produção de água de reúso para fins industriais.

Na recente pesquisa de Gally et al., (2018), o estudo levou o período de um ano, totalizando 930 horas, tendo como discussão dos resultados dois pontos: a eficiência do processo através da remoção de íons e o envelhecimento das membranas. Para o referido estudo utilizou-se uma célula de ED de bancada, contendo cinco compartimentos separados por membranas íon-seletivas fornecidas pela empresa Hidrodex® com uma área superficial de 16 cm^2 . Pelo fato do efluente inicial utilizado na ED, ter apresentado altos valores de DBO_5 (100 – 180 mg/l), foram aplicadas duas condições: na primeira manteve-se o efluente tratado e na segunda utilizou-se uma filtração através de membranas de celulose com poros de $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ fornecidos pela empresa Merck. O tratamento com a ED foi realizado até que a solução diluída atingisse uma condutividade elétrica de cerca de $200 \text{ }\mu\text{S/cm}$. Observou-se que o

potencial das membranas aumentou ao longo do período de tratamento, destacando a deposição de matéria orgânica nas membranas. O percentual de extração de íons, mostrou-se maior que 70% para a maioria dos íons avaliados, sendo as exceções o sulfato e íons fosfato, para os quais a porcentagem de extração variou de 30% a 40%. Um ponto importante que o estudo abordou foi a avaliação de alguns elementos químicos importantes para o reúso industriais, como o cloro (Cl^-) parâmetro crítico no reúso industrial, uma vez que está relacionado com propriedades corrosivas, mas que apresentou em todas as amostras pós ED, a redução da concentração de cloreto na ordem de 85%, e dos cátions magnésio (Mg^{2+}) e cálcio (Ca^{2+}), que indicam um potencial de incrustação podendo danificar tanques e oleodutos, provocando graves problemas em trocadores de calor e caldeiras, na ordem de 84% e 78 % respectivamente, melhorando a qualidade da água de forma satisfatória para fins industriais. Os resultados dos íons são identificados na Tabela 4.

Tabela 4: Concentração iônica nas amostras de esgoto tratado e esgoto filtrado (0,45 μm) bruto (inicial) e após (produto) o tratamento por ED.

Íons	Esgoto tratado		Esgoto tratado filtrado	
	Bruto	Produto	Bruto	Produto
Fluoreto (mg/l)	0,6	0,2	0,5	0,2
Cloreto (mg/l)	51,4	7,6	42,5	5,4
Nitrito (mg/l)	3,6	0,5	13,2	1,6
Fosfatos (mg/l)	11,2	7,5	10,6	6,6
Sulfatos (mg/l)	42,0	26,5	39,0	24,3
Sódio (mg/l)	66,71	17,2	58,1	15,2
Amônio (mg/l)	68,5	6,8	58,4	6,5
Potássio (mg/l)	12	1,4	11,4	1,0
Magnésio (mg/l)	3,7	0,6	4,0	0,7
Cálcio (mg/l)	24,4	4,4	25,7	5,6

Fonte: Gally et al., 2018.

O estudo ainda abordou o acompanhamento do envelhecimento das membranas e os efeitos de incrustação, tendo como resultado um aumento no potencial elétrico que está diretamente relacionado à diminuição da eficiência ED, demonstrando que a composição do esgoto pode causar problemas relacionados à incrustações, no entanto, nenhuma perda significativa na capacidade de troca aniônica foi observada quando os tratamentos de efluente filtrado e não filtrado foram comparados, seja durante o tratamento com ED ou após o teste de envelhecimento da membrana. Diante dos resultados, o trabalho de Gally et al., (2018) confirma a possibilidade de aplicação da ED no tratamento terciário de águas residuárias municipais podendo o produto ser utilizado para fins de reúso industrial, como por exemplo em torres de resfriamento.

Os referidos estudos demonstram a utilização da ED como uma alternativa para o pós-tratamento de esgotos tratados, visando um melhor reaproveitamento da água através do reúso.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente capítulo apresenta os materiais e métodos utilizados na realização dos experimentos. Inicialmente, foram realizadas coletas do efluente na ETE Mundo Novo em bombonas plásticas, e encaminhadas para a Universidade Feevale, onde ocorreu o armazenamento em um reservatório para realizar uma decantação prévia, com capacidade de 1,0 m³.

Após decantação por dois dias, o efluente foi conduzido para um segundo tanque reservatório de mesmo volume. Depois, encaminhou-se ao processo de EDR.

3.1 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS MUNDO NOVO

O efluente utilizado nos experimentos foi coletado na ETE Mundo Novo, de responsabilidade da Comusa - Serviços de Água e Esgoto de Novo Hamburgo. A ETE recebe diariamente o esgoto bruto gerado por aproximadamente cinco mil habitantes, moradores do condomínio Mundo Novo, localizado no Bairro Canudos, município de Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul, Brasil. A vazão volumétrica média de esgoto bruto proveniente do condomínio é de aproximadamente 6 l/s ou 520 m³/dia.

O efluente bruto proveniente do condomínio é recebido por uma estação elevatória, constituída de gradeamento grosseiro, que tem a finalidade de remover sólidos maiores, caixa de remoção de areia e bombas centrífugas. A medida em que o efluente atinge um determinado nível, o mesmo é bombeado para uma canaleta, onde encontra-se uma calha parshall e um sensor de nível, para a medição da vazão e posterior um gradeamento fino para retenção de partículas mais finas e que não foram retidas no gradeamento grosseiro.

A etapa subsequente trata-se do tratamento secundário ou biológico, constituída por um tanque de aeração (ou reator biológico), do tipo lodos ativados – regime intermitente ou batelada. O volume do tanque de aeração é de 592 m³. Conforme figura 7, identifica-se o tanque de aeração, com sistema de aeração mecânica superficial em operação.

Figura 7: detalhe do tanque de aeração em funcionamento.



Fonte: do autor, 2018.

O tanque de aeração possui um aerador mecânico superficial com 30 cv de potência, o qual é responsável pela transferência de oxigênio para o meio líquido. A altura útil do tanque de aeração é de 2,0 metros. Caracteriza-se a ETE mundo novo como um sistema de lodos ativados, do tipo aeração prolongada, visto que atualmente a mesma opera com uma idade do lodo de 30 dias. Metcalf e Eddy (2016), caracterizam como aeração prolongada, sistemas que possuem uma idade do lodo entre 18 e 30 dias.

Por se tratar de um sistema que não possui decantador secundário, são realizadas duas paradas ao longo do dia no sistema de aeração, assim, toda a biomassa em suspensão é decantada e o operador da ETE após identificação visual realiza a abertura da saída do efluente clarificado para o corpo hídrico receptor denominado Arroio Wiesenthal. A ETE opera 24 horas por dia, 7 dias por semana.

Dados fornecidos pela ANA (2018), através do seu atlas do esgoto, aponta que o Arroio Wiesenthal, possui uma vazão de referência de 99,10 l/s e é responsável por receber 16,30% do esgoto gerado pelo município de Novo Hamburgo, sendo que, o mesmo recebe diariamente uma vazão de esgoto 53,5 l/s, desses, apenas 6,0 l/s são tratados na ETE Mundo

Novo, e o restante, que apresenta uma vazão de 47,50 l/s e representa uma carga de DBO₅ de 2.012,50 Kg/dia, é coletado e lançado sem qualquer tipo de tratamento.

3.2 COLETAS

As amostras de efluente foram coletadas em bombonas plásticas de 50 litros (figura 8), e encaminhadas ao Centro de Tecnologias Limpas da Universidade Feevale – Laboratório Aquário, que fica no Campus II, em Novo Hamburgo - RS.

No total, foram realizadas 3 coletas em diferentes meses do ano de 2018: a primeira ocorreu no dia 03 de agosto, a segunda no dia 07 de setembro e a última no dia 08 de novembro.

Figura 8: vista das bombonas utilizadas para coleta do efluente.



Fonte: do autor, 2018.

Todas as coletas foram realizadas no horário da manhã. A COMUSA operacionalmente trabalha com a parada do aerador superficial sempre no horário das 11:00 horas. Vinte minutos após o desligamento do aerador superficial do tanque de aeração, o operador da ETE efetua a abertura do compartimento para o lançamento do efluente tratado. Foi neste exato momento em que se deu início a coleta do efluente diretamente dentro do tanque de aeração e próximo a saída do efluente tratado. Para cada coleta, foi realizada a retirada de 730 litros de efluente, acondicionados em bombonas e transportados em veículo de propriedade da Universidade Feevale.

3.3 PRÉ-TRATAMENTO

O efluente coletado na ETE Mundo Novo, passou por um pré-tratamento físico de decantação, permanecendo por dois dias em um tanque de fibra de 1,0 m³. Após decantação, foi feita a retirada do efluente com um jarro plástico e rearmazenado em um segundo tanque de mesmo volume. A quantidade passada foi de aproximadamente 600 litros, visto que os 130 litros de efluente que ficaram no tanque, apresentavam sólidos em suspensão advindos do sistema biológico tipo lodo ativado e fora descartado. Conforme figura 9, visualiza-se os tanques utilizados, sendo que o tanque I foi empregado para o armazenamento do efluente após a decantação e o tanque II, empregado para a decantação.

Figura 9: tanques utilizados para decantação e armazenamento final.



Fonte: do autor, 2018.

3.4 ELÉTRODIALISE REVERSA

3.4.1 Sistema Piloto de EDR

Para a realização dos experimentos foi utilizado um sistema piloto de eletrodialise reversa, modelo EDR 2,0 – 300 1E 1s 2e, Hidrodex®, que possui capacidade para operar com dois *stacks*, contudo, fora utilizado apenas um, com um total de 150 membranas íons-seletivas, sendo o mesmo composto por 75 membranas aniônicas, HDX 200 Hidrodex®, e 75 membranas catiônicas, HDX 100 Hidrodex®, além de 150 espaçadores de polipropileno e dois eletrodos de titânio/platinizado.

Na EDR, ocorre a mudança das polaridades dos eletrodos, logo, o cátodo torna-se anodo (+) enquanto que o anodo se torna catodo (-) a partir de um dado período de tempo (a cada 15 minutos, neste caso) (Figura 5). Os fluxos de produto e de rejeito revertem-se, da mesma forma em que se revertem os conjuntos de válvulas solenoides. Neste momento a energia aplicada aos eletrodos é desligada. A Figura 10, mostra o equipamento piloto de EDR.

Figura 10: Vista do equipamento piloto de EDR.



Fonte: do autor, 2018.

A Tabela 5 apresenta as características do equipamento utilizado.

Tabela 5: Características do equipamento de EDR.

Itens	Características	Quantidade
Membranas	Íons-Seletivas	150 peças
Espaçadores	Polipropileno	150 peças
Eletrodos	Titânio/platinizado	2 peças
Bombas centrífugas	Multiestágio em aço inox	2
Rotâmetros	Vidro com estrutura em ABS	2
Capacidade	2,0 m ³ .h ⁻¹	-
Voltagem nos eletrodos	100 - 300 VDC	-
Máximo da corrente elétrica	6 A	-
Temperatura máxima	43°C	-
Energia elétrica requerida	220 /380VAC, 60Hz Trifásica	-
Pressão de trabalho	2,0 - 3,0 Kgf.cm ⁻²	-

Fonte: Manual Hidrodex, adaptado de Venzke (2016).

3.4.2 Membranas íons-seletivas

As membranas íons-seletivas, empregadas neste estudo, foram fabricadas por uma empresa chinesa e adquiridas pela empresa brasileira HYDRODEX®. A Tabela 6 apresenta as principais características de cada membrana, sendo a HDX 100 a membrana catiônica e a HDX 200 a aniônica.

As membranas apresentam um formato circular e possuem uma área útil de membrana de 961,60 cm² ou 0,09616 m².

Tabela 6: Características das membranas de EDR.

Parâmetro	Membranas		Unidade
	Catiônica HDX 100	Aniônica HDX200	
Grupamento iônico ligado	-SO ₃ ⁻	-NR ₃ ⁺	-
Contenção de água	35 – 50	30 – 45	%
Capacidade de troca iônica	≥ 2,0	≥ 1,8	Mol/kg (seca)
Resistência da superfície (0,1mol NaCl)	≤ 20	≤ 20	Ω.cm ²
Penetração Seletiva (0,1mol KCl/0,2mol KCl)	≥ 90	≥ 89	%
Resistência de ruptura	≥ 0,6	≥ 0,6	MPa
Grau de expansão	≤ 2	≤ 2	%
Permeabilidade de água	≤ 0,1 (abaixo de 0,2 MPa)	≤ 0,2 (abaixo de 0,035 MPa)	ml/h.cm ²

Fonte: Buzzi (2013).

As membranas são diferenciadas pela coloração, sendo a membrana catiônica (HDX 100) rosa, que apresenta grupamentos de ácido sulfônico ligados à matriz polimérica, e a aniônica (HDX 200) verde, que possui grupos de amins quaternárias. Na Figura 11, são apresentadas as duas membranas.

Figura 11: detalhe das membranas íons-seletivas: verde (aniônica) e rosa (catiônica).

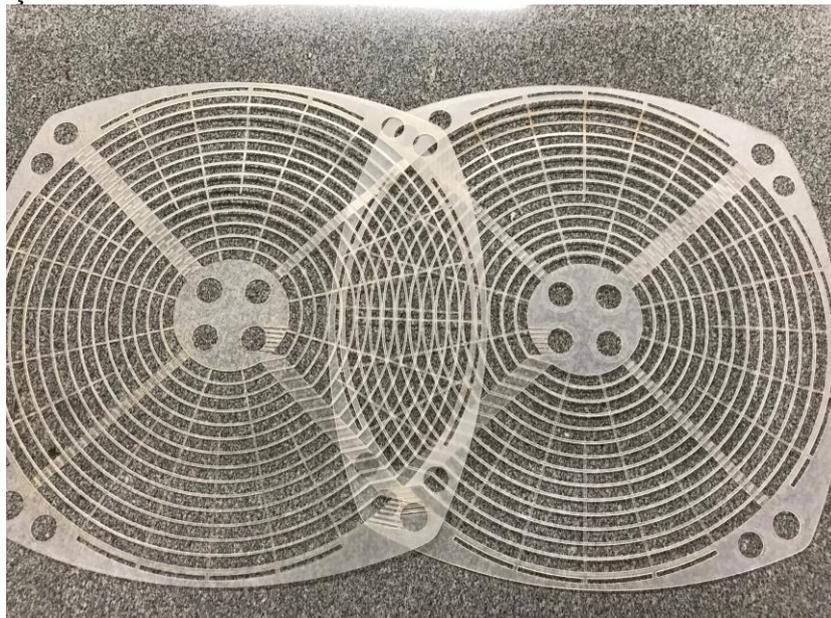


Fonte: do autor, 2018.

3.4.3 Espaçadores

Os espaçadores utilizados apresentam a mesma forma das membranas íons-seletivas, fabricados a partir de material polipropileno e foram utilizados entre as membranas. Conforme figura 12, apresenta-se os espaçadores utilizados.

Figura 12: espaçadores.



Fonte: do autor, 2018.

3.4.4 Ensaios realizados na EDR

Na Tabela 7, estão demonstradas as descrições das etapas do experimento, exatamente da forma em que foram executadas. Para fins de uma melhor explicação dos resultados, foi descrito o número dos testes de acordo com a vazão de produto, partindo da menor para a maior, e da tensão, novamente considerando a menor para a maior.

Tabela 7: etapas do experimento.

Coleta I			
Teste	Vazão (l/h)	% Produção	Tensão (V)
1	600 produção diluído - 200 rejeito	75	200
2	600 produção diluído - 200 rejeito	75	400
Coleta II			
Teste	Vazão (l/h)	% Produção	Tensão (V)
3	1.000 produção diluído - 200 rejeito	83	200
7	1.250 produção diluído - 300 rejeito	81	200
Coleta III			
Teste	Vazão (l/h)	% Produção	Tensão (V)
6	1.150 produção diluído - 300 rejeito	79	200
4	1.000 produção diluído - 200 rejeito	83	300
5	1.000 produção diluído - 100 rejeito	91	300

Fonte: do autor, 2018.

Para as três coletas realizadas, iniciou-se os testes procedendo a ambientação do efluente com as membranas por um período de aproximadamente 20 horas, assim, deixou-se o equipamento operando por aproximadamente 40 minutos, sem a aplicação de corrente elétrica e após desligou-se o equipamento. No dia seguinte, passadas as 20 horas, deu-se início aos testes. Salienta-se que tal prática foi utilizada apenas quando se realizou coletas novas, haja vista a alteração das características da água de alimentação.

Para cada coleta realizada, foi feita a limpeza completa das caixas de decantação e armazenamento final, juntamente com a limpeza da unidade piloto, utilizando água limpa, operando a EDR por volta de 3 horas sem a presença de energia elétrica no *stack*.

Os testes foram divididos em ciclos, sendo que cada ciclo trabalhou no regime de 15 minutos com corrente e 3 minutos para limpeza. Manteve-se esse regime, pois o equipamento

já estava programado para operar desta forma. Sempre que foi realizada uma coleta nova, os primeiros 4 ciclos do primeiro teste foram apenas de acompanhamento, assim, os resultados destes ciclos não foram considerados na discussão do presente trabalho. Fez-se isso buscando uma maior estabilidade no processo.

Para todos os testes, foram realizados de 10 a 12 ciclos, visto que em alguns testes teve-se problemas operacionais no piloto da EDR.

Durante o período de 15 minutos de cada ciclo, realizou-se o acompanhamento da condutividade elétrica e da temperatura das amostras, empregando um medidor de bolso marca Akso, modelo - AK52-02-1117, apresentando uma faixa de medição para condutividade de 0 a 3.999 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e uma faixa de temperatura de 0,0 a 50,0 °C. A calibração do mesmo foi realizada pelos técnicos do laboratório Aquário em abril de 2018.

O acompanhamento foi dividido em 4 períodos dentro de cada ciclo, sendo uma coleta/medição no tempo 0 minutos, no tempo 5 minutos, no tempo 10 minutos e no tempo 15 minutos. As amostras foram realizadas em dois copos de bequer de 250 ml cada, sendo coletadas uma amostra do produto e outra do rejeito. Definiu-se os 4 períodos dentro do ciclo para poder ser realizado todas as medições.

Ademais, dentro dos períodos de cada ciclo já mencionados, realizou-se o acompanhamento da corrente elétrica no sistema utilizando de um multímetro da marca Minipa modelo ET-2082C.

3.4.5 Avaliação da diferença de potencial entre as membranas

No decorrer de cada ciclo, durante a operação da EDR, foi feita a medição do diferencial de potencial elétrico (DDP) das membranas. Para tal medição, foi utilizado um multímetro da marca Minipa modelo ET-2082C.

O *stack* foi dividido em dez regiões, compreendendo 15 membranas em cada região. As ponteiros do multímetro foram posicionadas em uma membrana catiônica e em uma membrana aniônica, no início e no final de cada região, para medição da DDP, conforme pode ser visualizado na figura 13.

Figura 13: detalhe do *stack*, e a indicação da medição da DDP em dez pontos.



Fonte: do autor, 2018.

3.5 MÉTODOS ANALÍTICOS E COLETA PARA ANÁLISES

As análises das amostras foram realizadas seguindo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMWW, 2012), de autoria das instituições American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) e Water Environment Federation (WEF).

O Quadro 1 indica os parâmetros analisados e os respectivos métodos empregados. Todas as análises físico-químicas e biológicas foram realizadas no Laboratório da Central Analítica da Universidade Feevale.

Quadro 1: Parâmetros e os respectivos métodos empregados nas análises.

(Continua)

PARÂMETROS	METODOLOGIA
Fluoreto	Cromatografia Iônica (Dionex – ICS 5000)
Fósforo	Colorimetria
Nitrato	Espectrometria UV invisível
Nitrito	
Sulfato	
Turbidez	Turbidimetria
Nitrogênio Amoniacal	

Nitrogênio total Kjeldahl	Titulometria
Cloretos	
Alumínio	Espectrometria de Absorção Atômica de Chama (Spectra AA 110, Varian Zeenit 600, Analytc Jena)
Bário	
Cádmio	
Cálcio	
Chumbo	
Cobre	
Cromo Total	
Ferro	
Magnésio	
Manganês	
Níquel	
Prata	
Zinco	
Sódio	Fotometria
Potássio	
Coliformes Totais	Substrato enzimático
Condutividade	Condutivimetria
DBO ₅	Manometria

Fonte: do autor, 2018.

No que tange a coleta das amostras para envio à central analítica da Feevale, é importante destacar a forma em que as mesmas foram feitas. Em cada ciclo, foi realizada a coleta de 500 ml do produto e de 500 ml do rejeito, utilizando um copo de bequer, e acondicionados em baldes de 20 litros, um balde para o produto e outro balde para o rejeito. As coletas foram realizadas entre os tempos de 8 minutos a 13 minutos, visto o andamento das medições operacionais realizadas.

Diante ao exposto, considera-se que as coletas foram feitas de forma composta. As amostras dos baldes foram passadas para os frascos disponibilizados pela central analítica da Feevale.

3.5.1 Análises de riscos à saúde

Buscou-se avaliar, para a amostra que apresentou durante os testes o menor valor de condutividade, parâmetros listados no anexo I da portaria nº 320/2014, juntamente com os

parâmetros do anexo VII da portaria nº 2914/2011, buscando encontrar possíveis compostos que apresentam riscos à saúde humana após a realização do tratamento convencional na ETE Mundo Novo, e após a aplicação da EDR.

Para tanto, o teste 5, no momento dos testes, apresentou os menores valores de condutividade, e assim, juntou-se a quantidade de 10 litros, ao longo dos 12 ciclos realizados, tornando uma amostragem composta. A amostra composta, juntamente com a água de alimentação (após decantação) foram colocadas em frascos esterilizados (figura 14) disponibilizados pelo laboratório Químioambiental, e os mesmos foram encaminhados para o laboratório, localizado na cidade de Porto Alegre, Rio Grande do Sul.

Figura 14: kits disponibilizados pelo laboratório Químioambiental.



Fonte: do autor, 2018.

As análises das amostras foram realizadas seguindo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMWW, 2012), e os ensaios reconhecidos pela Rede Metrológica/RS. Destaca-se ainda que o Laboratório possui o sistema de gestão NBR ISO/IEC 17025 garantindo rastreabilidade e confiabilidade na emissão dos relatórios de ensaio.

3.6 Cálculos de rendimento

Para avaliar as concentrações dos parâmetros analisados, foi utilizada a equação 2, item 2.4.2.2. Para o cálculo da densidade de corrente, utilizou-se a equação 3, conforme Venzke (2016):

$$I = \frac{C * 1000}{A} \quad (3)$$

Onde:

I é a densidade de corrente [mA/cm²];

C é a corrente elétrica [A];

A é a área da membrana [cm²].

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ETE MUNDO NOVO

Diversos estudos já foram realizados na ETE Mundo Novo e avaliadas questões sobre características do esgoto bruto (SCHOENELL et al., 2018) e condições de certos parâmetros físico, químicos e biológicos no efluente final do sistema biológico, tipo lodo ativado (ROSA, 2016). Outros estudos na referida ETE, a partir do tratamento por *wetlands* também foram avaliados (HACK, 2015; BECK, 2016) sendo que para o efluente tratado por *wetlands*, estudos publicados com aplicação de tecnologias avançadas como tratamento terciário visando o reúso industrial (BITENCOURT et al., 2016; GALLY et al., 2018) também já foram publicados. O presente estudo, buscou aplicar a tecnologia de EDR no esgoto após tratamento biológico, tipo lodo ativado.

Como já descrito na metodologia, a ETE Mundo Novo possui um tratamento biológico, do tipo lodos ativados, sendo constituído basicamente por um reator biológico, provido de aeração mecânica através de um aerador superficial com 30 cv de potência, o qual é responsável pela transferência de oxigênio para o meio líquido. Segundo Jordão e Pessoa (2014), a distribuição adequada de oxigênio para um sistema aerado, tipo lodo ativado, é de 20 a 30 W/m³. Considerando as características da ETE Mundo Novo, a potência de aeração está em 37,27 W/m³, valor um pouco acima do recomendado, mas que para Metcalf e Eddy (2016), não existe problema operacional quando a distribuição estiver acima do recomendado, tendo apenas como consequência um gasto energético desnecessário. Não foram realizadas medições de oxigênio dissolvido no tanque de aeração.

Para a utilização de aeradores superficiais, Jordão e Pessoa (2014), consideram como uma altura útil adequada o limite de 4,0 m. O tanque de aeração da ETE Mundo Novo possui uma altura útil de 2,0 m, e assim, dentro das especificações adequadas para a operação com aeradores superficiais.

Caracteriza-se a ETE mundo novo como um sistema de lodos ativados, do tipo aeração prolongada, visto que atualmente a mesma opera com uma idade do lodo de 30 dias. Metcalf e Eddy (2016), caracterizam como aeração prolongada, sistemas que possuem uma idade do lodo entre 18 e 30 dias. A ETE opera 24 horas por dia, 7 dias por semana. Salienta-se que diferentemente da idade do lodo, que tem com função determinar o tempo de residência

celular (METCALF E EDDY, 2016) o tempo de detenção hidráulico (TDH), que leva em consideração o tempo em que a efluente inicial demora para percorrer ou se misturar no tanque de aeração até sua saída, é de aproximadamente 28 horas.

Por se tratar de um sistema que não possui decantador secundário, são realizadas duas paradas ao longo do dia no sistema de aeração, porém, o tempo que é dado para o efluente decantar no tanque de aeração é de apenas 20 minutos, muito pouco quando comparado ao da literatura que indica no mínimo 2 horas (VON SPERLING, 2014; JORDÃO; PESSÔA, 2014; METCALF; EDDY, 2016).

