



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"

Programa Interunidades



Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

MARIA DO CARMO VARA LOPES ORSI

**APLICAÇÃO DO PROCESSO ELETROLÍTICO NO TRATAMENTO
DE EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA DE RECUPERAÇÃO DE
FILMES PLÁSTICOS PÓS-CONSUMO**

Bauru
2014



MARIA DO CARMO VARA LOPES ORSI

**APLICAÇÃO DO PROCESSO ELETROLÍTICO NO TRATAMENTO
DE EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA DE RECUPERAÇÃO DE
FILMES PLÁSTICOS PÓS-CONSUMO**

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Área de Concentração Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Donnini Mancini

Bauru
2014

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE MARIA DO CARMO VARA LOPES ORSI, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DO(A) FACULDADE DE ENGENHARIA DE BAURU.

Aos 03 dias do mês de fevereiro do ano de 2014, às 09:00 horas, no(a) Sala de reuniões do DEPLAN/Unesp/Rio Claro, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. SANDRO DONNINI MANCINI do(a) Engenharia Ambiental / Campus Experimental de Sorocaba, Prof. Dr. RODRIGO BRAGA MORUZZI do(a) Departamento de Planejamento Territorial e Geoprocessamento / Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Profa. Dra. MARIA ZANIN do(a) INCOOP / Universidade Federal de São Carlos, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de MARIA DO CARMO VARA LOPES ORSI, intitulada "REÚSO DA ÁGUA NO PROCESSO DE LAVAGEM DE PLÁSTICO FILME PARA RECICLAGEM". Após a exposição, a discente foi arguida oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: aprovada. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.


Prof. Dr. SANDRO DONNINI MANCINI


Prof. Dr. RODRIGO BRAGA MORUZZI


Profa. Dra. MARIA ZANIN

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Unesp - Campus
Experimental de Sorocaba

Orsi, Maria do Carmo Vara Lopes.

Aplicação do processo eletrolítico no tratamento de
efluentes de uma indústria de recuperação de filmes
plásticos pós-consumo / Maria do Carmo Vara Lopes
Orsi, 2014

127 f. : il.

Orientador: Sandro Donnini Mancini

Dissertação (Mestrado)- Universidade Estadual
Paulista. Rio Claro, 2014

1. Efluentes. 2. Eletrólise. 3. Filmes plásticos.
I. Universidade Estadual Paulista. II. Título.

DEDICO a Marcelo Campos Orsi, meu marido, pelo amor e o maior suporte que alguém poderia dar; as minhas queridas filhas Blenda e Maysa que me compreenderam, me apoiaram, e, acima de tudo, souberam compartilhar como amigas e companheiras todos os momentos de dificuldades gerados pela minha ausência.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a meu orientador Sandro Donnini Mancini, pelo apoio e confiança na proposta apresentada e pela oportunidade de me orientar na pesquisa.

Ao Prefeito Municipal de Tatuí, Luiz Gonzaga Vieira de Camargo, por acreditar em minha competência, me estimular a nunca desistir, e sem o qual, não poderia ter me desbravado em novos conhecimentos.

Ao Diretor Prof. Dr. Mauro Tomazela, pela sua amizade e grandiosa compreensão acerca de tudo o que vivi durante a execução deste trabalho.

Ao Samuel de Campos Moraes, por ter consentido em usar os dados de sua empresa para o desenvolvimento desta monografia.

Ao professor Edson Ferreira Portela por compartilhar seu vasto conhecimento que em parceria com os alunos Edmilson Della Vecchia, Leandro D. de Figueiredo e Evandro Dalaneze, tornaram possível a realização do sistema elétrico que viabilizou a realização das análises e concluir o estudo.

Ao Prof. Dr. Rodrigo Braga Moruzzi pelo apoio, e orientação prestada em momentos de difícil discernimento.

Ao Engenheiro Adriano José Branco e Carlos Henrique M. Carvalho, Gerentes de Divisão da SABESP – Tatuí, pela parceria na realização das análises laboratoriais.

Aos Diretores, engenheiros e técnicos da Divisão de controle sanitário da Sabesp – RMOC, Botucatu, pelo apoio, qualidade e importância de sua contribuição nesta pesquisa.

A Suzan da Silva Lessa e Letícia Boschini Fraga Gonçalves, Auxiliares docentes do laboratório da química da Unesp - Sorocaba, pela paciência, pelas realizações e apoio na montagem das análises.

Ao Prof. Dr. Peterson B. Moraes, da Unicamp, por trazer-me luz quando acreditava estar vagando na escuridão, através da sua orientação e direcionamento.

As Professoras Dr^a. Elisabeth Pelosi Teixeira e Dr^a. Silvia Pierre Irazusta pela parceria na realização das análises.

Agradeço em especial a UNESP, aos professores, a sua estrutura administrativa, aos parceiros das bibliotecas, ao pessoal da manutenção, da limpeza, a todos de uma forma geral, pois sem eles minhas atividades se tornariam difíceis de serem realizadas.

Para não esquecer ninguém, pois muitos contribuíram de várias maneiras, pela amizade, pelo carinho, pela paciência, por tantas acolhidas e pelo infinito apoio. Agradeço a todos que, mesmo nos simples momentos, contribuíram direta ou indiretamente para a conclusão deste trabalho.

RESUMO

A água é componente fundamental para o processo de preparação da matéria prima para a reciclagem de plástico pós-consumo, pois participa como elemento de remoção de detritos e impurezas que contaminam a matriz da matéria-prima utilizada, principalmente quando proveniente da catação em lixões ou separados por meio das coletas seletivas, e cooperativas de reciclagem. O presente trabalho teve como objetivo testar a eletrólise como tratamento alternativo de efluentes de processos de lavagem de plásticos pós-consumo. Foi verificado o volume de plásticos encaminhados para a reciclagem com a interferência da massa de sólidos oriundos do manancial que serve como fonte de abastecimento, bem como a quantidade real de filmes plásticos mensurados em sistema controlado de bancada, avaliando o percentual de contribuição de cada grupo em relação a massa total mensurada no efluente bruto. Através de características físico-químicas, foram identificadas alterações de qualidade e substâncias potencialmente prejudiciais, com destaque para os aspectos legais vigentes. Os melhores resultados foram obtidos com eletrodos de alumínio, aplicando 6 A, 7V, 12 eletrodos por 25 minutos. Após a aplicação da eletrólise como tratamento, ocorreu uma significativa diminuição do caráter poluente com expressiva remoção de sólidos, em especial, de sólidos dissolvidos e materiais orgânicos. Dos 23 parâmetros analisados, apenas dois (teor de alumínio e Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO) não se enquadraram a legislação, apesar da redução de 70% no alumínio e de mais de 50% na DBO. O selênio e o sódio se mantiveram constantes. O mercúrio, óleos e graxas, a temperatura e o pH sofreram reduções inferiores a 30% e o cádmio foi reduzido em aproximadamente 50%. Quatro indicadores ficaram com reduções entre 70 e 80%, sendo o arsênio, o bário e os sólidos sedimentáveis. Todos os outros parâmetros foram reduzidos em mais de 90%, sendo, em especial os metais. Assim, a eletrólise se caracteriza como uma possibilidade alternativa ou complementar a outros sistemas de tratamento para pequenos empreendimentos de reciclagem de filmes plásticos.

Palavra Chave: Tratamento de efluentes, reciclagem de filmes plásticos pós-consumo, processo eletrolítico, plásticos pós-consumo.

ABSTRACT

The water is the central component for the raw material preparation process for recycling process after consumption because participates as element of dendrites and impurities removal that contaminate the raw material matrix used, primarily when it comes of trash collecting or separate through selective waste collection and recycling companies. The present work has as objective to test the electrolysis as alternative treatment of effluents from washing process post-consumer plastics. Was verify the plastic volume routed for recycling with the interference with the mass of solids coming from the source that servers as source of supply as well as the real quality of plastic film measured in bench controlled system, evaluating the percentage of contribution of each group in relation of total mass measured in raw wastewater. Through characteristics physic-chemical were identify changes in quality and substances potentially harmful especially for the legal aspects force. The best results were obtain with aluminum electrodes applying 6 A, 7 V, 12 electrodes for 25 minutes. After application of electrolysis treatment there was a significant decrease of pollutant with expressive removal of solids, in special of dissolved solids and organic material. Of the 23 parameters analyzed, only two (aluminum content and Biochemical oxygen demand – B.O.D) didn't fall in legislation, despite the reduction of 70% in aluminum and more than 50% in B.O.D. Selenium and sodium remained constant. Mercury, oils and greases, temperature and pH suffered smaller reductions of 30% and Cadmus was reduced about 50%. Four indicators were with prospective reductions of between 70% and 80% being arsenic, barium and sedimentary solids. All the others parameters were reduced more than 90%, being in special the metals. Thus, the electrolysis is characterized as an possibility alternative or complementary to others system of treatment for small enterprises of plastic film recycling.

Keywords: effluent treatment, plastic film recycling post-consumer, electrolytic process, plastic post-consumer.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Tipos de cadeias poliméricas: Linear, ramificada e reticulada	9
Figura 2: Mercado de transformados plásticos por processo de produção / tipo de resina .	13
Figura 3: Composição média o lixo na coleta seletiva (% em peso).....	15
Figura 4: Índice de reciclagem. Brasil e Europa - ano base: 2005	16
Figura 5: Símbolos de identificação dos principais tipos de resinas plásticas	17
Figura 6: Fluxograma de um sistema de reciclagem mecânica	23
Figura 7: Mecanismos de interação de uma célula eletrolítica.....	28
Figura 8: Barracão de reciclagem, à direita local do escritório e oficina	39
Figura 9: Estoque de embalagens plásticas a céu aberto, em contato direto com o solo	39
Figura 10: Local de triagem da matéria prima com a esteira ao fundo	42
Figura 11: (a) Saída dos moinhos de facas - (b) Tanque de lavagem.....	43
Figura 12: Lodo acumulado no tanque de lavagem.....	44
Figura 13: Tanque de decantação enterrado no solo	44
Figura 14: Tubo de eixo rotativo que separa os materiais flutuantes (de interesse) da água	45
Figura 15: Fluxograma do processo de beneficiamento - situação atual.....	46
Figura 16: Coleta do efluente realizada para o diagnóstico inicial com o (a) peneiramento para a retenção de plásticos finos; (b) decantação e (c) medição de pH e temperatura	49
Figura 17: Filmes plásticos recortados com tesoura para a lavagem em sistema controlado	50
Figura 18: Efluente e filtro pós-filtragem para obtenção de dados de sólidos totais.....	52
Figura 19: Eletrodos em ferro fundido utilizados na célula eletrolítica	54
Figura 20: Célula eletrolítica com efluente antes da eletrólise: (a) vista frontal e (b) vista superior	55
Figura 21: Esquema do conjunto eletrolítico.....	55
Figura 22: Flocos suspensos a pós a remoção da espuma	56

Figura 23: Componentes do reator: célula eletrolítica em vidro, suporte em polietileno e eletrodos de alumínio (a) e reator montado (b)	57
Figura 24: Vista superior do sistema de eletrólise montado.....	59
Figura 25: Foto do CLP e do rele com dois contatos reversíveis.....	62
Figura 26: Vista aérea da empresa.....	64
Figura 27: Fluxograma do processo de beneficiamento – proposta	65
Figura 28: Aparência do efluente após 32 minutos.	84
Figura 29: Amostras dos efluentes coletados durante o tratamento com sistema eletrolítico, sendo: 1 - Efluente bruto inicial; 2 - Efluente após 10 minutos de tratamento; 3- Após 20 minutos e 4 - Após 30 minutos.....	85
Figura 30: Fotografias mostrando a alteração da cor do efluente tratado (a) e do lodo (b), após 30 minutos de desligamento do equipamento.	86
Figura 31: Eletrodos e solução eletrolítica sem inversão de polaridade aos 30 minutos de retenção na célula.	92
Figura 32: Eletrodos sem resíduos aderentes - com inversão de polaridade aos 15 minutos de processo.	93
Figura 33: Eletrodos e solução eletrolítica com aplicação da inversão de polaridade aos 25 minutos de retenção na célula.....	93
Figura 34: Amostra do efluente tratado por eletrólise com 20 minutos de retenção hidráulica, após filtragem em papel filtro qualitativo, 80 g/m ² , porosidade 3 micras, cinzas 0,5%.....	94

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Contaminantes naturais da água	26
Tabela 2: Espaçamento e número de placas usadas por amperagem nos ensaios	60
Tabela 3: Características físico-químicas da água do manancial	66
Tabela 4: Resultados das médias finais, em g/L, e do desvio padrão dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos, fixos e voláteis, da água do manancial.	67
Tabela 5: Características complementares da água do manancial.....	68
Tabela 6: Resultados de sólidos sedimentáveis da água do manancial.	69
Tabela 7: Análise comparativa dos resultados obtidos nos diagnósticos de efluentes em 02/08/2012 e 08/10/2012 com parâmetros estabelecidos pelo Decreto 8468/76 e pela Resolução CONAMA nº 430/2011.	70
Tabela 8: Análise comparativa dos resultados obtidos de sólidos sedimentáveis.....	72
Tabela 9: Tabela de referência entre as médias dos parâmetros e os desvios padrão.	73
Tabela 10: Variação entre as massas do resíduo bruto inicial em relação a massa resultante da lavagem em sistema controlado, comparando com o desvio padrão.....	74
Tabela 11: Média dos resultados finais, em g/L, dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos, fixos e voláteis, dos ensaios da caracterização terciária do efluente e seus desvios padrão.	75
Tabela 12: Resultados dos sólidos sedimentáveis da terceira caracterização do efluente...	76
Tabela 13: Volume de sólidos considerando as contribuições da água do rio e dos resíduos sólidos dos filmes plásticos avaliados em sistema controlado.	76
Tabela 14: Resultados finais, em g/L, dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos, fixos e voláteis, da caracterização secundária do efluente.	78
Tabela 15: Resultados das médias dos sólidos sedimentáveis da caracterização secundária do efluente.	80
Tabela 16: Comparativo da média aritmética dos ensaios em relação ao desvio padrão...	81
Tabela 17: Massa de sólidos retidos em quilos por litro de efluente.....	81
Tabela 18: Características físico-químicas complementares do efluente <i>in natura</i>	82
Tabela 19 Variação da densidade de corrente por amperagem aplicada.	87

Tabela 20: Tensão elétrica resultante em função da variação do espaçamento dos eletrodos.	89
Tabela 21: Quadro comparativo de condutividade em função do espaçamento dos eletrodos em relação ao tempo de retenção na célula.	90
Tabela 22: Variação da massa retida (g/L), por tipo de sólidos devido a variação do número de eletrodos em função do tempo na célula eletrolítica, aplicando 4 amperes.....	95
Tabela 23: Porcentagem de redução da massa retida aplicando 4A, por tipo de sólido em comparativo com o efluente bruto.	95
Tabela 24: Variação da massa retida (g/L), por tipo de sólidos devido a variação do número de eletrodos em função do tempo na célula eletrolítica, aplicando 6 amperes.....	97
Tabela 25: Porcentagem de redução da massa retida aplicando 4A, por tipo de sólido em comparativo com o efluente bruto.	97
Tabela 26: Comparativo dos melhores resultados obtidos na redução da massa de sólidos com 4 e 6 amperes em relação ao efluente bruto.....	98
Tabela 27: Análise comparativa dos resultados obtidos no efluente bruto com o efluente pós eletrólise, confrontando com Decreto 8468/76 e Resolução CONAMA nº 430/2011.	100
Tabela 28: Análise comparativa dos resultados obtidos de sólidos sedimentáveis.....	102

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIACÕES

A	Amperes
ABIPLAST	Associação Brasileira da Indústria do Plástico
Al ₂ (SO ₄) ₃ x(14 a 18 H ₂ O)	Sal de alumínio
A/m ²	Corrente específica
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	Associação Americana de Saúde Pública
Art.	Artigo
AT	Área total
BOPP	Polipropileno bioentado
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CLP	Controlador lógico programável
cm	Centímetros
CO ₂	Dióxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
dc	Densidade de corrente
Ø	Diâmetro
EVA	Copolímero de etileno e acetato de vinila
Fe/C	Ferro fundido
FeCl ₃	Sal de ferro
g	Grama
g/L	Grama por litro
g/m ²	Grama por metro quadrado
°C	Grau centígrado
H ⁺	Hidrogênio
HCl	Cloreto de Hidrogênio
i	Corrente elétrica
ISO	International Organization for Standardization
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INDAC	Instituto Nacional para o Desenvolvimento do Acrílico
Kg	Quilograma
KΩ	Quilohm

kg/dia	Quilograma por dia
kg/h	Quilograma por hora
kg/m ³	Quilograma por metro cubico
m	Metro
Ma	Massa atômica
M.E.P	Massa de eletrodo perdida
m ³	Metros cúbicos
mg/L	Miligramma por litro
min.	Minuto
mL	Mililitro
mL/L	Mililitro por litro
mm	Milímetro
mS	Milisiemens
m ²	Metro quadrado
nA	Número de Ampères
NaCl	Cloreto de sódio
NBR	Norma brasileira
Ne	Nº de elétrons
NPN	Rede Nacional de Desempenho
Ω	Ohm
OD	Oxigênio Dissolvido
OH-	Hidroxilas
P	Profundidade do recipiente
PEAD	Polietileno de alta densidade
PEBD	Polietileno de baixa densidade
PEBDDL	Polietileno de baixa densidade linear
PEBDL	Polietileno de baixa densidade linear
PET	Poli tereftalato de etileno
%	Porcentagem
pH	Potencial Hidrogeniônico
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PVC	Cloreto de Polivinila
RMOC	Divisão de Controle Sanitário

SABESP	Companhia de Saneamento Básico Estado de São Paulo
SP	São Paulo
t	Tempo
T _B	Tempo de ascensão da bolha
t/mês	Tonelada por mês
UNEP	Programa das Nações Unidas para o Ambiente
UNESP	Universidade Estadual Paulista
UV	Ultravioleta
V	Volts
V _B	Velocidade média de bolhas
W	Watt

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	7
2.1	OBJETIVO GERAL	7
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	7
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	8
3.1	PLÁSTICOS – PANORAMA GERAL	8
3.2	RECICLAGEM DE PLÁSTICOS NO BRASIL	13
3.3	TIPOS DE RECICLAGEM DE PLÁSTICO	16
3.4	A RECICLAGEM DE FILMES PLÁSTICOS	20
3.5	LEGISLAÇÃO VIGENTE RELACIONADA À POLUIÇÃO HÍDRICA	24
3.6	TRATAMENTO ELETROLÍTICO	27
4	MATERIAIS E MÉTODOS	37
4.1	OBJETO DE ESTUDO	37
4.2	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E ADMINISTRATIVA DO EMPREENDIMENTO	38
4.3	CARACTERIZAÇÃO DO PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DOS FILMES PLÁSTICOS NA EMPRESA.....	41
4.4	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA UTILIZADA NA LAVAGEM DOS FILMES E DO EFLUENTE GERADO	46
4.4.1	Parâmetros Iniciais - Água do Manancial.....	47
4.4.2	Primeira Caracterização do Efluente	48
4.4.3	Caracterização do Efluente em Sistema Controlado.....	49
4.4.4	Segunda Caracterização Do Efluente	51
4.5	TRATAMENTO DO EFLUENTE POR ELETRÓLISE.....	52
4.5.1	Primeira Fase: Eletrodos de Ferro Fundido	53
4.5.2	Segunda Fase: Eletrodos de Alumínio.....	56
4.5.3	Caracterização do Efluente Pós Tratamento	62
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	64
5.1	CARACTERIZAÇÃO DOS PARÂMETROS INICIAIS	65
5.2	PRIMEIRA CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	69
5.3	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE EM SISTEMA CONTROLADO	74
5.4	SEGUNDA CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	77
5.5	TRATAMENTO POR ELETRÓLISE	83

5.5.1	Primeira fase: Eletrodos de Ferro	83
5.5.2	Segunda fase: Eletrodos de alumínio.....	86
5.5.3	Diagnóstico do efluente pós tratamento.....	94
6	SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS.....	104
7	CONCLUSÕES.....	105
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	108
	APÊNDICE A: VARIAÇÃO DA TENSÃO ELÉTRICA EM FUNÇÃO DO TEMPO E DA AMPERAGEM.....	115
	APÊNDICE B – QUADRO COMPARATIVO DA RESISTIVIDADE.	116
	ANEXO A - RESULTADOS DAS ANÁLISES DE AMOSTRAGEM DE ÁGUA RESIDUAL COM 11 DIAS DE USO, COLETA EM 02/08/2012.....	118
	ANEXO B: RESULTADOS DAS ANÁLISES DE AMOSTRAGEM DE ÁGUA RESIDUAL COM 15 DIAS DE USO, COLETADA EM 08/10/2012.	120
	ANEXO C: RESULTADOS DAS ANÁLISES DE AMOSTRAGEM DE ÁGUA RESIDUAL BRUTA COM 11 DIAS DE REUSO.....	122
	ANEXO D: RESULTADOS DAS ANÁLISES DE AMOSTRAGEM DE ÁGUA RESIDUAL APÓS TRATAMENTO ELETROLÍTICO.....	125

1 INTRODUÇÃO

A dimensão ambiental vem sendo incorporada ao processo produtivo das indústrias e à gestão empresarial, inclusive como base para reduções de custos e aumentos de lucratividade, por meio de medidas para minimização, reuso e reciclo dos efluentes líquidos gerados pelos diversos processos industriais (SANTOS, 2004).