É importante registrar que nos períodos em que ocorre a parada da aeração e conseqüentemente a decantação no tanque, a entrada de efluente bruto não é interrompida. Von Sperling (2014), comenta que em sistemas por batelada, deve-se garantir e respeitar as etapas necessárias para um eficiente tratamento, sendo que o momento de se receber efluente bruto no tanque de aeração é apenas no enchimento do mesmo (isso poderá ser comprovado no item 4.2). Sant'Anna Jr. (2013), complementa ainda que a entrada do efluente bruto deverá ser sempre do lado oposto ao da saída do efluente, evitando que se descarte efluente sem um completo tratamento. A ETE Mundo Novo tem sua entrada do esgoto bruto praticamente ao lado da saída do efluente tratado. Aliado ao fato de no momento em que ocorre a decantação, ainda é bombeado efluente bruto para o tanque de aeração, a chance de que se descarte esgoto bruto junto ao esgoto tratado para o corpo hídrico superficial é significativa.

4.2 PRÉ-TRATAMENTO

O pré-tratamento realizado no efluente antes de iniciar o processo da EDR teve a finalidade de remover os sólidos em suspensão e conseqüentemente a matéria orgânica associada aos mesmo. Teoricamente, não deveriam existir grandes quantidades de sólidos, visto que o efluente que foi coletado na ETE Mundo Novo é o mesmo que seria descartado para o arroio Wiesenthal.

Não foram feitas análises do efluente antes do pré-tratamento, entretanto, na tabela 8 apresenta-se um comparativo com os resultados encontrados na saída do efluente final da ETE Mundo Novo, realizado pelo estudo recente de Schoenell et al., (2018). Na tabela 8, a descrição média esgoto tratado e desvio padrão do esgoto tratado são os valores encontrados por Schoenell et al., (2018) na saída da ETE Mundo Novo, sendo as informações da média

esgoto decantado e o desvio padrão esgoto decantado, são os valores encontrados após a decantação do efluente (pré-tratamento). Ainda se descreve a eficiência percentual de remoção após o pré-tratamento e um comparativo com a resolução CONSEMA 355/2017, a qual dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.

Tabela 8: Comparativo entre o efluente da saída da ETE do efluente decantado e o padrão de lançamento da resolução CONSEMA 355/2017.

Parâmetros	Média esgoto tratado	Desvio padrão esgoto tratado	Média esgoto decantado	Desvio padrão esgoto decantado	Eficiência (%)	CONSEMA 355/2017
Cálcio (mg/l)	30	28,30	13,27	2,13	55,77%	-
Chumbo (mg/l)	<0,0112	-	<0,102	-	-	0,20
Cloreto (mg/l)	30,80	32,20	120,84	33,03	-292,34%	-
Cobre (mg/l)	<0,0316	-	<0,013	-	-	0,50
Coliformes totais (NMP/100mL)	6,25 x 10 ⁵	671.751	5.933,33	6.119,91	99,05%	10.000
Condutividade (µS/cm)	543,30	90,20	685,60	41,38	-26,19%	-
Cromo t. (mg/l)	0,0343	-	<0,182	-	-	0,50
DBO ₅ (mg.O ₂ /l)	98	130,10	<20 11,00*	- 4,00*	88,78	80
DQO (mg.O ₂ /l)	128,80	133,40	<45,07 20,01*	- 6,52*	84,46	260
Ferro (mg/l)	<0,0598	-	0,18	0,13	-	10
Fósforo (mg/l)	3,90	0,70	2,27	2,49	41,79%	4
Níquel (mg/l)	<0,0643	-	<0,031	-	-	1
Nitrato (mg/l)	0,50	0,10	3,77	2,54	-654,00%	-
Nitrito (mg/l)	6,60	9,20	3,13	-	52,58%	-
N amoniacal (mg/l)	<5,0	-	2,52	1,32	-	20
N total (mg/l)	9,80	11,80	4,14	1,46	57,76%	-
pH	7,20	0,20	6,97	0,26	-	6,0 – 9,0
Sódio (mg/l)	73,80	5,30	103,13	2,30	-39,74%	-
Sólidos totais (mg/l)	472,50	171,80	1539,17	1974,76	-225,75%	-
Sulfato (mg/l)	154,60	141,50	54,22	23,47	64,93%	-
Turbidez (NTU)	4	0,80	2,28	1,86	43,00%	-
Zinco (mg/l)	0,02	-	0,04	0,02	-100,00%	2

Fonte: Schoenell et al., 2018 e do autor, 2018. (*) valor disponibilizado pela central analítica da Feevale, fora dos critérios de precisão e exatidão.

É importante destacar que os resultados de DQO e DBO₅ que foram destacados com asterisco (*), foram solicitados os valores abaixo do limite de detecção na Central analítica da Feevale, por terem um limite de detecção alto e para poder avaliar a matéria orgânica após o pré-tratamento. Salienta-se que esses valores disponibilizados, estão fora dos critérios de precisão e exatidão, conforme informação da Central analítica da Feevale.

Os resultados apresentados na tabela 8, demonstram de forma mais importante as variações relacionadas a matéria-orgânica (DBO₅ e DQO) ainda presentes no esgoto tratado. Avaliando os resultados de Schoenell et al., (2018), os valores de DBO₅ encontrados no esgoto tratado ficaram acima do indicado na literatura de Jordão e Pessôa (2014), que para efluentes tratados por lodos ativados os valores variam de 20 a 30 mg/l. Se considerados os resultados da DBO₅, os valores encontrados estão três vezes maiores do que a média da literatura. Ademais, salienta-se que a resolução CONSEMA 355/2017, estabelece como critério de lançamento, que o valor da DBO₅ deve ser inferior a 80,0 mg/l. A DBO₅ média do esgoto tratado apresentou valor acima do permitido (98,0 mg/l), sendo que o desvio padrão foi de $\pm 130,10$.

O valor da DQO também se apresentou instável, contudo, mesmo o valor médio ficando em 128,80 mg/l, e o padrão estabelecido pela resolução CONSEMA 355/2017 seja de 260,0 mg/l, o desvio padrão foi de $\pm 133,4$, podendo em algum momento ter sido feito o descarte do efluente fora do padrão estabelecido.

Analisando os valores após a decantação realizada no laboratório Aquário, identifica-se que os resultados ficaram abaixo do limite de detecção. Metcalf e Eddy (2016), relatam que grande parte da matéria orgânica está diretamente associada a sólidos em suspensão no sistema de tratamento, e se a ETE não contempla um sistema eficiente de decantação, todo o processo poderá ser comprometido.

E foi exatamente isso o identificado no momento de todas as coletas realizadas na ETE Mundo Novo, uma vez que o tempo de parada entre o desligamento do aerador superficial e a abertura da comporta para o lançamento do efluente tratado foi, nas três coletas, de no máximo 20 minutos, e assim, a quantidade de sólidos em suspensão no tanque de aeração, visivelmente, ainda era muito alta.

Os resultados das análises realizadas na central analítica da Feevale após o pré-tratamento (decantação), demonstraram, quando comparado aos valores de Schoenell et al., (2018), que o processo de decantação é eficiente, uma vez que conseguiu-se reduzir a DBO₅ em 88,78%, enquanto que a DQO teve uma redução de 84,46%.

Outro detalhe importante se refere aos nutrientes, como NTK e P. O P antes da decantação, apresentou um valor médio de 3,9 mg/l sendo o desvio de $\pm 0,7$, ficando fora em

algumas análises do padrão estipulado pela resolução CONSEMA 355/2017 que é de 4,0 mg/l. Após a decantação, apresentou o valor médio de 2,27 mg/l, com uma redução de 41,79%. O parâmetro NTK não possui padrão estabelecido pelo CONSEMA 355/2017, entretanto, identifica-se também uma redução após a decantação de 57,76%.

Com relação aos demais parâmetros, alguns tiveram um aumento na média, como foi o caso de cloretos, condutividade, nitrato, sódio, sólidos totais e zinco. Isso está associado as características do efluente tratado nas datas das coletas, visto a variância das características do esgoto bruto e as limitações de eficiência nos sistemas convencionais.

Como já apresentado na metodologia, a ETE Mundo Novo apresenta um sistema de lodos ativados por batelada, sendo que quem realiza o descarte do efluente tratado é o operador da ETE. A figura 15, mostra o efluente coletado da ETE Mundo Novo e que foi acondicionado em um tanque para passar pelo processo físico de decantação. Identifica-se a grande quantidade de sólidos ainda presentes no efluente.

Figura 15: efluente coletado na ETE Mundo Novo.



Fonte: do autor, 2018.

A decantação como pré-tratamento foi de grande importância, visto que a condição em que o efluente é descartado na ETE Mundo Novo, a partir das coletas realizadas, é insatisfatória.

Destaca-se ainda a importância para o processo de EDR, uma vez que ocorresse a realização dos testes sem passar por uma decantação aceitável, haveriam sérios problemas no *stack*, principalmente nas membranas íon-seletivas.

O efluente após decantação utilizado para os ensaios na EDR pode ser visto na figura 16.

Figura 16: efluente utilizado na EDR.



Fonte: do autor, 2018.

Conforme figura 16, pode se identificar que o pré-tratamento é de suma importância para a ETE Mundo Novo. Outrossim, é importante destacar que Hsu et al., (2012) utilizou um filtro de areia e Goodman et al., (2013) utilizou um FMM de 500 μm em seus estudos como pré-tratamento antes da operação na EDR. Contudo, é importante destacar também que Gally

et al., (2018), realizou testes na ED com e sem a utilização de filtro (0,45 μm) e não encontrou diferenças significativas no que tange a eficiência na remoção percentual e nem diferenças no envelhecimento das membranas íons-seletivas. Como indicado na metodologia, o presente trabalho não utilizou nenhum tipo de filtro antes da EDR.

4.3 ELÉTRODIALISE REVERSA

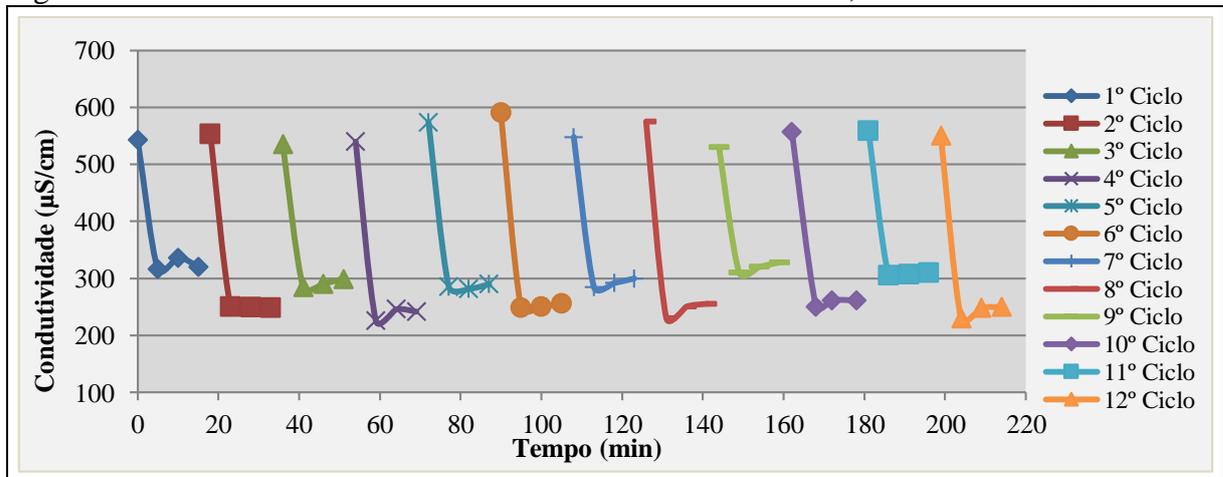
Para fins de melhor entendimento serão apresentados os resultados de acordo com as vazões de trabalho e tensão aplicada, iniciando pela vazão mínima até a vazão máxima, sendo dividido em: testes 1 e 2; testes 3, 4 e 5; e testes 6 e 7.

4.3.1 Testes 1 e 2

O teste 1, se refere a uma vazão de produto de 600 l/h e rejeito de 200 l/h, tendo como um percentual de produção de diluído na ordem de 75%. Na figura 17, apresenta-se o comportamento da condutividade ao longo de 12 ciclos de 15 min cada, sendo que, no início de cada ciclo, a condutividade do diluído foi mais elevada, ocorrendo, em seguida, um decaimento. Frente ao exposto, explica-se que o nível mais elevado da condutividade inicial se dá em virtude da troca de polaridade, uma vez que com a reversão, a solução que ocupava o compartimento concentrado torna-se a solução diluída. Todavia, ao final de cada ciclo, nota-se, novamente, um discreto aumento na condutividade, que, de acordo com Warsinger et al., (2014), pode ser explicado pelo acúmulo de sais na superfície das membranas, impedindo a migração dos íons através delas. Isso é evidenciado em todos os sete testes realizados.

Identifica-se que a condutividade entre os tempos 5 e 15 minutos de cada ciclo, apresentou uma média de 279,92 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Logo, em comparação à condutividade média inicial, que foi de 554,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (tempo 0), obteve-se uma eficiência de remoção de 49,52% de sais.

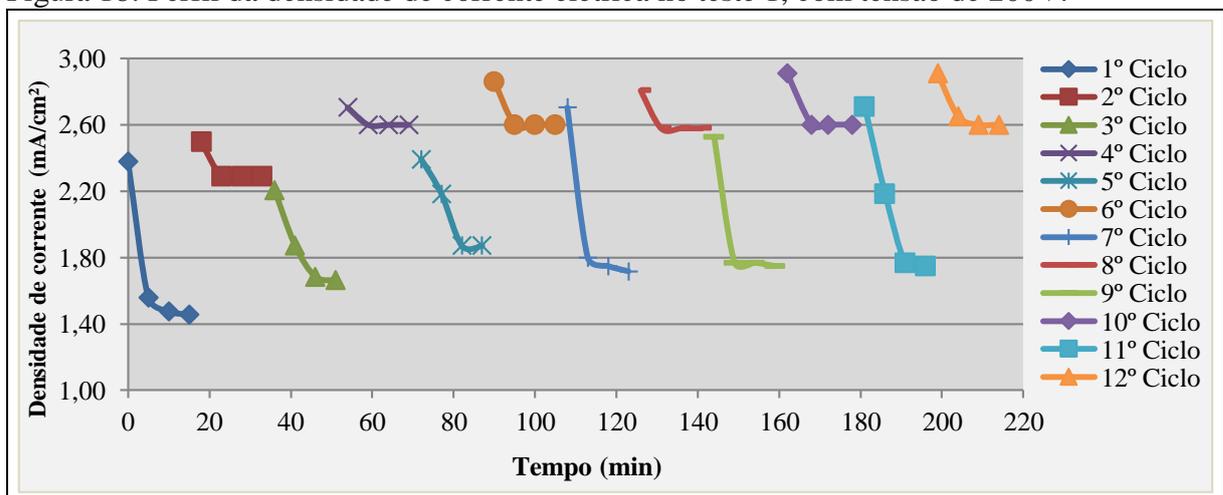
Figura 17: Monitoramento da condutividade do diluído no teste 1, com tensão de 200V.



Fonte: do autor, 2019.

A corrente elétrica gerada é decorrente do potencial aplicado ao sistema. Logo, para o teste 1 foi observado uma variação de densidade de corrente ao longo dos ciclos, demonstrada na figura 18. Observa-se, que a densidade de corrente no início de cada ciclo é mais elevada, pois os valores de condutividade são mais altos. No final de cada ciclo, a densidade estabiliza na média de 2,12 mA/cm². Considerando todo o período do teste, a média ficou em 2,28 mA/cm².

Figura 18: Perfil da densidade de corrente elétrica no teste 1, com tensão de 200V.



Fonte: do autor, 2019.

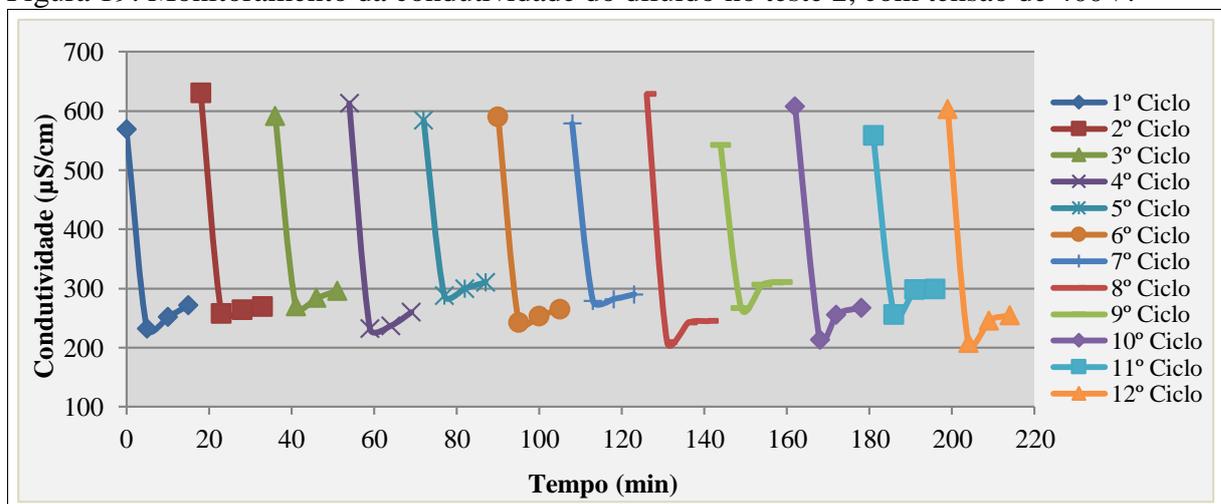
Após a operação dos 12 ciclos, foram monitorados mais 4 ciclos para avaliar a estabilidade do sistema em função do tempo, no entanto, foi observado que os ciclos mantiveram a estabilidade durante este período.

No segundo teste, utilizou-se a mesma alimentação, manteve-se a mesma vazão de produto de 600 l/h e rejeito de 200 l/h, e o percentual de 75% de produção de diluído foi mantido, porém, buscou-se aumentar a corrente gerada no sistema, subindo a tensão do equipamento para 400 V. A Tensão elétrica é a diferença de energia estabelecida entre dois pontos que motiva a movimentação de cargas elétricas, assim, gerando uma força motriz (corrente elétrica) para que os íons passem pelas membranas, logo, uma tensão mais alta resulta em mais íons passando, mas também eleva o custo de energia (HSU et al., 2012).

Na figura 19, apresenta-se o comportamento da condutividade ao longo de 12 ciclos de 15 min cada. Novamente se identifica no início de cada ciclo a condutividade do diluído mais elevada, e logo após, um decaimento. Ao final de cada ciclo, nota-se novamente, um discreto aumento na condutividade.

Percebe-se que a condutividade média ao longo de cada ciclo apresentou o valor de 244,83 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Logo, em comparação à condutividade média inicial, que foi de 591,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$, obteve-se uma eficiência de remoção de 58,60% de sais.

Figura 19: Monitoramento da condutividade do diluído no teste 2, com tensão de 400V.



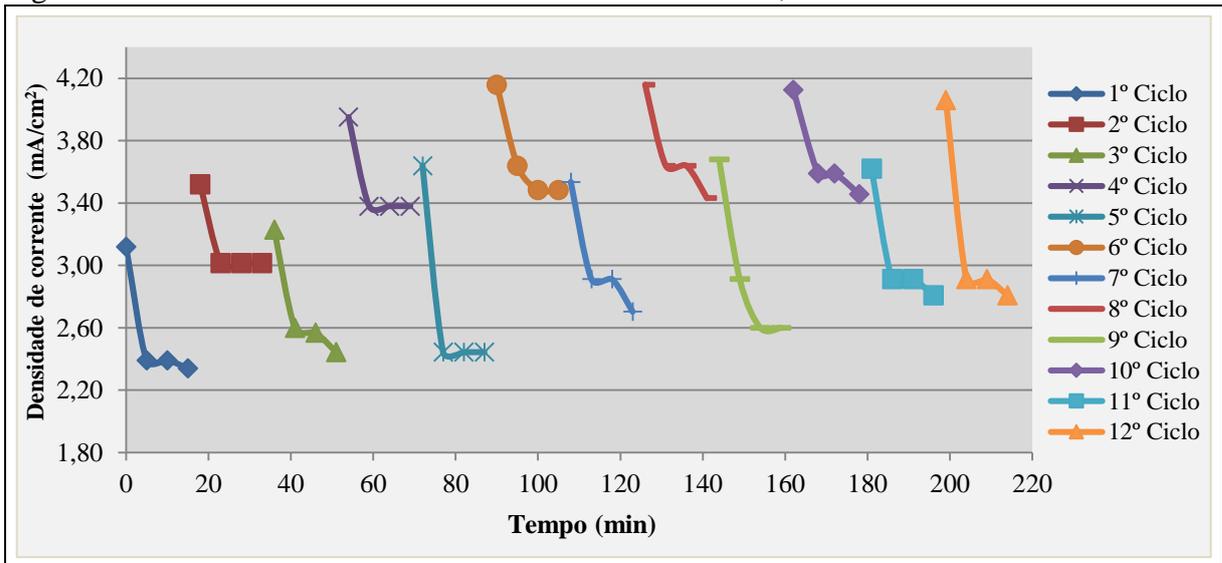
Fonte: do autor, 2019.

No comparativo com o teste 1, avaliando apenas o comportamento da condutividade, percebeu-se uma melhor redução do parâmetro no teste 2, contudo é importante destacar que a tensão do sistema passou de 200 V para 400 V.

Com relação a corrente elétrica, novamente observou-se uma variação de densidade ao longo dos ciclos. A figura 20 apresenta a densidade de corrente ao longo dos ciclos no teste 2.

Observa-se que a densidade de corrente no início de cada ciclo é mais elevada, pois os valores de condutividade são mais altos. No final de cada ciclo, a densidade de corrente estabiliza na média de $2,91 \text{ mA/cm}^2$. Considerando a média total dos ciclos, obteve-se o valor de $3,16 \text{ mA/cm}^2$.

Figura 20: Perfil da densidade de corrente elétrica no teste 2, com tensão de 400V.



Fonte: do autor, 2019.

No comparativo com o teste 1, analisa-se que a densidade de corrente teve um aumento médio de $0,88 \text{ mA/cm}^2$, uma vez que se dobrou a tensão, o que corresponderá a um custo de energia elétrica maior (GUEDES et al., 2016).

Um importante fator identificado foi com relação a operação do equipamento de EDR e que pode ser visto nas imagens 17, 18, 19 e 20, se refere a diferenciação operacional dos ciclos pares e ímpares. Identifica-se que os valores de condutividade final nos ciclos pares é menor do que os valores dos ciclos ímpares. O mesmo é identificado na densidade de corrente, que apresenta valores maiores para os ciclos pares e menores para os ciclos ímpares.

4.3.2 Testes 3, 4 e 5

Nos testes 3, 4 e 5, buscou-se aumentar a vazão de trabalho, visto que a planta piloto de EDR apresenta uma capacidade operacional de 2.000 l/h. Neste sentido aumentou-se a vazão de produção de diluído para 1.000 l/h para os três testes e trabalhou-se com uma diferenciação no rejeito ou na tensão aplicada. O teste 3 teve uma vazão de rejeito de 200 l/h e tensão aplicada de 200 V, o teste 4 permaneceu-se com a vazão de rejeito de 200 l/h, porém

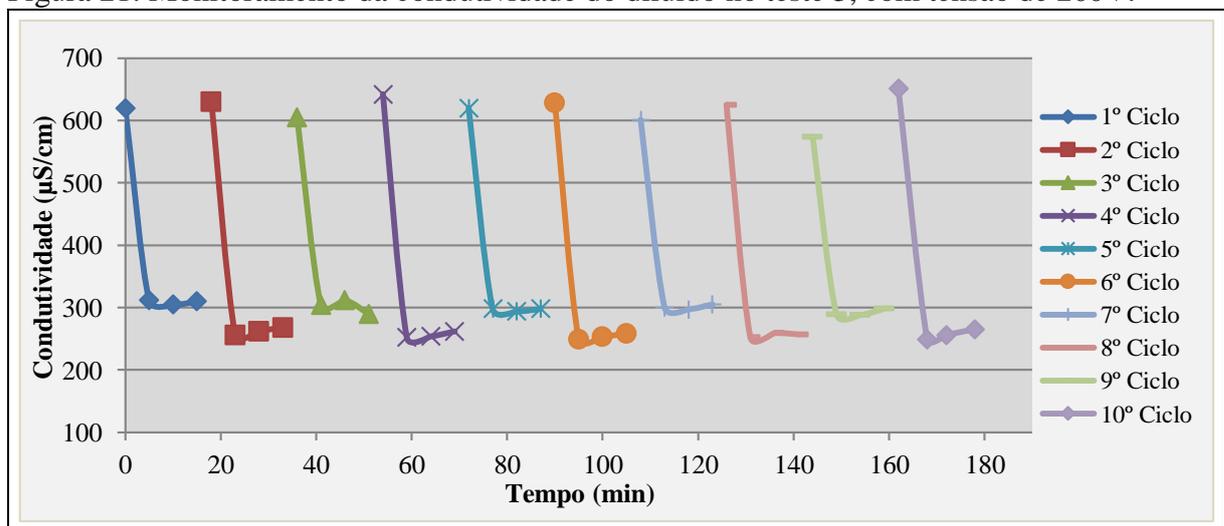
aplicou-se uma tensão de 300 V e por fim o teste 5 manteve-se a tensão de 300 V e diminuiu-se a vazão de rejeito para 100 l/h. Não se aplicou uma tensão de 400 V, como foi feito entre os testes 1 e 2, pois a corrente elétrica medida para a referida tensão, apresentava valores próximos aos do limite do equipamento, que é de 6,0 A.