O contexto da escassez de água atinge várias regiões do Brasil, inclusive nos grandes centros onde há previsão de, em curto prazo, se vivenciar uma grave crise na disponibilidade deste recursos (MIERZWA, 2002). O consumo de água na maioria das atividades industriais e urbanas é excessivo, e compromete a garantia de sua distribuição para estas e outras atividades. Sua disponibilidade define a estrutura e funções de um ambiente responsável, sendo de suma importância para o desenvolvimento dos ecossistemas (TELLES; GOIS, 2013).

Diante desse quadro, diversas ferramentas de gestão surgem para auxiliar na utilização deste recurso natural, incorporando conceitos de uso sustentável em todos os níveis do processo produtivo. Adotar uma tecnologia limpa não significa dizer que as instalações de uma indústria tenham que ser inteiramente substituídas e sucateadas. Modificações localizadas, introduzidas em alguns setores críticos das instalações, quase sempre são soluções suficientes para a maioria das indústrias já implantadas (SANTOS, 2004).

A importância da produção mais limpa pode ser observada nos conceitos publicados pela UNEP - United Nations Environment Programme, onde pode ser entendida como a “contínua aplicação de uma estratégia ambiental preventiva e integrada, aplicada a processos, produtos e serviços para aumentar a eco eficiência e reduzir riscos humanos e ao meio ambiente”. Aplicando este conceito a processos é possível obter

“conservação de matérias primas e energia, eliminação de matérias primas tóxicas e redução na quantidade e toxicidade de todas as emissões e resíduos” (UNEP, 1995).

Os plásticos são moldáveis a quente e possuem baixa densidade, boa aparência, são atóxicos, isolantes termoeletrônicos, resistentes ao impacto e possuem baixo custo, portanto, apresentam uma larga faixa de aplicações. Devido a estas propriedades o consumo dos polímeros vem crescendo. Um grande problema decorrente da utilização de materiais poliméricos é, sem dúvida, o acúmulo de resíduos gerado após o descarte (FARIA, 2009).

O grande volume de embalagens plásticas descartadas por usuários urbanos e rurais, como invólucros de alimentos, sacolas plásticas, embalagens de produtos de consumo doméstico e animal, dentre outros, contribuem para o problema ambiental aumentando os resíduos dispostos em aterros sanitários (MUSTAFA, 1993).

Parte das embalagens descartadas é destinada a reciclagem que, muitas vezes, ocorre em instalações improvisadas, de pequeno a médio porte, algumas administradas por recicladores informais, sem licenciamento para seu funcionamento e sem qualquer compromisso com a legislação ambiental. Isso traduz-se, geralmente, num aumento na degradação ambiental, pois o uso da água nesses processos gera efluentes de alta carga poluidora.

Devido a estes fatores torna-se necessário o tratamento destas águas residuárias, visando remover matéria orgânica, sólidos em suspensão, organismos patogênicos, e, dependendo do caso, o nitrogênio, o fósforo, compostos tóxicos e compostos não biodegradáveis (MANCUSO, 2013).

Cada nível de tratamento objetiva um nível diferente de remoção. O preliminar visa a remoção dos sólidos grosseiros, materiais de maiores dimensões e areia. O tratamento primário visa a remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica, prevalecendo no processo os mecanismos físicos de remoção de poluentes. O tratamento secundário também remove matéria orgânica e eventualmente nutrientes, porém prevalecem os mecanismos biológicos. Ao agregar o tratamento terciário busca-se a remoção de poluentes específicos, como os tóxicos ou compostos não biodegradáveis,

podendo ser aplicado para a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (MANCUSO, 2013).

Ao classificar os tratamentos através dos processos físico-químicos é possível gerar dois grupos. Nos processos físico-químicos tradicionais para a ocorrência e eficiência das diferentes etapas dos processos é necessário a inserção de produtos coagulantes. Os físico-químicos eletrolíticos atuam de forma diferente, pela geração *in situ* do agente coagulante, através de estímulos elétricos que propiciam a ocorrência das reações de coagulação-floculação, vindo a transformar as impurezas presentes no efluente em flocos. Este resíduo pode ser retido por sedimentação, gerando o lodo, por flotação levando a formação da espuma ou pela filtração responsável pela remoção de ambos (KORYTA; DVO ŘÁK, 1987).

A quase dois séculos se examina a ocorrência de decomposição de soluções sob a aplicação de uma corrente elétrica. Os primeiros estudos da eletrólise remetem a Inglaterra, em 1888, estudiosos desenvolviam alternativas para o tratamento dos esgotos da cidade de Crossness, utilizando eletrodos de ferro com tensão de 10V. (WIENDL, 1998).

Cerca de vinte anos depois, os Estados Unidos desenvolveram novos estudos avaliando os eletrodos de ferro e de alumínio com tensões inferiores as aplicadas na Inglaterra. Nesta época foram instaladas duas estações de tratamento de esgoto, uma em Santa Mônica e outra em Oklahoma, ambas com sistemas operacionais similares, operando com eletrodos de ferro. O diferencial é que na segunda o eletrodo recebeu um revestimento de cobre (WIENDL, 1998).

Na época, chegou-se à conclusão que o processo eletrolítico é estritamente eletroquímico, propiciando a formação dos gases como hidrogênio, oxigênio e o cloro dentro da célula de tratamento, que agem sobre a matéria orgânica e inorgânica existente no efluente de forma efetiva, salientando as vantagens sobre os sistemas biológicos de tratamento quanto aos baixos custos de manutenção, necessidades de menores áreas e menor custo de operação (WIENDL, 1998).

Em Santa Mônica o sistema operou com voltagem em 1,7V, e a amperagem de 500A, em Oklahoma a corrente aplicada foi de 220V, operando com 270A, porém

constatou-se que com correntes entre 1,5 a 3,0A já ocorriam alterações no efluente. Gases eram liberados durante o processo e se tornavam reagentes importantes e coagulantes efetivos, retendo o material suspenso. Em todos os casos os sistemas foram desativados alguns anos depois, sob as justificativas de alto custo operacional, dificuldade de manutenção e eficiência questionável (WIENDL, 1998).

Novos sistemas foram avaliados nos Estados Unidos, na antiga União Soviética e Noruega, passando a contar com canal de concreto e mescla de eletrodos de grafite (anodo) e ferro (catodo). Apesar dos relatos caracterizarem boa eficiência, os sistemas foram abandonados (CAPRIO, 1988).

Na unidade piloto desenvolvida na Noruega o sistema era de batelada. Ao processo foram acrescentados 20% de água do mar, sendo aplicados 200A e 6V. O resultado foi uma água limpa, com remoção de 81,6% de fosfatos e 81,5% de nitrogênio, 78,8% de turbidez e praticamente 100% de coliformes. Ao crescer 10% de água do mar ocorreu uma remoção de 85% de DBO, 85% do nitrogênio amoniacal, 98% de fósforo total e 87% de sólidos suspensos. Para reator de fluxo contínuo nas mesmas condições a remoção passa a ser de 75% de sólidos suspensos, 66,5% de DBO, 84% de nitrogênio amoniacal e 84,5% de fosforo total. A diminuição do desempenho no reator de fluxo contínuo foi atribuída a menor formação de espuma (FOYN, 1964).

A adição da água do mar visou aumentar a condutividade do líquido, propiciando a formação do gás cloro, produzido pela passagem da corrente elétrica. Porém ocorreu a precipitação de carbonato de cálcio gerado pelo catodo de ferro, dificultando a formação do gás hidrogênio comprometendo a ocorrência da flotação no meio (FOYN, 1964).

As primeiras publicações relatadas no Brasil remetem ao início do século XX. No IV Congresso Médico Latino-Americano, realizado em 1909, foi apresentado um processo eletrolítico semelhante aos sistemas relatados inicialmente, inclusive com a adição de água do mar. Contudo, suas ideias foram duramente combatidas (WIENDL, 1998).

Durante o século XX em vários momentos os estudos foram retomados. Na década de 70 o sistema foi aplicado na depuração de efluentes industriais de diferentes fontes, apresentando resultados favoráveis. Na década de 80, o uso da eletrólise estava focado na

estabilização química dos esgotos, ajudando na eliminação de odores e na redução da contaminação bacteriológica (WIENDL, 1998).

Em 1981, a eletroflotação foi usada na separação de algas, confirmando sua eficiência em efluentes de lagoas de estabilização e em esgotos. Em nova pesquisa por SOBRINHO (1987), o processo agregou, como nos estudos realizados na Noruega, o acréscimo de 25% de água do mar ao esgoto, visando obter a desinfecção durante o processo. Os relatos indicaram cloro residual em torno de 2 mg/L.

No Brasil algumas estações de tratamento de esgotos passaram a utilizar o processo eletrolítico. Em 1984 iniciaram as atividades da estação piloto de Cambuí, em Campinas-SP, visando avaliar o processo eletrolítico no tratamento de esgotos domésticos. Os eletrodos foram mantidos por uma fonte de corrente contínua, na tensão de 2V e intensidade de corrente total de 50A. Os resultados caracterizaram boa eficiência na remoção de matéria orgânica, nutrientes e sólidos suspensos, com menor eficiência na remoção de bactérias. O problema estava relacionado ao tempo de contato do efluente com o cloro no canal de tratamento, a solução adotada foi a criação de uma câmara de contato e a redução do espaçamento entre os eletrodos, o que levou o sistema a obter os mesmos indicadores dos processos convencionais biológicos (WIENDL, 1998).

Em 1988, foi instalada uma estação de tratamento de esgoto com a finalidade de tratar as águas residuais do Hospital das Clínicas da Universidade Estadual de Campinas, em São Paulo. A problemática se encontrou na permanência dos sistemas em funcionamento, pois todas as estações acima citadas foram desativadas após o desgaste dos eletrodos. A justificativa baseou-se no alto custo operacional e na dificuldade de manutenção (WIENDL, 1998).

A partir da década de 90 vários projetos foram desenvolvidos, dentre eles o uso da eletrólise com eletrodos de ferro e de alumínio para tratar o efluente de refinaria de petróleo, realizado por ALEGRE (1993), conseguindo uma remoção de DQO de até 85%. No mesmo ano Giacon (1993) desenvolveu o sistema de tratamento das águas residuárias da industrialização de frutas cítricas pelo processo eletrolítico.

Durante o século XXI novas pesquisas encontram-se em desenvolvimento, podem ser citados o estudo do processo eletrolítico no tratamento de esgotos sanitários (SINOTI,

2004), avaliação (em escala laboratorial) da aplicação do processo eletrolítico em efluente de lagoa de estabilização de esgoto urbano (OTENIO, 2010), o processo eletrolítico aplicado ao saneamento ambiental de balneários (GIORDANO, 2000), dentre outros. São várias as possibilidades de aplicação e os resultados tem se mostrado favoráveis, porém ainda é necessário avaliar os pontos que geram o abandono do sistema de tratamento, como a corrosão dos eletrodos e o consumo de energia (WIENDL, 1998).

De acordo com MORAESoraes (2008) os processos eletroquímicos podem ser agregados a outros métodos de tratamento de efluentes, salientando que antes de sua utilização há necessidade de avaliar sua viabilidade em função das características do efluente e o foco de desinfecção. Isto porque ainda não há um tratamento padrão que possa ser aplicado a todos os efluentes, de modo que o processo deve ser ajustado conforme o caso.

Dessa forma, a presente pesquisa, utilizando-se de dados obtidos em escala real de uma empresa recicladora de plásticos instalada no município de Tatuí-SP, visa após a caracterização dos efluentes líquidos gerados da operação de lavagens de resíduos plásticos tipo filme (sacos e sacolas), encaminhados para a reciclagem a partir de diversas origens, avaliar a eletrólise como forma alternativa de tratamento para o efluente, considerando alcançar índices de redução similares aos relatados, propiciando enquadrar os parâmetros analisados conforme determina a legislação.

Esse documento foi dividido em 7 capítulos para maior entendimento, sendo este primeiro a introdução e motivação para a pesquisa. No segundo (Capítulo 2) são apresentados os objetivos geral e específico da pesquisa, seguido da Revisão Bibliográfica (Capítulo 3), Parte Experimental (Capítulo 4), os Resultados e Discussões (Capítulo 5), as conclusões sobre os ensaios realizados (Capítulo 7) e as Referências utilizadas (Capítulo 8).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo desta dissertação foi determinar em que medida a eletrólise pode ser usada como uma opção de tratamento para efluentes resultantes dos processos de lavagem de plásticos filme pós-consumo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos desta pesquisa são:

- a. Caracterizar o aporte de material sólido gerado pela lavagem da matéria prima, os resíduos de filmes plásticos, em sistema controlado;
- b. Mensurar parâmetros físico-químicos do efluente, que identifiquem alterações de qualidade e substâncias potencialmente prejudiciais, com destaque para os aspectos legais referenciados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) no Decreto nº 8468/76 (SÃO PAULO, 1976) e Resolução nº 430/2011 da CONAMA (BRASIL, 2011);
- c. Avaliar a eletrólise como possibilidade de tratamento para o efluente, visando através desta a diminuição do caráter poluente, verificando a aplicabilidade para as condições particulares do efluente de recuperação de plásticos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Visando fornecer subsídios teóricos ao desenvolvimento da pesquisa, a revisão bibliográfica buscou elencar algumas referências sobre a importância, qualidade e poluição das águas. Ainda, serão apresentadas referências que abordem as características físicas e químicas dos polímeros, processos de reciclagem, e tratamento de efluentes, avaliando o processo eletrolítico como forma de diminuir o incremento de carga orgânica e de poluentes, considerando os estudos como subsídio para avaliar a necessidade da adição de outras substâncias de modo a atender os requisitos mensurados na legislação vigente em função da atividade desenvolvida na empresa objeto do estudo.

3.1 PLÁSTICOS – PANORAMA GERAL

A grande diversidade de plásticos com as suas várias aplicações, teve sua expansão no início do século passado. Os plásticos fazem parte da classe dos materiais poliméricos. Polímeros são materiais constituídos de grandes moléculas (macromoléculas) que, dependendo de sua composição, apresentam propriedades físicas e químicas diferentes. Essa molécula de alta massa molar é obtida pelo encadeamento sucessivo de pequenas unidades repetitivas de baixo peso molecular, definidas como monômeros (unidades formadoras) (KIPPER, 2005).

Os polímeros podem ser de 3 tipos: os elastômeros, os termofixos e os termoplásticos. Esses últimos são comumente chamados somente de plásticos e constituem-se no tipo mais comum de polímeros, sendo empregados tanto para aplicações de engenharia, como em aplicações mais simples, como embalagens descartáveis. Trata-se de polímeros que podem ser reversivelmente aquecidos e resfriados, passando respectivamente de massas fundidas a sólidos, podendo ser transformados, processados e reprocessados, por métodos tradicionais como extrusão e injeção (KIPPER, 2005).

A possibilidade de fusão e resfriamento faz com que os termoplásticos sejam reciclados com certa facilidade. A reticulação existente em elastômeros e termofixos faz com que sua reciclagem por fusão seja bem mais difícil, senão impossível. A estrutura química possibilita classificar os polímeros em três grandes grupos, os relacionados à composição molecular, a sua estrutura molecular e os que remetem a composição da sua estrutura química.

De acordo com CANDIAN (2007), a composição molecular é dada pela polimerização, que consiste na combinação de moléculas de monômeros que formam compridas cadeias sem alterar sua composição. Quanto maior o grau de polimerização, dado pelo número de meros que constitui a cadeia, mais elevada será a massa molar do polímero.

A configuração da estrutura molecular está relacionada a unidades estruturais repetitivas, unidas entre si por ligações covalentes. As ligações conduzem a uma cadeia linear, com ou sem ramificações, podendo haver cadeias ligadas entre si formando estruturas tridimensionais. Um polímero é linear quando não possui ramificações, e ramificado quando possui cadeias laterais ligadas à principal. Cadeia reticulada é quando a estrutura polimérica é tridimensional, com cadeias unidas por ligações covalentes ou ligações cruzadas, casos típicos dos elastômeros e principalmente dos termofixos (CANDIAN, 2007). A Figura 1 apresenta os tipos de cadeias poliméricas.

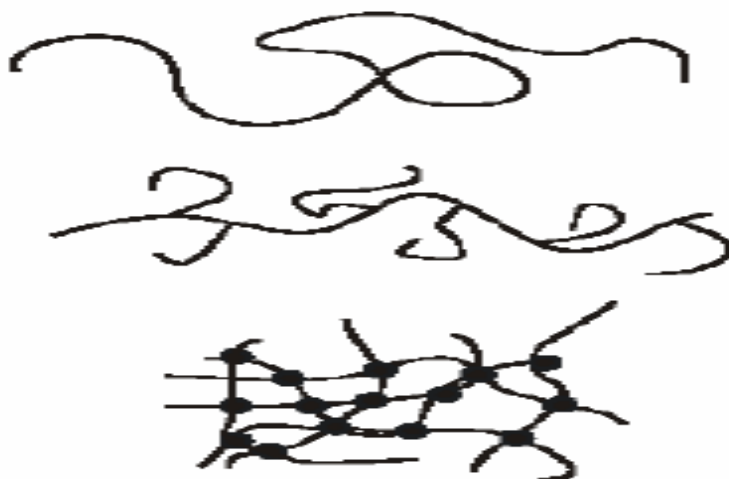


Figura 1: Tipos de cadeias poliméricas: Linear, ramificada e reticulada
(CANDIAN, 2007)

A estrutura dos polímeros está relacionada com suas dimensões, a forma das macromoléculas que o constituem e o modo como estas se orientam umas em relação às

outras. Uma estrutura molecular com a inexistência de qualquer ordem estrutural considera-se amorfo. Os polímeros amorfos são transparentes e são considerados frágeis. Um exemplo típico de polímero amorfo é o polietileno de baixa densidade (PEBD), também chamado de polietileno ramificado, utilizado para a fabricação de filmes plásticos transparentes, como sacos de arroz e feijão (LIMA, 2010).

Há ainda polímeros semicristalinos, com regiões organizadas e amorfas coexistindo. Consideram-se polímeros semicristalinos o polietileno de alta densidade (PEAD, que chega a ter 90% de cristalinidade), também aplicados no segmento de filmes plásticos, em especial na forma de sacolas opacas (LIMA, 2010). Em resumo, a principal diferença entre o polietileno de baixa densidade e o de alta densidade é que o primeiro possui muitas e longas ramificações, enquanto o segundo é linear, permitindo a organização das cadeias.

Outro termoplástico bastante popular no segmento de embalagens é o polipropileno, que pode se apresentar em sua versão cristalina, típica de aplicações rígidas, quanto amorfa. Essa é geralmente obtida partir de processamento conveniente, o que dá origem ao polipropileno biorientado (BOPP), muito utilizado na forma de filmes. O polipropileno também apresenta cadeia de encadeamentos de grupos etilênicos, havendo a diferença de um grupo relativamente volumoso ($-\text{CH}_3$, grupo metil), ligado a um dos carbonos da cadeia principal (LIMA, 2010).

Algumas das principais características desses três termoplásticos podem ser listadas: O PEAD branqueia quando é esticado ou dobrado (por conta de uma cristalização induzida pelo esforço mecânico), é impermeável, flutua na água, pois tem densidade entre $0,94 \text{ g/cm}^3$ a $0,97 \text{ g/cm}^3$ e apresenta temperatura de fusão cristalina é aproximadamente 132°C (COUTINHO, 2003).

O PEBD possui baixa densidade (entre 0,92-0,94) flutua na água, é usado em embalagens plásticas flexíveis (COUTINHO, 2003). Há ainda uma versão diferente de PEBD, o PEBD linear (PEBDDL), desenvolvido com a finalidade de se garantir a transparência do PEBD e as melhores propriedades do PEAD. Isso é conseguido com ramificações cadeia curta, porém sua distinção com relação ao PEBD é impossível de ser feita sem o uso de técnicas mais avançadas de identificação de materiais (KIPPER, 2005).

O Polipropileno (PP) apresenta densidade da ordem de $0,90 \text{ g/cm}^3$, boa barreira para vapor de água, média barreira para gases e boa resistência à gordura e a produtos químicos. Entretanto, é sensível à oxidação e altas temperaturas; e é resistente a mudanças de temperatura. Assim como os polietilenos, caso não seja protegido com aditivos, degrada pela ação da luz (UV) e por agentes ionizantes. Assim como o PEAD, branqueia quando dobrado ou esticado e possui alto brilho superficial (KIPPER, 2005).

O panorama dos dados oficiais publicados na ABIPLAST, Associação Brasileira da Indústria do Plástico, em 2010 estabeleceu alguns parâmetros quanto à transformação e uso de material plástico no Brasil. A produção acumulada na Indústria de plásticos teve alta de 10,4% em relação à produção de 2009. Os artefatos diversos alcançaram o maior aumento em relação à produção de 2009 com índice de 11,39%, as embalagens foram um segmento de grande importância acumulando um aumento de 7,45% na produção (ABIPLAST, 2010).

Dentro do segmento do mercado de transformação de plásticos por indicação de tipo de produtos, o segmento destinado ao consumo alimentício encontrava-se no ano de 2010 com 25,9% da produção com uso de resinas como PP para a produção de bobinas, potes, tampas, frascos, garrafas, galões; o PEBD e PEBDL produzindo rótulos, sacarias, tampas, frascos; o PEAD na produção de baldes, caixas, tampas, potes e o EVA, Copolímero de Etileno-Acetato de Vinila, para produção de vedantes e adesivos (ABIPLAST, 2010).

A construção civil detém 14,6% da produção de plásticos, os mais utilizados são PEBD e PEBDL para a produção de lonas, sacarias e tubos, o PEAD usado na confecção de chapas, perfis tubos e caixas d'água, e o PVC (policloreto de vinila) muito conhecido comercialmente através da produção de tubos, perfis, conexões, mangueiras e pisos (ABIPLAST, 2010).

Embalagens diversas possuem o terceiro maior núcleo de consumo absorvendo 14,5% da produção, utilizando a resina PEAD para uso em frascos, tanques, baldes e bombonas para química e a PET (politereftalato de etileno) aplicada em vasilhames. As utilidades domésticas ficam com 9,7% do consumo da produção de transformação plástica, aplica-se o PP em caixas e PS (poliestireno) em descartáveis (ABIPLAST, 2010).

Higiene e limpeza possuem 7,7% do consumo de plásticos sendo PEBD, PEBDL e PEAD aplicados na produção de bobinas técnicas, capa fardo, shrink, tampas e frascos; o PP utilizado na produção de frascos, fibra para fraldas e absorventes. A área agrícola consome 4,1% da produção, o PEBD e PEBDL são utilizados na fabricação de lonas, sacarias, tampas, tubos e mangueiras, o PEAD na produção de frascos, tampas, potes, tubos e caixas, e o PP para uso em sacarias e tecidos técnicos (ABIPLAST, 2010).

As menores produções destinam-se ao consumo de eletrodomésticos com 2,3% da produção destinada a componentes eletrônicos; o uso cosmético e farmacêutico absorve 2,2% utilizando PEAD para aplicação no uso em potes, tampas e frascos. A indústria de calçados utiliza 1,9%, a automobilística com 1,4% através do PEAD na produção de tanques e peças técnicas e o PP para revestimento interno de veículos, para choques, para lamas e painéis; a indústria de brinquedos é responsável pelo menor percentual com 0,1% do destino das resinas (ABIPLAST, 2010).

A segmentação do mercado de plásticos pode ser caracterizada pelos processos de produção, conforme apresentado na Figura 1. Os filmes plásticos são produzidos através de diferentes tipos de resinas, o PEBD destina 78% de sua produção à fabricação de filme, fração semelhante à do PEBDL. Para o PEAD e o PP, 40% e 19% da produção, respectivamente, destinam-se ao segmento de filmes (ABIPLAST, 2010). A Figura 2 representa os percentuais do mercado de transformados plásticos de acordo com os processos de produção aplicados e os principais tipo de resinas.

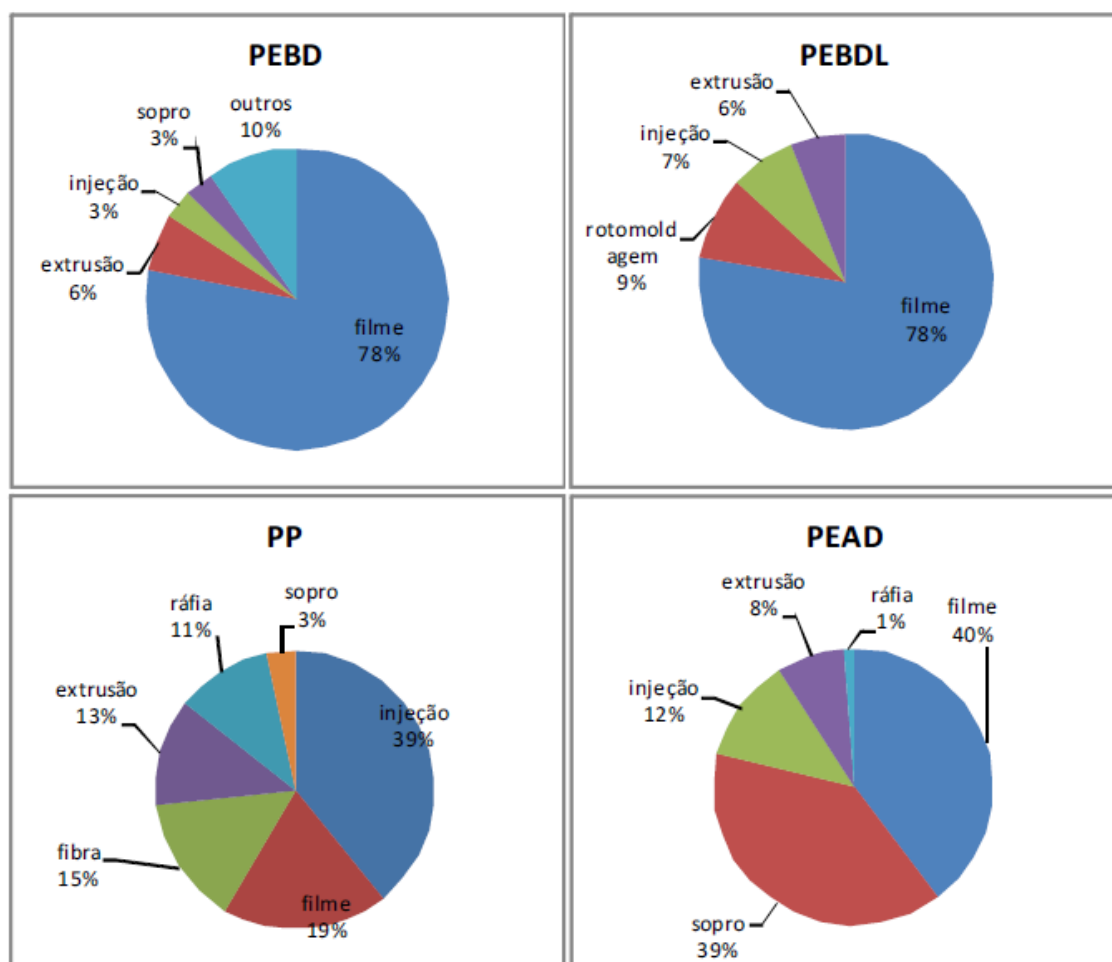


Figura 2: Mercado de transformados plásticos por processo de produção / tipo de resina (ABIPLAST, 2010).

3.2 RECICLAGEM DE PLÁSTICOS NO BRASIL

O aumento do preço das resinas plásticas, pressionado pelas constantes flutuações do preço do petróleo no mercado internacional, tem estimulado os transformadores de plásticos a procurar resinas de menor custo e de boa qualidade. Isso, somado à oferta relativamente grande de resíduos plásticos, faz com que a reciclagem do material no país possa ser considerada grande.

Normalmente, o preço do plástico reciclado é 40% mais baixo do que o da resina virgem, portanto, a substituição da resina virgem pela reciclada, tem promovido benefícios de redução de custo e aumento de competitividade. A rentabilidade do mercado de reciclagem de embalagens plásticas no Brasil, como em outros países desenvolvidos, mostra aspectos atraentes para iniciativas empresariais do setor, com reflexos socioeconômicos diretos relacionados com a melhoria da qualidade de vida da população,

geração de renda, economia de recursos naturais e atenuação de problemas ambientais (FORLIN; FARIA, 2002)

Em função da facilidade de realizar diferentes conformações e a disponibilidade existente no mercado, o consumo de plásticos no Brasil vem crescendo. Com a melhora econômica e o desenvolvimento de novas empresas fabricantes de resinas sintéticas, a indústria de embalagens plásticas posiciona-se, atualmente, entre as de maior crescimento no Brasil nos últimos anos, segundo a Associação Brasileira da Indústria de Plástico (ABIPLAST, 2010).

No Brasil o consumo anual per capita gira em torno de 10 kg, contrastando com o índice registrado nos Estados Unidos de 72 kg per capita, e no Japão de 53 kg. A reciclagem é uma das formas de minimizar o consumo da matéria prima virgem e evitar o excesso de rejeitos, que por vezes são descartados de maneira inadequada em lixões, aterros clandestinos. Ainda, a reciclagem representa uma forma e diminuir o volume de resíduos sólidos urbanos coletados, pois os plásticos representam cerca de 6 a 7% em peso e 16% em volume nos resíduos sólidos urbanos enviados aos aterros sanitários (WELLS, 2002).

A reciclagem pode ocorrer considerando os resíduos segundo sua origem. Os rejeitos plásticos industriais derivam principalmente de refugos de indústrias de transformação, como peças fora de especificação técnica, aparas e rebarbas do processo. Os resíduos plásticos urbanos provem do consumo da população, em algumas localidades coletado de forma ordenada (coleta seletiva), viabilizando a implantação de cooperativas de reciclagem. Estas realizam a triagem e direcionamento deste material as empresas recicladoras, porém em muitas localidades ainda é descartado de forma inadequada dificultando, ou até, inviabilizando seu reaproveitamento (WELLS, 2002). A Figura 3 apresenta a composição média dos resíduos de coleta seletiva no Brasil em 2005.

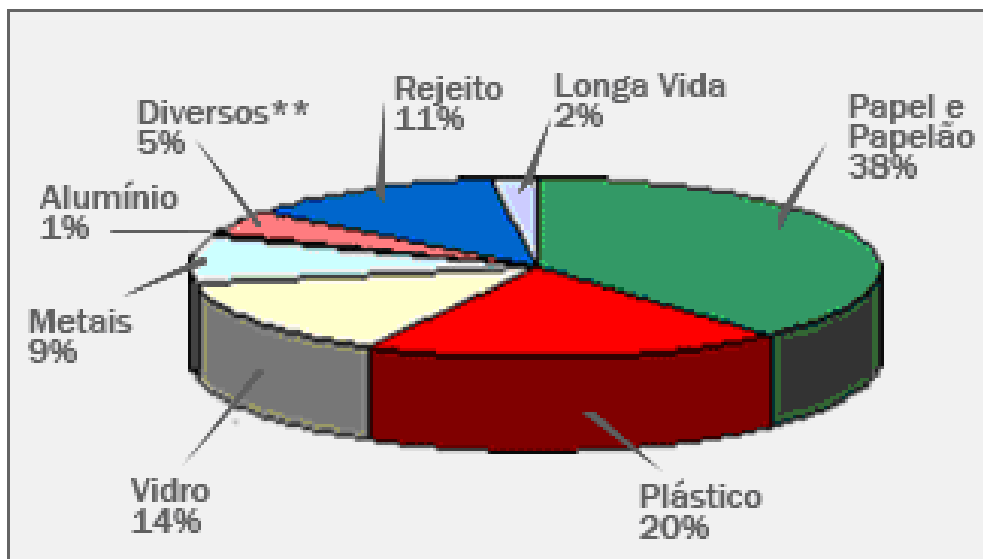


Figura 3: Composição média o lixo na coleta seletiva (% em peso)
(INDAC, 2012)

Segundo o INDAC, Instituto Nacional para o Desenvolvimento do Acrílico (2012), foi desenvolvido um sistema de monitoramento que possibilitou avaliar o desenvolvimento e a caracterização da reciclagem de plásticos no Brasil. No ano de 2005, ano de realização da pesquisa, o número de empresas de reciclagem de resíduos plásticos pós-consumo no Brasil era de 550, com faturamento anual de R\$1,6 milhões, absorvendo em empregos diretos 18.000 pessoas. A capacidade instalada é para produzir 1,3 milhões de toneladas, porém sua produção efetiva encontra-se em 770 mil toneladas/ano, estando em um nível operacional de 61%.

No ano de 2005 o índice de reciclagem mecânica (a reciclagem mais tradicional, baseada na fusão dos polímeros) no Brasil atingiu 19,8%. Cerca de 59% deste valor foi obtido na região sudeste do território nacional, seguida pela região sul com 28% e pela região nordeste com 13%.

Segundo a mesma pesquisa, a coleta seletiva, em grande parte, ainda ocorre através de catadores informais que utilizam esta atividade como forma de renda, hoje constituindo um universo de aproximadamente 500 mil catadores. Outro problema está relacionado à informalidade de muitas das empresas recicladoras de plásticos, trabalham na clandestinidade, sem diretrizes ambientais e trabalhistas, restringindo o desenvolvimento do setor (INDAC, 2012). A Figura 4 apresenta o índice de reciclagem mecânica de plásticos de vários países do mundo, a partir da qual nota-se que somente 5 países do mundo apresentavam, em 2005, índices superiores aos 19,8% do Brasil.

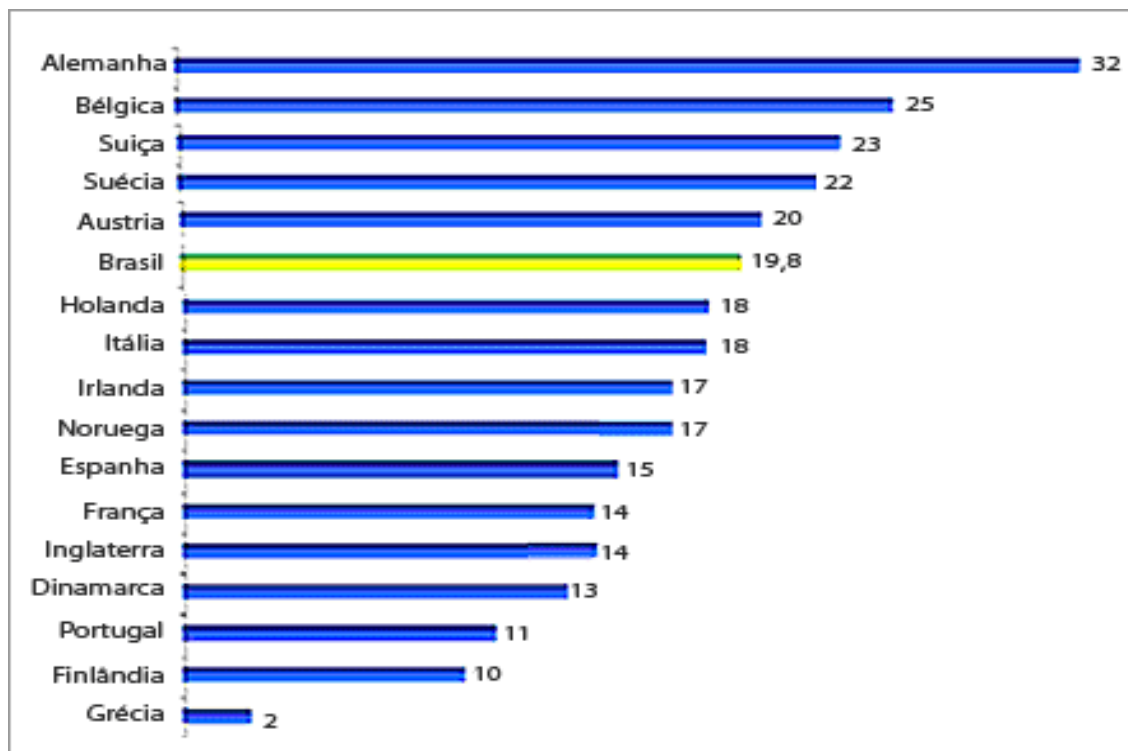


Figura 4: Índice de reciclagem. Brasil e Europa - ano base: 2005
(INDAC, 2012)

3.3 TIPOS DE RECICLAGEM DE PLÁSTICO

A reciclagem requer a padronização de alguns termos, símbolos e conceitos. A ausência de uma identificação dificulta a correta seleção e a posterior reciclagem dos diferentes tipos de plásticos. Para a separação dos diferentes produtos destinados a reciclagem torna-se necessário conhecer as diferentes características físicas como a densidade e/ou ruído, e de comportamento ao calor e/ou teste da chama.

A norma NBR 13.230 (ABNT, 2008) padroniza os símbolos que identificam os tipos mais comuns de resinas plásticas utilizadas, porém a adesão ao uso no momento da produção ocorre de forma voluntária, gerando grande quantidade de utensílios e equipamentos sem a devida identificação. A Figura 5 apresenta os símbolos aplicados aos principais materiais plásticos.

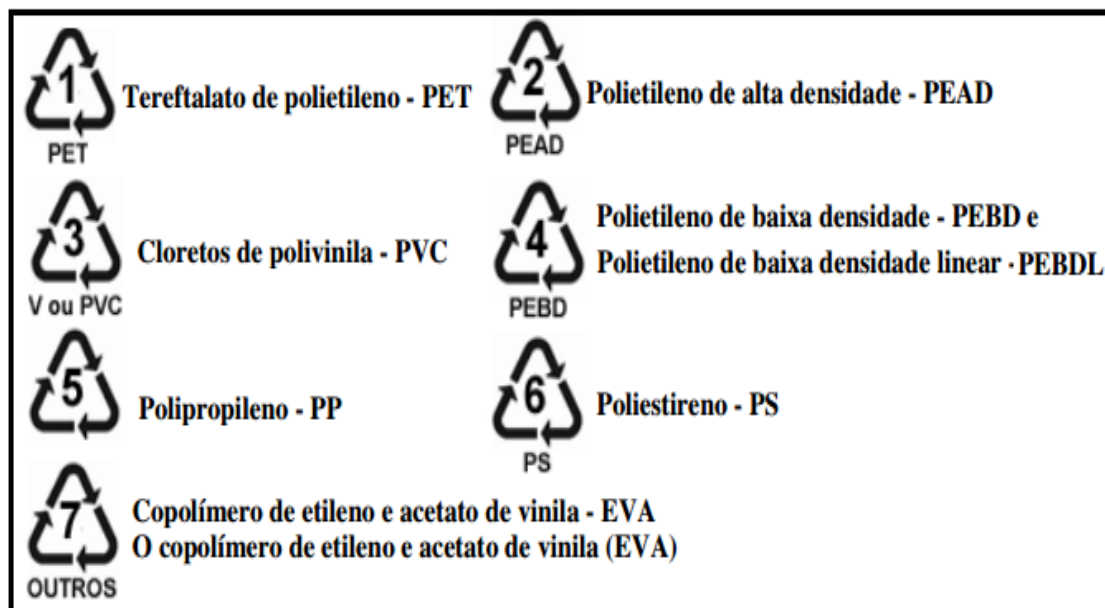


Figura 5: Símbolos de identificação dos principais tipos de resinas plásticas
(ABNT, 2008)

Com relação a forma de se reciclar plásticos, são consideradas quatro categorias visando uniformizar os tipos de reciclagem, a primária, secundária, terciária e a quaternária: (ZANIN; MANCINI, 2004).

a) reciclagem primária – utiliza matéria-prima de fonte confiável e limpa, como, por exemplo, os resíduos da própria indústria de plásticos. O processo envolve quase sempre a seleção dos resíduos, moagem, lavagem (que, dependendo da qualidade pode até ser eliminada), secagem (que pode ser eliminada no caso de ausência de lavagem) e reprocessamento em equipamentos como extrusoras e injetoras. O produto final é o material reciclado com propriedades bastante próximas à resina virgem;

b) Reciclagem secundária - A matéria-prima é oriunda de resíduos sólidos urbanos que, algumas vezes, vem a ser processado juntamente com o de origem industrial. O processo igualmente está baseado em seleção, moagem, lavagem, secagem e reprocessamento. O produto final é um material reciclado com propriedades inferiores à resina virgem;

c) Reciclagem terciária - É baseado na despolimerização, ou seja, no nível químico, é a decomposição controlada dos resíduos plásticos. Os produtos da reciclagem química são matérias-primas para a indústria química e eventualmente até para uma

repolimerização, havendo em alguns casos, possibilidade de obtenção de características similares a dos polímeros originais.

d) Reciclagem quaternária - baseia-se na combustão, ou seja, na destruição do resíduo plástico por queima, objetivando o aproveitamento energético. Dessa forma, os produtos finais são a energia e emissões gasosas, principalmente, dióxido de carbono quando da combustão completa.