Para o teste 3, apresenta-se na figura 21, o comportamento da condutividade ao longo de 10 ciclos de 15 min cada, sendo que, no início de cada ciclo, a condutividade do produto foi mais elevada, ocorrendo, em seguida, um decaimento. Salienta-se que foram realizados 10 ciclos pois a válvula solenoide da EDR começou a apresentar problemas.

A condutividade média ao longo de cada ciclo apresentou o valor de 278,40 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Praticamente a mesma média encontrada no teste 1 (279,92 $\mu\text{S}/\text{cm}$), porém com um aumento na vazão do produto de 66,67%.

Em comparação à condutividade média inicial, que foi de 619,60 $\mu\text{S}/\text{cm}$, obteve-se uma eficiência de remoção de 55,07% de sais. Comparando novamente ao teste 1, obteve-se uma eficiência um pouco superior visto que o efluente do teste 3 trata-se da segunda coleta, a qual apresentou um valor de condutividade bruta superior ao da coleta 1.

Figura 21: Monitoramento da condutividade do diluído no teste 3, com tensão de 200V.

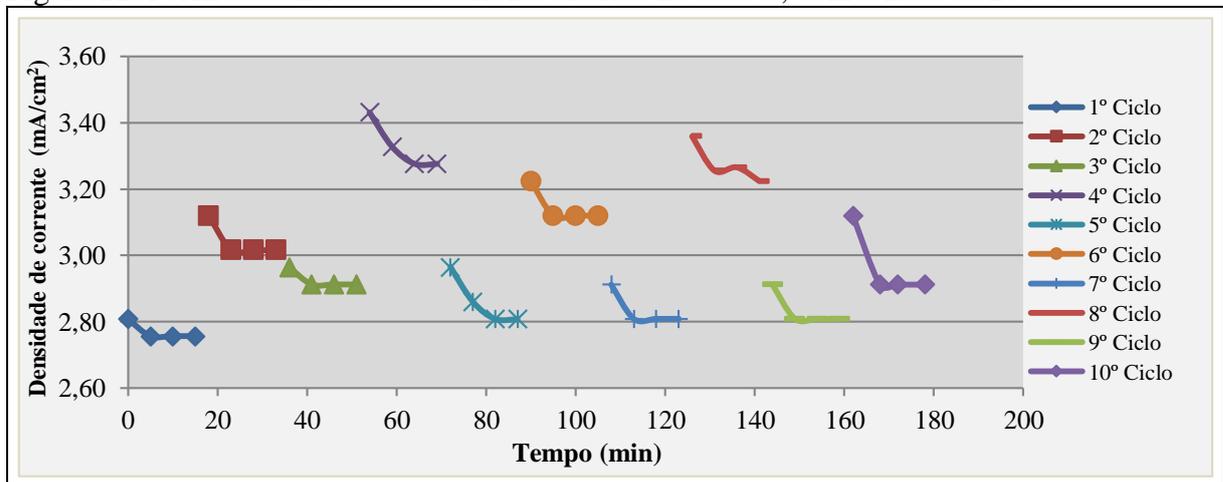


Fonte: do autor, 2019.

Com relação a corrente elétrica, novamente ocorreu uma variação de densidade ao longo dos ciclos. A figura 22 apresenta a densidade de corrente ao longo dos ciclos no teste 3. A densidade de corrente no início de cada ciclo é mais elevada, e com o passar do tempo a

densidade estabiliza na média de $2,96 \text{ mA/cm}^2$. Considerando a média total dos ciclos, obteve-se o valor de $2,99 \text{ mA/cm}^2$.

Figura 22: Perfil da densidade de corrente elétrica no teste 3, com tensão de 200V.



Fonte: do autor, 2019.

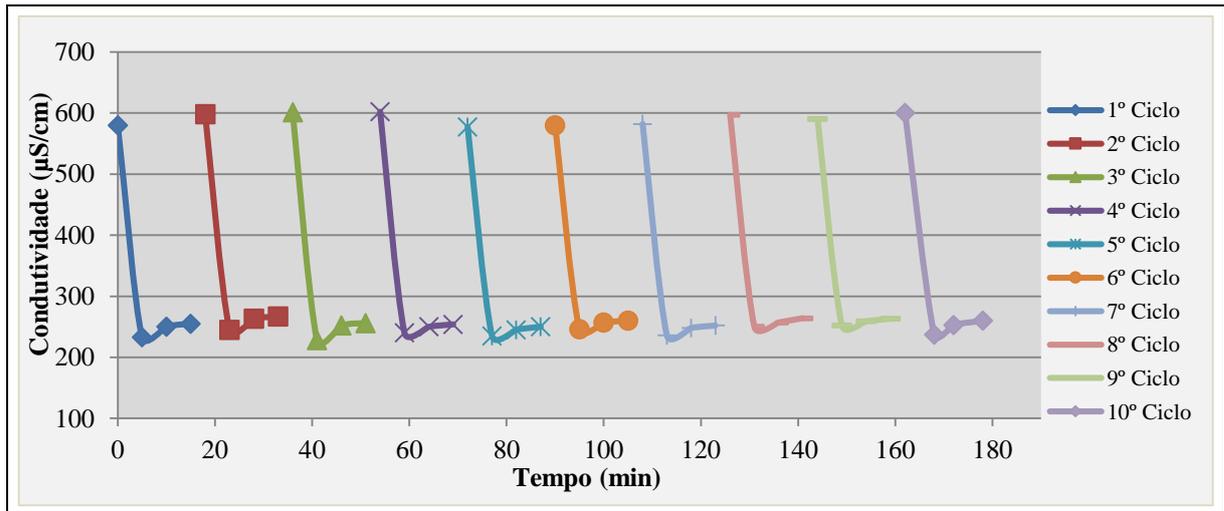
Nota-se que no teste 3, os valores de densidade de corrente obtiveram valores próximos ao do teste 2 ($2,91 \text{ mA/cm}^2$), entretanto a vazão de produto teve um aumento de aproximadamente 66,67 %, mostrando que o sistema se torna mais produtivo com uma vazão mais alta. A vazão e tensão de operação influenciam significativamente no desempenho do EDR e assim, com uma taxa de circulação maior a probabilidade de íons atravessarem a membrana aumenta em conformidade, além de atenuar a ocorrência de polarização por concentração nas membranas (HSU et al., 2012).

Avaliando os resultados do teste 3, percebeu-se que aumentando a vazão do produto, e mantendo a mesma corrente no sistema, os resultados se assemelhavam bastante, tanto no que se refere a densidade de corrente e conseqüentemente ao custo energético, quanto na eficiência na remoção de sais. Com o intuito de chegar a uma produção de diluído com uma condutividade próxima a $200 \mu\text{S/cm}$, que conforme Hsu et al., (2012) e Gally et al., (2018) se adequa para muitas aplicações industriais, no teste 4 buscou-se trabalhar com a mesma vazão de produto e rejeito do teste 3, aumentando a tensão no sistema. Desta forma, aplicou-se uma tensão de 300 V.

Para o teste 4, apresenta-se na figura 23, o comportamento da condutividade ao longo de 10 ciclos de 15 min cada, sendo que, no início de cada ciclo, a condutividade do diluído foi mais elevada, ocorrendo, em seguida, um decaimento. A condutividade média ao longo dos

ciclos apresentou o valor de $250,57 \mu\text{S}/\text{cm}$. Novamente foram realizados apenas 10 ciclos em virtude do mau funcionamento de uma válvula solenoide, porém isso não comprometeu no resultado final do teste. Em comparação à condutividade média inicial, que foi de $590,70 \mu\text{S}/\text{cm}$, obteve-se uma eficiência de remoção de $57,58\%$ de sais.

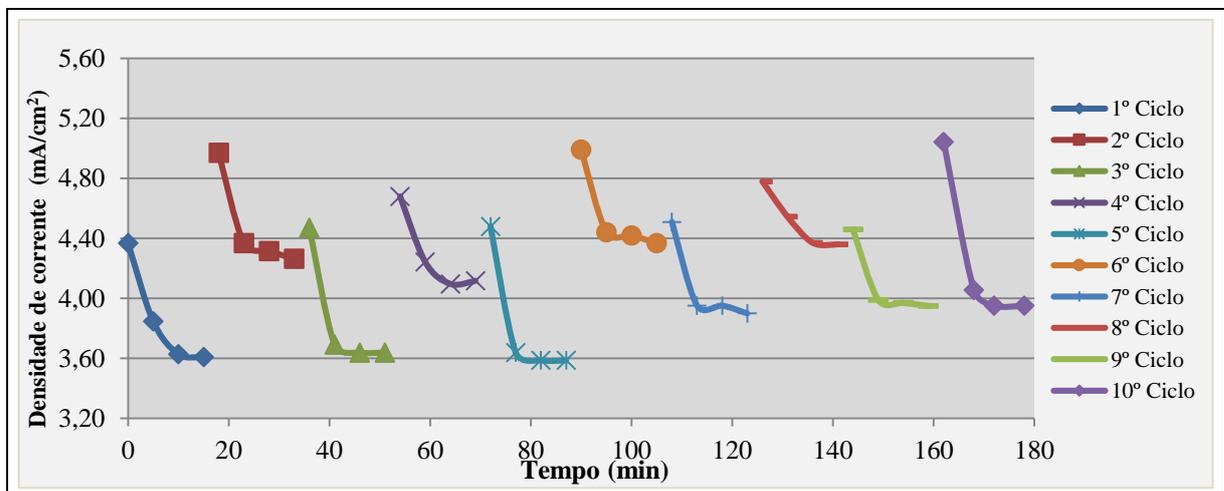
Figura 23: Monitoramento da condutividade do diluído no teste 4, com tensão de 300V.



Fonte: do autor, 2019.

Com relação a corrente elétrica, novamente ocorreu uma variação de densidade ao longo dos ciclos. A figura 24 apresenta a densidade de corrente ao longo dos ciclos no teste 4. Novamente a densidade de corrente elétrica no início de cada ciclo é mais elevada, e no final de cada ciclo se estabiliza na média de $3,97 \text{ mA}/\text{cm}^2$. Considerando a média total dos ciclos, obteve-se o valor de $4,18 \text{ mA}/\text{cm}^2$.

Figura 24: Perfil da densidade de corrente elétrica no teste 4, com tensão de 300V.



Fonte: do autor, 2019.

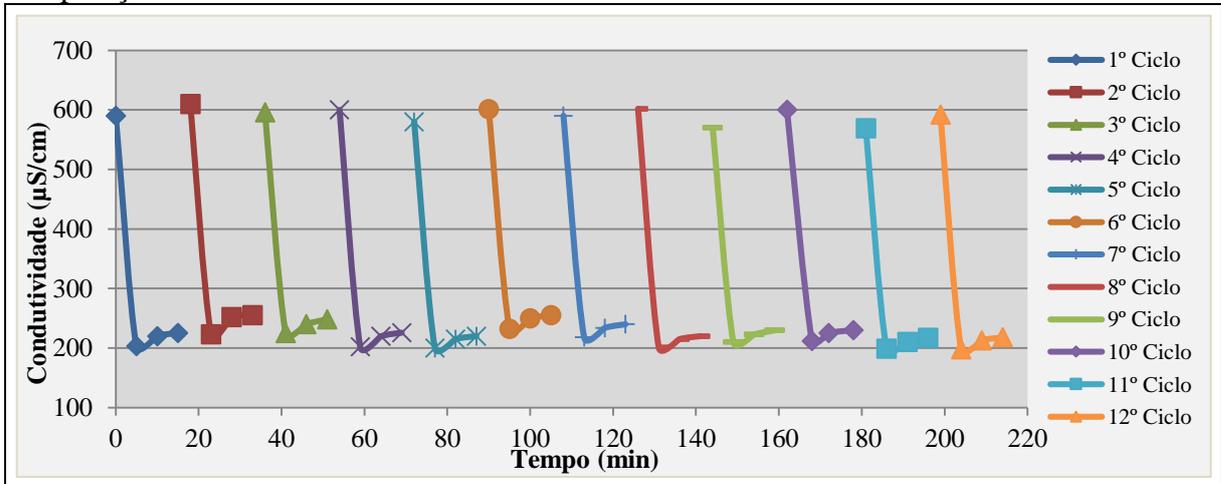
Conforme figura 24, identifica-se que os valores de densidade de corrente aumentaram, quando comparado aos demais testes. Em comparação ao teste 3, o qual foi utilizado a mesma vazão, aumentou-se em média quase $1,20 \text{ mA/cm}^2$, que pode ser explicado a partir do momento em que se aumentou a tensão do sistema.

Identifica-se que para o teste 4, foram encontrados valores médios de concentração da condutividade na produção de diluído muito próximos ao do teste 2, entretanto, utilizou-se mais energia visto o aumento da densidade de corrente, mas que em contrapartida, apresentou uma vazão de produção de diluído bem superior quando comparado ao teste 2.

Buscando aumentar a produção de diluído e diminuir a produção de rejeito, realizou-se o teste 5, onde a tensão do sistema permaneceu em 300V, a vazão de produto manteve-se em 1.000 l/h se diminuiu a vazão de rejeito para 100 l/h, o que por sua vez, resultou em um aumento percentual de 91% na produção de diluído. Sanjuán et al., (2019), descrevem que é de fundamental interesse aumentar produção de diluído, reduzindo o volume de rejeito, tornando assim a tecnologia da ED mais rentável.

Na figura 25, a condutividade média ao longo de cada ciclo apresentou o valor de $222,89 \mu\text{S/cm}$, sendo a melhor média encontrada até o momento. Em comparação à condutividade média inicial, que foi de $591,67 \mu\text{S/cm}$, obteve-se uma eficiência de remoção de 62,33% de sais. Comparando aos demais testes realizados, obteve-se a melhor eficiência, podendo ser analisado que em alguns ciclos o valor de condutividade apresentou valores de $198 \mu\text{S/cm}$, valor ideal para o reúso do efluente em processos industriais (GALLY et al., 2018). Em comparação aos demais testes, especialmente ao teste 4, se teve um aumento da eficiência de remoção de sais, juntamente com uma maior produção de diluído.

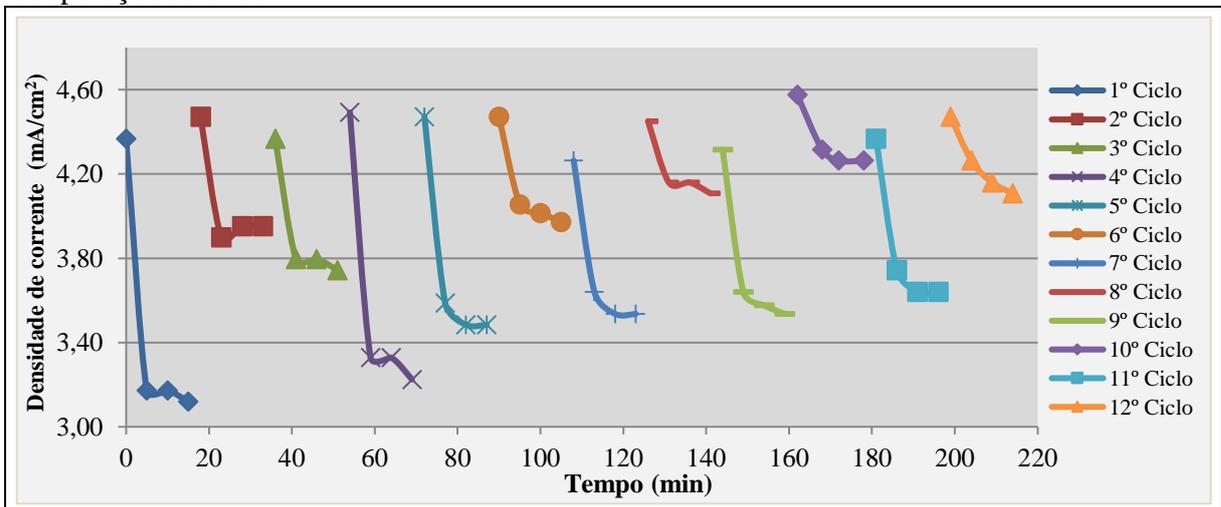
Figura 25: Monitoramento da condutividade do diluído no teste 5, com tensão de 300V e recuperação de 91%.



Fonte: do autor, 2019.

No que se refere a corrente elétrica, novamente ocorreu uma variação de densidade ao longo dos ciclos (figura 26). A densidade de corrente no início de cada ciclo é mais elevada, e no final de cada ciclo estabiliza na média de $3,72 \text{ mA/cm}^2$. Considerando a média total dos ciclos, obteve-se o valor de $3,93 \text{ mA/cm}^2$.

Figura 26: Perfil da densidade de corrente elétrica no teste 5, com tensão de 300V e recuperação de 91%.



Fonte: do autor, 2019.

Conforme figura 26, identifica-se que os valores de densidade de corrente tiveram uma pequena diminuição quando comparado com o teste 4. O teste 5 teve como resultado uma remoção de sais superior ao teste 4, uma diminuição no consumo elétrico e um aumento na produção de diluído, o que consequentemente reduziu a geração de rejeito. Sanjuán et al., (2019), reportam um dos grandes problemas que limitam o emprego da ED é a geração de

grandes volumes de rejeito, fazendo com que se reduza a quantidade de produção de diluído, além de que um gerenciamento desadequado aumenta os custos econômicos e ambientais associados ao tratamento.

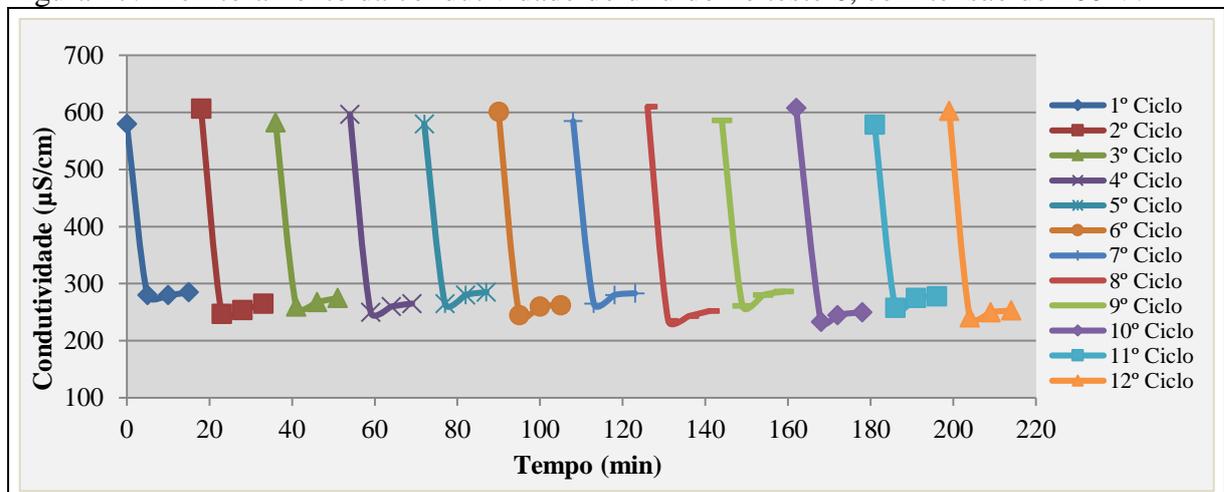
4.3.3 Testes 6 e 7

Por fim, buscou-se realizar testes com vazões maiores, na ordem máxima da planta piloto de EDR. Como já foi relatado, o manual do equipamento descreve como vazão máxima de trabalho a quantidade de 2.000 l/h, contudo, se conseguiu operar o equipamento com uma vazão do produto de 1.250 litros/hora e uma vazão de rejeito de 300 l/h (teste 7), visto que vazões superiores a estas ocasionaram o vazamento de efluente no *stack*.

Desta forma, como já havia sido trabalhado com uma vazão de produção de diluído de 1.000 l/h e a vazão máxima encontrada foi de 1.250 l/h, o teste 6 teve a premissa de operar a EDR com uma vazão intermediária, tendo como uma vazão de produto de 1.150 l/h e 300 l/h de rejeito.

Assim, o teste 6, apresentado na figura 27, teve ao longo de 12 ciclos de 15 min cada, uma diminuição na condutividade, podendo ser considerada como a condutividade média ao longo do teste no valor de 262,61 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Em comparação à condutividade média inicial, que foi de 593,23 $\mu\text{S}/\text{cm}$, obteve-se uma eficiência de remoção de 55,73% de sais. Nota-se que os valores médios encontrados são superiores aos dos testes 2, 4 e 5, porém a vazão de produto foi maior do que os testes mencionados.

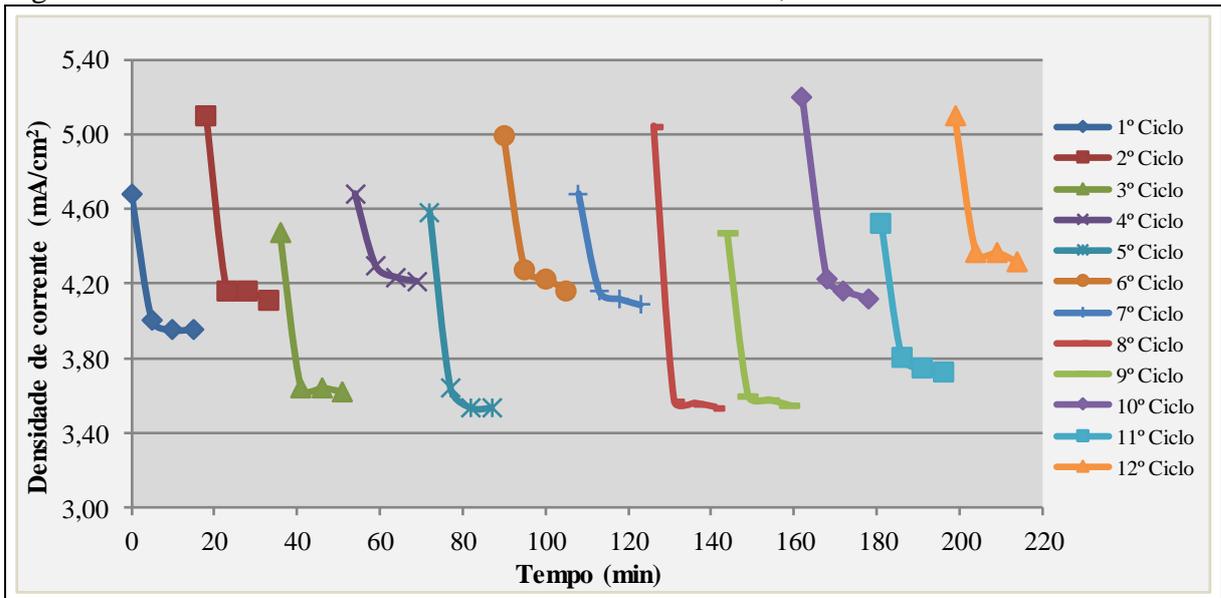
Figura 27: Monitoramento da condutividade do diluído no teste 6, com tensão de 200 V.



Fonte: do autor, 2019.

Sobre a corrente elétrica, a variação de densidade ao longo dos ciclos novamente foi notada (figura 28). Inicia-se os ciclos com uma densidade de corrente mais elevada e ao final de cada ciclo a mesma se estabiliza na média de $3,91 \text{ mA/cm}^2$. Considerando a média total dos ciclos, obteve-se o valor de $3,94 \text{ mA/cm}^2$.

Figura 28: Perfil da densidade de corrente elétrica no teste 6, com tensão de 200 V.

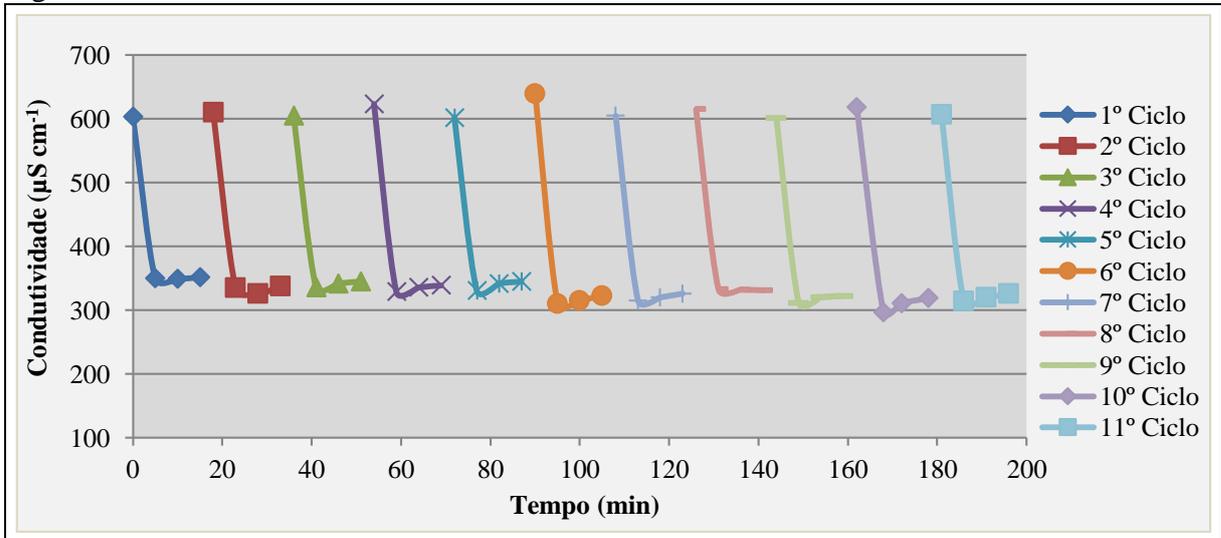


Fonte: do autor, 2019.