A divisão pode relacionar a reciclagem também pelo processo que o plástico sofrerá, dividindo-se em reciclagens energética, química e mecânica. A reciclagem energética relaciona-se com a quaternária, pois trabalha com a recuperação do conteúdo energético contido nos resíduos poliméricos via incineração controlada. A reciclagem química corresponde a reciclagem terciária, ao converter os resíduos poliméricos em produtos químicos, utilizando processos como a pirólise e/ou reações com solventes específicos. Estes dois tipos de reciclagem não são objeto de estudo deste trabalho de pesquisa.

Dessa forma, enquanto a reciclagem compreende todas as etapas inclusive a fusão do material (em extrusoras, por exemplo), somente o conjunto de etapas de moagem, lavagem e secagem é comumente chamado de recuperação.

Na reciclagem mecânica podem ser usados os resíduos provenientes das indústrias, sobras e até mesmo peças fora de especificação (primária), bem como os resíduos sólidos urbanos pós consumo, que geralmente se apresentam sujos e contaminados (secundária).

Na **reciclagem mecânica** ou reciclagem por fusão, o plástico passa por etapas de seleção, moagem, lavagem, secagem, aglutinação e reprocessamento, dando origem ao grânulo ou uma peça de plástico reciclado. Pode envolver aditivação de polímero visando à melhoria de suas propriedades finais. Se as propriedades do reciclado serão ou não semelhantes às da resina virgem, depende de uma série de fatores, como qualidade de cada etapa do processo e da matéria-prima utilizada (ZANIN; MANCINI, 2004).

A reciclagem mecânica dos resíduos plásticos, são processos físicos, cujos impactos ambientais concentram-se nas emissões gasosas, reaproveitamento de águas e

controle no descarte dos resíduos. Dentre as principais vantagens podem ser elencadas (ROLIM, 2010):

- a) Negócio acessível a pequenos e médios empresários;
- b) Tecnologia envolvida é facilmente absorvida;
- c) Absorve mão-de-obra não qualificada;
- d) Aumenta a vida útil dos aterros sanitários pela diminuição do volume de resíduos;
- e) Contribui para a diminuição ou retirada da população que trabalha nos aterros/lixões;
- f) Poupa matéria-prima (por exemplo, derivados de petróleo), equivalente à quantidade reciclada;
- g) Valorização do resíduo promove a educação e conscientização ambiental.
- h) Gera empregos formais e informais,
- i) Melhora da qualidade dos produtos pelo aumento da competitividade.

Para a reciclagem mecânica ser economicamente viável, são requeridos, entre outros fatores, garantia de fornecimento contínuo de material reciclável, tecnologias apropriadas para os diferentes produtos e valor de comercialização para os novos produtos, de modo a compensar os investimentos aplicados no processo. Assim, as principais desvantagens na reciclagem mecânica são (ROLIM, 2010):

- a) Problemas de logística,
- b) Falta de consciência ambiental da população em geral e de investimento por parte dos órgãos públicos,
- c) Falta de incentivo para a separação dos resíduos e de motivação para a estruturação de cooperativas.

Na ausência das cooperativas, a coleta acaba sendo realizada por catadores informais que geralmente dependem de intermediários para comercializar os materiais coletados, o que pode elevar o preço e gerar oscilações no fornecimento do material para o fabricante. Todos esses problemas oneram os custos das recicladoras, pois a maior parte do material que é destinado à reciclagem não foi separado adequadamente, sendo contaminado com resíduos orgânicos, podendo comprometer a qualidade do produto final.

3.4 A RECICLAGEM DE FILMES PLÁSTICOS

A reciclagem mecânica pode ser caracterizada em duas etapas. Na primeira ocorre a triagem que classifica os resíduos por tipo, cor e materiais indesejados para o processo, e posteriormente ocorre a moagem e a lavagem para retirada de sujeiras e restos de conteúdo e a secagem. Na segunda etapa se determina o tipo de produto que será gerado para agregar valor os plásticos, onde após o material ser aglutinado pode ser usada a extrusão, a peletização chegando ao processo por sopro ou injeção de plásticos (BORDONALLI, 2007).

Os filmes plásticos se caracterizam pela baixa densidade e elevada área superficial, facilitando o acúmulo de uma grande quantidade de impurezas em suas superfícies em relação ao seu peso. Estas impurezas podem ser provenientes do contato do plástico com o produto embalado durante a vida útil do filme e/ou com outros produtos descartados. Caso típico é o polietileno, plástico com o qual são feitas embalagens de produtos úmidos (como frios, verduras etc.) e que também são utilizados na forma de sacos de lixo, que tem a função de evitar que os resíduos, inclusive líquidos, se espalhem (MANCINI *et al.*, 2008).

Na lavagem para retirada de impurezas de filmes plásticos provenientes de coleta comum, foi possível constatar que cerca de 40% da massa atribuída aos polietilenos e cerca de 30% da massa atribuída ao polipropileno são impurezas retidas pelo contato destes com outros materiais. Ou seja, de cada tonelada de filmes de polietilenos provenientes de coleta comum, cerca de 400 kg são impurezas, líquidas e sólidas, que serão transferidas à água durante a lavagem (MANCINI *et al.*, 2008). Para filmes de polipropileno, mais comuns em embalagens de produtos secos (como bolachas e macarrão), esse montante é menor, porém ainda bastante alto, cerca de 30%, ou seja, 300 kg de impurezas por tonelada.

O sistema de coleta comum faz com que fique agregado aos filmes muito líquido, normalmente proveniente de restos de alimentos. No armazenamento dos filmes em comércio de sucatas ou até mesmo cooperativas pode ocorrer a impregnação de terra na superfície dos sacos e sacolas (MANCINI *et al.*, 2008).

Segundo a mesma pesquisa, a partir da coleta seletiva a massa de materiais estranhos aos polímeros que pode ser retirada no processo de lavagem de filmes plásticos é sensivelmente menor que a massa dos filmes plásticos provenientes da coleta comum: em média, de 5 a 10% de sua massa. Ou seja, a reciclagem de filmes de coleta seletiva constitui cerca de 20% menos impurezas presentes na lavagem, sendo 200 kg de material polimérico a mais por tonelada (MANCINI *et al.*, 2008).

No caso de coleta comum (misturada), é necessário realizar a recuperação do material, sua lavagem, em função do tipo de plástico até 40% de sua massa pode corresponder a impurezas, que poderão ficar retidas na água durante a lavagem. A partir destes dados constata-se que o beneficiamento de plásticos filmes através de sua lavagem gera um efluente que, se não for devidamente tratado, pode gerar um impacto ambiental, sendo, no mínimo, necessário associar ao processo algum sistema que melhore suas características (MANCINI *et al.*, 2008).

Realizada a triagem, o material vai para a moagem, passa por um moinho de facas rotativas, geralmente provido de bicos injetores de água sob pressão, responsável por fracionar os plásticos em pequenos pedaços chamados flocos. Estes flocos são direcionados a um tanque de lavagem. Num desenho típico, o tanque é um canal em formato de banheira que, sob o efeito de agitação por hastes rotativas, separa os materiais diferentes ou resíduos indesejados que possam vir a comprometer a qualidade do produto final. (BORDONALLI, 2007).

A quantidade de água utilizada para a recuperação do material está relacionada a fatores como a quantidade de material a ser processado por dia, os turnos que a empresa realiza, suas formas construtivas, que influenciam na vazão média do sistema a cada lote de material lavado, e as perdas geradas pelo processo como a evaporação, respingos, arraste de parte da água juntamente com os plásticos e com os resíduos, dentre outros (GIORDANO,1999).

O tipo de material e a fonte de abastecimento, se é superficial ou subterrânea, são responsáveis pelas variações dos resíduos, influenciando na quantidade e qualidade do lodo gerado durante a lavagem. Para minimizar os impactos ambientais é necessário implantar estações de tratamento de águas residuárias e para minimizar o consumo de água implantar o reuso destes efluentes após seu tratamento (GIORDANO,1999).

Após a lavagem o material passa pela secadora, responsável pela retirada do excesso de água do material. A secagem pode se dar com auxílio de temperatura (estufas) ou por centrífugas. As temperaturas empregadas ou geradas devem ser monitoradas, para que não ocorram prejuízos térmicos ao material. Os flocos são posteriormente armazenados –p.ex., depositados em um silo quando for utilizado no próprio local ou ensacados quando for destinado a processos fora da empresa.

A segunda fase determina o tipo de produto que será gerado, visando agregar valor aos plásticos. Os flocos plásticos são encaminhados a um aglutinador, uma espécie de liquidificador, responsável pelo aquecimento do material. Quando o material está próximo de se tornar uma massa, é forçado um choque térmico que, associado à rotação das pás, dá origem a pequenos pedaços com densidade necessária para que possam ser extrudados. Depois o material vai para a extrusora, que tem por objetivo fundir o plástico moído e torná-lo homogêneo (BORDONALLI, 2007).

O material passa por altas temperaturas ocorrendo a fusão, sendo homogeneizado. Nesta fase, geralmente a massa fundida é prensada contra uma chapa com vários furos que através de pressão se transformam em fios, comumente conhecidos como espaguete. Estes são resfriados em um banho com água e, a seguir, já endurecido, o material é picado, para a obtenção de “pellets” (grãos plásticos), que constituem a matéria-prima para a fabricação de novos produtos plásticos, como embalagens (BORDONALLI, 2007).

São vários os processos possíveis de serem aplicados, bem como são diversos os produtos possíveis. Os processos mais comuns são a própria extrusão, bem como injeção (esses dois processos admitem uma etapa de sopro posterior), rotomoldagem, termoformagem, calandragem etc. e não serão abordados nessa dissertação (BORDONALLI, 2007).

As diferentes etapas descritas, que compõem a reciclagem mecânica, bem como algumas variações, são apresentadas no fluxograma da Figura 6:

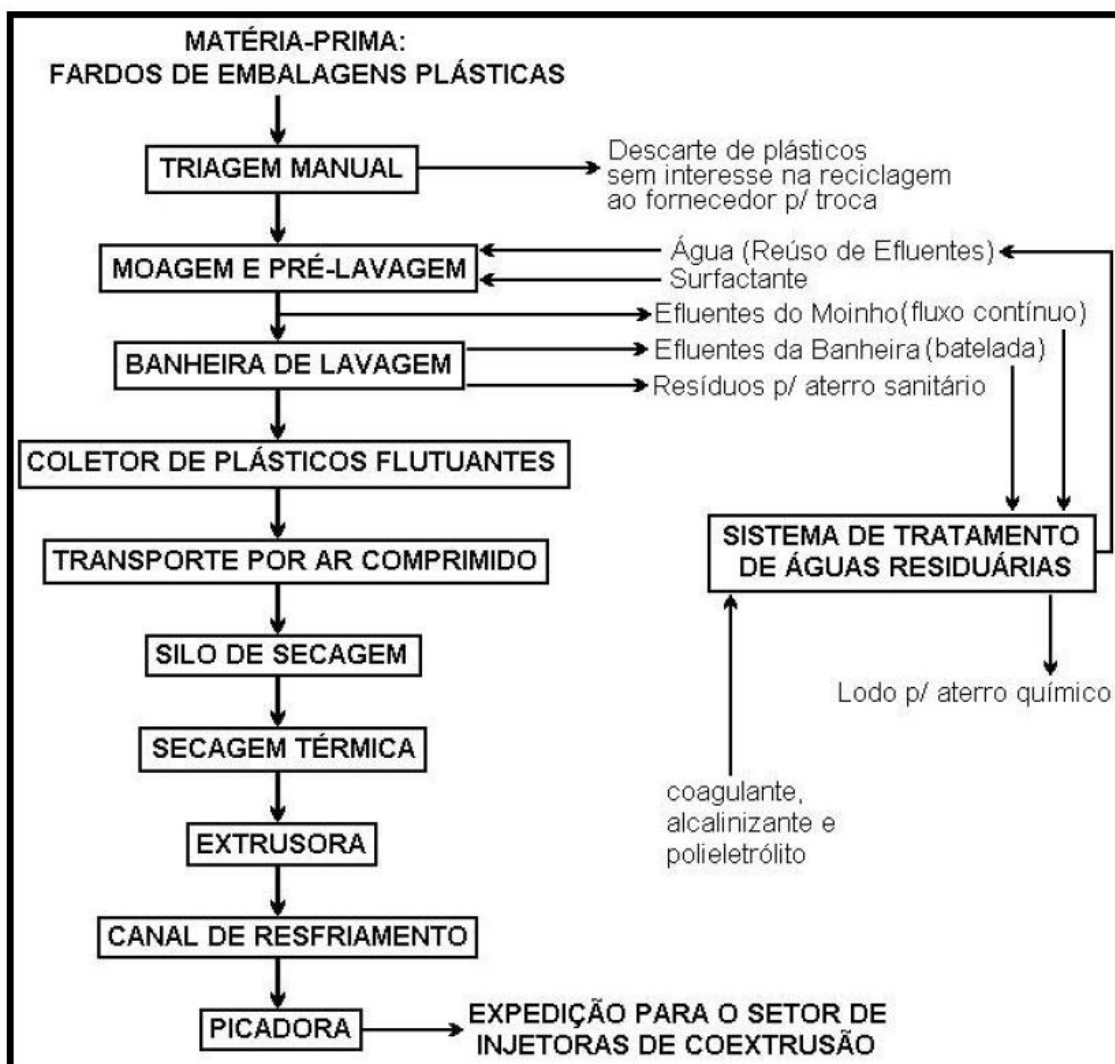


Figura 6: Fluxograma de um sistema de reciclagem mecânica
(BORDONALLI, 2007)

Pôde-se observar na descrição do processo de reciclagem de plásticos que a água é utilizada como componente fundamental em algumas etapas do processo mecânico, como a lavagem do material ou o resfriamento dos espaguetes de dão origem aos grãos plásticos. A falta ou o tratamento não adequado destes efluentes podem acarretar contaminação de rios e lençóis freáticos.

Tratamentos de efluentes podem representar custos altos para empreendimentos, em especial recicladoras de plásticos, que são, geralmente, pequenos negócios. Nesse caso, o reúso de água traz a vantagem, de produzir um efluente que tenha condições de atuar na própria empresa como água para lavagem de nova batelada de plásticos ou mesmo água de resfriamento. Dessa maneira, o principal ganho não se resume à redução do lançamento de efluentes industriais em cursos d'água e o atendimento à legislação,

mas também à redução da captação de águas superficiais e subterrâneas (FORLIN; FARIA, 2002).

3.5 LEGISLAÇÃO VIGENTE RELACIONADA À POLUIÇÃO HÍDRICA

O poder público no Brasil passou a despender, formas de ordenar o consumo de recursos naturais em especial os recursos hídricos, para que este possa ocorrer de modo racional e equilibrado. O ordenamento jurídico brasileiro instituiu desde 8 de janeiro de 1997 a Política Nacional de Recursos Hídricos, a Lei Federal nº 9.433, também denominada Lei das Águas, a qual de modo geral disciplina um arranjo jurídico-institucional voltado exatamente para gestão racional dos mananciais nacionais, estabelecendo vários instrumentos de efetivação deste gerenciamento (BRASIL, 1997).

A Política nacional posicionou a água como um recurso natural limitado que, apesar de ser renovável, é passível de limitações em decorrência de sua má utilização e da má distribuição nas diferentes regiões do país, estes fatores comprometem seu acesso, dificultando sua constância como recurso essencial a toda população.

A Resolução nº 357 de 17 de março de 2005, do CONAMA estabeleceu uma série de parâmetros de classificação de um corpo d'água, que em última análise, definem sua função (por exemplo, abastecimento humano, recreação, navegação etc.) (BRASIL, 2005). O seu Capítulo IV, sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, foi revogado pela Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, que dispõe sobre as condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores (BRASIL, 2011).

Ao realizar o despejo de efluente em um corpo receptor é necessário enquadrar os parâmetros conforme a Resolução nº 430/2011, os principais listados referenciam o pH, sólidos sedimentáveis, teor de óleos e graxas, bem como outros 21 valores máximos de compostos inorgânicos (essencialmente metais) e outros 10 valores máximos de compostos orgânicos (como benzeno, clorofórmio e xileno). Quando ocorrer ausência de parâmetros obrigatórios os padrões de qualidade a serem obedecidos são os que constam na classe à qual o corpo receptor estiver enquadrado (BRASIL, 2011).

A caracterização de águas e efluentes é realizada considerando suas características físicas, químicas e biológicas. As características físicas remetem aos sólidos presentes na água, envolvem aspectos como cor, sabor, turbidez, odor e temperatura, determinando a aparência independente da qualidade efetiva. As características biológicas remetem a análise da microbiologia, compreendendo a presença de bactérias, algas, fungos, protozoários, vírus e helmintos, sendo que esta análise visa principalmente o controle de transmissão de doenças.

Além das restrições de adequação é necessário avaliar as condições e padrões de qualidade que se encontra o corpo de água, os efluentes não podem conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias, uma vez que de acordo com a legislação deverão obedecer às condições de vazão de referência do efluente e do corpo receptor, especificadas pelos órgãos ambientais competentes, que serão consideradas no cálculo de concentração, de presença de organismos e métodos de ensaios a serem utilizados.

As características e concentrações existentes nos corpos d'água são, na maioria das vezes, diferentes dos efluentes, podendo gerar nos pontos de descarte um impacto que causaria padrões fora do estabelecido pela legislação. Os pontos de descarte são comumente chamados de zona de mistura, é o local que permite ser averiguado a condição inicial do corpo receptor e suas características após a mistura com o efluente. Na zona de mistura os poluentes encontram-se em concentrações maiores, sendo necessário avaliar a necessidade e proporção da intervenção antes do descarte (BRASIL, 2011). Apesar de sua relevância nas grandes cidades durante a confluência de um rio podem ocorrer vários pontos de mistura pelo lançamento de diferentes tipos de esgotos, tornando difícil estabelecer sua concentração inicial (SPERLING, 2005).

Os corpos d'água, mesmo antes de sua utilização em qualquer tipo de atividade, possuem contaminantes naturais, ao ser agregado a um processo pode conceber suas características ao efluente. Os contaminantes naturais podem ser detectados nas formas dissolvidas ou suspensas, daí a necessidade, em estudos sobre efluentes industriais, por exemplo, de se caracterizar a água anteriormente ao uso. A Tabela 1 apresenta os principais contaminantes naturais da água, conforme estabelecido pelo Ministério da Saúde na Portaria N.º 518/2004 (BRASIL, 2004), onde são estabelecidos os

procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água.

Tabela 1: Contaminantes naturais da água
(BRASIL, 2004)

CONTAMINANTES NATURAIS DA ÁGUA	
Sólidos em suspensão	Silte, ferro precipitado, colóides, etc
Sais dissolvidos	Contaminantes iônicos como: sódio, cálcio, sulfato, etc.
Materiais orgânicos dissolvidos	Trihalometanos, ácidos húmicos e outros contaminantes não iônicos
Microrganismos	Bactérias, vírus, cistos de protozoários, algas, fungos, etc.
Gases dissolvidos	Sulfeto de hidrogênio, metano, etc.

O correto monitoramento da presença de agentes patogênicos é muito importante, pois eles podem causar doenças de veiculação hídrica. Outro parâmetro importante é a presença de metais pesados que geram toxicidade e prejudicam o desenvolvimento da vida aquática.

Outras características da água podem contribuir para uma caracterização rápida e eficiente. A cor, por exemplo, é decorrente da presença de colóides finamente dispersos de origem orgânica e inorgânica, estando associada ao grau de redução da intensidade da luz ao atravessar um líquido. A turbidez causada pela presença de partículas na água maiores que o comprimento da onda de luz branca. Como apresentado na Figura 8, muitas partículas são de origem natural, como solo, silte, dentre outros, e não geram problemas sanitários. Os de origem antropogênica, como os resíduos industriais, podem acarretar toxicidade e patogenicidade (MORAES, 2008).

A temperatura num efluente pode ser gerada naturalmente pela irradiação solar, bem como por condução e convecção. Fatores antropogênicos podem alterar a temperatura interferindo na solubilidade de gases no meio líquido e na velocidade de reações químicas (MORAES, 2008).

O pH influi na distribuição de formas livres e ionizadas de diversos compostos químicos. Baixos valores de pH podem contribuir para a corrosividade e agressividade

enquanto os valores altos aumentam a possibilidade de incrustações, além de corroer partes metálicas de equipamentos e tubulações. Os sólidos em suspensão podem provocar a turbidez, prejudicando o desenvolvimento da fotossíntese. Podem se sedimentar nos leitos dos rios destruindo organismos prejudicando a vida aquática. Os sólidos em geral podem reter bactérias e resíduos orgânicos, enquanto o excesso de sólidos dissolvidos pode causar alteração de sabor e problemas de corrosão (MORAES, 2008).

3.6 TRATAMENTO ELETROLÍTICO

Devido ao grande consumo gerado pela população, quase que a totalidade da água consumida hoje provém de algum processo de purificação. Efluentes também necessitam ser tratados, para evitar acúmulos de sedimentos e mortes de corpos d'água. Para efluentes, os tratamentos mais comuns são baseados em processos biológicos (GIORDANO; FILHO, 2000).

Durante muito tempo o processo eletroquímico ficou à margem dos tratamentos utilizados para melhoria de efluentes. Atualmente, este processo tem sido reavaliado para aplicação no tratamento de efluentes líquidos e apresentando algumas vantagens como a facilidade de operação e possibilidade de automação. Trata-se de uma opção promissora em relação aos métodos tradicionais, permiti a produção de compostos desinfetantes *in situ*, evitando assim agregar custos aos processos, além dos problemas de estocagem e transporte de produtos químicos perigosos. (OTENIO *et al*, 2010).

Na eletrólise o processo de retirada de partículas concentra-se na célula eletrolítica, enquanto nos tratamentos primários ocorre em duas etapas, na sedimentação da matéria em suspensão nos tanques de decantação, onde o principal fator de influência é o tamanho e a densidade das partículas. Após o efluente passa por filtração, através da passagem da água por um meio poroso, onde no material filtrante ocorre a sedimentação, por ação mecânica, das partículas ainda em suspensão. (MANCUSO, 2003).

A teoria eletroquímica baseia-se no conjunto de reações geradas pela passagem de corrente elétrica, entre dois terminais, induzida por uma fonte externa de potência elétrica, propiciando um fluxo de elétrons que podem ocasionar diferentes mecanismos de remoção dos contaminantes. Os terminais devem estar submersos em solução condutora de energia, as reações são químicas e ocorrem devido ao material do eletrodo, a potência

aplicada ao sistema e do tipo de solução que servirá como eletrólito na célula do processo eletrolítico (ATKINS, 1990).

Na Figura 7 estão representados os diferentes mecanismos de remoção decorrentes do fenômeno da eletrólise. Dentre as diferentes reações advém a formação de gases, como o hidrogênio e o oxigênio, propiciando a ocorrência da electrocoagulação e eletrofloculação, estes mecanismos precipitam o material de maior gramatura, sedimentando os poluentes no fundo da câmara ocasionando a formação do lodo. Na eletroflotação, por meio da união aos gases das partículas suspensas, os contaminantes de menor gramatura são removidos através de arraste para a superfície, gerando a formação da espuma. (ATKINS, 1990).

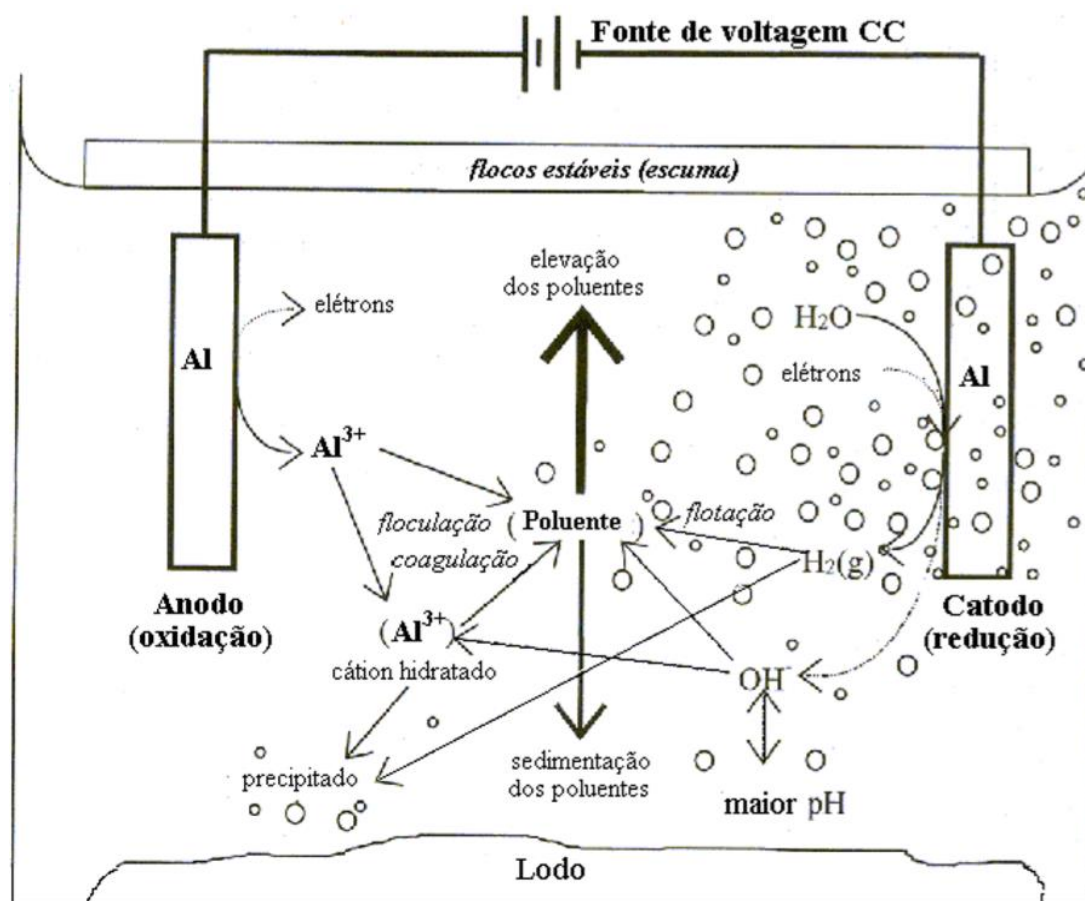


Figura 7: Mecanismos de interação de uma célula eletrolítica
(SINOTI, 2004).

A retirada de materiais da solução ocorre em função de reações na célula eletrolítica, os mecanismos que predominam na remoção são:

A) ELETROCOAGULAÇÃO

Para a ocorrência do fenômeno da coagulação em um meio líquido é necessário alterar a força iônica da solução, que geralmente ocorre através da adição de coagulantes. Nela são adicionados íons de alumínio ou de ferro pela dissolução dos eletrodos reativos, propiciando a desestabilização e agregação de partículas. A maioria das soluções com presença de microrganismos, partículas coloidais ou húmicas, possuem sua carga líquida negativa, por estarem na mesma polaridade não ocorrem colisões entre elas, ao adicionar os íons de alumínio ou de ferro são acrescidos ao meio espécies hidrolisadas de carga positiva, propiciando choques entre as partículas, levando a formação dos flocos (DI BERNARDO, 1993).

Os íons metálicos na solução atuam de forma similar aos tratamentos que usam coagulantes convencionais, a problemática fica em torno do desgaste do eletrodo, que devido a constante troca de íons com o meio sofre desgaste necessitando periodicamente de troca (DI BERNARDO, 1993).

B) ELETROFLOCULAÇÃO

Processo de transporte das partículas geradas pela coagulação, pode ocorrer através da sedimentação do material no fundo da célula. Com o deslocamento dos gases, gerados *in situ*, e dos elétrons não há necessidade de promover a agitação da água para provocar a colisão entre os flocos de menor dimensão, o processo possibilita a remoção das partículas coloidais menores. (WIENDL, 1998).

C) ELETROFLOTAÇÃO

Através da movimentação do gás hidrogênio e oxigênio na solução aquosa, ocorre a união das partículas suspensas aos gases removendo-as através de arraste para a superfície, formando a espuma. Os diâmetros das bolhas formadas pelos gases é menor que as provocadas nos processos onde se inseri na solução bolhas de oxigênio, gerando menos turbulência propiciando a remoção das partículas de menor dimensão (DI BERNARDO, 1993).

Devido aos eletrodos estarem dispostos em toda a extensão da célula eletrolítica ocorre uma dispersão maior de gases por toda a solução, propiciando uma maior

eficiência na remoção de resíduos do meio, sem a necessidade de agregar equipamentos ou sistemas complementares. (DI BERNARDO, 1993).

O tratamento eletrolítico produz reações eletroquímicas capazes de modificar quimicamente as substâncias que compõem os poluentes. É um sistema composto por uma célula eletrolítica com passagem de corrente elétrica contínua ou alternada através de eletrodos do tipo reativo ou inerte. Na solução em tratamento, denominada solução eletrolítica, com a passagem da corrente elétrica podem ser provocadas reações entre os vários componentes que são tóxicas à viabilidade celular, dependendo dos íons presentes no solução pode ocorrer a remoção de nutrientes como nitrogênio e potássio (N e P) e até a formação de agentes desinfectantes, dentre eles o gás cloro (OTENIO *et al*, 2008).

De acordo com GIORDANO (2000), as reações que explicam a eletrólise dependem da determinação de alguns fatores:

- Do ph do meio;
- Da condutividade;
- Tipo de sais dissolvidos;
- Diferença de potencial aplicada entre os eletrodos;
- Da corrente específica;
- Do tempo de retenção na câmara de eletrocoagulação;
- Da natureza da composição presente na solução a ser tratada;
- Do material componente dos eletrodos (cátodo);
- Da forma da câmara de eletrocoagulação.

OTENIO (2010), concluiu que a tecnologia eletrolítica está apta a realizar processos através da oxidação dos eletrodos, gerada através do contato com o oxigênio, ou quando perde hidrogênio ou elétrons para o meio possibilitando oxidar ou reduzir íons metálicos. A redução é o processo inverso da oxidação, quando uma substância perde oxigênio, ou quando passa a ganhar hidrogênio ou elétrons do meio. Neste processo, é possível eliminar a adição de substâncias redutoras ou oxidantes potencialmente tóxicas, diminuindo o efeito nocivo dos efluentes.

De acordo com SINOTI (2004), as reações eletroquímicas são realizadas por eletrodos, onde o que cede elétrons é o ânodo (onde ocorre a reação de redução) e o que

aceita elétrons é o catodo (onde ocorre a reação de oxidação), sendo que ambos podem participar do processo de forma inerte ou reativa.

No processo eletrolítico a adição de íons pode ocorrer pelo desgaste do eletrodo reativo. Para que este desgaste ocorra é necessário avaliar os componentes químicos existentes na solução eletrolítica, considerando a passagem e quantidade de corrente elétrica consumida, pois este é um dos principais responsáveis pelo custo do processo. (HOLT, 2002).

A distância entre as placas também deve ser considerada, ao aumentar a distância entre elas, poderá ocorrer dependendo das características da solução eletrolítica, uma maior dificuldade a passagem da corrente pelo meio, sendo proporcional à resistência elétrica que a solução oferecer (JÜTTNER, 2000).

O espaçamento entre os eletrodos é responsável pela variação da diferença de potencial dentro da célula eletrolítica, quanto maior a distância maior será a diferença de potencial. A potência é fixada através da corrente aplicada e pela tensão, quando há elementos que gerem resistividade, seja na solução ou nos eletrodos, a potência pode ser dissipada na forma de calor. (KOSOW, 2005).

Nas duas Leis que foram estabelecidas por Faraday, o consumo de eletricidade está associado à quantidade total de substâncias reagidas, incluindo o desgaste do eletrodo no processo da eletrólise. A concentração dos eletrólitos, sua composição química, e o número de oxidação de seus íons são responsáveis pela sua condutividade específica, que é diretamente proporcional à facilidade da passagem da corrente ou condutância da solução eletrolítica. Estes conceitos possibilitam avaliar o desgaste dos eletrodos em função do consumo de energia elétrica, e quantificar as massas das substâncias produzidas e consumidas no sistema durante o tempo de ocorrência da eletrólise (KOSOW, 2005).

De acordo com a 1ª Lei, a quantidade de massa de uma substância que é liberada pelo eletrodo ao passar uma corrente contínua é diretamente proporcional a carga elétrica que atravessa a solução, para calcular aplica-se a equação (1) (RODRIGUES, 2008):

$$M = \alpha \cdot C = \alpha \cdot I \cdot t \quad (1)$$

Onde:

M = massa da substância (g)

α = equivalente eletroquímico do material do eletrodo (g/C)

C = Carga elétrica (C)

I = intensidade da corrente contínua (A)

t = tempo da eletrólise (s)

Na segunda Lei de Faraday, ao passar uma corrente contínua por um eletrodo a massa da substância desprendida será proporcional ao equivalente químico da substância, segundo a equação (2) (RODRIGUES, 2008):

$$M = k \cdot m \quad (2)$$

Onde:

M = massa da substância (g)

k = constante de proporcionalidade

m = equivalente eletroquímico da substância do eletrodo

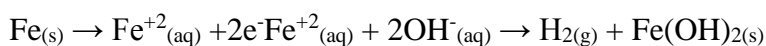
Os eletrodos inertes atuam de forma diferente, durante a passagem de corrente elétrica no processo eletrolítico, não sofrem dissolução e não cedem íons para o líquido. Os mais usuais são a platina, grafite e titânio, dentre outros (WIENDL, 1998). Alguns destes materiais possuem a capacidade de decompor moléculas orgânicas em subprodutos. Alguns subprodutos podem acarretar toxicidade ao efluente, a decomposição, às vezes, leva a formação de ácido carbônico, amônia, dentre outras. Porém, no mesmo meio podem ocorrer reações que produzem substâncias menos prejudiciais, por exemplo a oxidação de fenóis em ácidos maléicos e até sulfetos em sulfatos. (COMNINELLIS, 1994). Para a presente pesquisa é importante ressaltar as reações decorrentes dos eletrodos reativos de ferro e de alumínio.

Os primeiros estudos sobre a decomposição de soluções sob a aplicação de uma corrente elétrica utilizaram eletrodos reativos, dentre eles o ferro e o alumínio, os resultados caracterizaram boa eficiência sobre os contaminantes (orgânicos e

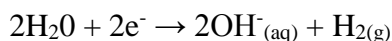
inorgânicos) propiciando a formação de gases como o hidrogênio, o oxigênio, e a formação de cloro dentro da célula eletrolítica (WIENDL, 1998).

O eletrodo de ferro muito utilizado devido a facilidade de aquisição, seu baixo custo, e em todos os estudos onde foi aplicado, ter demonstrado eficiência na produção de oxidantes no meio. No processo eletrolítico as primeiras reações que ocorrem são as anódicas e catódicas, vários são os mecanismos que podem ocasionar estes fenômenos, uma das formas de representação pode ser descrita como (RODRIGUES, 2007):

Reação anódica:

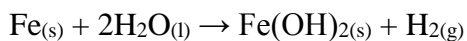


Reação catódica:



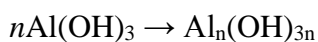
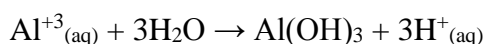
Na célula eletrolítica quando se constata no efluente a presença de ferro, em suas diferentes formas, as reações que ocorrem com os eletrodos favorecem a formação de hidróxido de ferro, decorrente da oxirredução, uma das formas de representação pode ser caracterizada como:

Reação de oxi-redução:



Os eletrodos reativos de alumínio também sofrem dissolução durante o processo, atuam como coagulante e tem demonstrado eficiência sobre as partículas em suspensão, propiciando a separação de material através da flotação e floculação. As equações que descrevem as reações anódicas do alumínio podem ser descritas como:

Reações anódicas:



A corrente específica é um dos fatores responsáveis pelo cálculo da densidade de corrente (A/m^2) dentro do processo, ao utilizar eletrodos reativos, as correntes mais altas provocam um excesso de formação de microbolhas de hidrogênio, gerando a passivação do catodo, através da formação de uma película que se sobrepõe a placa (ALEGRE; DELGADILLO, 1993).

A área dos eletrodos juntamente com a amperagem aplicada no sistema é responsável pela velocidade com que ocorrerá a descarga de íons dos eletrodos, quanto maior a amperagem aplicada maior será a densidade de corrente. O controle sobre a velocidade com que ocorre a “descarga” dos íons nos eletrodos é muito importante, este processo é chamado de densidade de corrente (dc). Para mensurar o fluxo da carga é necessário estabelecer a corrente elétrica por unidade de área, seu cálculo é realizado como segue (ATKINS, 1990):

$$dc = i / At \quad (3.1)$$

Em que:

dc = densidade de corrente (A/m^2)

i = corrente elétrica (A)

At = área total dos eletrodos (m^2)

Quando a energia elétrica está sob a forma de corrente alternada, oscilando em função da rede de alimentação, pode ocorrer a variação da densidade de corrente. Outro fator responsável pela oscilação é o tempo de detenção, sua definição está relacionada a quantidade de resíduos a serem removidos do efluente. Deve ser selecionado conforme as características do tratamento, quando houver a necessidade de tratamentos mais rápidos, a fonte de alimentação deve ter condições de se ajustar a potências maiores, gerando maior consumo de energia, o maior tempo de processo possibilita o uso de potências menores, reduzindo o consumo elétrico (CHEN, 2000).

O tempo de retenção do efluente na célula também é fator de relevância, pode gerar na diminuição da eficiência do processo, o constante contato da solução com os eletrodos pode ocasionar depósito de matéria orgânica sobre o anodo, ou formação de camada de óxidos sobre o cátodo (QUEIROZ *et.al.*, 1994).

Quando o sistema eletrolítico for em fluxo, para evitar a passivação do eletrodo e gerar o desprendimento da película, pode-se aumentar a velocidade da passagem da solução ou agitar a mistura a ser eletrocoagulada. (SOBRINHO; ZIMBARDI, 1987). No sistema de batelada, uma alternativa para evitar a passivação é agregar ao sistema elétrico a alternância de polaridade dos eletrodos durante o funcionamento do processo, essa inversão objetiva o desprendimento do material sobreposto aos eletrodos, possibilitando o aumento de elétrons no meio, aumentando sua efetividade. (WIENDL, 1998).

É recomendável que o pH esteja na faixa de 6,5 a 7,0, valores onde são obtidas as maiores velocidades de reação. A velocidade de reação diminui em pH inferior a 6,5 e ocorre um aumento da corrosão. Caso o pH esteja na faixa alcalina, também ocorrerá uma redução da velocidade das reações, devido a formação de hidroxilas pelos catodos. A temperatura na célula com o tempo maior de retenção do eletrólito, tende a aumentar devido a troca de calor pela passagem da corrente no meio, melhorando a eficiência do processo eletrolítico, pois em temperaturas maiores, as microbolhas do gás hidrogênio ascendem mais rapidamente para as camadas superiores onde é formada a espuma (flocos eletroflotados acumulados na superfície da camada eletrolítica) (WIENDL, 1998).

Após a finalização do processo eletrolítico, além do efluente em condições melhoradas, são gerados o lodo e a espuma, em função da degradação parcial ou total das substâncias que se encontravam no efluente e que foram eliminadas. Os eletrodos não reagentes conseguem degradar as substâncias em vários níveis podendo ocorrer, dependendo do estágio que alcance o processo, a inexistência de formação de resíduo (FENG e LI, 2003).

A eletrólise gera um lodo mineralizado, devido as reações eletroquímicas capazes de modificar quimicamente as substâncias que compõem os poluentes. As reações estabilizam o resíduo propiciando menor acúmulo de líquido, os flocos tendem a ser maiores, mais estáveis, possibilitando sua disposição diretamente em leitos de secagem sem a fase de digestão ou sua remoção por filtragem (WIENDL, 1998).

De acordo com WIENDL (1998) algumas das limitações do processo eletrolítico estão relacionadas ao consumo dos eletrodos, a operação de troca requer treinamento, o local deve ser de fácil acesso, com a necessidade de suporte para a manutenção eletromecânica, e controle operacional.

As vantagens do tratamento eletrolítico estão relacionadas a necessidade de pequenas áreas para sua locação, o reduzido custo de implantação devido ao menor volume de obras civis, seus equipamentos não geram ruídos durante o processo e a sua concepção permite trabalhar em módulos. Outro fator é o menor tempo de retenção na câmara de eletrocoagulação em comparação com os processos biológicos, contrapondo às estações convencionais, que necessitam de grandes áreas e seu tempo de tratamento é relativamente lento (WIENDL, 1998).

A aplicação do processo eletrolítico na depuração de efluentes possibilita a remoção de impurezas orgânicas que se encontram dissolvidas na solução, propicia a remoção de metais pesados e produtos tóxicos, inclusive partículas dispersas de sólidos orgânicos e inorgânicos. Devido a estes fatores algumas empresas vem adotando como tratamento a eletrólise, o processo pode ser empregado em distintos tipos de efluentes, sua concepção está diretamente relacionada aos critérios químicos, econômicos, ambientais e de engenharia (SINOTI, 2004). Vários fatores influenciam a configuração de um reator eletrolítico, entre eles:

- As necessidades de cada processo;
- Forma de operação;
- Espaço;
- Fluxo;
- Natureza dos compostos responsáveis pela condutividade da solução (eletrólitos) ou nela dissolvidos;
- Controle eletrolítico;
- Número e área necessária dos eletrodos;
- Distância entre os anodos e os catodos em função da efetividade;
- Consumo de energia.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Após a caracterização física e do processo de recuperação de plásticos filmes, foi mensurada a massa de sólidos do manancial de abastecimento. Foram identificadas as características físico-químicas do efluente, avaliando as concentrações máximas determinadas pela legislação. Em sistema controlado, através de uma única lavagem, foi avaliada a massa de sólidos do material recuperado. Posteriormente a massa de sólidos do efluente bruto, considerando três diferentes tempos de retenção no tanque.