No teste 7, se dá o fechamento do estudo da aplicação da EDR no tratamento terciário de esgoto. Foi realizado de acordo com a vazão máxima suportada pelo equipamento. Apresenta-se na figura 29, o comportamento da condutividade ao longo de 11 ciclos de 15 minutos cada, tendo como premissa novamente a condutividade do produto mais elevada no início de cada ciclo, ocorrendo, em seguida, um decaimento. Salienta-se que o 12º ciclo não foi realizado pois novamente ocorreu um problema na válvula solenoide, precisando ser finalizado o teste no 11º ciclo, mas não comprometeu com o resultado final encontrado.

Identifica-se que a condutividade média ao longo dos ciclos, apresentou o valor de $328,48 \mu\text{S/cm}$. Em comparação aos demais testes, foi a maior média encontrada. Levando em consideração a condutividade média inicial, que foi de $611,64 \mu\text{S/cm}$, obteve-se uma eficiência de remoção de 46,29% de sais. No comparativo com os demais testes, obteve-se a menor eficiência.

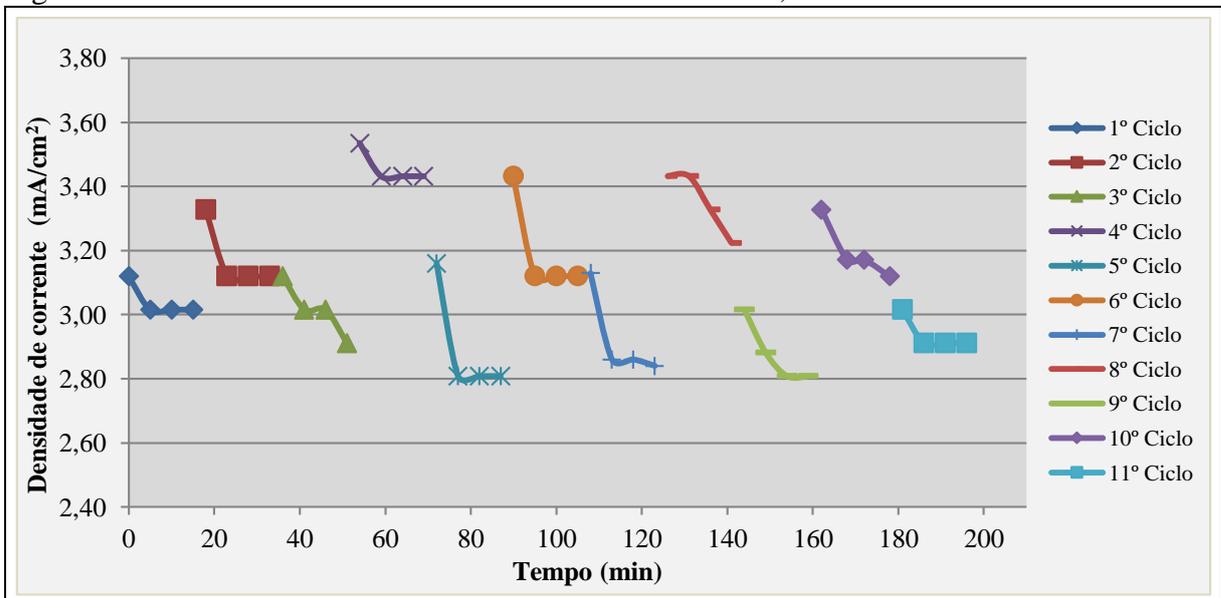
Figura 29: Monitoramento da condutividade do diluído no teste 7, com tensão de 200 V.



Fonte: do autor, 2019.

A figura 30, identifica o comportamento da variação da densidade de corrente elétrica ao longo dos ciclos. Inicia-se os ciclos com uma densidade de corrente mais elevada, e no final dos ciclos a mesma se estabiliza na média de $3,05 \text{ mA/cm}^2$. Considerando a média total dos ciclos, obteve-se o valor de $3,03 \text{ mA/cm}^2$.

Figura 30: Perfil da densidade de corrente elétrica no teste 7, com tensão de 200 V.



Fonte: do autor, 2019.

A densidade de corrente elétrica média, apresentou valores mais baixos quando comparado aos testes 4 e 5, entretanto o valor médio da condutividade final foi o maior encontrado em todos os testes.

4.3.4 Comparativo entre os testes

4.3.4.1 Condutividade elétrica

Os valores de condutividade inicial no esgoto (alimentação), a partir dos resultados apresentados pela Central analítica da Feevale, para as três coletas se assemelharam bastante, apresentando valores de 670,40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (testes 1 e 2), 732,43 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (testes 3 e 7) e 653,79 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (testes 4, 5 e 6), sendo a média geral o valor de 685,60 $\mu\text{S}/\text{cm}$. É importante pontuar que existiu uma divergência nos resultados medidos utilizando o condutivímetro portátil durante a condução dos ensaios.

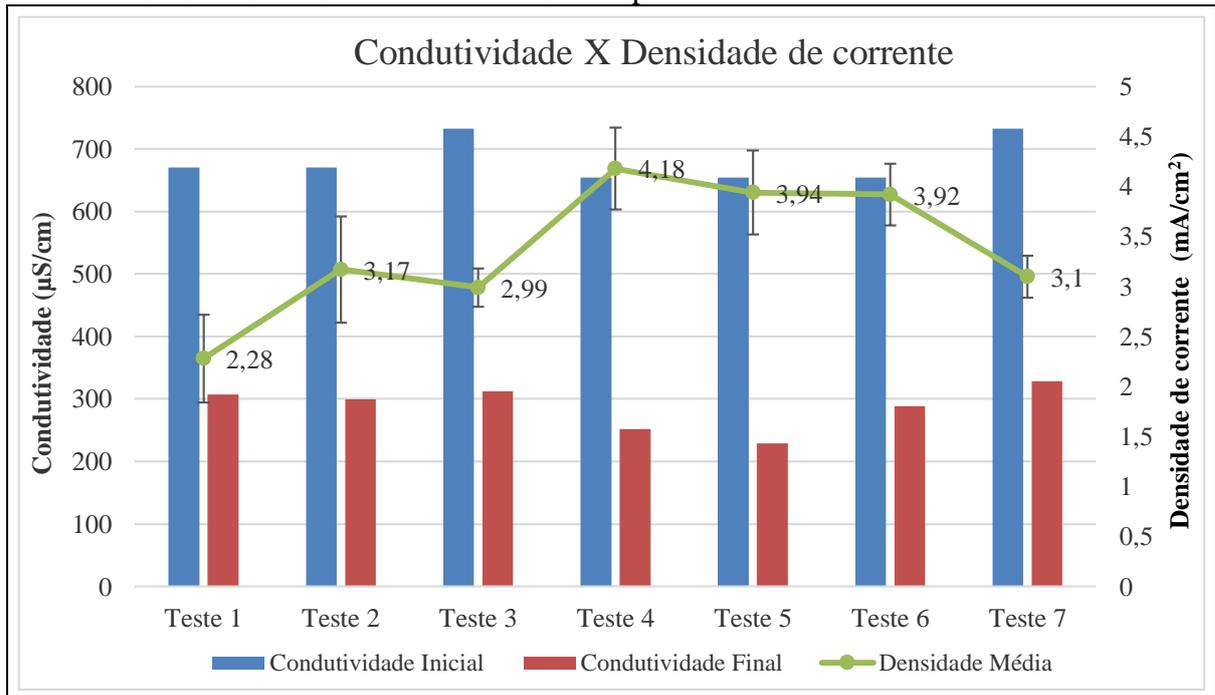
O valor da condutividade inicial se assemelha muito a outros resultados outrora encontrados em águas residuárias municipais. Schoenell et al., (2018), na caracterização do esgoto tratado na mesma ETE e pelo mesmo processo de lodos ativados, encontrou o valor médio de 543,30 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tendo um desvio padrão de $\pm 90,20$. Albornoz, (2017) teve como valor médio da condutividade no efluente de alimentação 806,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e desvio padrão de ± 23 . Bitencourt et al., (2016) e Gally et al., (2018), relataram o valor da condutividade médio de 580 e 669 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente, após tratamento do esgoto em *wetlands* na ETE Mundo Novo, demonstrando uma grande semelhança com os valores encontrados no presente estudo.

Valores diferentes de condutividade no esgoto tratado foram relatados por Goodman et al., (2013), onde os valores médios de condutividade foram na ordem de 1.924 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na saída do tratamento de esgoto, que segundo os autores, uma possível causa para valores tão elevados tenha se dado pela forte condição de seca em andamento na região estudada. No estudo recente de Nam et al., (2019), efluentes de uma estação de tratamento de esgoto, localizada ao lado do mar em Jeju, na Coreia, apresentaram valores de condutividade variando entre 1.300 e 5.700 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Com a finalidade de avaliar a eficiência da eletrodialise como técnica de polimento do esgoto tratado e para fins de reúso, os efluentes foram tratados buscando atingir valores de condutividade elétrica na ordem de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, que de acordo com Bitencourt et al., (2016) e Gally et al., (2018), é similar ao da água de abastecimento público, e adequada para muitas aplicações industriais (HSU et al., 2012).

Na figura 31, são apresentados os valores de condutividade na alimentação, e os valores de condutividade do produto, das amostras compostas analisadas pela central analítica da Feevale, juntamente com os valores médios da densidade de corrente ao longo de todos os testes, medidos durante os ensaios, com seus respectivos desvios padrão.

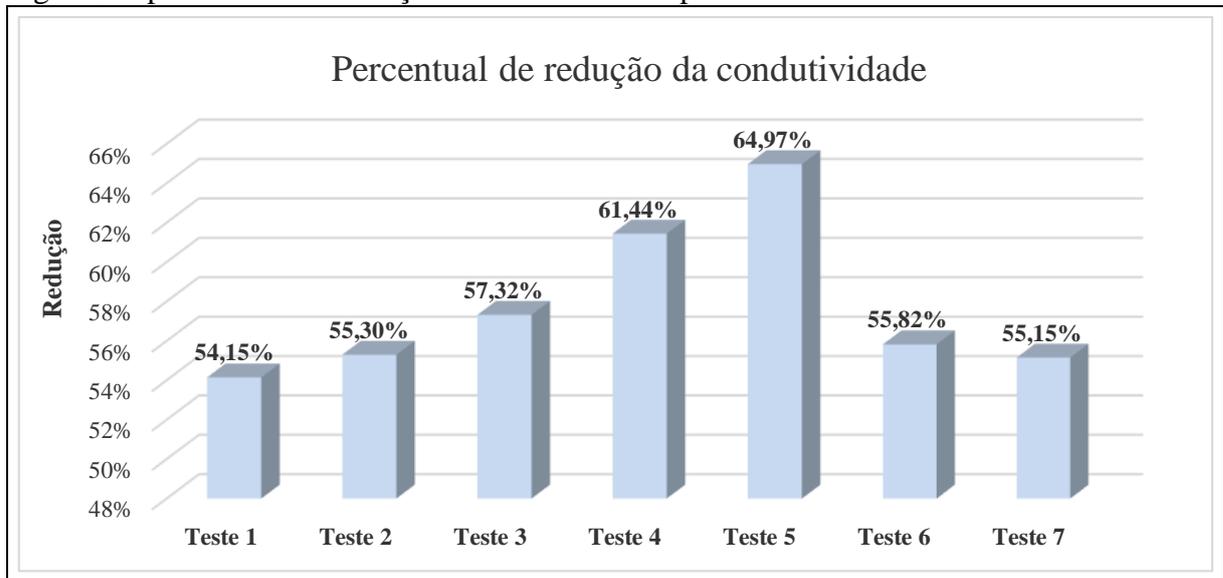
Figura 31: condutividade inicial e condutividade final ao longo dos 7 testes, juntamente com as médias de densidade de corrente e seu desvio padrão.



Fonte: do autor, 2019.

Identifica-se a partir da figura 31, que o teste 5 apresentou o menor valor de condutividade no produto da EDR (229,07 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e o teste 7 apresentou o maior valor médio do produto após o processo de EDR (328,48 $\mu\text{S}/\text{cm}$). O teste 4, teve um resultado muito próximo ao do teste 5, apresentando o valor de condutividade no produto de 252,17 $\mu\text{S}/\text{cm}$, contudo, a densidade de corrente média no teste 5 foi inferior ao do teste 4, e produção de diluído do teste 5 foi de 91%. O teste 6 apresentou uma densidade de corrente praticamente igual ao do teste 5, contudo, a redução da condutividade foi maior no teste 5, identificando que uma vazão intermediária apresenta valores de remoção de sais mais eficiente. O teste 1 foi o que apresentou a menor densidade de corrente, e quando comparado ao teste 2, percebe-se que houve um aumento significativo na densidade de corrente para uma pouca diferença no valor da condutividade no produto. Na figura 32, são demonstrados os percentuais de redução nos 7 testes.

Figura 32: percentuais de redução da condutividade para os 7 testes realizados.



Fonte: do autor, 2019.

Novamente se identifica que o teste 5 teve o maior percentual de redução da condutividade, com o valor de 64,97%. O teste 4 vem logo em seguida, com o valor de 61,44%, entretanto considera-se o teste 5 como melhor, pois além de apresentar uma redução maior, apresenta uma menor produção de rejeito e uma quantidade de energia utilizada inferior ao teste 4, tendo como um percentual de recuperação na ordem de 91%, e assim, uma menor produção de rejeito, otimizando melhor o processo. No estudo de Goodman et al., (2013), na planta piloto de EDR conseguiu-se uma redução de condutividade de 72,66%, produzindo um efluente com uma concentração média de 526 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podendo ser utilizado na irrigação de hortaliças, mas não como reúso industrial. Hsu et al., (2012), obtiveram uma eficiência média de redução percentual de sais de 75%, tendo uma condutividade final variando entre 100 e 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$, contudo, a planta piloto de EDR trabalhou com uma produção de diluído de somente 50%, ou seja, metade do efluente da EDR foi rejeito.

Importante identificar também, que os demais testes tiveram um percentual de redução muito parecido, entretanto, os testes 1 e 2 trabalharam com uma vazão de produto de 600 l/h, enquanto que o teste 7, operou com uma vazão de produção de diluído 1.250 l/h, mais que o dobro, e ainda assim apresentou valores equiparados aos demais teste.

4.3.4.2 Remoção de ânions

Na tabela 9, são apresentados os resultados da concentração dos ânions ao início de cada teste, o resultado após a realização dos 7 testes na EDR e o percentual de remoção.

Tabela 9: concentração inicial e final dos ânions analisados, juntamente com o percentual de remoção.

Teste	Concentração (mg/l)	Ânion					
		Fluoreto	Cloreto	Nitrito	Nitrato	Fósforo	Sulfato
1	Inicial	0,64	118,71	<0,376	4,00	0,41	80,86
	Final	0,34	40,94	<0,376	1,53	0,35	35,19
	Remoção (%)	47,11%	65,51%	-	61,71%	14,95%	56,48%
2	Inicial	0,64	118,71	<0,376	4,00	0,41	80,86
	Final	0,32	30,64	<0,376	1,21	0,15	34,49
	Remoção (%)	50,70%	74,19%	-	69,86%	63,97%	57,34%
3	Inicial	0,54	154,89	3,13	1,13	1,30	45,23
	Final	0,28	70,37	0,87	1,00	0,58	30,55
	Remoção (%)	48,71%	54,57%	72,40%	11,35%	54,98%	32,47%
4	Inicial	<0,398	88,94	<1,142	6,19	5,10	36,56
	Final	0,26	36,29	<1,142	1,54	0,86	23,69
	Remoção (%)	-	59,19%	-	75,15%	83,20%	35,22%
5	Inicial	<0,398	88,94	<1,142	6,19	5,10	36,56
	Final	0,24	29,63	<1,142	1,27	0,65	18,51
	Remoção (%)	-	66,68%	-	79,48%	87,22%	49,39%
6	Inicial	<0,398	88,94	<1,142	6,19	5,10	36,56
	Final	0,31	47,17	<1,142	1,91	1,45	27,89
	Redução (%)	-	46,96%	-	69,22%	71,51%	23,73%
7	Inicial	0,54	154,89	3,13	1,13	1,30	45,23
	Final	<0,995	10,65	<1,88	3,25	0,46	8,67
	Remoção (%)	-	93,12%	-	-187,77%	64,86%	80,83%

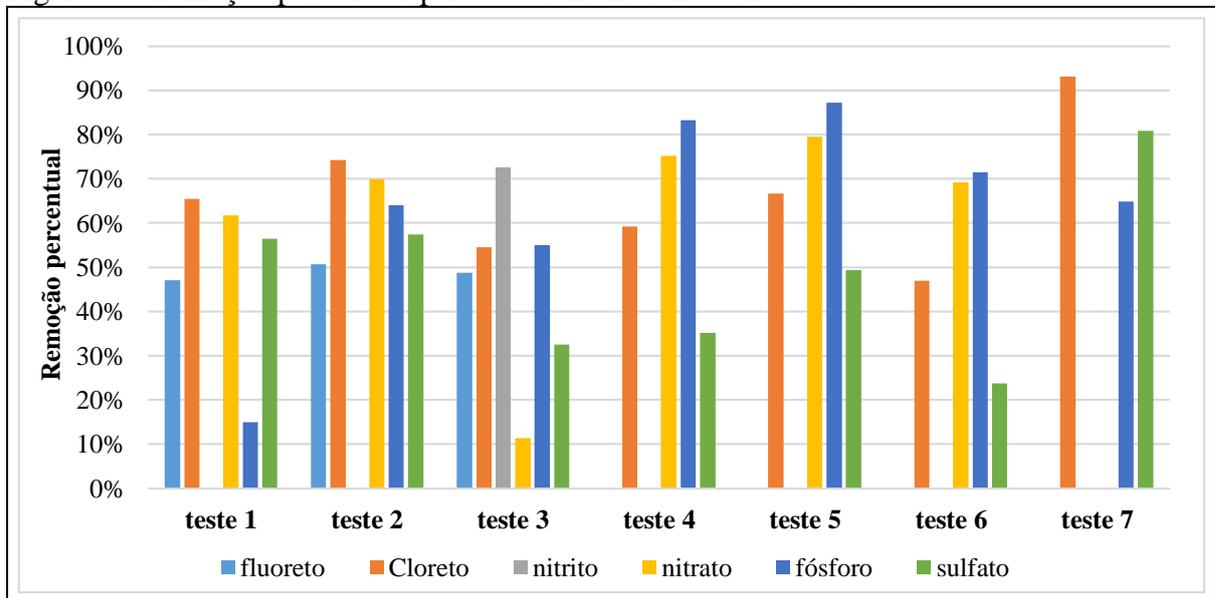
Fonte: do autor, 2019.

Identifica-se concentrações inferiores a 4 mg/l após a EDR para os compostos de fósforo, nitrito e nitrato, que segundo Mishima et al., (2016) ocasionam a eutrofização em corpos hídricos superficiais, sendo o ânion nitrato deve sempre apresentar concentrações extremamente baixas, visto que em elevadas concentrações na água, o mesmo pode ocasionar a doença Metahemoglobinemia, que ocorre principalmente em crianças. Para o teste 7, identifica-se que o valor final teve um acréscimo ao invés de uma redução. Considera-se ainda que, as concentrações iniciais dos ânions, apresentaram valores baixos, quando comparado a estudos de Albornoz (2017), que apresentaram valores iniciais de nitritos 8,84 mg/l e 131,80 mg/l de nitratos.

Com relação ao ânion fluoreto, as concentrações iniciais encontradas foram baixas, sendo que para as coletas 1 e 2, os resultados ficaram bem próximos aos de Gally et al., (2018). Para os testes 1 e 2, o percentual de redução ficou em aproximadamente 50%, e demais testes valores ficaram abaixo do limite de detecção.

Na figura 33, são apresentados os percentuais de remoção dos ânions para os sete testes.

Figura 33: Remoção percentual para cada ânion avaliado nos sete testes.



Fonte: do autor, 2019.

Conforme figura 33, para fluoreto os testes 4, 5 e 6 tiveram o valor inicial abaixo do limite de detecção e para o teste 7, o valor após EDR apresentou valor abaixo do limite de detecção, assim, não podendo ser expressado o percentual na figura 33. O ânion nitrito, para as coletas 1 e 3, os valores da alimentação também ficaram abaixo do limite de detecção e para o teste 7, o valor após EDR também ficou abaixo do limite de detecção. Por fim, no teste 7 o ânion nitrato apresentou um aumento após a EDR de 187,77%, e também não foi expresso na figura 33.

Identifica-se que para o parâmetro fósforo, os testes 4 e 5, apresentaram ótimas eficiências após a EDR, tendo um percentual de redução 83,20% e 87,22%, respectivamente. Para o teste 1, o fósforo teve a menor remoção (14,95%). Nitrato também teve uma boa remoção para os testes 4 e 5, com valores de 75,15% e 79,48%, respectivamente. O teste 3 apresentou apenas 11,35%, porém o valor inicial já era muito baixo (1,13 mg/l).

Salienta-se que o teste 7, apresentou bons valores de remoção para cloretos (93,12%) e sulfato (80,83%), que no comparativo com os demais testes, foram os melhores percentuais encontrados. De modo geral, com exceção do teste 7, percebe-se que o sulfato apresentou os

menores valores percentuais de redução, uma vez o referido ânion possui alta afinidade com a membrana (GALLY et al, 2018).

De forma geral, o teste 5 apresentou em sua maioria um percentual de remoção de ânions superior a 60%, percentual superior ao de Bitencourt et al., (2016) quando utilizou o esgoto tratado diretamente na ED, e verificou uma extração percentual média de 40%. Os autores relataram ainda que quando utilizaram um POA no efluente e depois encaminharam para a ED, o percentual de extração médio subiu para 70%.

4.3.4.3 Remoção de cátions

Na tabela 10, são apresentados os resultados da concentração dos cátions ao início de cada teste, o resultado após a realização dos 7 testes na EDR e o percentual de remoção.

Tabela 10: concentração inicial e final dos cátions analisados, juntamente com o percentual de remoção.

Teste	Concentração (mg/l)	Cátions					
		Sódio	Cálcio	Potássio	Magnésio	Zinco	Ferro
1	Inicial	100,90	14,86	6,30	4,93	0,064	0,280
	Final	30,00	5,54	1,80	1,73	0,037	0,156
	Remoção (%)	70,27%	62,75%	71,43%	64,96%	42,19%	44,29%
2	Inicial	100,90	14,86	6,30	4,93	0,064	0,280
	Final	21,90	4,69	1,40	1,27	0,028	0,169
	Remoção (%)	78,30%	68,44%	77,78%	74,15%	56,25%	39,64%
3	Inicial	105,50	14,09	6,60	3,66	0,043	0,228
	Final	46,50	5,74	2,20	1,58	0,027	0,107
	Remoção (%)	55,92%	59,26%	66,67%	56,77%	37,21%	53,07%
4	Inicial	103,00	10,85	12,30	3,43	0,017	0,042
	Final	22,20	5,55	2,10	0,96	0,028	0,067
	Remoção (%)	78,45%	48,88%	82,93%	71,97%	-64,71%	-59,52%
5	Inicial	103,00	10,85	12,30	3,43	0,017	0,042
	Final	18,00	4,95	1,70	1,38	0,019	0,144
	Remoção (%)	82,52%	54,35%	86,18%	59,71%	-117,65%	-242,86%
6	Inicial	103,00	10,85	12,30	3,43	0,017	0,042
	Final	28,80	5,83	2,70	2,32	0,036	0,069
	Remoção (%)	72,04%	46,25%	78,05%	32,32%	-111,76%	-64,29%
7	Inicial	105,50	14,09	6,60	3,66	0,043	0,228
	Final	62,30	7,67	2,80	2,21	0,064	0,089
	Remoção (%)	40,95%	45,56%	57,58%	39,53%	-48,84%	60,96%

Fonte: do autor, 2019.

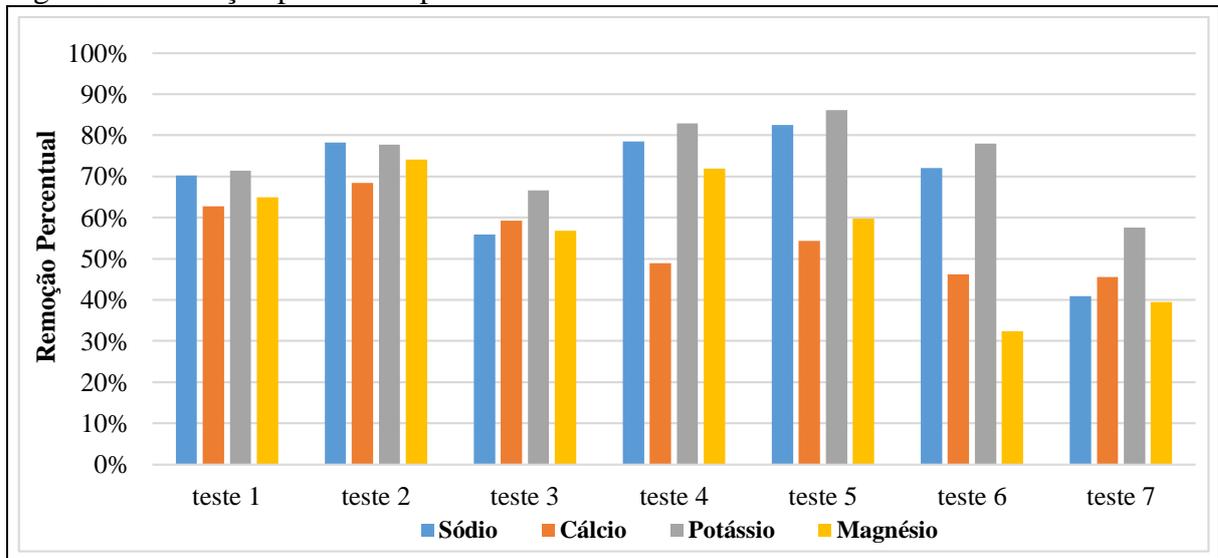
Avaliando a tabela 10, para o cátion cálcio, praticamente todos os valores finais apresentaram concentrações abaixo de 6,0 mg/l, exceto para o teste 7 (7,67 mg/l). Para o cátion magnésio, valores abaixo de 2,5 mg/l foram encontrados. O teste 2 e o teste 5, apresentaram os menores valor de concentração após a EDR, mas destaca-se que para o teste 5, a vazão de produto é superior ao do teste 2 em 66,67%. Malakootian et al., (2010) ressaltam que os parâmetros cálcio e magnésio são considerados parâmetros bastante restritivos quando relacionados ao reúso industrial, haja visto que os mesmos acabam atribuindo dureza a água, podendo assim, formar depósitos nas tubulações e prejudicar os equipamentos envolvidos no processo. Goodman et al., (2013) produziram uma água com a concentração final de cálcio de 5,4 mg/l, valor bem próximo ao encontrado no presente trabalho e 4,45 mg/l de magnésio, sendo este valor, bem acima do encontrado. Gally et al., (2018), relatam concentrações de 4,4 mg/l para cálcio e 0,6 mg/l para magnésio, após ensaios na ED, que segundo autores, são concentrações adequadas para o reúso industrial.

O potássio, após os testes realizado na EDR apresentou valores abaixo de 2,8 mg/l, sendo que novamente para os testes 2 e 5, foram encontrados as menores concentrações, 1,4 mg/l e 1,7 mg/l, respectivamente. Gally et al., (2018), também relata a concentração final de potássio após a ED em 1,4 mg/l.

Por fim, o cátion sódio também foi avaliado, e para o teste 5 apresentou a menor concentração após a EDR, apresentando uma concentração de 18 mg/l. O teste 7, novamente apresentou os maiores valores de concentração após EDR (62,30 mg/l), contudo, ainda assim apresentou valores inferiores ao de Goodman et al., (2013), que apresentou o valor de 88 mg/l. Gally et al., (2018), relata o valor final de sódio em 17,2 mg/l, valor bem próximo ao encontrado no presente estudo.

Na figura 34, são apresentados os percentuais de redução dos cátions para os 7 testes.

Figura 34: Remoção percentual para cada cátion avaliado nos 7 testes.



Fonte: do autor, 2019.

No que se refere ao percentual de remoção, nota-se que o teste 7 apresentou os menores valores, visto que foi a maior vazão de produto trabalhada. O teste 5 apresentou 82,52% de remoção para sódio e 86,18% de remoção para potássio, sendo os maiores percentuais de remoção de todos os testes. Com relação ao cálcio e magnésio, o teste 5 apresentou percentuais mais baixos, contudo, a concentração final de cálcio foi a segunda mais baixa, tendo apenas o teste 2 com uma concentração mais baixa e a concentração final de magnésio, também apresentou um bom valor quando comparado aos demais testes. Gally et al., (2018), apresentou percentuais de remoção superiores aos encontrados no presente trabalho, tendo percentuais acima de 80% para potássio magnésio e cálcio, e superior a 70% para sódio.

De forma geral, a figura 34, demonstra também que a extração de cálcio apresenta percentuais, de forma geral, inferior à de sódio e magnésio levando em conta que houve uma acumulação de matéria orgânica nos canais da EDR. A incrustação orgânica era esperada principalmente para as membranas de troca aniônica, devido a interações de cargas elétricas. Duke et al. (2013), organizou diversos estudos sobre modelagem molecular de potenciais contaminantes orgânicos em processos de membrana, e apresentou que o cátion sódio interage pouco com a matéria orgânica natural, já o cálcio interage fortemente e o magnésio não mostrou interação. Assim, na presença de matéria orgânica, a redução percentual de cálcio apresenta-se de forma menos eficiente do que o sódio e o magnésio.

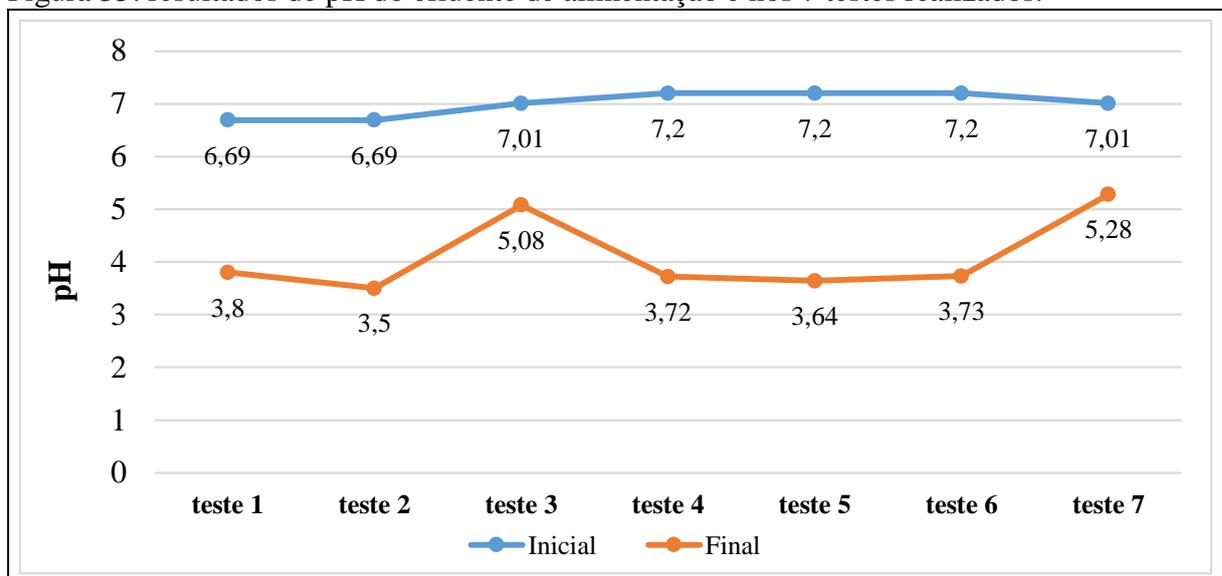
Diante do exposto, percebe-se que as eficiências de remoção, tanto de cátions, quanto de ânions pelo tratamento com EDR, podem ser influenciadas pelo raio iônico e pela carga dos íons, juntamente com condições operacionais, como o potencial elétrico aplicado, por exemplo.

De forma geral, a remoção percentual para cátions foi de aproximadamente 60 %, valor inferior ao relatado no estudo de Bitencourt et al., (2016), quando o percentual de remoção para os cátions encontrado foi de 70%, mantendo esse percentual, mesmo após a utilização de POA antes da ED.

4.3.4.4 pH

Os resultados de pH no efluente de alimentação apresentaram valores característicos de esgoto, próximos a neutralidade. Já para os resultados após os testes da EDR, percebe-se que ocorreu uma grande diminuição, principalmente nos testes 1, 2, 4, 5 e 6 (figura 35). Essa queda, pode ser explicada devido à redução de compostos que apresentam características básicas, como por exemplo amônia, carbonato e bicarbonatos, fazendo com que ocorra a diminuição do valor do pH na solução (ALBORNOZ, 2017).

Figura 35: resultados de pH do efluente de alimentação e nos 7 testes realizados.



Fonte: do autor, 2019.

Para Panigrahi et al. (2015), deve-se adotar um controle bastante rigoroso no controle do pH, uma vez que o mesmo apresentar valores abaixo do recomendado, poderá provocar corrosão nas tubulações, enquanto que em valores elevados, pode aumentar o potencial para a

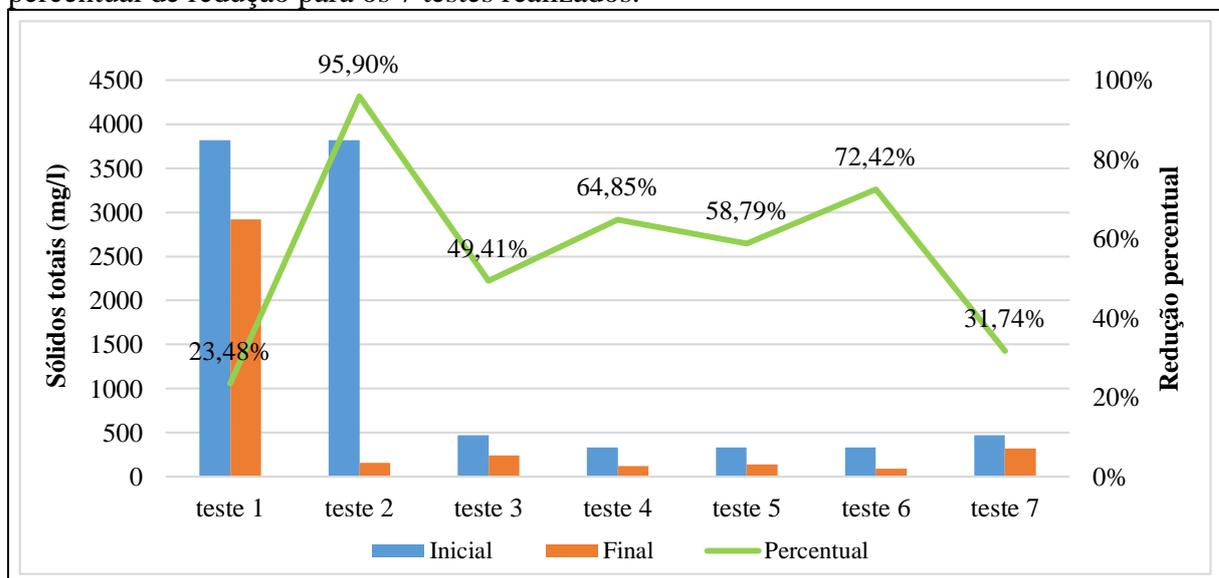
formação de incrustações. Assim, para que se possa realizar o reúso, para todos os testes, deverá ser feita a correção do pH, através de compostos químicos como, por exemplo, hidróxido de potássio ou hidróxido de sódio, até atingir valores de pH entre 6,0 e 9,0 (ALBORNOZ, 2017).

4.3.4.5 Sólidos totais

Para os sólidos totais, apresenta-se na figura 36, as concentrações iniciais no efluente de alimentação, as concentrações após tratamento pela EDR após os 7 testes juntamente com as eficiências de cada teste.

Nota-se que a coleta 1, apresentou valores de sólidos totais bem alto (3.818 mg/l), e bem diferente das coletas 2 e 3 que apresentaram valores de 469,50 mg/l e 330 mg/l, respectivamente. Destaca-se que o teste 2 apresentou um grande valor na eficiência de redução, com 95,90%, e para os testes 6, 4 e 5 os valores de redução percentual variaram entre 58 e 72%, chegando a apresentar para o teste 6 a concentração de 91 mg/l.

Figura 36: resultado de sólidos totais, na alimentação e após EDR, juntamente com o percentual de redução para os 7 testes realizados.



Fonte: do autor, 2019.

Uma parcela do valor de sólidos totais é advinda da parcela de sólidos dissolvidos totais onde o mesmo é removido pela ED por possuir características iônicas (ALBORNOZ, 2017). Os valores percentuais de redução acima de 60% podem ser explicados devido ao fato de os sólidos totais, serem constituídos por sólidos dissolvidos totais, fixos e voláteis, e assim,

representarem uma parcela de sais inorgânicos, que possuem carga e são transportados através das membranas íon-seletivas (JONES et al., 2015).

Goodman et al., (2013) apresentaram valores de alimentação de 1.104 mg/l, chegando a concentração do produto de 328 mg/l, representando uma redução de 70%. Os autores ainda complementam que diretrizes de qualidade da água para reúso em hortaliças, especificam um limite para sólidos totais de até 375 mg/l. No estudo de HSU et al., (2012) os autores não mencionam qual o valor de sólidos após EDR, mas comentam que os sólidos dissolvidos totais no efluente de alimentação variaram de 250 a 350 mg/l, valores já considerados baixos. Albornoz, (2017) encontrou valores médios de sólidos totais na saída do tratamento de esgoto de 538 mg/l, e após ensaios na EDR a concentração média reduziu para 113 mg/l, tendo um percentual de redução de 78,90%.

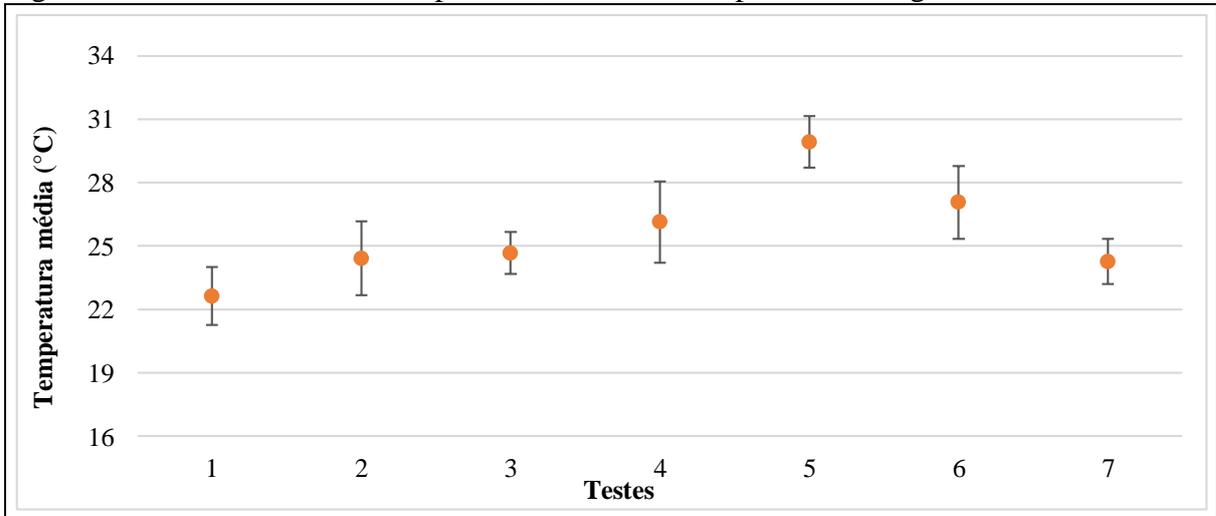
Em efeito, e apesar de ter ocorrido uma considerável taxa de remoção para sólidos totais, é sabido que a técnica de EDR remove somente íons e moléculas carregadas ionicamente, contudo, observou-se uma diminuição nos índices de sólidos totais que provavelmente possa ter sido pelo acúmulo dos mesmos na superfície da membrana, em decorrência da formação de *fouling* (BERNARDES et al., 2013).

Bittencourt et al., (2016) afirmam em seu estudo, que os sólidos em suspensão e os compostos orgânicos já devem ser eliminados no pré-tratamento, justamente para evitar o aumento da resistência e a queda na eficiência da remoção de íons. Goodman et al., (2013) salienta a importância da utilização de um filtro (FFM) como um pré-tratamento no efluente de alimentação, visando a diminuição da turbidez, que deve ficar abaixo de 1,5 NTU, e reduzindo a concentração de ferro e manganês para atender aos requisitos específicos do EDR.

4.3.4.6 Temperatura

Outra condição que foi avaliada no decorrer dos testes, foi a temperatura do efluente (figura 37). Com o passar dos testes, identificou-se um aumento gradual da temperatura. A figura 40, apresenta os valores médios de temperatura nos 7 testes, justamente com o seu desvio padrão.

Figura 37: valores médios da temperatura, com o desvio padrão ao longo dos 7 testes.



Fonte: do autor, 2019.

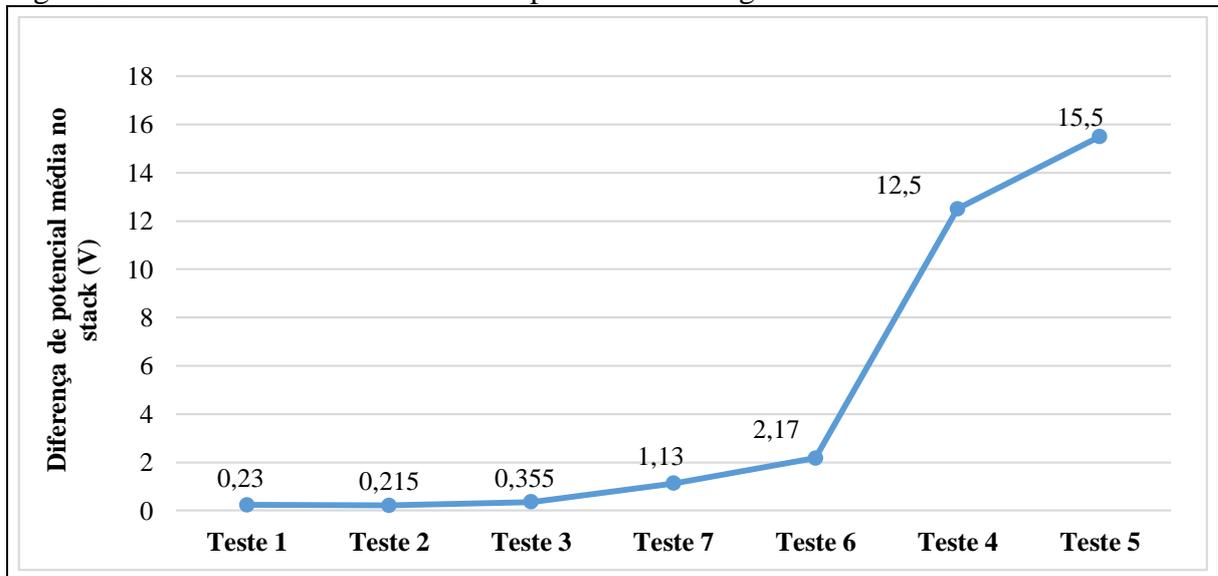
Um dos motivos para o aumento da temperatura, pode estar relacionado a forma de operação, já que o ciclo permaneceu fechado entre a alimentação e a EDR, ou seja, não houve inclusão de água no sistema, uma vez que o efluente que passava pela eletrodialise retornava para o tanque de alimentação e voltava a passar pela EDR. Na visão de Praneeth, et al., (2014) a vida útil das membranas tende a diminuir com o aumento da temperatura.

Destaca-se ainda que o teste 5 foi o que apresentou os melhores resultados, e também, o que apresentou a média mais alta de temperatura. No estudo de Benneker et al., (2018) a temperatura das soluções de alimentação mais elevada, tiveram um impacto positivo no desempenho da EDR, logo, as soluções mais quentes aumentaram a condutividade da alimentação, facilitando a mobilidade iônica e reduzindo as perdas ôhmicas.

4.3.4.7 Diferença de potencial entre as membranas

O DDP também foi avaliado de acordo com as medições realizadas em diferentes pontos do *stack* ao longo do monitoramento realizado em cada teste. A média de cada teste é apresentada na figura 38. Salienta-se que a figura 38 apresenta uma ordem diferente dos testes, de acordo com as datas e ordem real de realização. Percebe-se que ocorreu um aumento considerável com o passar dos testes.

Figura 38: valores médios de DDP acompanhados ao longo dos 7 testes.



Fonte: do autor, 2019.

Nota-se que há um aumento considerável no decorrer dos testes, o que pode ter relação com os depósitos de material orgânico nas membranas, levando ao aumento da resistência e consequentemente ao aumento da DDP. Informa-se também, que ao longo dos testes, para cada troca de efluente coletado, foi feita uma limpeza em todo o sistema com água limpa, entretanto não foi realizado a abertura do *stack* para realizar limpeza nas membranas.

Na visão de Banasiak e Schaefer (2009) e Haddad et al., (2017), vestígios de contaminantes inorgânicos e matéria orgânica depositada nas membranas podem ter relação direta no desempenho da EDR, fazendo com que ocorra um aumento na resistência elétrica na superfície das membranas, especialmente na superfície de membranas aniônicas, tendo como consequência uma perda da eficiência na remoção de sólidos totais dissolvidos. Conforme figura 38, o acompanhamento da DDP demonstra que do teste 6 para os últimos testes realizados (teste 4 e teste 5) ocorre um significativo aumento no DDP, saindo de 2,17 V chegando até 15,5 V. Alterações abruptas na resistência do sistema indicam a necessidade de realizar uma limpeza nas membranas (GOODMAN et al., 2013).

O incrustamento das membranas com material orgânico pode ter sido um dos problemas que ocasionou o aumento substancial do DDP. Gally et al., (2018), descrevem que em seu estudo que também não foi utilizado um sistema de filtração no esgoto tratado (alimentação), e o aumento potencial também foi observando, entretanto, não foi notada uma diminuição na eficiência de remoção de íons.

Salienta-se a importância do acompanhamento do DDP no decorrer de operações que envolvam a EDR, e que se programe limpezas periódicas para evitar problemas com as membranas. Ademais, frisa-se a importância na utilização de um filtro, para coibir a entrada de pequenas partículas ou flocos que contenham matéria orgânica (HSU et al., 2012).

4.4 REÚSO

Atualmente, a produção de água de reúso, mesmo que para fins não potáveis, ainda é muito incipiente, contudo, avanços na área estão ocorrendo (ARAUJO et al., 2017). A escassez de água tornou-se uma questão ambiental emergente e desta forma, a recuperação de efluentes de estações de tratamento de esgotos surgem como uma alternativa viável para satisfazer o crescimento da necessidade de água das indústrias (HSU et al., 2012). Dentro deste contexto, a tabela 11 demonstra os padrões solicitados para reúso industrial.

Na tabela 11, são listados os parâmetros e a comparação dos resultados encontrados nos 7 testes de três formas: a primeira se refere ao reúso em torres de resfriamento a partir da bibliográfica de Mancuso e Santos (2003); a segunda para o reúso como água de caldeira da bibliografia de Mierzwa e Hespanhol (2005); e por fim, o reúso tanto em torres de resfriamento como em caldeiras levando em consideração uma indústria petroquímica estudada por Venzke (2016). Salienta-se que para o teste 5, foi incluído os valores realizados pelo laboratório Químioambiental.

Nota-se que para a bibliográfica de Mancuso e Santos (2003), praticamente todos os parâmetros ficaram dentro dos limites, para a utilização em torres de resfriamento, com exceção do pH e magnésio. O pH acabou apresentando valores abaixo de 6,0, sendo que para atender os padrões solicitados, deve-se realizar uma correção com produtos alcalinos. O parâmetro magnésio também apresentou valores de ordem superior ao estipulado na bibliografia de Mancuso e Santos (2003), sendo o menor valor encontrado foi no teste 4. Salienta-se que no estudo de Gally et al., os autores relatam uma concentração final de magnésio de 0,6 mg/l, o que segundo os mesmos, adequada para o reúso industrial.

Tabela 11: Padrões estabelecidos para reúso industrial.

Parâmetros	Torres de Resfriamento ^a	Água de caldeira ^b	Torres de Resfriamento ^c	Água de caldeira ^c	Teste 1	Teste 2	Teste 3	Teste 4	Teste 5	Teste 5 Químio-ambiental	Teste 6	Teste 7
Turbidez (UNT)	50	ne	1	n.e	1,08	0,782	3,53	0,95	1,16		1,417	1,857
pH	6,0 a 9,0	8,2 a 9,0	7,0-8,0	6,0-7,0	3,8	3,5	5,08	3,64	3,73		3,72	5,28
Dureza (mg/l)	650	0,025	30	n.e	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	23	N.M.	N.M.
Cloretos (mg/l)	500	ne	22	n.e	40,944	30,642	70,372	36,29	29,632	29,8	47,172	10,651
Sulfatos (mg/l)	200	ne	22	n.e	35,186	34,49	30,548	23,686	18,505	18,4	27,885	8,67
Cálcio (mg/l)	50	0,01	30	0,12	5,535	4,69	5,74	5,548	4,954		5,833	7,67
Magnésio (mg/l)	0,5	0,01	0,5	0,25	1,727	1,274	1,58	0,96	1,38		2,318	2,21
Ferro (mg/l)	0,5	0,05	0,1	0,01	0,156	0,169	0,107	0,067	0,144		0,069	0,089
Fósforo (mg/l)	4	ne	1	n.e	0,347	0,147	0,583	0,857	0,652		1,453	0,455
Alumínio (mg/l)	0,1	0,01	n.e	n.e	<0,823	<0,823	<0,823	<0,823	<0,823		<0,823	<0,823
DQO (mg.O₂/l)	75	1	3,5	n.e	<45,07	<45,07	<45,07	<45,07	<45,07		<45,07	<45,07
DBO₅ (mg.O₂/l)	25	n.e	n.e	n.e	<20	<20	<20	<20	<20		<20	<20
SDT (mg/l)	500	n.e	n.e	n.e	n.m	n.m	n.m .	n.m	n.m	143	n.m	n.m

n.e.: não especificado

n.m.: não medido

^aLimites estabelecidos em Mancuso e Santos (2003)^bLimites estabelecidos em Mierzwa e Hespanhol (2005)^cLimites estabelecidos pela indústria petroquímica estudada por Venzke (2016).