Para definir os parâmetros elétricos foi considerada na planta piloto usando eletrodos de ferro, posteriormente, por meio de protótipo de bancada utilizando eletrodos de alumínio, foram realizados comparativos entre os parâmetros físico-químicos do efluente bruto com o efluente resultante do processo eletrolítico.

4.1 OBJETO DE ESTUDO

O objeto de estudo é a uma empresa de beneficiamento de filmes plásticos para posterior reciclagem, com sede na cidade de Tatuí-SP. A empresa utiliza polímeros coletados por comércio de sucatas, catadores, autônomos, e cooperativas de reciclagem da região de Tatuí, Sorocaba, Cerquilha e Capela do Alto. Após o beneficiamento, que se traduz em triagem, moagem, lavagem e secagem, a empresa repassa o material para processamento da matéria prima via extrusão para a matriz, na qual são confeccionadas telas, sacos plásticos, lonas etc.

Na situação atual, a empresa renova quinzenalmente 14 mil litros de água usada no processo de lavagem de cerca de 23.800 kg/semana de matéria-prima, descartando os efluentes gerados em um tanque de decantação. Neste, os resíduos que sobrenadam, são retirados e descartados, e a água residual descartada diretamente sobre o solo até encontrar um pequeno manancial que corta a propriedade.

Atualmente, cerca de 90% da matéria-prima é constituída de filme plásticos de PEAD, PEBD, PP na forma de sacos de mercado, sacolas plásticas, embalagens plásticas pós-consumo, etc., alcançando o montante de 100 t/mês bruto.

As diferentes origens da matéria-prima geram tipos diferentes de lotes com características distintas em termos de contaminação, cujos reflexos são estendidos aos efluentes gerados. Algumas embalagens podem inclusive se encontrar contaminadas com óleos, dependendo do contato com outros resíduos urbanos e industriais, além da influência de sua origem, triagem, armazenamento, exposição a chuvas e solos, e transporte até a empresa.

O Município de Tatuí, onde se encontra instalada a empresa, está inserido em uma área de terrenos planos com pequenas elevações, com presença de pequenos montes divisores de água. Sua hidrografia faz parte da Bacia do Baixo Tiete que é composta pelos rios Sorocaba, Sarapuí, Tatuí e Pederneiras, pelos córregos ou ribeirões Aleluia, Turvo, Água Branca, Guarapó e Caaguaçu.

O manancial existente na área onde se localiza a empresa, é uma nascente que não foi nomeada e cadastrada pela Secretaria de Meio Ambiente do Município na bacia hidrográfica, devido ao seu pequeno porte. Apresenta boa qualidade hídrica, sendo que os problemas de degradação das águas são prenotados a casos pontuais, decorrentes da má qualidade técnica em termos construtivos e operacionais de empresas situadas ao longo de suas margens, caso específico da empresa em estudo, e de agrotóxicos e fertilizantes utilizados nas plantações existentes em grande parte das margens do manancial. Este manancial desagua no Rio Tatuí, que pertence a bacia hidrográfica do Rio Sorocaba.

4.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E ADMINISTRATIVA DO EMPREENDIMENTO

A empresa ocupa uma área de 3 alqueires, sendo 243m² de construção, destinados, principalmente, à operações de reciclagem mecânica dos plásticos, no caso: moagem, lavagem, secagem e estoque (Figura 8). Anexo à construção principal, encontra-se escritório e oficina de manutenção com área de 19m². A área de suporte aos funcionários

consiste em 2 sanitários, um feminino e um masculino, cozinha e refeitório constituindo uma área de 20m². Devido à distância da área urbana, dispõe de transporte próprio para o traslado dos funcionários nos horários de entrada e saída, e socorro em eventuais acidentes que possam ocorrer durante seu funcionamento.



Figura 8: Barracão de reciclagem, à direita local do escritório e oficina

No local não há uma área adequada para armazenamento da matéria-prima, ficando em contato com solo e exposta a chuva (Figura 9), o que pode agregar outros contaminantes ao material refletindo em variações significativas nos efluentes gerados.



Figura 9: Estoque de embalagens plásticas a céu aberto, em contato direto com o solo

Devido à diversidade de fornecedores, à época da pesquisa, o processo de triagem resultava em uma perda de aproximadamente 33%, pois os fardos enviados continham materiais inadequados à proposta da empresa. Ainda, eram comum casos de embalagens de origem suspeita como invólucros de materiais hospitalares, veterinários e de origem agrícola possivelmente contaminados com agrotóxicos, resultando em uma triagem mais lenta, com grande perda de matéria prima, gerando custos adicionais com a mão de obra e o transporte para o descarte.

Visando a melhora deste perfil foi realizada uma seleção das empresas parceiras considerando a qualidade dos materiais enviados por lote e a disponibilidade do volume necessário para suprir o consumo mensal. Outro requisito colocado foi que as empresas fornecedoras permitissem, em caso de fardos contaminados ou com características inadequadas de matéria prima, a devolução do material gerando créditos a serem substituídos em um novo lote.

Dentro deste novo critério de aquisição de matéria prima a empresa apresentou uma redução de perdas, dos anteriores 33% de descarte, para atualmente uma média de descarte na triagem de aproximadamente 17%, resultando em uma melhora significativa na qualidade do material encaminhado para o processo.

No local estão disponíveis duas linhas de lavagem. Na “linha um” os equipamentos utilizados no processo faziam parte da antiga empresa que realiza a extrusão do material e que, por medidas internas, resolveu terceirizar a atividade através de parceria com o atual proprietário do empreendimento. São equipamentos com maior tempo de uso, constituídos basicamente de aço e ferro fundido, que devido ao contato constante com a umidade gerada pela lavagem encontra-se desgastado, com pontos visíveis de corrosão.

A “linha dois” foi construída há menos tempo, no final de 2012, e foi montada com equipamentos novos, que se encontram em boas condições e não apresentam desgastes significativos em sua estrutura.

4.3 CARACTERIZAÇÃO DO PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DOS FILMES PLÁSTICOS NA EMPRESA

Mensalmente são recebidas cerca de 100 toneladas de matéria prima, estocada na parte externa do barracão. Na triagem trabalham dois funcionários, cada um separa manualmente, por dia, 750 kg de material, que são encaminhados à moagem e lavagem. O materiais inadequados são estocados em caçambas e encaminhados a um aterro sanitário em Cesário Lange, que também recebe os resíduos municipais.

Os materiais são lavados em dois tanques com capacidade para 7.000 litros de água cada e na sequência são encaminhados as duas linhas de secadoras centrifugas. Através de dutos de ventilação forçada o material é acondicionado em um cesto onde ao alcançar sua capacidade de armazenamento, aproximadamente 3.000 quilos, são encaminhados a estocagem para posterior envio a empresa responsável pela extrusão do material.

Os 7.000 litros de efluente são descartados a cada 11 dias em um tanque de decantação com capacidade para 15.000 litros (3 x 5 x 1 m). Os sedimentos que se acumulam na superfície são coletados, e juntamente com o sedimento do fundo da banheira de lavagem e o resíduo da triagem, são encaminhados para o aterro. Como já comentado, posteriormente a água residual é descartada sobre o solo atingindo o manancial dentro da propriedade.

As etapas a seguir, descrevem de forma sucinta o processo que ocorre na empresa, caracterizando o funcionamento dos dois conjuntos de equipamentos responsáveis pela recuperação dos filmes plásticos.

Separação Manual: Em duas esteiras são realizadas a triagem dos diferentes tipos de plásticos, de acordo com a identificação ou com o aspecto visual, visando a retirada de materiais inadequados ao processo. Nesta etapa são separados rótulos de plásticos, tampas de garrafas, produtos compostos por mais de um tipo de plástico, embalagens metalizadas, grampos, restos de alimentos, etc. Os diferentes tipos de plásticos, o PEAD, PEBD e PP, são beneficiados simultaneamente, a operação de lavagem não é realizada por tipo de plástico. A Figura 10 apresenta foto da triagem da matéria-prima.



Figura 10: Local de triagem da matéria prima com a esteira ao fundo

Os materiais metálicos, quando detectados nos fardos são recolhidos, os menores são separados através da passagem de um imã manual sobre o local. Estes materiais considerados inadequados são ensacados para posterior descarte e envio ao aterro.

Moagem e lavagem: Nesta etapa as embalagens, ainda inteiras, são transportadas pelas esteiras mecânicas até os moinhos de facas rotativas provido de bicos injetores de água sob pressão (Figura 11 a). As saídas dos moinhos são direcionadas às duas banheiras de lavagem, em formato de canal, com 6m de comprimento, por 1,30m de largura, e 1,10m de altura, com três hastes giratórias. O volume de cada canal é de 8m^3 , sendo o volume útil efetivamente utilizado correspondente a 7m^3 , para evitar transbordo durante a lavagem. A Figura 11 b exhibe o tanque de lavagem com detalhe para as hastes, que conferem ao fluxo de plásticos flutuantes um escoamento longitudinal.



(a)



(b)

Figura 11: (a) Saída dos moinhos de facas - (b) Tanque de lavagem

Além da lavagem e do escoamento para recolhimento posterior, o tanque permite a separação do material flutuante (os polímeros de interesse) do material de maior densidade que a água, tais como areia, silte, e resinas sem interesse à reciclagem, que sedimentam no fundo das banheiras. São acumulados por um período variável entre 6 a 11 dias, dependendo da deterioração da qualidade da água e da eficiência da lavagem dos

plásticos. Após esse período, ocorre a drenagem do efluente. Durante a troca da água oriunda da lavagem, permanece no fundo dos tanques de lavagem o material sedimentado, (Figura 12), o lodo. Trata-se de um material de difícil retirada pelo alto teor de umidade e que, após a remoção, é armazenado em caçambas. A água de lavagem é direcionada ao tanque de decantação, enterrado no solo (Figura 13).



Figura 12: Lodo acumulado no tanque de lavagem



Figura 13: Tanque de decantação enterrado no solo

Após a lavagem, a coleta do material flutuante (plásticos moídos) é realizada por um equipamento constituído de tambor com eixo rotativo horizontal, de rotação contínua, instalado na extremidade à jusante dos canais de lavagem. Neste tambor há uma rosca sem fim envolta externamente de chapas perfuradas para assegurar o recolhimento dos

plásticos e drenagem do excesso de água (Figura 14), que retorna através de canaletas ao tanque de lavagem.



Figura 14: Tubo de eixo rotativo que separa os materiais flutuantes (de interesse) da água

Secagem: O plástico já limpo é encaminhado a um conjunto de centrífugas, onde através de alta rotação ocorre o processo de secagem dos plásticos moídos. Impedidos de retornar pela presença da rosca sem fim interna, os plásticos secos são direcionados, pelo sistema de ventilação forçada, a tubulação que direciona o material para acondicionamento em cestos. O material permanece armazenado no local até alcançar o volume mínimo de transporte para envio à empresa responsável pela extrusão.

Como já comentado, para o abastecimento da indústria a água é coletada em um manancial situado na divisa do lote. Este possui águas claras, não apresenta odor perceptível e tem poucos resíduos visíveis. Através de um desvio realizado no leito do rio, as águas foram direcionadas a uma roda d'água que movimenta uma bomba mecânica responsável pelo deslocamento da água até o reservatório instalado na parte superior do terreno.

Como já comentado, a matéria prima adquirida pela empresa é basicamente constituída de filmes plásticos provenientes majoritariamente da coleta pós-consumo (por catadores autônomos ou associados em cooperativas) e podem ser classificados,

basicamente, em três categorias: PEAD, PEBD e PP. Parte dos lotes é oriundo de resíduos de indústrias (pré-consumo), com propriedades geralmente melhores que os resíduos pós-consumo por não estarem contaminados com outros materiais. Porém o material pós-consumo e os refugos de indústrias são lavados na mesma água, o que pode ocasionar contaminação em todo o material.

Visando ilustrar os procedimentos atualmente realizados na empresa de beneficiamento de filmes plásticos, foi elaborado o fluxograma da Figura 15, caracterizando todas as etapas descritas que compõem o processo.

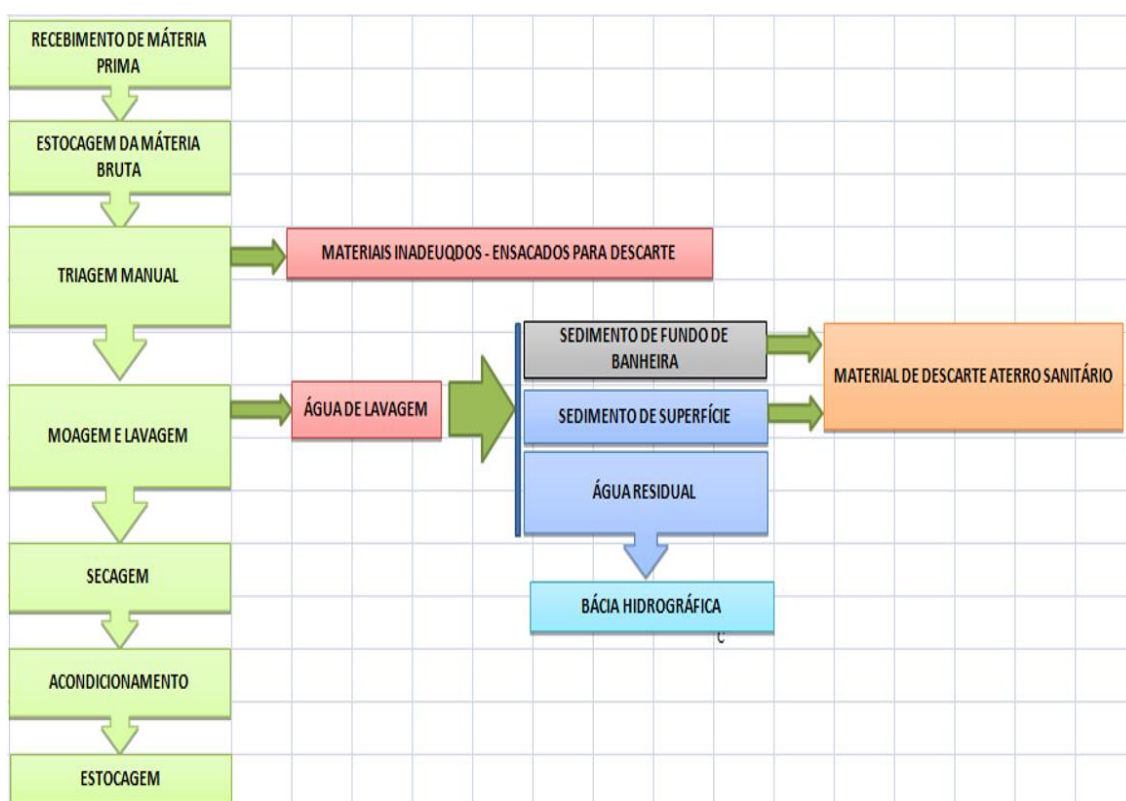


Figura 15: Fluxograma do processo de beneficiamento - situação atual

4.4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA UTILIZADA NA LAVAGEM DOS FILMES E DO EFLUENTE GERADO

O reservatório que abastece o processo tem capacidade para 7.000 litros de água. Durante o período em que a água se encontra armazenada não é aplicado nenhum tratamento, ou seja, a água é utilizada *in natura*. Para avaliar o volume de água consumido por dia foram realizadas as seguintes etapas:

- a. Preenchimento do volume total de um dos tanques de lavagem,
- b. Abastecimento, em sua capacidade máxima, do reservatório com posterior fechamento da válvula de controle de entrada de água,
- c. Foram ligados os equipamentos do tanque provido com água, durante seu funcionamento o sistema foi abastecido somente pela água retida no reservatório,
- d. Desligamento dos equipamentos após sete horas ininterruptas de funcionamento, e fechamento da válvula de fornecimento de água ao sistema,
- e. No tanque vazio foi depositado o restante da água retida no reservatório.

4.4.1 Parâmetros Iniciais - Água do Manancial

Foram coletadas três amostras da água do manancial que se encontrava retida no reservatório de abastecimento, em datas coincidentes com as coletas do efluente. Nestas foram medidos, momento da coleta, a temperatura através de termômetro de mercúrio e com o medidor digital portátil, modelo pH-1900 da Instrutherm, o pH.

As três amostras foram encaminhadas ao Laboratório da UNESP-Sorocaba, onde foi analisado o teor de sólidos da água do manancial, estabelecendo como referência o volume de sólidos sedimentáveis e posteriormente classificando os sólidos em suas diferentes formas, em suspensão, dissolvidos, os voláteis e os fixos, sendo quesitos referenciados na Resolução Conama nº 430 (BRASIL, 2011).

Todos os ensaios foram realizados em triplicata, conforme procedimentos preconizados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), na filtração foram utilizados microfiltros de fibra de vidro, GF 52-C, Ø $47 \pm 0,5$ mm, como equipamentos de apoio uma bomba a vácuo Q355-B, da marca Quimis, uma estufa de secagem e esterilização Modelo 320-SE – circulação mecânica, um forno de Mufla, modelo MA385/3. A pesagem foi realizada em balança analítica, Eletronic Balance, type AW 220, Indústria Shinadzu Philippines, com precisão de 0,0001g.

4.4.2 Primeira Caracterização do Efluente

Para a realização do primeiro diagnóstico foi coletado o efluente resultante da lavagem de filmes plásticos em dois lotes distintos. A primeira coleta foi realizada dia 02/08/2012, com 11 dias de reuso e a segunda coleta dia 08/10/2012, com 15 dias de reuso. Nos dois períodos foram recuperados os 3 tipos de plásticos, não sendo possível mensurar a quantidade de cada um. O diagnóstico das características do efluente de lavagem foi feito a partir das seguintes etapas:

- a) Recolhimento de amostras do efluente de lavagem dos filmes plásticos após onze e quinze dias de lavagem de filmes plásticos. Foram coletados frascos com volumes de 1, 2 e 3 litros, sendo três unidades de cada;
- b) As amostras foram filtradas em tela de malha fina, 2mm (Figura 16a), objetivando a remoção dos sólidos suspensos, oriundos de rótulos e/ou embalagens plásticas, e pequenos fragmentos de plástico;
- c) Após filtragem o efluente ficou em repouso por duas horas para decantação das partículas de maior gramatura (Figura 16b), porém a turbidez permaneceu visualmente similar à retirada inicialmente do tanque;
- d) Antes do armazenamento nos frascos, para transporte refrigerado até o laboratório, foi medido o pH, e a temperatura (Figura 16c)
- e) Alguns frascos foram devidamente preparados com reagentes, conforme estabelecido no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), conforme destinação de análise.
- f) As análises laboratoriais, baseadas no Decreto 8468, Art. 18 (SÃO PAULO, 1976), foram realizadas pela Divisão de Controle Sanitário – RMOC, vinculado a Companhia de Saneamento Básico – SABESP, situada em Botucatu, SP e consistiram de: série de metais, pH, temperatura, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, óleos e graxas, DQO, DBO e fluoretos.
- g) A coleta foi realizada pelo coletor responsável da RMOC Figura 16c, na presença do engenheiro químico do laboratório.

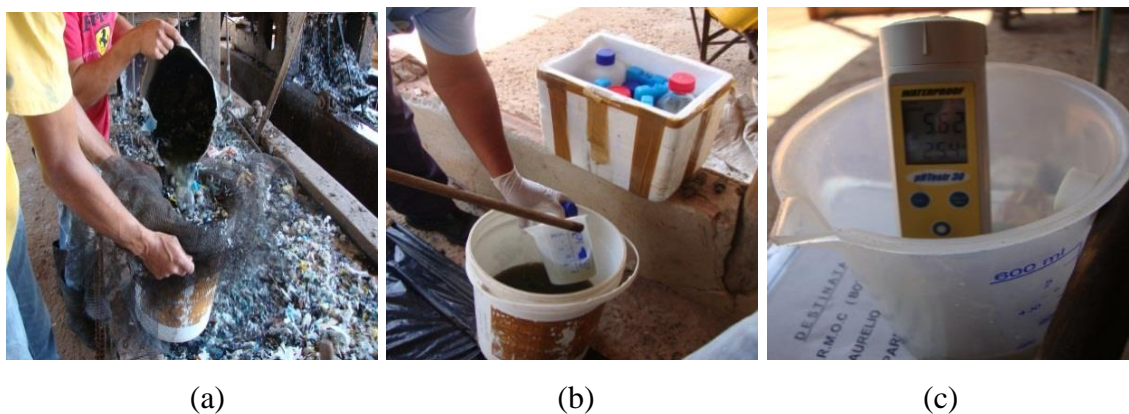


Figura 16: Coleta do efluente realizada para o diagnóstico inicial com o (a) peneiramento para a retenção de plásticos finos; (b) decantação e (c) medição de pH e temperatura

A partir dos resultados obtidos, foi feita uma interpretação comparativa, incluindo uma terceira coleta que foi realizada a posterior para caracterização do efluente pós tratamento (item 4.5.3), com destaque para os parâmetros cujos resultados excederam o estabelecido pela Resolução nº 430 (BRASIL, 2011) e no Decreto 8468, Art. 18 (SÃO PAULO, 1976).

4.4.3 Caracterização do Efluente em Sistema Controlado

Na empresa o sistema funciona em fluxo contínuo, para a realização da análise em sistema controlado os parâmetros da escala real foram adaptados, visando transformá-lo em batelada. A quantificação considerou o funcionamento por 5,5 dias semanais, durante 4,2 semanas/mês, totalizando 23,1 dias/mês. Segundo dados da empresa, cada tanque lava aproximadamente 50 t./mês, o equivalente a uma média aproximada de 2.164 kg/dia, durante 7 horas trabalhadas, propiciando a lavagem de até 310 kg/h por tanque.

O filme dentro do tanque de lavagem leva em torno de 10 minutos para percorrer sua extensão total e ser retirado para secagem. Considerando este tempo de permanência, estabeleceu-se 6 bateladas por hora, uma a cada dez minutos. Dessa forma, a cada batelada seriam lavados aproximadamente 51,6 kg. Cada tanque tem 7 m³ de água, desta forma processo lava perto de 7,4 kg de plástico com 1 m³ de água a cada 10 min.

O material usado na simulação, filmes de PEAD, PEBD e PP, foi obtido dos lotes disponíveis na empresa, selecionado com o mesmo critério do operário responsável pela triagem, basicamente, pela aparência, através da análise do som, transparência e símbolos

presentes e na mesma proporção que são inseridos no tanque de lavagem, mantendo a compatibilidade com a operação. O material encontrava-se úmido, alguns com presença de larvas devido à contaminação com matéria orgânica em início de decomposição e com forte odor.

Na simulação foi usado para lavagem um tanque de acionamento elétrico, com capacidade para 9 kg, BRASTEMP, modelo BWL 09B, com agitador central. Neste foram depositados 50 litros de água destilada e, na sequência, por equivalência de volume ($7,4 \text{ kg/m}^3$), foi depositado 0,368 kg de filmes plásticos, picados com tesoura manual em tiras estreitas, conforme a Figura 17.



Figura 17: Filmes plásticos recortados com tesoura para a lavagem em sistema controlado

Procedeu-se agitação durante 10 minutos, mesmo tempo que o material leva para percorrer o tanque de lavagem, visando obter uma remoção de impurezas similar ao processo. Não foi adicionado nenhum tipo de agente de limpeza, conforme o procedimento adotado na empresa. Posteriormente o material foi centrifugado, retirando o máximo volume de água, e separado para secagem em temperatura ambiente durante quatro dias.

Do efluente resultante da lavagem foram coletados 4 litros, em embalagens plásticas e armazenados a uma temperatura de 5°C. As amostras coletadas foram levadas ao Laboratório de Química da UNESP-Sorocaba, sendo o transporte realizado em condições refrigeradas. Para a realização das análises foram deixadas em temperatura ambiente até climatizar com o ambiente externo, sendo analisado o teor de sólidos presente, conforme procedimentos preconizados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). Todos os ensaios foram feitos em triplicata e realizados no mesmo dia da coleta.

Devido a variação da origem e das características dos lotes utilizados na empresa a simulação foi realizada por quatro vezes, mantendo as mesmas características e proporções, quanto ao padrão de referência para seleção e triagem do material usado na primeira análise. Foram coletadas quatro medidas nos dias 08/10/12, e 19/02, 24/03 e 01/05 de 2013, mantendo a distância de pelo menos trinta dias entre as coletas visando utilizar diferentes lotes nos ensaios. Foram dimensionadas a massa de sólidos e alguns parâmetros físico-químicos medidos através do equipamento Oaklon, série 600, Watherproof Portable Meter Kit, fabricado pela Eutech Instruments: pH, temperatura, condutividade e resistividade.

4.4.4 Segunda Caracterização Do Efluente

A segunda caracterização foi realizada em duas etapas, na primeira foram avaliados o volume de sólidos totais, a temperatura e o pH. As três primeiras coletas foram realizadas com 11 dias de reuso, nos dias 17/11/2012, 24/03/2013, 27/04/2013, a quarta com 15 dias de reuso dia 01/06/2013, e a última com cinco dias de reuso, dia 29/06/2013. As coletas foram realizadas com uma distância de pelo menos trinta dias, para garantir que o material beneficiado fosse de lotes diferentes.

O efluente foi retirado diretamente do tanque de lavagem, filtrado em tela plástica, de malha fina de 2mm, armazenado em garrafas de plástico, refrigerado e transportado a 4°C para minimizar a decomposição microbológica.

Na segunda etapa, como análise complementar, foram avaliadas outras características físico-químicas do efluente *in natura*. No momento da coleta, foi utilizado

o equipamento Oaklon, série 600, Watherproof Portable Meter Kit, fabricado pela Eutech Instruments. Como critério foram avaliados o pH, a temperatura, sua condutividade e, por conseguinte, sua resistividade.

Três das amostras coletadas foram levadas ao Laboratório de Química da UNESP-Sorocaba, tendo sido realizados os mesmos ensaios listados no item 4.3.1, com os mesmos procedimentos e equipamentos (APHA, 2005). A Figura 18 ilustra o efluente após a filtragem em filtro quantitativo para medição dos sólidos totais.



Figura 18: Efluente e filtro pós-filtragem para obtenção de dados de sólidos totais

4.5 TRATAMENTO DO EFLUENTE POR ELETRÓLISE

Nesta etapa são apresentados os procedimentos adotados para a aplicação de potencial elétrico em uma célula eletrolítica visando estimar a condutividade elétrica do eletrólito, a tensão elétrica nos eletrodos reativos e a oscilação da densidade de corrente. A efetividade dos quesitos elétricos foi caracterizado pela ocorrência dos processos eletroquímicos diretos.

Como já comentado no item 3.7, a forma mais comum de tratamento eletrolítico utiliza eletrodos reativos como o ferro e o alumínio, que funcionam como eletrodos de sacrifício produzindo de forma contínua íons para o sistema. Como resultado, tem-se a oxidação da placa, sendo necessário, portanto, sua troca periódica (WIENDL, 1998).

A fase experimental partiu da análise do desempenho do princípio elétrico em uma planta piloto. A rede elétrica convencional, fornece uma tensão alternada senoidal, com uma determinada tensão, normalmente 127 ou 220 volts, com o objetivo de manter a corrente elétrica constante foi desenvolvida uma fonte, que independente das variações da resistividade da água entre as placas, ou das oscilações geradas pela rede de alimentação. Esta mesmo que a resistência do efluente sofra variações, a fonte se encarrega de aumentar ou diminuir sua tensão de saída, de modo a manter o mesmo valor da corrente inicialmente estabelecido percorrendo o circuito, variando a tensão.

O emprego, inicialmente, de eletrodo de ferro fundido ocorreu devido ao seu baixo custo e a facilidade de obtenção e manutenção do material. Posteriormente foram empregados eletrodos de alumínio, sendo reavaliado os parâmetros elétricos anteriores e consideradas outras variações (4, 6 e 8A), compatibilizando as dimensões e volumes do reator de eletrólise com o tanque original, em sistema de batelada. Dessa forma, as variáveis da pesquisa foram: tipo de eletrodo (ferro, alumínio), tipo de efluentes e como parâmetros elétricos a variação da tensão elétrica, o espaçamento entre os eletrodos e a intensidade da corrente contínua empregada.

4.5.1 Primeira Fase: Eletrodos de Ferro Fundido

Na primeira etapa foi construída uma planta piloto, não considerando parâmetros de analogia do dimensionamento e volumes em relação ao tanque de efluentes. A problemática focou no equacionamento dos parâmetros elétricos, desenvolvimento dos circuitos e componentes que resultariam na coagulação, floculação e flotação comumente observadas a partir da oxidação e redução das placas pela aplicação de uma carga elétrica.

Foi adquirida para o experimento uma célula eletrolítica de vidro retangular, que comporta um volume de 5,14 litros nas dimensões de 180 mm x 220 mm x 130 mm e os eletrodos de ferro fundido. No recipiente foram colocados eletrodos de ferro fundido, com dimensões de 100 mm x 100 mm x 2 mm, sendo cinco cátodos e cinco ânodos distantes 20 mm entre si, conforme Figura 19. Foi considerado um espaço de 40 mm entre o fundo da célula e as placas para evitar fechar curto e o mesmo espaço entre o final do líquido e a borda do recipiente para contenção da espuma formados pela floculação, evitando

transbordo de material. Esses foram ligados a uma fonte de corrente contínua máx. de 4A e tensão de 24V.



Figura 19: Eletrodos em ferro fundido utilizados na célula eletrolítica

No recipiente foram depositados 3 (três) litros de efluente resultante da lavagem de filmes plásticos, sem nenhuma pré-filtragem, mantendo as características originais do tanque de lavagem. As placas foram totalmente cobertas pelo líquido, conforme pode ser observado na Figura 20 (a e b), onde a célula se encontra preparada para início do processo eletrolítico.



(a)



(b)

Figura 20: Célula eletrolítica com efluente antes da eletrólise: (a) vista frontal e (b) vista superior

Foi utilizada uma fonte com entrada de 220V e saída de 24V, com corrente limitada em 4A, conforme esquema elétrico apresentado na Figura 21. A corrente foi controlada com a utilização de um *dimmer*.

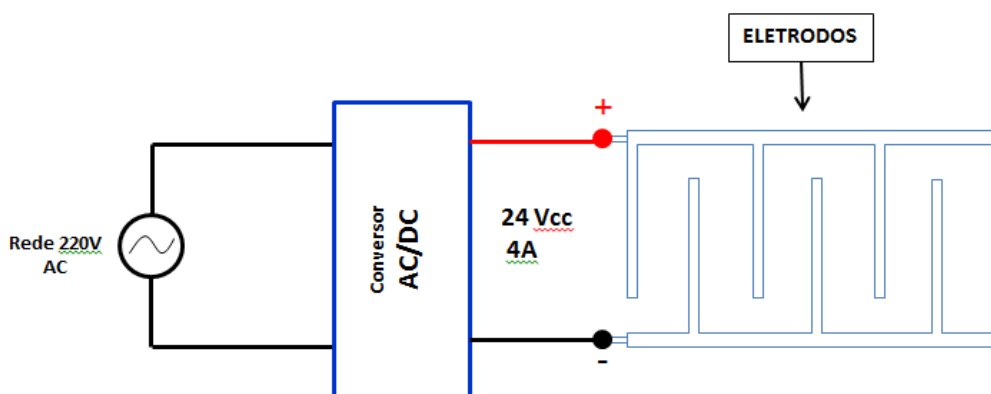


Figura 21: Esquema do conjunto eletrolítico

Durante o processo foram recolhidas 4 amostras de aproximadamente 20 mL, uma a cada 5 minutos, por meio de pipeta, posicionada na parte central da célula, evitando capturar o material flotado. Posteriormente, as amostras foram depositadas em tubos de ensaio, buscando visualizar a ocorrência de redução dos materiais sólidos através da eletrocoagulação. A espuma foi retirada através de raspagem, utilizando chapa metálica de zinco, com superfície plana, largura de 125 mm por 100 mm de profundidade. Após a

raspagem parte do material permaneceu suspenso no interior da célula, que, após alguns minutos, voltou a superfície formando novamente a espuma, conforme pode ser observado na Figura 22.



Figura 22: Flocos suspensos a pós a remoção da espuma

4.5.2 Segunda Fase: Eletrodos de Alumínio

O experimento foi realizado no Laboratório de Elétrica da Faculdade de Tecnologia de Tatuí, por meio de protótipo de bancada. Uma vez estruturado o esquema elétrico, o planejamento buscou reproduzir em condições proporcionais o sistema operacional da empresa que funciona em fluxo contínuo, porém o tratamento em estudo parte da premissa, se aplicado na empresa, de ser realizado em sistema de batelada, similar ao estabelecido no protótipo.

Para esta etapa, a célula eletrolítica foi confeccionada buscando reproduzir condições proporcionais as encontradas em escala real. No tanque de lavagem a largura é de 1,30 m, o efluente resultante após 11 dias de lavagem corresponde a aproximadamente 7.000 litros. O protótipo foi confeccionado para a inserção de eletrodos com 0,13 m de largura, similar a largura do tanque, e a célula eletrolítica possibilita o tratamento equivalente a 7 litros de efluente por batelada.

A câmara de reação eletrolítica construída possui volume útil de 10,6 litros, nas dimensões de 310 x 190 x 180 mm, em vidro de 0.06 mm. Em seu interior foi instalado um suporte para apoio dos eletrodos confeccionado em polietileno, com possibilidade de ajuste de 5 em 5 mm entre as placas. Foram preparadas 12 placas de alumínio com pureza em 99,99%, que atuaram como eletrodos, sendo seis cátodos e seis ânodos, paralelos e intercalados, com superfície de 0,0234 m² em cada face, nas dimensões de 180 x 130 x 2 mm, conforme pode ser observado na Figura 23 (a e b).



(a)



(b)

Figura 23: Componentes do reator: célula eletrolítica em vidro, suporte em polietileno e eletrodos de alumínio (a) e reator montado (b)

O volume total que compete na célula é maior que o do tanque de lavagem devido a necessidade de espaço para as reações que ocorrem dentro do reator. Por exemplo, na camada superior formam-se flocos estáveis, a espuma, que ocupa cerca de 30 mm do recipiente ao final do processo. Na parte inferior ocorre a precipitação de poluentes, o lodo, sendo necessário deixar um espaço de 30 mm entre o término do eletrodo e a câmara de reação eletrolítica, para evitar o contato entre as placas e o lodo fechando corrente, causando curto circuito.

O sistema foi conectado à rede elétrica convencional, que auferi uma corrente alternada senoidal, com uma tensão de 220 volts, reduzida através do transformador. A ponte retificadora conectada ao protótipo tem como função retificar a corrente alternada senoidal de entrada tornando-a contínua. Estabelecendo a corrente como parâmetro fixo, alterando a tensão em função da resistividade do meio. Após o processo de retificação, o circuito passa a ter uma tensão com polaridade definida, entretanto seu valor é pulsante, inadequado para circuitos que precisam de alimentação em corrente contínua.

Foram utilizados filtros capacitores após a retificação, agregados a uma fonte de corrente onde, mesmo com as variações da resistência do efluente, está se encarrega de aumentar ou diminuir a tensão de saída, de modo a manter o valor da corrente inicialmente estabelecido no circuito. O objetivo foi fixar como parâmetro a corrente elétrica constante, independente das variações da resistividade da água, pois com o aumento da resistividade maior será a diferença de potencial entre os eletrodos, gerando dissipação de calor entre as placas.

Os componentes utilizados para a montagem do esquema elétrico foram basicamente um transformador 127 V para 17 V, uma ponte retificadora 25 A 100 V (com dissipador), dois capacitores eletrolítico 6800 μ F 63V, dois transistores TIP 120 NPN (com dissipador de calor), um transistor TIP 142, seis transistores 2n3055 NPN (com dissipador de calor), um diodo Zener 6,2 V 1 W, um potenciômetro 1 K Ω , seis resistores 12 Ω 5 W, 6 resistores de fio 1,5 Ω 10 W e um resistor 1 K Ω 2 W.

Além do regulador de tensão e do retificador de corrente com banco de capacitores, para melhor verificação operacional foram também utilizados dois multímetros digitais, um para medição da tensão e outro para medição da corrente e

obtenção de dados para investigação de viabilidade operacional. A Figura 24 apresenta uma fotografia do sistema montado.

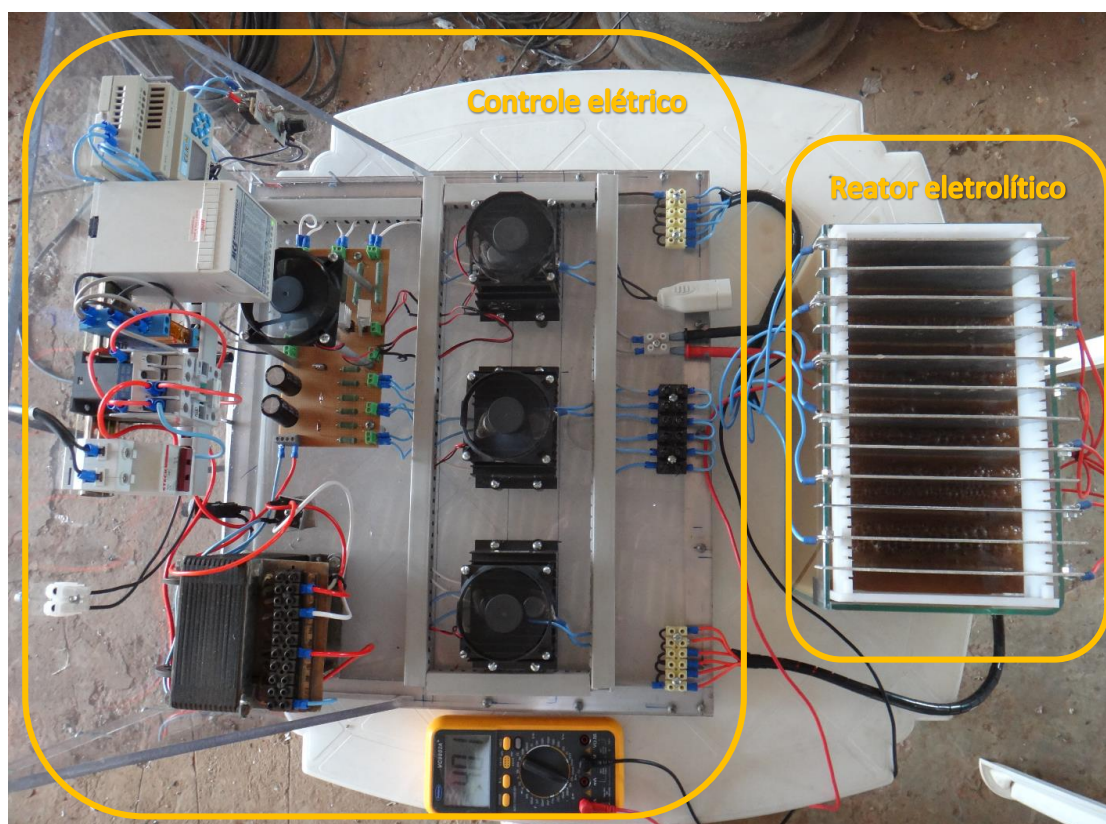


Figura 24: Vista superior do sistema de eletrólise montado

O conjunto operou, por corrente contínua de alimentação fixa, em três níveis (4A, 6A e 8A), nos quais as variações ficaram a cargo da voltagem, que se ajustou em função das variações da densidade do efluente e do tempo de detenção hidráulica, que foi no máximo de 30 minutos.

Fixando a amperagem através de corrente contínua e o material do eletrodo, adotou-se como variável o espaçamento entre os eletrodos e a oscilação da voltagem que está relacionada às características físico químicas do efluente. Foram aplicadas a cada amperagem três variações de espaçamento entre as placas, 21, 29 e 36 mm. Assim, fixou-se o espaçamento entre os eletrodos e encaixou-se o conjunto no tanque. Posteriormente foi colocado 7 litros de efluente no reator eletrolítico, ajustado o sistema é fornecida a amperagem previamente estabelecida e medida a tensão resultante.

Após 20 minutos de ensaio, iniciou-se a retirada de 3 amostras com 100 mL de efluente a cada 5 minutos. Desta forma, conforme demonstra a Tabela 2, o experimento

determinou 9 medições diferentes, como foram coletadas três amostras (de cinco em cinco minutos, dos vinte aos trinta minutos de tratamento), foram obtidas 27 porções, sendo 09 amostras de cada amperagem.

Tabela 2: Espaçamento e número de placas usadas por amperagem nos ensaios

Corrente elétrica	Espaçamento entre as placas		
	21mm	29mm	36mm
4A	12 placas	10 placas	8 placas
6A	12 placas	10 placas	8 placas
8A	12 placas	10 placas	8 placas

O efluente resultante foi armazenado em embalagens plásticas a uma temperatura de 5°C. As amostras coletadas foram levadas ao Laboratório da UNESP-Sorocaba, sendo analisado o teor de sólidos, conforme procedimentos preconizados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). No dia de cada ensaio as amostras foram deixadas em temperatura ambiente até climatizar com o ambiente externo, todos os ensaios foram feitos em triplicata.