Paras os padrões de reúso em torres de resfriamento exigidos pela empresa estudada por Venzke (2016), percebe-se que os mesmos são muito mais restritivos. Alguns parâmetros ficaram dentro do exigido, mas para a maioria dos testes, é necessária uma redução maior.

No que se refere ao reúso em caldeiras, tanto a bibliográfica de Mierzwa e Hespanhol (2005) e da indústria estudada por Venzke (2016), estipulam valores bem mais restritivos, quando comparado ao reúso em torres de resfriamento, e desta forma nenhum dos testes conseguiu chegar aos níveis de exigências para reúso em caldeiras.

Nota-se que os limites de qualidade da indústria estudada por Venzke (2016), são muito mais restritivos do que a bibliografia consultada. Salienta-se ainda que não existe uma legislação específica para os limites de qualidade de reúso industrial, e as bibliografias consultadas, apesar de mais antigas, são as que possuímos como referência atualmente. Percebe-se também, que a qualidade de águas a serem utilizadas em caldeiras, é muito maior do que as utilizadas em torres de resfriamento.

4.5 AVALIAÇÃO SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS QUE REPRESENTAM RISCO À SAÚDE

A presença cada vez maior de substâncias químicas presentes nos ambientes aquáticos, vem aumentando o interesse científico neste grupo que podem ocasionar problemas no sistema endócrino de humanos e de outros animais, afetando a saúde no desenvolvimento e na reprodução dos mesmos. Estudos já apontam a presença no mundo todo de fármacos, hormônios, agrotóxicos dentre outros, em ETE's e ETA's e também em outras matrizes ambientais, tais como solo e sedimentos em concentrações na faixa de $\mu\text{g/L}$ e ng/L (SANTOS et al., 2017).

No Brasil, atualmente vigora, a nível federal, a portaria nº 2914 de 2011, o qual dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. No anexo VII da referida portaria são elencadas substâncias químicas que representam risco à saúde, como parâmetros orgânicos, inorgânicos agrotóxicos e desinfetantes. No ano de 2014, entrou em vigor no estado do Rio Grande do Sul, a portaria nº 320, que estabelece parâmetros adicionais ao anexo VII da portaria federal nº 2914/2011, para agrotóxicos, no controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano.

Entende-se que tais portarias estão diretamente relacionadas a parâmetros solicitados e identificados apenas para água com a finalidade de consumo humano. É sabido também, que no efluente estudado, o seu lançamento ocorre em um corpo hídrico receptor, e o estudo da aplicação da EDR, buscou-se avaliar apenas a aplicação da tecnologia avançada.

Entretanto, o esgoto que é tratado na ETE Mundo Novo, é descartado no arroio Wiesenthal, o qual é um curso d'água que drena águas superficiais urbanas do município de Novo Hamburgo e que tem seu direcionamento para o Rio dos Sinos. Este por sua vez, é responsável por fornecer água de abastecimento para o próprio município de Novo Hamburgo, sendo que de acordo com os dados da Comusa (2017), a partir do tratamento médio de 700 litros/segundo em uma ETA convencional, 98% da população da referida cidade é abastecida através da captação da água do Rio do Sinos.

De acordo com Portrásdoalimento (2019), site que organizou os dados do Ministério da Saúde, com informações disponibilizadas do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Sisagua), e que reuniu os resultados de testes feitos pelas empresas de abastecimento, demonstram que em 2014, 75% dos testes detectaram agrotóxicos, em 2015 o número subiu para 84%, 2016 o número foi para 88%, chegando a 92% em 2017. Esses resultados demonstram caminhamos de forma rápida e gradativa, para um risco iminente de saúde pública, e que provavelmente dentro de alguns anos, poderá ser difícil de encontrar água do abastecimento público sem presença de agrotóxicos.

A nível nacional, 2.300 cidades foram diagnosticadas com a presença de algum tipo de agrotóxico, sendo de forma mais específica, no estado do Rio Grande do Sul, 14 cidades apontaram a presença de 27 agrotóxicos na água, e o Município de Novo Hamburgo, é um desses 14 municípios, sendo que dos 27 agrotóxicos detectados na água de abastecimento, 11 estão associados a doenças crônicas, como câncer, defeitos congênitos e distúrbios endócrinos (PORTRÁSDOALIMENTO, 2019).

Dentro deste contexto, buscou-se avaliar os parâmetros listados no anexo I da portaria 320/2014, juntamente com os parâmetros do anexo VII da portaria 2914/2011, no sentido de avaliar a presença dos mesmos após a realização do tratamento convencional na ETE Mundo Novo, e se estiverem presentes, identificar se após a aplicação da EDR os mesmos continuam presentes ou se houve alguma redução.

Sobre a amostra que foi encaminhada para análise, a mesma foi realizada de forma composta, resultante do teste 5, visto que no momento em que estava sendo realizados os testes, o mesmo foi o que apresentou o maior percentual de redução da condutividade. Desta forma, foram encaminhados para o laboratório Químioambiental a quantidade de 10 litros de efluente da alimentação e 10 litros de efluentes após o processo de EDR.

Sobre os resultados, os laudos de análise seguem apresentados nos anexos do presente trabalho. No que se refere a presença de agrotóxicos, substâncias orgânicas e desinfetantes não foram encontradas quantidades acima do limite de detecção, nem na água de alimentação (saída do tratamento convencional da ETE) e nem após o tratamento na EDR.

Entre as substâncias relacionadas a agrotóxicos analisados pela Químioambiental, destaca-se a Atrazina. De acordo com Ghosh e Philip, (2006), a Atrazina é um herbicida largamente utilizado em culturas agrícolas, em especial a cana de açúcar, e que é percolado para águas superficiais através de chuvas, sendo a remoção desta substância algo bastante difícil. O estudo recente de Machado et al., (2018), buscou identificar a Atrazina em amostras coletadas no Rio Pardo, fato esse que se confirmou em 4 amostras, com concentrações variando de 0,16 µg/L até 0,32 µg/L de Atrazina na água, valor bem abaixo da legislação de referência brasileira, que atualmente é de 2,0 µg/L, contudo, a detecção de Atrazina nas amostras indica que parte do produto aplicado na agricultura está sendo perdida, tendo como resultando danos ambientais e possíveis riscos às populações que fazem uso desse recurso. Vonberg et al., (2014) comentam que o valor de 2,0 µg/L de Atrazina na água é um limite bem superior quando comparado aos da União Europeia, que é de 0,1 µg/L, sendo que na Alemanha a Atrazina foi banida devido a sua persistência em altas concentrações na água potável.

Outros compostos analisados foram os BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno), que de acordo com Heleno et al., (2010), são compostos aromáticos, do tipo hidrocarbonetos monoaromáticos e estão entre os principais contaminantes das águas no mundo todo. Carvalho et al., (2014), complementam que esses compostos estão diretamente relacionados a vazamentos em postos de combustíveis e de efluentes líquidos industriais, e devido à alta toxicidade que apresentam, possuem um risco muito elevado à saúde humana e animal, podendo levar a uma simples irritação nos olhos ou até mesmo levar ao desenvolvimento de câncer.

A Portaria 2914/11, determina que os valores máximos permitidos (VMP) para benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos em água para consumo humano são de 5, 170, 200 e 300 $\mu\text{g L}^{-1}$. Nos resultados analíticos, os referidos parâmetros tiveram seus valores abaixo dos limites de detecção.

Identifica-se que com relação a substâncias químicas que representam risco a saúde humana, nem na saída do tratamento de esgotos e nem após a EDR, foram encontradas substâncias acima do limite de detecção para agrotóxicos, substâncias orgânicas e desinfetantes. Na parte de substâncias inorgânicas, a tabela 12 demonstra a concentração na alimentação (saída da ETE Mundo Novo) e a concentração após os ensaios na EDR, para o teste 5.

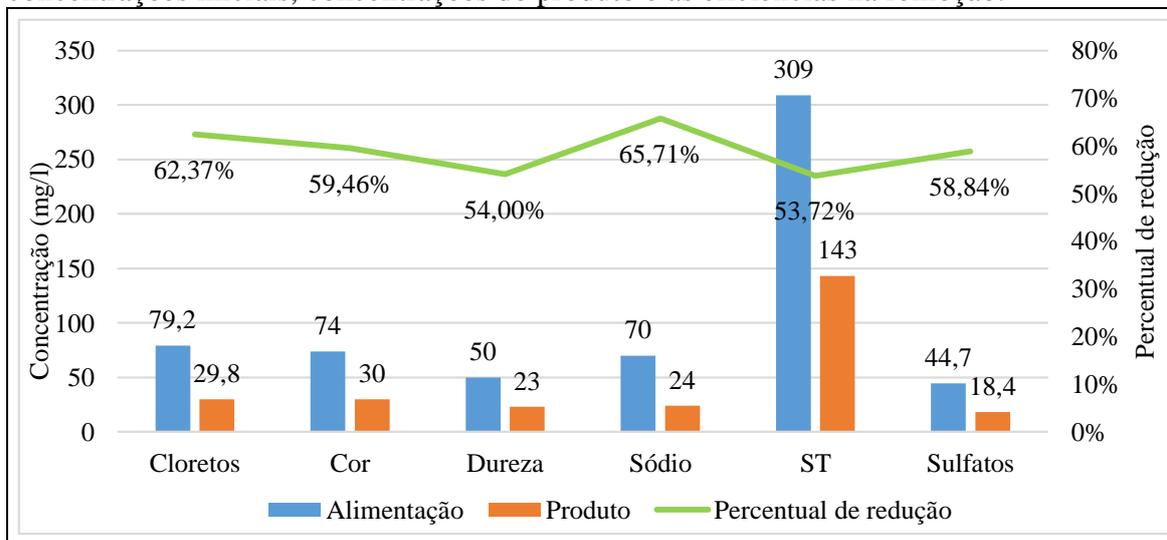
Tabela 12: parâmetros analisados pelo laboratório Químioambiental, com a concentração inicial, concentração após a EDR e o percentual de remoção.

Parâmetros	Alimentação	Produto	Percentual de remoção
Bário (mg/l)	0,04	0,02	50,00%
Cloreto (mg/l)	79,2	29,8	62,37%
Coliformes totais (NMP/100ml)	16000	3500	78,13%
Cor (uH)	74	30	59,46%
Dureza (mg/l)	50	23	54,00%
Fluoretos (mg/l)	0,4	<0,1	-
Nitrato (mg/l)	5,03	1,2	76,14%
Nitrito (mg/l)	2,86	<0,01	-
Sódio (mg/l)	70	24	65,71%
Sólidos dissolvidos totais (mg/l)	309	143	53,72%
Sulfato (mg/l)	44,7	18,4	58,84%
Surfactantes (mg/l)	0,3	<0,1	-
Turbidez (NTU)	0,6	<0,6	-

Fonte: do autor, 2019.

Conforme tabela 11, identifica-se que surfactantes, turbidez, nitritos e fluoretos apresentaram valores abaixo do limite de detecção. Para coliformes, apresenta-se um percentual de remoção de 78,13%, sendo que na alimentação o valor apresentado foi de 16.000 NMP/100ml, enquanto que o produto apresentou o valor de 3.500 NMP/100ml. Para o parâmetro bário, apresenta-se uma remoção de 50% após a EDR. Demais parâmetros são apresentados conforme figura 39, mostrando as concentrações na alimentação, após o ensaio de EDR, juntamente com as eficiências.

Figura 39: Parâmetros avaliados pelo laboratório Quimioambiental, demonstrando concentrações iniciais, concentrações do produto e as eficiências na remoção.



Fonte: do autor, 2019.

Em comparação com os resultados do teste 5 realizados pela central analítica da Feevale, destaca-se que os valores são praticamente os mesmos para cloretos, sulfatos e sólidos totais, apresentando uma pequena divergência no parâmetro sódio, que teve um valor na alimentação bem diferente do apresentado pelo laboratório Quimioambiental. Identifica-se ainda uma remoção nos parâmetros cor e dureza após EDR, de 59,46% e 54% respectivamente.

5. CONCLUSÃO

De acordo com os resultados apresentados, identifica-se alguns pontos sobre o estudo. A ETE Mundo Novo apresenta um sistema de decantação ineficiente, uma vez que o efluente tratado apresentou visivelmente uma grande quantidade de sólidos em suspensão nas coletas realizadas. A referida ETE deverá aumentar o tempo de decantação a fim de uma completa decantação antes do efluente ser descartado.

A aplicação da eletrodialise como tratamento terciário de esgoto também foi alcançada, através de testes avaliando a vazão e a tensão aplicada. Percebeu-se que se obteve remoção de vários parâmetros após a aplicação da tecnologia. A vazão de produção de diluído de 1.000 l/h apresentou uma maior quantidade de parâmetros com remoções mais altas, sendo que o teste cinco, teve os melhores resultados. Os valores do teste cinco, apresentaram para alguns parâmetros, uma remoção superior a 80% para cátions e ânions, e uma redução de sais de aproximadamente 65%.

Ao longo dos testes, identificou-se também um aumento no potencial elétrico entre as membranas, podendo ser vestígios de contaminantes inorgânicos e matéria orgânica depositada nas membranas, elevando a resistência elétrica na superfície das membranas, indicando a necessidade de realizar uma limpeza nas mesmas.

Com relação a presença de substâncias químicas que apresentam risco à saúde, tanto na saída do efluente tratado na ETE Mundo Novo, quanto após o teste cinco, realizado na EDR, não foi identificado tais substâncias em concentrações acima do limite de detecção do laboratório.

Para o reúso industrial, foco da aplicação da eletrodialise, a maioria dos testes apresentou parâmetros com valores adequados para tal prática, sendo que o teste cinco, teve no contexto geral os melhores resultados apresentados, juntamente com o melhor percentual de produção de diluído. Caso seja feita uma correção no pH do efluente, e uma melhor redução do cátion magnésio, o efluente pode ser reutilizado em torres de resfriamento.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBORNOZ, L. L. **Eletrodiálise como tratamento terciário em uma estação de tratamento de efluentes de um campus universitário visando o reúso de água.** Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Minas, Metalúrgica e de Materiais. UFRGS, Porto Alegre, 2017.

ALLISON, R. P. **Electrodialysis treatment of surface and wastewaters.** Trevoze: Ge Water & Process Technologie, 6 p. 2017.

AMADO, F. D. R. **Produção e aplicação de membranas com polímeros convencionais e polianilina para uso em eletrodiálise no tratamento de efluentes industriais.** Tese. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Minas, Metalúrgica e de Materiais. UFRGS, Porto Alegre, 2006.

ANA, Agência Nacional de Águas, Brasil. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: Informe 2017.** Brasília: ANA, 2018. 88 p.

ANA, Agência Nacional das Águas, Brasil. **Panorama das águas.** <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua>, acesso em 05/04/2019.

ANA, Agência Nacional de Águas, Brasil. **Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas.** <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/atlas-esgotos>, acesso em 10/03/2019.

ANDRADE, L. H.; MENDES, F. D. S.; ESPINDOLA, J. C.; AMARAL, M.C.S. **Nanofiltration as tertiary treatment for the reuse of dairy wastewater treated by membrane bioreactor.** Separation of purification technology. V. 126, p. 21-29, 2014.

ARAÚJO, B.M.; SANTOS, A.S.P; SOUZA, F.P. **Comparativo econômico entre o custo estimado do reúso do efluente de ETE para fins industriais não potáveis e o valor da água potável para a região sudeste do Brasil.** Persp. Online: exatas & eng. Campos dos Goytacazes. v. 17, p. 51–61, 2017.

BACHER, L. Ely. **Purificação da glicerina gerada na produção de biodiesel por eletrodiálise.** 2011. Dissertação. Universidade Feevale, Novo Hamburgo. 2011.

BAKER, R. W.; **Membrane technology and applications.** 2. ed. Chichester, England: Wiley, 2004.

BAKER, R. W. **Membrane technology and applications.** 3. rd. West Sussex: John Wiley and Sons, 2012.

BARAKAT, M. A. **New trends in removing heavy metals from industrial wastewater.** Arabian Journal Of Chemistry, Cairo, v. 4, n. 4, p.361-377, 2011.

BAUR, L. **Estudo e identificação de nitrogênio em efluentes de curtume.** Dissertação – Departamento de Engenharia Química, UFRGS, Porto Alegre, 2012.

BECK, I.I.B. **Caracterização de microrganismos da estação de tratamento de esgoto com plantas aquáticas no município de Novo Hamburgo, RS.** Dissertação. Mestrado em Qualidade Ambiental. Universidade Feevale. Novo Hamburgo. 2016.

BENVENUTI, T. **Avaliação da eletrodialise no tratamento de efluentes de processos de eletrodeposição de níquel.** Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Minas, Metalúrgica e de Materiais. UFRGS, Porto Alegre. 2012.

BENVENUTI, T.; ALBORNOZ, L.L.; GALLY, C.R.; RODRIGUES, M.A.S.; BERNARDES, A.M. **Reúso de água: a eficiência da eletrodialise.** Em: **Saneamento ambiental e reúso de água: técnicas avançadas de tratamento.** Benchimol Soluções Gráficas. São Leopoldo. 2018. 312p.

BERNARDES, A.M.; RODRIGUES, M.A.S.; FERREIRA, J.Z. **Electrodialysis and Water Reuse: Novel Approaches,** Springer, 2013. 144p.

BENNEKER, A. M.; RIJNAARTS, T; LAMMERTINK, R.G.H.; WOOD, J.A. **Effect of temperature gradients in (reverse) electro dialysis in the Ohmic regime.** Journal of Membrane Science, v. 548, p. 421-428, 2018.

BISCHOFF, A.; CORNEL, P.; WAGNER, M. **Choosing the most appropriate technique for wastewater disinfection—parallel investigation of four disinfection systems with different preceding treatment processes.** Water Practice and Technology, v. 7, n. 3, 2012.

BITENCOURT, C.S; BENVENUTI, T.; GALLY, C.R.; BERNARDES, A.M.; FERREIRA, J.Z. **Tecnologia eletroquímica no tratamento de esgoto doméstico: produção de água para usos industriais.** 10º Simpósio internacional de qualidade ambiental. Porto Alegre. 2016.

BUENO, M.J.M.; GOMEZ, M.J.; HERRERA, S.; HERNANDO, M.D.; AGUERA, A., FERNÁNDEZ A.R.A. **Occurrence and persistence of organic emerging contaminants and priority pollutants in five sewage treatment plants of Spain: Two years pilot survey monitoring.** Environmental Pollution, v. 164, p. 267-273, 2012.

BUZZI, D.C. **Aplicação da eletrodialise no tratamento da drenagem ácida de minas visando a recuperação de ácido sulfúrico.** Tese. Curso de Engenharia Metalúrgica e de Materiais, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2012.

CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA, R.M.; SILVA, C.S. da; MARTINHON, P.T.; SILVA, S.A. da. **Análise de BTEX em água: comparação entre duas colunas cromatográficas.** Revista Ambiente Água. Vol.9, n.1, pp.149-160, 2014.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios,** Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v. 5, 2 ed. 2007.

CHERNICHARO, C. A. L., VAN LIER, J. B., NOYOLA, A., BRESSANI, T. R. **Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges.** Reviews in Environmental Science and Biotechnology, v. 14, n. 4, p. 649-679, 2015.

CNRH, Resolução nº54, de novembro de 2005. Estabelece critérios gerais para reuso de água potável. Brasília, DF, 09 nov 2005. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%2054.pdf>>. Acesso em 27 setembro 2017.

CROTTY, D. E.; BAILEY, D. E. **Electrodialysis of electroless nickel process solutions: Continuous versus batch treatment designs**. Metal Finishing. 11–12, 31-39, 2002.

FANE, A. G.; WANG, R.; JIA, Y. **Membrane Technology: Past, Present and Future**. In: WANG, L. K.; CHEN, J. P., et al (Ed.) **Membrane and Desalination Technologies**, Totowa, p. 1-45, 2011.

FERREIRA, F.D; CORAIOLA, M. **Eficiência do lodo ativado em fluxo contínuo para tratamento de esgoto**. Revista acadêmica ciências agrárias e ambientais, Curitiba, v.6, n. 2, p. 259-279, 2008.

FORTINO, P. **Pós-tratamento de efluente têxtil usando coagulação/floculação combinado com processos de separação por membranas**. Dissertação. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 98p. 2012.

FUJII, F.Y; CAMPOS, F.; PIVELI, R.P; SOBRINHO, P.A. **Análise comparativa entre o processo de lodo ativado e o reator com biofilme móvel na remoção de nitrogênio de esgoto sanitário**. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre. 2011.

FUKUSHIMA, T.; HARA-YAMAMURA, H.; URAI, M.; KASUGA, I.; KURISU, F.; MIYOSHI, T.; KIMURA, K.; WATANABE, Y.; OKABE, S. **Toxicity assessment of chlorinated wastewater effluents by using transcriptome-based bioassays and Fourier transform mass spectrometry (FT-MS) analysis**. Water Research, Oxford, v. 52, n. 4, p.73-82, 2014.

GABARRÓN, S.; GERNJAKA, W.; VALERO, F.; BARCELÓ, A.; PETROVIC, M.; RODRÍGUEZ-RODA, I. **Evaluation of emerging contaminants in a drinking water treatmentplant using electrodialysis reversal technology**. Journal of Hazardous Materials, v.309, p. 192–201, 2016.

GALAMA, A. H.; POSTAC, J.W.; COHEN STUART, M.A.; BIESHEUVEL, P.M. **Validity of the Boltzmann equation to describe Donnan equilibrium at the membrane-solution interface**. Journal of Membrane Science, v. 442, p. 131- 139, 2013.

GALLY, C.R; BENVENUTI, T; TRINDADE, C. M. DA; RODRIGUES, M.A.S; ZOPPAS-FERREIRA, J; PÉREZ-HERRANZ, V; BERNARDES, A.M. **Electrodialysis for the tertiary treatment of municipal wastewater: Efficiency of ion removal and ageing of ion exchange membranes**. Journal of Environmental Chemical Engineering, v. 6, p. 5855-5869, 2018.

GALUCHI, T. P. D. **Montagem e caracterização de unidade de eletrodialise em escala de laboratório para tratamento de soluções salinas**. Dissertação. Universidade de São Paulo. São Paulo. 2010.

GARCIA-SEGURA, S. KELLER, J. BRILLAS, E. RADJENOVIC, J. **Removal of organic contaminants from secondary effluent by anodic oxidation with a boron-doped diamond anode as tertiary treatment.** Journal of Hazardous Materials, v. 283, p.551-557, 2015.

GOODMAN, N.B.; TAYLOR, R.J.; XIE, Z.; GOZUKARA, Y.; CLEMENTS, A. **A feasibility study of municipal wastewater desalination using electro dialysis reversal to provide recycled water for horticultural irrigation.** Desalination, n. 317. Pag. 77–83, 2013.

GHOSH, P. K.; PHILIP, L. **Environmental significance of atrazine in aqueous systems and its removal by biological processes: an overview.** Global NEST Journal 8, 2:159- 178, 2006.

GUEDES, P.; MATEUS, E. P.; ALMEIDA, J.; FERREIRA, A.R.; COUTO, N.; RIBEIRO, A.B. **Electrodialytic treatment of sewage sludge: Current intensity influence on phosphorus recovery and organic contaminants removal.** Chemical Engineering Journal, v. 306, p.1058-1066, 2016.

GUTTERRES, M.; AQUIM, P. M. **Wastewater reuse focused on industrial applications.** Wastewater Reuse and Management. v. 78, p. 127-164, 2013.

HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. **Processos de Separação por Membranas.** Rio de Janeiro: Ed. E-papers. Cap. 1. 2006.

HACK, U. **Utilização da typha domingensis em flutuação no tratamento de efluentes sanitários.** Dissertação. Mestrado em Qualidade Ambiental. Universidade Feevale. Novo Hamburgo. 2015.

HANJRA, M.A., BLACKWELL, J., CARR, G., ZHANG, F., JACKSON, T.M. **Wastewater irrigation and environmental health: implications for water governance and public policy.** International Journal of Hygiene and Environmental Health. v. 215, p. 255-269, 2012.

HELENO, F. F.; LIMA, C.A.; AFONSO, R. J.C.F.R; COUTRIM, M. X. **Otimização e validação de métodos analíticos para determinação de BTEX em água utilizando extração por headspace e microextração em fase sólida.** Quimica Nova, v. 33, p. 329-336, 2010.

HOSSEINI, S. M.; HAMIDI, A. R.; MOGHADASSI, A. R.; KORANIAN, P.; MADAENI, S. S. **Fabrication of novel mixed matrix electro dialysis heterogeneous ion-exchange membranes modified by ilmenite (FeTiO₃): electrochemical and ionic transport characteristics.** Springer Ionics, v.21, p. 437-447, 2015.

HOSSEINI, S.S.; BRINGAS, E.; TAN, N.R.; ORTIZ, I.; GHAHRAMANI, M.; SHAHMIRZADI, M.A.A. **Recent progress in development of high performance polymeric membranes and materials for metal plating wastewater treatment: A review.** Journal of Water Process Engineering, v. 9, p. 78-110, 2016.

HONG, J. G.; ZHANGA, B.; GLABMAN, S.; UZAL, N.; DOU, X.; ZHANG, H.; WEI, X.; CHEN, Y. **Potential ion exchange membranes and system performance in reverse**

electrodialysis for power generation: A review. *Journal of Membrane Science*, v.486, p. 71-88, 2015.

HSU, Y.; HUANG, H.; HUANG, Y.; CHU, C.; CHUNG, Y.; HUANG, Y. **Survey on production quality of electrodialysis reversal and reverse osmosis on municipal wastewater desalination.** *Water Science & Technology*, v.66, p. 2185-2193, 2012.

JONES, R. J. MASSANET-NICOLAU, J. GUWY, A. PREMIER, G. C. DINSDALE, R. M. REILLY, M. **Removal and recovery of inhibitory volatile fatty acids from mixed acid fermentations by conventional electrodialysis.** *Bioresource Technology*, v. 189, p.279-284, 2015.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 7 ed.Rio de Janeiro, 2014.

LEMOS, H. M. - **A Crise da Água.** Escola Politécnica da UFRJ. Rio de Janeiro. 2014.

LEE, H.; HONG, M.; HAN, S.; SEUNG-HYEON, S.C. **Fouling of an anion exchange membrane in the electrodialysis desalination process in the presence of organic foulants.** *Desalination*, v. 238, p. 60-69, 2009.

LOGANATHAN, K.; CHELME-AYALA, P.; EL-DINET, M.G. **Treatment of basal water using a hybrid electrodialysis reversal–reverse osmosis system combined with a low-temperature crystallizer for near-zero liquid discharge.** *Desalination*, v. 363, p. 92-98, 2015.

LYU, S.; CHEN, W.; ZHANG, W.; FAN, Y.; JIAO, W. **Wastewater reclamation and reuse in China:** Opportunities and challenges. *Journal of Environmental Sciences*, 2015.

MAGALHÃES, M. L. M; MACHADO, V.R.; ETHUR; E. M.; STULP, S. **Aplicação da técnica de eletrodialise no tratamento de efluentes de tingimento de gemas contendo íons nitrato e cromo.** *Química nova*, Vol. 39, p. 1200-1205, 2016.

MACHADO, M.B. **Avaliação do processo de eletrodialise reversa no tratamento de efluentes de refinaria de petróleo.** Dissertação - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Minas, Metalúrgica e de Materiais. UFRGS, Porto Alegre. 2008.

MACHADO, C.S.; FREGONESI, B.M.; ZAGUI, G.S.; MARTINIS, B.S. de; SEGURAMUÑOZ, S.; **Atrazina na água fluvial:** avaliação de risco à saúde humana pela exposição recreacional. *R. gest. sust. ambient.* v. 7, n. 3, p.36-46, 2018.

MAHENDRA, C.; SAI, P. M. S.; BABU, C. A. **Current–voltage characteristics in a hybrid electrodialysis–ion exchange system for the recovery of cesium ions from ammonium molybdophosphate-polyacrylonitrile.** *Desalination*, v. 353, p. 8-14, 2014.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. **Reúso de Água.** São Paulo: Manole. 2003. 579 p.

MARTÍ-CALATAYUD, M. C.; BUZZI, D. C.; GARCIA-GABALDÓN, M.; ORTEGA, E.; BERNARDES, A. M.; TENÓRIO, J. A. S.; PÉREZ-HERRANZ. **Sulfuric acid recovery**

from acid mine drainage by means of electro dialysis. Desalination, v. 343 p. 120–127, 2014.

MARTINS, A. P. O. F.; OLIVEIRA, R.R.; RODRIGUES, D.S.; PAIVA, M.V.C; AMORIM, M.C.C. **Avaliação do desempenho de reatores UASB no tratamento e esgoto sanitário do município de Petrolina/Pe.** IV Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Bahia, 2016.

MARTINS, N.C.; RODRIGUES, L.B.; MARTINS, R.M. DE; RODRIGUES, M.A.S. **Preparação, caracterização e aplicação de membranas em eletrodialise para dessalinização de efluente.** 10º Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. 11 p. Porto Alegre. 2016.

MELO, S.A.S.; TROVÓ, A.G.; BAUTITZ, I.R.; NOGUEIRA, R.F.P. **Degradação de fármacos residuais por processos oxidativos avançados.** Quim. Nova. Vol. 32, No. 1, 188-197, 2009.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.** 5. ed. Porto Alegre: AMGH. 2016. 1980p.

MIERZWA, J. C; HESPANHOL, I. **Água na Indústria: Uso Racional e Reúso.** Oficina de Textos, São Paulo, 2005.

MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). **Água.** Brasília: MMA, 2017. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/agua>> Acesso em: 26 de outubro. 2017.

MULLER, F. **Membranas poliméricas íon seletivas aniônicas e catiônicas para uso em eletrodialise.** Tese - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Minas, Metalúrgica e de Materiais. UFRGS, Porto Alegre, 2013.

NAIME, R. **Sistemas Principais de Esgotamento Sanitário.** Disponível em: <<https://www.ecodebate.com.br/2011/08/29/sistemas-principais-de-esgotamento-sanitario-artigo-de-roberto-naime/>> Acesso em: 17 outubro. 2017.

NAKAYAMA, A.; SANO, Y.; BAI, X.; TADO, K. **A boundary layer analysis for determination of the limiting current density in an electro dialysis desalination.** Desalination, v. 404, p. 41–49, 2017.

NAM, J.; HWANG, K.; KIM, H.; JEONG, H.; KIM, H.; JWA, E.; YANG, S.; CHOI, J.; KIM, C.; HAN, J.; JEONG, N. **Assessing the behavior of the feed-water constituents of a pilot-scale 1000-cell-pair reverse electro dialysis with seawater and municipal wastewater efluente.** Water Research, v. 148, p. 261-271, 2019.

NATH, K. **Membrane Separations processes.** PHI Learning Pvt. Ltd. New Delhi. Second edition. 2017.

NAYAR, K. G.; SUNDARARAMAN P.; O'CONNOR, C.L.; SCHACHERL, J. D.; HEATH, M. L.; GABRIEL, M. O.; SHAH, S. R.; WRIGHT, N. C.; WINTER, A. G. **Feasibility study**

of an electro dialysis system for in-home water desalination in urban India. Development Engineering, V. 2, 38-46, 2017.

NOBLE, R. D.; STERN, S. A. **Membrane Separations Technology: Principles and Applications.** Amsterdam: Elsevier. 1995. 718p.

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais.** 4. ed. Aracaju, 2004.

NUNES, J. A. **Tratamento biológico de águas residuárias.** 3. ed. Aracaju. J. Andrade, 2012.

NUVOLARI, Ariovaldo et al. **Esgoto Sanitário: Coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola.** 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 2011. 565p.

OLIVEIRA, F. L. **Mercado de Reúso de Água no Brasil: É possível assegurar seu crescimento sem a definição de um arcabouço normativo e legal?** Revista DAE matéria jornalística 5 DAE maio/2010 janeiro/2012.

PAWLOWSKI, S.; CRESPO, J. G.; VELIZAROV, S. **Pressure drop in reverse electro dialysis: Experimental and modeling studies for stacks with variable number of cell pairs.** Journal of Membrane Science, v. 462, p. 96-111, 2014.

PAWLOWSKI, S., RIJNAARTS, T., SAAKES, M., NIJMEIJER, K., CRESPO, J.G., VELIZAROV, S. **Improved fluid mixing and power density in reverse electro dialysis stacks with chevron-profiled membranes.** Journal of Membrane Science, v. 531, 111-121, 2017.

portrasdoalimento.info/agrotoxico-na-agua/ Acesso em: 27/05/2019.

PRANEETH, K.; MANJUNA, D.; SURESH, K.B.; TARDIO, J.; SRIDHAR, S. **Economical treatment of reverse osmosis reject of textile industry effluent by electro dialysis–evaporation integrated process.** Desalination, v. 333, p. 82-91, 2014.

QUINONES, D.H.; ÁLVAREZ, P.M.; REY, A.; BELTRÁN, F.J. **Removal emerging contaminants from municipal WWTP secondary effluents by solar photocatalytic ozonation: a pilot-scale study.** Separation and purification technology, v.149. p. 132-139, 2015.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) nº 355, de 2017. **Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre, 13 jul. 2017.

RIBEIRO, P.G.; PEREIRA, I.; SANTOS, C.C.A; FRANCO, C.S.; MARQUES, R.F.P.V. **Sistema de abastecimento e qualidade da água de consumo do alojamento Iarem em Lavras - MG.** Periódico da Universidade Vale do Rio Verde. V 2, n1, 19p. Minas gerais, 2018.

RICHTER, C.A. **Água: Métodos e Tecnologia de Tratamento**. Blucher. São Paulo, 2011.

RHEE, H.P., YOON, C.G., SON, Y.K., JANG, J.H. **Quantitative risk assessment form reclaimed wastewater irrigation on paddy rice field in korea**. Paddy and Water Environment. V. 2, p. 183-191, 2011.

RODRIGUES, M.A.S.; BERNARDES, A.M. **Água e efluentes: uso e reúso**. Em: **Saneamento ambiental e reúso de água: técnicas avançadas de tratamento**. Benchimol Soluções Gráficas. São Leopoldo. 2018. 312P.

RODRIGUES, L.B.; MARTINS, N.C.; FLACH, M.V.; MARTINS, R.M. DE; RODRIGUES, M.A.S. **Avaliação do desempenho de um sistema de eletrodialise com membranas de troca iônica produzidas em escala piloto**. 10º Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. 9 p. Porto Alegre. 2016.

ROSA, E.A.B. **Saneamento através da comercialização de águas servidas: o reúso como enfrentamento às necessidades ambientais**. Dissertação. Mestrado em Qualidade Ambiental. Universidade Feevale. Novo Hamburgo. 2016.

ROTTA, E. H.; BITENCOURT, C. S.; MARDER, L.; BERNARDES, A. M. **Evaluation of the Electrodialysis Process in the Treatment of Phosphate Containing Solution**. 6th International Workshop Advances in Cleaner Production. São Paulo. 2017.

SABESP, <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=583>, acesso em 19/05/19.

SALIBA, P.D. **Avaliação do desempenho de sistema de tratamento de esgoto doméstico composto de reator UASB seguido de lodo ativado: Estudo de caso da ETE Betim Central – MG**. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG, Minas Gerais. 2016.

SANJUÁN, I.; BENAVENTE, D.; GARCÍA-GARCÍA, V.; EXPÓSITO, E.; MONTIEL, V.; **Electrochemical softening of concentrates from an electrodialysis brackish water desalination plant: Efficiency enhancement using a three-dimensional cathode**. Separation and Purification Technology. v. 208, p. 217-226, 2019.

SANT'ANNA JR., G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. 2. ed. Rio de Janeiro. Interciência. 2013.

SANTOS, R. P. dos; ANDRADE, B. S.; SOUZA, L.G.X. de; LUIZ, M.R.; SOUZA, N.C. de. **Controle de qualidade de água através da remoção de micropoluentes emergentes em efluentes**. II Congresso internacional da diversidade no semiárido. Campina Grande. Pernambuco. 8 p. 2017.

SCHOENELL, E.K.; SANTOS, L.R.H. dos; BARBA, C.L.D.; SILVA, D.S. da; RODRIGUES, M.A.S. **Aplicação de osmose reversa no tratamento terciário de esgoto sanitário**. Em: Saneamento ambiental e reúso de água: técnicas avançadas de tratamento. Benchimol Soluções Gráficas. São Leopoldo. 2018. 312P.

SCHNEIDER, R.P.; TSUTIYA, M.T. **Membranas Filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso**. Edição I, ABES, São Paulo, 2001. 234p.

SILVEIRA, A.P.P.; NUVOLARI, A.; DEGASPERI, F.T.; FIRSOFF, W.; **Dessalinização de águas**. Oficina de textos, São Paulo, 2015.

SOLT, G. S. **Industrial Electrochemical processes**, In: *Electrodialysis*. Amsterdam. A.T. Kuhn, 1971.

SOUZA, F.S.; FERIS, L.A. **Hospital and Municipal wastewater: identification of relevant pharmaceutical compounds**. *Water Environmental Research*, v.88, p.871-877, 2016.

STRATHMANN, H. **Electrodialysis, a mature technology with a multitude of new applications**. *Desalination*. Elsevier BV, v. 264, n. 3, p.268-288. 2010.

STRATHMANN, H. **Electrodialysis and related process**. In: *Membrane Science and Technology*. Series 2, Cap. 6. 213-381. 1995.

STREIT, K. F. **Estudo da aplicação de processos de separação com membranas no tratamento de efluentes de curtume: nanofiltração e eletrodialise**. Tese. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalurgia e Materiais, UFRGS. Porto Alegre. 2011.

TADO, K.; SAKAI, F.; SANO, Y.; NAKAYAMA, A. **An analysis on ion transport process in electro dialysis desalination**. *Desalination*, v. 378, p. 60-66, 2016.

TRINDADE, C.M. **Uso de processos de separação por membranas no tratamento de efluentes de linhas de revestimento nanocerâmicos à base do ácido hexafluorzircônico**. Tese. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Minas, Metalúrgica e de Materiais. UFRGS, Porto Alegre. 2014.

VADTHYA, P.; KUMARI, A.; SUMANA, C.; SRIDHAR, S. **Electrodialysis aided desalination of crude glycerol in the production of biodiesel from oil feed stock**. *Desalination*, v. 362, p.133-140, 2015.

VALERO, F.; BARCELÓ, A.; MEDINA, E.; ARBÓS, R. **Barcelona: three years of experience in brackish water desalination using EDR to improve quality**. New O&M procedures to reduce low-value work and increase productivity. *Desalin Water Treat.* V. 51, p. 1137-1142, 2013.

VALERO, D.; GARCÍA-GARCÍA, V.; EXPÓSITO, E.; ALDAZ, A.; MONTIEL, V. **Application of electro dialysis for the treatment of almond industry wastewater**. *Journal of Membrane Science*, v. 476, p. 580-589, 2014.

VEERMAN, J. SAAKES, M. METZ, S. J. HARMSSEN, G. J. **Reverse electro dialysis: evaluation of suitable electrode systems**. *Journal of Applied Electrochemistry*, v. 40, n. 8, p.1461-1474. Springer Nature, 2010.

VENZKE, C. D. **Aplicação de processos híbridos ao tratamento de efluentes da indústria petroquímica: Osmose Inversa e Eletrodialise Reversa**. Dissertação. Mestrado Profissional

em Tecnologia de Materiais e Processos Industriais. Universidade Feevale. Novo Hamburgo. 2016.

VONBERG, D.; VANDERBORGHT, J.; CREMER, N.; PÜTZ, T.; HERBST, M.; VERECKEN, H. **20 years of long-term atrazine monitoring in a shallow aquifer in western Germany**. Water Res, Vol.50, p. 294-306. 2014.

VON GOTTBURG, A.; PERSECHINO, J.; YESSODI, A. **Integrated Membrane Systems for Water Reuse**. Treviso: Ge Water & Process Technologie, 2005. 6 p. Disponível em: <<https://www.suezwatertechnologies.com>> Acesso em: 03 outubro de 2017.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2014.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais. 2012.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais. 2011.

XU, D.; Li, Y.; , Yin, L.; Ji, Y.; Niu J.; Yu, J. **Electrochemical removal of nitrate in industrial wastewater**. Frontiers of Environmental Science & Engineering. 14p, 2018.

WARSINGER, D. M.; SWAMINATHAN, J.; GUILLEN-BURRIEZA, E.; ARAFAT A.H.; LIENHARD, J. H. **Scaling and fouling in membrane distillation for desalination applications: A review**. Desalination, v. 356, p. 294-313, 2014.

WIERNER, M. J.; JAFVERT, C. T.; NIES, L. F. **The assessment of water use and reuse through reported data: A US case study**. Science of The Total Environment, v. 539, p. 70-77, 2016.

7. ANEXOS

7.1 RESULTADOS ANALÍTICOS DOS TESTES 1 E 2

Tabela 13: Monitoramento analítico dos parâmetros. Condições de operação na EDR no teste 1: potencial elétrico de 200 V, vazão de produção de diluído de 600 l/h e vazão do rejeito a 200 l/h. Condições de operação na EDR no teste 2: potencial elétrico de 400 V, vazão da produção de diluído de 600 l/h e vazão do rejeito a 200 l/h.

Parâmetros	Alimentação teste 1 e 2	Produto teste 1	Eficiência (%)	Produto teste 2	Eficiência (%)
Alumínio (mg/l)	<0,823	<0,823	-	<0,823	-
Bário (mg/l)	<0,352	<0,352	-	<0,352	-
Cádmio (mg/l)	<0,004	<0,004	-	<0,004	-
Cálcio (mg/l)	14,86	5,535	62,70	4,69	68,44
Chumbo (mg/l)	<0,102	<0,102	-	<0,102	-
Cloreto (mg/l)	118,711	40,944	65,50	30,642	74,19
Cobre (mg/l)	<0,013	<0,013	-	<0,013	-
Coliformes totais (NMP/100mL)	2.400	190	92,08	390	83,75
Condutividade (µS/cm)	670,4	307,4	54,15	299,7	55,30
Cromo (mg/l)	<0,182	<0,182	-	<0,182	-
DBO ₅ (mg.O ₂ /l)	<20	<20	-	<20	-
DQO (mg.O ₂ /l)	<45,07	<45,07	-	<45,07	-
Ferro (mg/l)	0,28	0,156	44,29	0,169	39,64
Fluoreto (mg/l)	0,641	0,339	47,11	0,316	50,70
Fósforo (mg/l)	0,408	0,347	14,95	0,147	63,97
Magnésio (mg/l)	4,928	1,727	64,96	1,274	74,15
Manganês (mg/l)	<0,059	<0,059	-	<0,059	-
Merúrio (µg/l)	<0,023	<0,023	-	<0,023	-
Níquel (mg/l)	<0,031	<0,031	-	<0,031	-
Nitrato (mg/l)	4,001	1,532	61,71	1,206	69,86
Nitrito (mg/l)	<0,376	<0,376	-	<0,376	-
Nitrogênio amoniacal (mg/l)	1,1	<0,99	-	<0,99	-
Nitrogênio total (mg/l)	<2,4	<2,4	-	<2,4	-
pH	6,69	3,8	-	3,5	-
Potássio (mg/l)	6,3	1,8	71,43	1,4	77,78
Prata (mg/l)	<0,015	<0,015	-	<0,015	-
Sódio (mg/l)	100,9	30	70,27	21,9	78,30
Sólidos totais (mg/l)	3818	2921,5	23,48	156,5	95,90

Sulfato (mg/l)	80,857	35,186	56,48	34,49	57,34
Turbidez (NTU)	1,03	1,08	-	0,782	24,08
Zinco (mg/l)	0,064	0,037	42,19	0,028	56,25

Fonte: do autor, 2019; (<) limite de detecção.

7.2 RESULTADOS ANALÍTICOS DOS TESTES 3, 4 E 5

Tabela 14: Monitoramento analítico dos parâmetros. Condições de operação na EDR no teste 3: potencial elétrico de 200 V, vazão da produção de diluído de 1.000 l/h e vazão do rejeito a 200 l/h. Condições de operação na EDR no teste 4: potencial elétrico de 300 V, vazão da produção de diluído de 1.000 l/h e vazão do rejeito a 200 l/h. Condições de operação na EDR no teste 5: potencial elétrico de 300 V, vazão da produção de diluído de 1.000 l/h e vazão do rejeito a 100 l/h.

Parâmetros	Alimen- tação teste 3	Produto teste 3	Eficiência (%)	Alimen- tação teste 4 e 5	Produto teste 4	Eficiência (%)	Produ- to teste 5	Eficiência (%)
Cálcio (mg/l)	14,088	5,74	59,26%	10,853	5,548	48,88%	4,954	54,35%
Cloreto (mg/l)	154,886	70,372	54,57%	88,935	36,29	59,19%	29,632	66,68%
Coliformes totais (NMP/100mL)	2400	400	88,33%	13.000	-	-	-	-
Condutividade (μ S/cm)	732,43	312,6	57,32%	653,97	252,17	61,44%	229,07	64,97%
Ferro (mg/l)	0,228	0,107	53,07%	0,042	0,067	-	0,144	-
Fluoreto (mg/l)	0,544	0,279	48,71%	<0,398	0,262	-	0,241	-
Fósforo (mg/l)	1,295	0,583	54,98%	5,1	0,857	83,20%	0,652	87,22%
Magnésio (mg/l)	3,655	1,58	56,77%	3,425	0,96	71,97%	1,38	59,71%
Nitrato (mg/l)	1,128	1	11,35%	6,19	1,538	75,15%	1,27	79,48%
Nitrito (mg/l)	3,134	0,865	72,40%	<1,142	<1,142	-	<1,142	-
N amoniacal (mg/l)	2,76	1,27	53,99%	3,7	<0,99	-	<0,99	-
N total (mg/l)	3,11	2,47	20,58%	5,17	<2,4	-	<2,4	-
pH	7,01	5,08	-	7,2	3,64	-	3,73	-
Potássio (mg.L ⁻¹)	6,6	2,2	66,67%	12,3	2,1	82,93%	1,7	86,18%
Sódio (mg.L ⁻¹)	105,5	46,5	55,92%	103	22,2	78,45%	18	82,52%
ST (mg/l)	469,5	237,5	49,41%	330	116	64,85%	136	58,79%
Sulfato (mg/l)	45,233	30,548	32,47%	36,562	23,686	35,22%	18,505	49,39%
Turbidez (NTU)	4,41	3,53	19,95%	1,39	0,95	31,65%	1,16	16,55%
Zinco (mg/l)	0,043	0,027	37,21%	0,017	0,028	-	0,019	-

Fonte: do autor, 2019; (<) limite de detecção

7.3 RESULTADOS ANALÍTICOS DOS TESTES 6 E 7

Tabela 15: Monitoramento analítico dos parâmetros. Condições de operação na EDR no teste 6: potencial elétrico de 200 V, vazão de produção de diluído 1.150 l/h e vazão do rejeito a 300 l/h. Condições de operação na EDR no teste 7: potencial elétrico de 200 V, vazão de produção de diluído 1.250 l/h e vazão do rejeito a 300 l/h.

Parâmetros	Alimentação teste 6	Produto teste 6	Eficiência (%)	Alimentação teste 7	Produto teste 7	Eficiência (%)
Cálcio (mg/l)	10,853	5,833	46,25%	14,088	7,67	45,56%
Cloreto (mg/l)	88,935	47,172	46,96%	154,886	10,651	93,12%
Coliformes totais (NMP/100mL)	13.000	460	96,46%	2400	1200	50,00%
Condutividade (µS/cm)	653,97	288,9	55,82%	732,43	385,15	47,41%
Ferro (mg/l)	0,042	0,069	-	0,228	0,089	60,96%
Fluoreto (mg/l)	<0,398	0,307	-	0,544	<0,995	-
Fósforo (mg/l)	5,10	1,453	71,51%	1,295	0,455	64,86%
Magnésio (mg/l)	3,425	2,318	32,32%	3,655	2,21	39,53%
Nitrato (mg/l)	6,19	1,905	69,22%	1,128	3,246	-
Nitrito (mg/l)	<1,142	<1,142	-	3,134	<1,88	-
N amoniacal (mg/l)	3,7	1,22	67,03%	2,76	1,3	52,90%
N total (mg/l)	5,17	<2,4	-	3,11	<2,4	-
pH	7,2	3,72	-	7,01	5,28	-
Potássio (mg/l)	12,3	2,7	78,05%	6,6	2,8	57,58%
Sódio (mg/l)	103	28,8	72,04%	105,5	62,3	40,95%
Sólidos totais (mg/l)	330	91	72,42%	469,5	320,5	31,74%
Sulfato (mg/l)	36,56	27,885	23,73%	45,233	8,67	80,83%
Turbidez (NTU)	1,39	1,417	-	4,41	1,857	57,89%
Zinco (mg/l)	0,017	0,036	-	0,043	0,064	-

Fonte: do autor, 2019; (<) limite de detecção

7.4 LAUDOS DE ANÁLISES DO LABORATÓRIO QUIMIOAMBIENTAL: ALIMENTAÇÃO E PRODUTO DO TESTE 5



QUÍMIOAMBIENTAL®
LABORATÓRIO

Relatório de Ensaio nº 214934/18 - 1

Solicitante: Aspeur - Associação Pró-Ensino Superior em Novo Hamburgo
Endereço: RS 239, 2755 - Novo Hamburgo - RS

Dados Gerais

Procedência: MT. Alimentação

Local de Amostragem: Não Informado

Amostra Identificada como: Água

Responsável pela Amostragem: Solicitante

Data da Amostragem: 23/11/2018

Data de Recebimento no Laboratório: 23/11/2018

Peso/Volume Amostrado: 9,254L

Material de Coleta Fornecido por: Laboratório Químioambiental Ltda.

Tipo de Análise: Biológica, Físico-Química e Microbiológica

Parâmetro	Método	Resultado	Unidade	VMP	LQ	Data Análise
1,1-Dicloroetano	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
1,2-Diclorobenzeno	EPA Method 8270 D	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
1,2-Dicloroetano	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
1,2-Dicloroetano (cis + trans)	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
1,4-Diclorobenzeno	EPA Method 8270 D	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
2,4 D + 2,4,5 T	EPA Method 8270 D	< 0,56	µg/L	---	0,56	07/12/2018
2,4,6 Triclorofenol	EPA 8316	< 0,8	µg/L	---	0,8	12/12/2018
Abamectina	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Acefato + Metamidofós	EPA Method 8270 D	< 4,8	µg/L	---	4,8	12/12/2018
Ácidos Haloacéticos Totais	EPA 552.2	< 80	µg/L	---	80	12/12/2018
Acrilamida	EPA 8316	< 0,12	µg/L	---	0,1	12/12/2018
Alaclor	EPA Method 8270 D	< 0,9	µg/L	---	0,9	12/12/2018
Aldrin	EPA Method 8270 D	< 0,0019	µg/L	---	0,0019	12/12/2018
Alicarbe+Aldicarbessulfona+Aldicarbessufóxido	EPA Method 8270 D	< 0,01	µg/L	---	0,01	12/12/2018
Alumínio	Standard Methods 3500 Al B	< 0,05	mg/L Al	---	0,05	07/12/2018
Amônia	EPA 350.2	< 0,1	mg/L NH ₃	---	0,1	13/12/2018
Antimônio	Standard Methods 3120 B	< 0,005	mg/L Sb	---	0,005	07/12/2018
Arsênio	Standard Methods 3120 B	< 0,01	mg/L As	---	0,01	07/12/2018
Atrazina	EPA Method 8270 D	< 0,52	µg/L	---	0,52	12/12/2018
Bário	Standard Methods 3111 D	0,04	mg/L Ba	---	0,01	07/12/2018
Benzeno (T)	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Benzo (a) pireno	EPA 3510C / 8270D	< 0,012	µg/L	---	0,012	12/12/2018
Bifentrina	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Bromato	EPA 300.0 e 300.1	< 0,01	mg/L	---	0,01	07/12/2018
Cádmio	Standard Methods 3111 B	< 0,001	mg/L Cd	---	0,001	07/12/2018
Carbaril	EPA Method 8270 D	< 0,02	µg/L	---	0,02	12/12/2018
Carbendazim + Benomil	EPA Method 8270 D	< 0,41	µg/L	---	0,41	12/12/2018
Carbofurano	EPA Method 8270 D	< 0,1	µg/L	---	0,1	12/12/2018
Chumbo	Standard Methods 3111 B	< 0,01	mg/L Pb	---	0,01	07/12/2018
Cianamida	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Cianeto Total	Standard Methods 4500 CN ⁻ D	< 0,005	mg/L CN	---	0,005	13/12/2018
Cipermetrina 1,2,3,4	EPA Method 8270 D	< 25	µg/L	---	25	11/12/2018
Ciproconazol	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Cletodim	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Cloraminas	Standard Methods 4500 Cl G	< 0,2	mg/L	---	0,2	05/12/2018
Clordano (Isômeros)	EPA 8081- B	< 0,0019	µg/L	---	0,0019	12/12/2018
Cloreto de Vinila	EPA 5021A / 8260C	< 0,20	µg/L	---	0,2	12/12/2018
Cloretos *	Standard Methods 4500 Cl ⁻ B	79,2	mg/L Cl ⁻	---	0,5	07/12/2018
Clorimurrom-etilico	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Clorito	EPA 300.0 e 300.1	< 0,01	mg/L	---	0,01	07/12/2018



QUÍMIOAMBIENTAL®
LABORATÓRIO

Cloro Residual Livre	Standard Methods 4500 Cl G	< 0,2	mg/L	---	0,2	05/12/2018
Clorotalonil	EPA 8081- B	< 0,033	µg/L	---	0,033	12/12/2018
Clorpirifós + Clorpirifós-oxon	EPA Method 8270 D	< 5,3	µg/L	---	5,3	12/12/2018
Cobre	Standard Methods 3111 B	< 0,005	mg/L Cu	---	0,005	07/12/2018
Coliformes Fecais (<i>E. coli</i>) *	Standard Methods 9223 B	3,5 x 10 ³	NMP/100mL	---	1,8	23/11/2018
Coliformes Totais *	Standard Methods 9223 B	1,6 x 10 ⁴	NMP/100mL	---	1,8	23/11/2018
Cor Aparente	Standard Methods 2120 C	74	uH	---	5	07/12/2018
Cresoxim-metil	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Cromo Total	Standard Methods 3111 B	< 0,010	mg/L Cr	---	0,01	07/12/2018
DDT + DDD + DDE	EPA Method 8270 D	< 0,0019	µg/L	---	0,0019	12/12/2018
Di (2-etilhexil) ftalato	EPA Method 8270 D	< 0,7	µg/L	---	0,7	12/12/2018
Diazinona	EPA Method 8270 D	< 0,37	µg/L	---	0,37	12/12/2018
Diclorometano	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Dieldrin	EPA Method 8270 D	< 0,0019	µg/L	---	0,0019	12/12/2018
Difenoconazol	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Diflubenzuron	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Dimetoato	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Ditianona	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Diuron	EPA Method 8270 D	< 0,29	µg/L	---	0,29	12/12/2018
Dureza Total *	Standard Methods 2340 C	50	mg/L CaCO ₃	---	5	05/12/2018
Endossulfan (alfa, beta e sais)	EPA 8081- B	< 0,0019	µg/L	---	0,0019	12/12/2018
Endrin	EPA 8081- B	< 0,001	µg/L	---	0,001	12/12/2018
Epoxiconazol	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Estireno	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Etilbenzeno (T)	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Etoxisulfuron	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Fenitrotona	EPA 8081- B	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Fenoxaprop-p-etílico	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Fention	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Ferro Total	Standard Methods 3111 B	< 0,05	mg/L Fe	---	0,05	07/12/2018
Fipronil	EPA Method 8270 D	< 1	µg/L	---	1	12/12/2018
Fluoretos *	Standard Methods 4500 F ⁻ C	0,4	mg/L F ⁻	---	0,1	07/12/2018
Flutriafol	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Folpet	EPA 8081- B	< 10	µg/L	---	10	12/12/2018
Fomezafem	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Gama-cialotrina	EPA Method 8270 D	< 6	µg/L	---	6	11/12/2018
Glifosato + AMPA	EPA 300.0 e 300.1	< 10	µg/L	---	0,015	13/12/2018
Gosto	Standard Methods 2160 B	0	Intensidade	---	0	05/12/2018
Hidrazina maleica	EPA Method 8270 D	< 1.800,0	µg/L	---	1800	12/12/2018
Imazetapir	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Imidacloprido	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Indoxacarbe	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Iodosulfurom-metilico	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Ioxinil octanoato	EPA Method 8270 D	< 1	µg/L	---	1	12/12/2018
Lambda-cialotrina	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	11/12/2018
Lindano(y-BHC)	EPA 8081- B	< 0,0019	µg/L	---	0,0019	12/12/2018
Mancozebe	EPA Method 8270 D	< 0,01	µg/L	---	0,01	12/12/2018
Manganês	Standard Methods 3111 B	< 0,05	mg/L Mn	---	0,04	07/12/2018
Mercúrio	Standard Methods 3112 B	< 0,0002	mg/L Hg	---	0,0002	13/12/2018
Mesotriona	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Metacloro	EPA 8081- B	< 0,01	µg/L	---	0,01	12/12/2018
Metalaxil-m (Mefenoxam)	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Metamidofós	EPA Method 8270 D	< 0,1	µg/L	---	0,1	12/12/2018
Metamitrona	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018





QUÍMIOAMBIENTAL®
LABORATÓRIO

Metildationa	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Metiram + Mancozebe	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Metsulfurom metílico	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Microcistinas	Standard Methods 10200 F	< 1	org / mL	---	1	12/12/2018
Molinato	EPA Method 8270 D	< 1,31	µg/L	---	1,31	12/12/2018
Monoclorobenzeno	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Níquel	Standard Methods 3111 B	< 0,01	mg/L Ni	---	0,01	07/12/2018
Nitratos	Standard Methods 4500 NO ₃ ⁻	5,03	mg/L N	---	0,09	07/12/2018
Nitritos *	Standard Methods 4500 NO ₂ B	2,863	mg/L N	---	0,09	10/12/2018
Odor	Standard Methods 2510 B	0	Intensidade	---	0	05/12/2018
Parationa Metílica	EPA 8081- B	< 0,04	µg/L	---	0,04	12/12/2018
Pendimetalina	EPA Method 8270 D	< 9,87	µg/L	---	9,87	12/12/2018
Pentaclorofenol	EPA Method 8270 D	< 0,8	µg/L	---	0,8	12/12/2018
Permetrina	EPA Method 8270 D	< 1,2	µg/L	---	1,2	12/12/2018
Picoxistrobina	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Profenofós	EPA Method 8270 D	< 0,53	µg/L	---	0,53	12/12/2018
Radio 226	Standard Methods 7110	< 0,3	Bq/L	---	0,3	07/12/2018
Radio 228	Standard Methods 7110	< 0,1	Bq/L	---	0,1	07/12/2018
Saxitoxinas	Standard Methods 10200 F	< 1	µg/L	---	1	06/12/2018
Selênio	Standard Methods 3120 B	< 0,01	mg/L Se	---	0,01	07/12/2018
Simazina	EPA Method 8270 D	< 0,59	µg/L	---	0,59	12/12/2018
Sódio	Standard Methods 3500 Na B	70	mg/L Na	---	1	03/12/2018
Sólidos Dissolvidos Totais	Standard Methods 2540 C	309	mg/L	---	10	06/12/2018
Sulfatos *	Standard Methods 4500 SO ₄ ²⁻	44,7	mg/L SO ₄ ²⁻	---	0,5	07/12/2018
Sulfeto de Hidrogênio	Standard Methods S ²⁻ F	< 0,1	mg/L S ²⁻	---	0,1	26/11/2018
Surfactantes(c/ Azul de Metileno) *	Standard Methods 5540 C	0,3	mg/L MBAS	---	0,1	05/12/2018
Tebuconazol	EPA Method 8270 D	< 0,29	µg/L	---	0,29	12/12/2018
Tembotriona	EPA Method 8270 D	< 1	µg/L	---	1	12/12/2018
Terbufós	EPA Method 8270 D	< 0,64	µg/L	---	0,64	12/12/2018
Tetracloroeto de Carbono	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Tetracloroetano	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Tetraconazol	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Tiametoxam	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Tiodicarbe	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Tiofano-metílico + Carbendazim + Benomil	EPA Method 8270 D	< 120	µg/L	---	120	12/12/2018
Tolueno (T)	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Triciclazol	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Triclorobenzeno	EPA 5021A / 8260C	< 11	µg/L	---	11	12/12/2018
Tricloroetano	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Trifuralina	EPA Method 8270 D	< 0,01	µg/L	---	0,01	12/12/2018
Trihalometanos Totais (THM)	EPA 5021A / 8260C	< 8	µg/L	---	8	12/12/2018
Turbidez *	Standard Methods 2130 B	0,6	NTU	---	0,6	05/12/2018
Urânio	Standard Methods 3125 B	< 0,02	mg/L	---	0,02	07/12/2018
Xileno Total (o,m,p) (T)	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Zinco Total	Standard Methods 3111 B	< 0,05	mg/L Zn	---	0,05	07/12/2018

Metodologia: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition.

UFC: Unidade Formadora de Colônia; NMP: Número Mais Provável; LQ: Limite de Quantificação;

POP G 21 - Procedimento Operacional Padrão de Coleta de Águas e Efluentes, aplicável quando a coleta for realizada pelo Laboratório QuímioAmbiental.

NBR: Norma Brasileira; POP: Procedimento Operacional Padrão

*Ensaio(s) reconhecido(s) pela Rede Metrologica/RS, conforme NBR ISO/IEC 17025:2005.



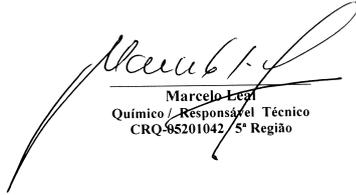


QUÍMIOAMBIENTAL®
L A B O R A T Ó R I O

Plano de amostragem sob responsabilidade do solicitante.
Os resultados contidos neste relatório têm significação restrita à amostra analisada, só podendo ser reproduzidos na íntegra e com autorização formal.
O Laboratório Químioambiental garante a realização dos ensaios dentro do prazo de validade da amostra.

Porto Alegre, 17 de Dezembro de 2018.




Marcelo Lepi
Químico / Responsável Técnico
CRQ-95201042 / 5ª Região



Chave de Validação: C00B7D4D5A16ACC2526A3A006DE25B917D0B2149

Relatório de Ensaio nº 214934/18 Última Atualização: 19/12/2017



QUÍMIOAMBIENTAL® LABORATÓRIO

Relatório de Ensaio nº 214933/18 - 1

Solicitante: Aspeur - Associação Pró-Ensino Superior em Novo Hamburgo
Endereço: RS 239, 2755 - Novo Hamburgo - RS

Dados Gerais

Procedência: MT. Produto

Local de Amostragem: Não Informado

Amostra Identificada como: Água

Responsável pela Amostragem: Solicitante

Data da Amostragem: 22/11/2018

Data de Recebimento no Laboratório: 23/11/2018

Peso/Volume Amostrado: 9254L

Material de Coleta Fornecido por: Laboratório Químioambiental Ltda.

Tipo de Análise: Biológica, Físico-Química e Microbiológica

Parâmetro	Método	Resultado	Unidade	VMP	LQ	Data Análise
1,1-Dicloroetano	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
1,2-Diclorobenzeno	EPA Method 8270 D	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
1,2-Dicloroetano	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
1,2-Dicloroetano (cis + trans)	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
1,4-Diclorobenzeno	EPA Method 8270 D	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
2,4 D + 2,4,5 T	EPA Method 8270 D	< 0,56	µg/L	---	0,56	12/12/2018
2,4,6 Triclorofenol	EPA 8316	< 0,8	µg/L	---	0,8	12/12/2018
Abamectina	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Acefato + Metamidofós	EPA Method 8270 D	< 4,8	µg/L	---	4,8	12/12/2018
Ácidos Haloacéticos Totais	EPA 552.2	< 80	µg/L	---	80	12/12/2018
Acrilamida	EPA 8316	< 0,12	µg/L	---	0,12	12/12/2018
Alaclor	EPA Method 8270 D	< 0,9	µg/L	---	0,005	12/12/2018
Aldrin	EPA Method 8270 D	< 0,0019	µg/L	---	0,0019	12/12/2018
Alicarbe+Aldicarbesulfona+Aldicarbesufóxido	EPA Method 8270 D	< 0,01	µg/L	---	0,01	12/12/2018
Alumínio	Standard Methods 3500 Al B	0,13	mg/L Al	---	0,01	07/12/2018
Amônia	EPA 350.2	< 0,1	mg/L NH ₃	---	0,1	13/12/2018
Antimônio	Standard Methods 3120 B	< 0,005	mg/L Sb	---	0,005	07/12/2018
Arsênio	Standard Methods 3120 B	< 0,01	mg/L As	---	0,01	07/12/2018
Atrazina	EPA Method 8270 D	< 0,52	µg/L	---	0,52	12/12/2018
Bário	Standard Methods 3111 D	0,02	mg/L Ba	---	0,01	07/12/2018
Benzeno (T)	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Benzo (a) pireno	EPA 3510C / 8270D	< 0,012	µg/L	---	0,012	12/12/2018
Bifentrina	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	11/12/2018
Bromato	EPA 300.0 e 300.1	< 0,01	mg/L	---	0,01	07/12/2018
Cádmio	Standard Methods 3111 B	< 0,001	mg/L Cd	---	0,001	07/12/2018
Carbaril	EPA Method 8270 D	< 0,02	µg/L	---	0,02	12/12/2018
Carbendazim + Benomil	EPA Method 8270 D	< 0,41	µg/L	---	0,41	12/12/2018
Carbofurano	EPA Method 8270 D	< 0,1	µg/L	---	0,1	12/12/2018
Chumbo	Standard Methods 3111 B	< 0,01	mg/L Pb	---	0,01	07/12/2018
Cianamida	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Cianeto Total	Standard Methods 4500 CN ⁻ D	< 0,005	mg/L CN	---	0,005	10/12/2018
Cipermetrina 1,2,3,4	EPA Method 8270 D	< 25	µg/L	---	25	11/12/2018
Ciproconazol	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Cletodim	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Cloraminas	Standard Methods 4500 Cl ⁻ G	< 0,2	mg/L	---	0,01	05/12/2018
Clordano (Isômeros)	EPA 8081- B	< 0,0019	µg/L	---	0,0019	12/12/2018
Cloreto de Vinila	EPA 5021A / 8260C	< 0,20	µg/L	---	0,2	12/12/2018
Cloretos *	Standard Methods 4500 Cl ⁻ B	29,8	mg/L Cl ⁻	---	0,5	07/12/2018
Clorimurrom-etílico	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Clorito	EPA 300.0 e 300.1	< 0,01	mg/L	---	0,01	07/12/2018



QUÍMIOAMBIENTAL®
LABORATÓRIO

Cloro Residual Livre	Standard Methods 4500 Cl G	< 0,2	mg/L	---	0,2	05/12/2018
Clorotalonil	EPA 8081- B	< 0,033	µg/L	---	0,033	12/12/2018
Clorpirifós + Clorpirifós-oxon	EPA Method 8270 D	< 5,3	µg/L	---	5,3	12/12/2018
Cobre	Standard Methods 3111 B	< 0,005	mg/L Cu	---	0,005	07/12/2018
Coliformes Fecais (<i>E. coli</i>) *	Standard Methods 9223 B	2,1 x 10 ³	NMP/100mL	---	1,8	23/11/2018
Coliformes Totais *	Standard Methods 9223 B	3,5 x 10 ³	NMP/100mL	---	1,8	23/11/2018
Cor Aparente	Standard Methods 2120 C	30	uH	---	5	07/12/2018
Cresoxim-metil	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Cromo Total	Standard Methods 3111 B	< 0,01	mg/L Cr	---	0,01	07/12/2018
DDT + DDD + DDE	EPA 8081- B	< 0,0019	µg/L	---	0,0019	12/12/2018
Di (2-etilhexil) ftalato	EPA Method 8270 D	< 0,7	µg/L	---	0,7	12/12/2018
Diazinona	EPA Method 8270 D	< 0,37	µg/L	---	0,37	12/12/2018
Diclorometano	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Dieldrin	EPA 8081- B	< 0,0019	µg/L	---	0,0019	12/12/2018
Difenoconazol	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Diflubenzuron	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Dimetoato	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Ditianona	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Diuron	EPA Method 8270 D	< 0,29	µg/L	---	0,29	12/12/2018
Dureza Total *	Standard Methods 2340 C	23,0	mg/L CaCO ₃	---	5	05/12/2018
Endossulfan (alfa, beta e sais)	EPA 8081- B	< 0,0019	µg/L	---	0,0019	12/12/2018
Endrin	EPA 8081- B	< 0,001	µg/L	---	0,001	12/12/2018
Epoxiconazol	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Estireno	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Etilbenzeno (T)	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Etoxisulfuron	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Fenitrotona	EPA 8081- B	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Fenoxaprop-p-etílico	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Fention	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Ferro Total	Standard Methods 3111 B	0,06	mg/L Fe	---	0,05	07/12/2018
Fipronil	EPA Method 8270 D	< 1	µg/L	---	1	12/12/2018
Fluoretos *	Standard Methods 4500 F· C	< 0,1	mg/L F ⁻	---	0,1	07/12/2018
Flutriafol	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Folpet	EPA 8081- B	< 10	µg/L	---	10	12/12/2018
Fomezafem	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Gama-cialotrina	EPA Method 8270 D	< 6	µg/L	---	6	11/12/2018
Glifosato + AMPA	EPA 300.0 e 300.1	< 10	µg/L	---	10	13/12/2018
Gosto	Standard Methods 2160 B	0	Intensidade	---	0	05/12/2018
Hidrazina maleica	EPA Method 8270 D	< 1.800,0	µg/L	---	1800	12/12/2018
Imazetapir	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Imidacloprido	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Indoxacarbe	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Iodosulfurom-metilico	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Ioxinil octanoato	EPA Method 8270 D	< 1	µg/L	---	1	12/12/2018
Lambda-cialotrina	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	11/12/2018
Lindano(y-BHC)	EPA 8081- B	< 0,0019	µg/L	---	0,0019	12/12/2018
Mancozebe	EPA Method 8270 D	< 0,01	µg/L	---	0,01	12/12/2018
Manganês	Standard Methods 3111 B	< 0,05	mg/L Mn	---	0,05	07/12/2018
Mercúrio	Standard Methods 3112 B	< 0,0002	mg/L Hg	---	0,0002	13/12/2018
Mesotriona	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Metacloro	EPA 8081- B	< 0,01	µg/L	---	0,01	12/12/2018
Metalaxil-m (Mefenoxam)	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Metamidofós	EPA Method 8270 D	< 0,1	µg/L	---	0,1	12/12/2018
Metamitrona	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018





QUÍMIOAMBIENTAL®
LABORATÓRIO

Metildationa	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Metiram + Mancozebe	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Metsulfurom metílico	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Microcistinas	Standard Methods 10200 F	< 1	org / mL	---	1	12/12/2018
Molinato	EPA Method 8270 D	< 1,31	µg/L	---	1,31	12/12/2018
Monoclorobenzeno	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Níquel	Standard Methods 3111 B	< 0,01	mg/L Ni	---	0,01	07/12/2018
Nitratos	Standard Methods 4500 NO ₃ ⁻	1,2	mg/L N	---	0,09	07/12/2018
Nitritos *	Standard Methods 4500 NO ₂ B	< 0,01	mg/L N	---	0,01	07/12/2018
Odor	Standard Methods 2510 B	0	Intensidade	---	0	05/12/2018
Parationa Metílica	EPA 8081- B	< 0,04	µg/L	---	0,04	12/12/2018
Pendimetalina	EPA Method 8270 D	< 9,87	µg/L	---	9,87	12/12/2018
Pentaclorofenol	EPA Method 8270 D	< 0,8	µg/L	---	0,8	12/12/2018
Permetrina	EPA Method 8270 D	< 1,2	µg/L	---	1,2	12/12/2018
Picoxistrobina	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Profenofós	EPA Method 8270 D	< 0,53	µg/L	---	0,53	12/12/2018
Radio 226	Standard Methods 7110	< 0,3	Bq/L	---	0,25	07/12/2018
Radio 228	Standard Methods 7110	< 0,1	Bq/L	---	0,1	07/12/2018
Saxitoxinas	Standard Methods 10200 F	< 1	µg/L	---	1	06/12/2018
Selênio	Standard Methods 3120 B	< 0,01	mg/L Se	---	0,01	07/12/2018
Simazina	EPA Method 8270 D	< 0,59	µg/L	---	0,59	12/12/2018
Sódio	Standard Methods 3500 Na B	24	mg/L Na	---	1	03/12/2018
Sólidos Dissolvidos Totais	Standard Methods 2540 C	143	mg/L	---	10	06/12/2018
Sulfatos *	Standard Methods 4500 SO ₄ ²⁻	18,4	mg/L SO ₄ ²⁻	---	0,5	07/12/2018
Sulfeto de Hidrogênio	Standard Methods S ²⁻ F	< 0,1	mg/L S ²⁻	---	0,1	26/11/2018
Surfactantes(c/ Azul de Metileno) *	Standard Methods 5540 C	< 0,1	mg/L MBAS	---	0,1	05/12/2018
Tebuconazol	EPA Method 8270 D	< 0,29	µg/L	---	0,29	12/12/2018
Tembotriona	EPA Method 8270 D	< 1	µg/L	---	1	12/12/2018
Terbufós	EPA Method 8270 D	< 0,64	µg/L	---	0,64	12/12/2018
Tetracloroeto de Carbono	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Tetracloroetano	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Tetraconazol	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Tiametoxam	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Tiodicarbe	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Tiofano-metílico + Carbendazim + Benomil	EPA Method 8270 D	< 120	µg/L	---	120	12/12/2018
Tolueno (T)	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Triciclazol	EPA Method 8270 D	< 5	µg/L	---	5	12/12/2018
Triclorobenzeno	EPA 5021A / 8260C	< 11	µg/L	---	11	12/12/2018
Tricloroetano	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Trifuralina	EPA 8081- B	< 0,01	µg/L	---	0,01	12/12/2018
Trihalometanos Totais (THM)	EPA 5021A / 8260C	< 8	µg/L	---	8	12/12/2018
Turbidez *	Standard Methods 2130 B	< 0,6	NTU	---	0,6	05/12/2018
Urânio	Standard Methods 3125 B	< 0,02	mg/L	---	0,02	07/12/2018
Xileno Total (o,m,p) (T)	EPA 5021A / 8260C	< 1,5	µg/L	---	1,5	12/12/2018
Zinco Total	Standard Methods 3111 B	< 0,05	mg/L Zn	---	0,05	07/12/2018

Metodologia: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition.

UFC: Unidade Formadora de Colônia; NMP: Número Mais Provável; LQ: Limite de Quantificação;

POP G 21 - Procedimento Operacional Padrão de Coleta de Águas e Efluentes, aplicável quando a coleta for realizada pelo Laboratório Químioambiental.

NBR: Norma Brasileira; POP: Procedimento Operacional Padrão

*Ensaio(s) reconhecido(s) pela Rede Metroológica/RS, conforme NBR ISO/IEC 17025:2005.





QUÍMIOAMBIENTAL®
L A B O R A T Ó R I O

Plano de amostragem sob responsabilidade do solicitante.

Os resultados contidos neste relatório têm significação restrita à amostra analisada, só podendo ser reproduzidos na íntegra e com autorização formal.

O Laboratório Químioambiental garante a realização dos ensaios dentro do prazo de validade da amostra.

Porto Alegre, 17 de Dezembro de 2018.




Marcelo Leal
Químico / Responsável Técnico
CRQ-65201042 / 5ª Região



Chave de Validação: 23A43E6DEB969FA70386FAA9C74CB70F20EEE8A3

Relatório de Ensaio nº 214933/18 Última Atualização: 19/12/2017