A cada coleta foram medidos alguns parâmetros físico-químicos, como a condutividade e a resistividade do efluente, medidos através do equipamento Oaklon, série 600, Watherproof Portable Meter Kit, fabricado pela Eutech Instruments. Complementando o diagnóstico foi avaliada a densidade de corrente, a tensão elétrica e a influência da inversão da polaridade no resultado final. Os dois primeiros fatores – condutividade e resistividade do efluente- foram mensurados conforme os procedimentos estabelecidos pelo manual de operações do equipamento, os outros conforme procedimentos a seguir:

A) Densidade de Corrente Elétrica

Ao utilizar a corrente fornecida pela rede elétrica convencional, por ser alternada senoidal, torna-se difícil manter constante sua eficiência durante o processo. Os valores de densidades de corrente poderiam variar de acordo com as variações ocorridas durante o fornecimento de energia, ocasionados pela oscilação da rede.

A densidade de corrente (dc) é a velocidade de “descarga” dos íons nos eletrodos e foi calculada através das várias amperagens da corrente elétrica (i) aplicadas, divididas pela área total (At) submersa dos eletrodos (m²), que corresponde a superfície que entra em contato com o efluente sendo 0,0149 m², considerada como área total (At), conforme a equação 1, que fornece a densidade de corrente que ocorre na célula.

$$dc=i/At \quad (1)$$

B) Tensão Elétrica Aplicada

A tensão elétrica foi avaliada através da inserção no sistema de um multímetro digital, responsável pela medição e obtenção de dados para investigação da viabilidade operacional. As medições foram realizadas durante o processo, mapeando a tensão inicial e as consequentes variações que ocorreram durante o tempo de retenção do efluente. Foram comparadas as tensões resultantes de cada amperagem aplicada e as consequentes oscilações em função das variações dos espaçamentos dos eletrodos.

C) Inversão de Polaridade da Tensão Média na Carga

Devido a variação entre a perda ou o ganho de elétrons durante o processo eletrolítico, pode ocorrer a polarização dos eletrodos, induzindo a deposição de materiais sobre os anodos. A inversão de polaridade tem por objetivo evitar o acúmulo de sujeira nas placas, onde após a inversão de polaridade no sistema elétrico, ocorre o desprendimento do material aderido.

A inversão foi realizada através de relés de contatos reversíveis, acionados por um temporizador cíclico ou CLP (Controlador Lógico Programável). A programação do tempo foi pré-definida, fazendo com que o relé mude o estado dos seus contatos e troque a polaridade nas placas.

No esquema elétrico a inversão da polaridade é realizada pelo Controlador Lógico Programável, CLP da marca WEG, e pelo temporizador da marca MCE - Microtécnica, responsáveis pelo acionamento do programa que proporciona a ocorrência da inversão. A

Figura 25 ilustra os equipamentos utilizados para a realização da inversão de polaridade nos eletrodos.



Figura 25: Foto do CLP e do relé com dois contatos reversíveis

A programação no modo 5 do CLP, determinando o tempo de 5 minutos para a inversão, tem a função oscilador, onde o temporizador aciona a bobina do CLP, que por sua vez aciona o relé que faz a inversão. Desta forma, o CLP através do relé alterna a polaridade sucessivamente e ambos os eletrodos passam a ter as mesmas funções (anodo e catodo) durante o processo eletrolítico, propiciando a redução de resíduos aderidos sobre suas superfícies. Isto porém propicia um desgaste maior das placas, pois ambos perdem elétrons durante o tempo de acionamento.

4.5.3 Caracterização do Efluente Pós Tratamento

Para caracterização do efluente antes e após a aplicação da eletrólise foi realizada mais uma coleta dia 15/07/2013. Nesta foi realizado o tratamento eletrolítico de onde foram coletadas três amostras (de cinco em cinco minutos, dos quinze aos vinte e cinco minutos de tratamento). Foram obtidas 09 porções de cada amperagem nas quais foram realizados os mesmos procedimentos anteriormente descritos, conforme preconiza o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

A coleta do efluente tratado foi realizada através de pipetas com capacidade de 50ml, até a obtenção de 100 ml de líquido, em um período máximo de um minuto, posicionadas diretamente na célula eletrolítica, entre os eletrodos, abaixo da espuma e distante o suficiente do lodo de modo a não absorver o material depositado no fundo do recipiente. Entre as coletas as pipetas eram lavadas para evitar interferência de sólidos de uma etapa para a outra.

As amostras foram depositadas em recipientes plásticos, sem filtragem e encaminhadas ao Laboratório da Unesp –Sorocaba, onde foram realizadas as análises de sólidos no efluente classificando por tamanho e estado, conforme preconiza o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

Uma das amostras foi submetida a filtragem em papel filtro qualitativo, com 9 cm de diâmetro, 80 g/m², porosidade 3 micras, cinzas 0,5%, fabricado pela Nalgon Equipamentos Científicos Ltda. O procedimento visou retirar eventuais materiais suspensos oriundos da flotação e floculação. O líquido da filtragem foi submetido à análise dos mesmos parâmetros estabelecidos pelo equipamento Oaklon, série 600.

Estabelecidos os resultados finais do tratamento por eletrólise, uma nova amostra do efluente coletada e submetida ao processo com 4 e 6 amperes, com os mesmos parâmetros que obtiveram os melhores resultados. Deste ensaio foi coletada uma amostra segundo os mesmos procedimentos de coleta, transporte e análise da caracterização primária do efluente (4.4.2), e enviada ao Laboratório de Controle de Qualidade da SABESP - RMOC, em Botucatu.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Devido à falta de saneamento público no local, foi averiguada as características do manancial e seu entorno devido ao abastecimento do processo depender deste recurso para realização da lavagem. Considerando a Lei nº 12.651, o novo código florestal (BRASIL, 2012), a propriedade atende a exigência de 20 metros de preservação de vegetação nativa, em relação ao córrego, superando em determinados pontos a distância estabelecida. As margens do manancial, naquela localidade, encontram-se preservadas, com vasta vegetação em toda extensão da propriedade, inclusive nos arredores da nascente, conforme pode ser observado na Figura 26.



Figura 26: Vista aérea da empresa
(GOOGLE EARTH, 2012)

Considerando os problemas constatados quanto ao descarte do efluente gerado no beneficiamento dos filmes plásticos, a principal alteração no processo de recuperação do material remete a necessidade de incorporar algum tratamento ao efluente, buscando

atender a legislação vigente e a preservação do manancial, possibilitando ainda reutilizar a água na própria recicladora.

A proposta desta pesquisa é que a água residual de todas as etapas deve ser direcionada ao tratamento e somente depois de reduzir seu potencial poluente destiná-la ao descarte ou reuso. Neste estudo busca-se avaliar a possibilidade de aplicar a eletrólise como proposta de tratamento, devido a infraestrutura reduzida que o processo necessita para realizar a operação. Dessa forma, o impacto na estrutura funcional seria menor, resumindo-se ao direcionamento do efluente a um tanque complementar que atuará na função da célula eletrolítica, conforme pode ser observado na proposta de funcionamento do fluxograma da Figura 27.

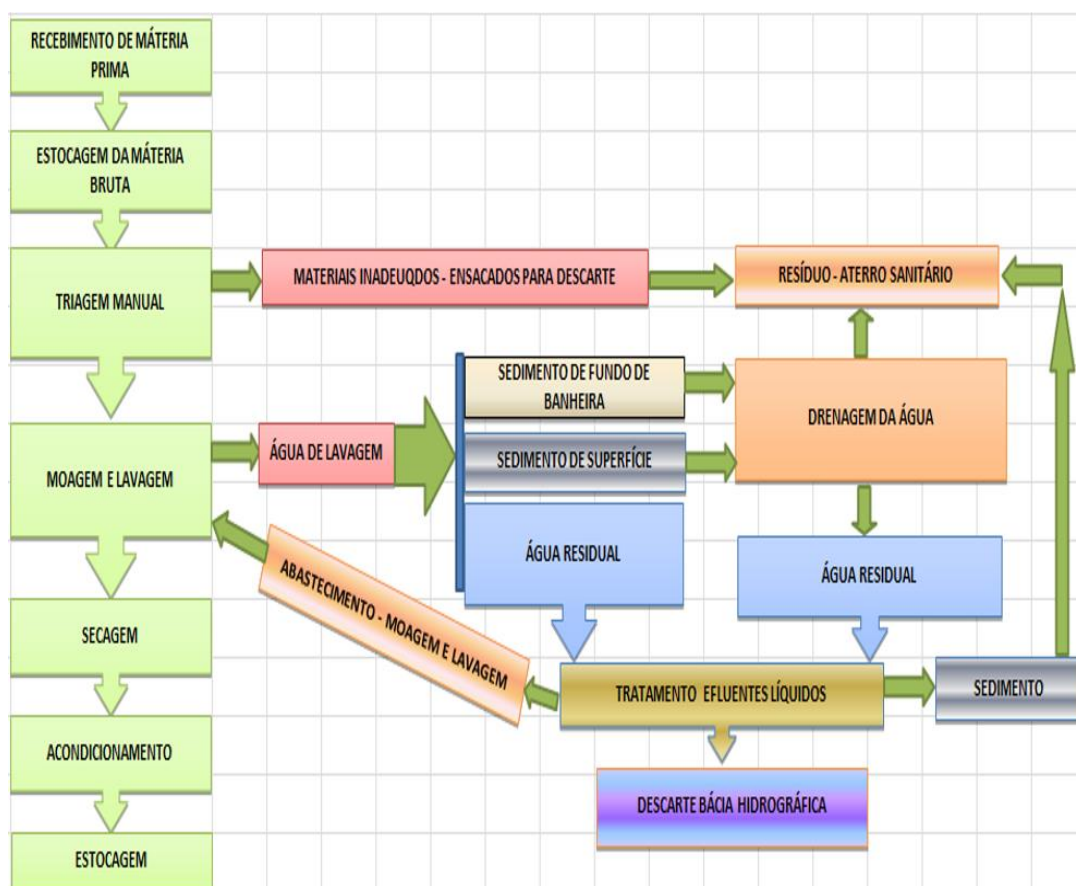


Figura 27: Fluxograma do processo de beneficiamento – proposta

5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS PARÂMETROS INICIAIS

Medidas obtidas na própria empresa determinaram que no processo produtivo ocorre grande reposição de água devido às perdas do sistema, correspondente a cerca de

60% do volume total utilizado em um dia de lavagem. Ou seja, como cada tanque possui a capacidade de 7m³ de água, após um dia de trabalho ocorre a reposição de cerca de 4,2m³, resultando ao final da semana (5,5 dias de trabalho) uma perda de aproximadamente 23,1m³ de água por tanque.

De acordo com estudo publicado por BORDONALLI (2009), ao avaliar a massa de material recuperado em uma recicladora por dia, foram diagnosticados um montante de cerca de 4.800 kg/dia, com um consumo de água no processo de 10 a 15m³/dia. Tomando esses parâmetros como referência, a massa corresponde a aproximadamente o dobro do material processado pela empresa em estudo durante o mesmo período, que recupera cerca de 2.164 kg/dia, porém o consumo de água diário é equivalente, neste diariamente são consumidos no processo cerca de 11,2 m³/dia, entre a capacidade do tanque e a reposição, o que leva a concluir que o sistema em estudo consome grande volume de água, devido a perdas inerentes ao processo.

Devido ao grande volume de água que é captada e utilizada no tanque de lavagem, as características do manancial são de grande importância no resultado final do processo, pois pode adicionar ao efluente algumas de suas características físicas e químicas. Na Tabela 3 estão registradas os valores mensurados no momento da coleta das amostras da água de abastecimento, referenciando as medições do pH e da temperatura.

Tabela 3: Características físico-químicas da água do manancial

Características físico-químicas		Número de coletas da água do manancial			Média	Desvio Padrão
		1 ^a	2 ^a	3 ^o		
Fatores experimentais	pH	7,37	7,06	7,12	7,18	0,164
	Temperatura (°C)	21,2	22,4	22,6	22,07	0,757

Observa-se que a variação de temperatura entre a menor e a maior registrada ficou em 1,4°C, e está provavelmente relacionada ao regime climático do ano, bem como ao período do dia e o volume de água em seu leito. O desvio padrão indicou uma baixa variabilidade, ou seja, que todos os valores estão muito próximos a média.

A média mensurada do pH identifica um meio ligeiramente alcalino (7,0 - 7,18), dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL,

2011), que estabelece como limite o intervalo entre 5,0 e 9,0. O desvio padrão também indicou uma baixa dispersão dos dados obtidos em relação à média nos três ensaios. A Tabela 4 apresenta as médias dos resultados obtidos, em g/L, dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos, fixos e voláteis, a partir das três amostras coletadas.

Tabela 4: Resultados das médias finais, em g/L, e do desvio padrão dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos, fixos e voláteis, da água do manancial

Valores, Médias e Desvio Padrão dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos					
Água do manancial					
Fatores experimentais	Ensaio			Média g/L	Desvio padrão
	1º	2º	3º		
Sólidos totais	0,0573	0,0587	0,0987	0,0716	0,0235
Sólidos totais voláteis	0,0107	0,0320	0,0587	0,0338	0,0241
Sólidos totais fixos	0,0467	0,0267	0,0400	0,0378	0,0102
Sólidos dissolvidos totais	0,0160	0,0200	0,0520	0,0293	0,0197
Sólidos dissolvidos voláteis	0,0093	0,0053	0,0187	0,0111	0,0069
Sólidos dissolvidos fixos	0,0067	0,0147	0,0333	0,0182	0,0136
Sólidos suspensos totais	0,0320	0,0467	0,0867	0,0551	0,0283
Sólidos suspensos voláteis	0,0067	0,0373	0,0453	0,0298	0,0204
Sólidos suspensos fixos	0,0253	0,0093	0,0413	0,0253	0,0160

Comparando os resultados obtidos nos fatores experimentais através do desvio padrão constata-se que todos os valores ficaram abaixo das médias, os resultados são pouco dispersos, não representando grandes oscilações entre os ensaios.

O primeira e segunda amostragens foram coletadas em período chuvoso, sendo que o leito do rio encontrava-se com um volume maior de água e, apesar de um eventual maior arraste de solo pela chuva, constatou-se uma presença menor de sólidos totais. No terceiro ensaio, ocorreu um acréscimo de mais de cento e cinquenta por cento em relação aos sólidos totais, o primeiro e segundo ensaio apresentaram uma média de 0,058g/L, em contrapartida o terceiro ensaio alcançou 0,098g/L de sólidos totais.

O menor volume mensurado foi dos sólidos dissolvidos totais, indicando uma baixa presença de materiais orgânicos e inorgânicos, substâncias naturais resultantes da decomposição parcial de compostos como folhas e outros substratos, apesar da presença maciça no entorno de lavoura de cana e da vegetação natural existente em toda margem. No primeiro e segundo ensaios os sólidos dissolvidos totais ficaram, respectivamente,

0,0160g/L e 0,0200g/L e, com a diminuição da chuva e o volume de água reduzido, o terceiro ensaio indicou uma quantidade maior, de 0,0520g/L.

A concentração de sólidos dissolvidos voláteis também remete à presença de compostos orgânicos na água, nota-se que seu valor é muito baixo (mínimo de 0,0053g/L e máximo de 0,093g/L).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 20 (BRASIL, 1986), o valor máximo de sólidos dissolvidos é de 500 mg/L, ou seja, 0,5g/L. De acordo com a Tabela 4, os índices obtidos no manancial referenciado neste estudo encontram-se muito abaixo do estabelecido. Quanto aos sólidos em suspensão, os índices sugerem a presença de partículas inorgânicas como areia, silte e argila.

No primeiro e segundo ensaio também constatou-se um volume menor de sólidos suspensos totais, sendo 0,0320g/L e 0,0467g/L respectivamente, sofrendo um aumento de quase o dobro no terceiro ensaio, 0,0867g/L, a presença deste tipo de material pode resultar no aumento da turbidez das águas, e do lodo no tanque pela deposição devido a maior densidade que a água.

A presença de sólidos dissolvidos relaciona-se também com a condutividade elétrica, quanto mais pura for a água, menor a condutividade do meio, ou seja, passa a apresentar uma condução pequena de eletricidade. No primeiro e segundo ensaios foi medida a menor massa de sólidos, onde foram obtidos os menores indicadores na medição da condutividade, a resistividade permaneceu nos mesmos parâmetros. A maior condutividade ocorreu no terceiro ensaio onde a presença de sólidos foi maior, conforme pode ser observado na Tabela 5.

Tabela 5: Características complementares da água do manancial

Características físico-químicas complementares da água do manancial		Ensaio			
		1ª	2ª	4ª	Média
Fatores experimentais	Condutividade (mS)	33,05	34,51	53,20	1.087
	Resistividade (kΩ)	33,20	30,28	28,70	1.242

De acordo com a resolução nº 430/2011, (BRASIL, 2011) o limite para a presença de sólidos sedimentáveis é de 1mL/L. Nos três ensaios apresentados na Tabela 6, os

valores mensurados na água do manancial estão aquém dos limites da legislação e o desvio padrão dos sólidos sedimentáveis estão próximos a média, a variação foi pequena.

Tabela 6: Resultados de sólidos sedimentáveis da água do manancial

	1° ensaio	2° ensaio	3° ensaio	Média	Desvio padrão
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,2	0,1	0,5	0,2	0,21

Observa-se pelos resultados da Tabela 67 que no primeiro e segundo ensaio os valores obtidos são bem mais baixos que no terceiro. Esses resultados indicam que estes sólidos podem ser removidos através de sedimentação simples. Deve ser ressaltado, entretanto, que quando o volume de sólidos sedimentáveis é muito reduzido, principalmente no segundo ensaio, a análise apresenta baixa precisão devido à dificuldade de leitura no cone.

5.2 PRIMEIRA CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Os resultados completos das primeiras caracterizações do efluente são apresentados no Anexo A e B, onde são apresentados os resultados das amostragens do efluente com 11 dias de uso (2/8/2012) e com 15 dias de uso (8/10/2012).

A legislação de lançamento de efluentes sofreu uma revisão através da Resolução Nº 430/11, do CONAMA (BRASIL, 2011), estabelecendo alguns referenciais que estavam ausentes na legislação anterior, porém não mensurando determinados parâmetros anteriormente contemplados no Decreto Estadual nº 8468/76 (SÃO PAULO, 1976), como Cobre Total e Cromo Total.

Determinados parâmetros, de acordo com o Decreto Estadual nº 8468/76 (SÃO PAULO, 1976), estabeleceu como referência suas concentrações totais, enquanto na Resolução nº 430 os valores remetem ao parâmetro dissolvido, sendo um dos fatores que levam a necessidade de confrontar os resultados encontrados com ambas as legislações. A Tabela 7 apresenta os resultados do diagnóstico inicial do efluente de lavagem da recuperadora de filmes plásticos em estudo.

Tabela 7: Análise comparativa dos resultados obtidos nos diagnósticos de efluentes em 02/08/2012 e 08/10/2012 com parâmetros estabelecidos pelo Decreto 8468/76 e pela Resolução CONAMA nº 430/2011

Parâmetro	PADRÕES DE LANÇAMENTO				
	1ª coleta 2/8/12	2ª coleta 8/10/12	3ª coleta 15/07/13	Decreto nº 8468/76	Resolução Nº 430/11
Arsênio total - mg/L	0,043		0,014	0,2	0,5
Bário total - mg/L	0,405	<0,06	0,21	5	5
Cádmio total - mg/L	0,008	<0,001	0,002	0,2	0,2
Chumbo total - mg/L	0,374	<0,005	0,072	0,5	0,5
Cobre total - mg/L	0,8589	0,076	1,265	1	-----
Cobre dissolvido mg/L	-----		-----	-----	1
Cromo Total - mg/L	0,086	<0,007	0,072	5	-----
Cromo hexavalente mg/L			-----		0,1
Cromo trivalente mg/L	-----		-----	-----	1
Demanda Bioquímica de Oxigênio - mg/L	1450	680	50	60	Remoção mín. 60% *1
Demanda Química de Oxigênio Total - mg/L	2916	1289	347	-----	-----
Estanho total - mg/L	0,1997	<0,03	-----	4	4
Ferro total - mg/L	42,25	28,7	39,46	-----	-----
Ferro solúvel (Fe ²⁺) - mg/L	-----		-----	15	15
Manganês total - mg/L	1,799	0,84	0,77	-----	-----
Manganês solúvel (Mn ²⁺) - mg/L	-----		-----	1	1
Mercurio total - mg/L	< 0,0002	0,00147	0,00069	0,01	0,01
Níquel total - mg/L	0,0234	<0,005	-----	2	2
Óleos e Graxas - mg/L	170	85,2	16,4	-----	-----
Óleos minerais - mg/L	-----		-----	-----	Até 20
Óleos vegetais e gorduras animais - mg/L	-----		-----	-----	Até 50
Prata total - mg/L	<0,001	<0,004	-----	0,02	0,1
Selênio total - mg/L	< 0,003	<0,003	<0,003	0,02	0,3
Sólidos Sedimentáveis - mL/L	0,5		0,4	Até 1,0	Até 1,0
Sólidos Suspensos Totais - mg/L	1840		870	-----	-----
Materiais flutuantes	-----			-----	Ausência
Temperatura da Amostra - °C	23	25,7	23	Inferior a 40°C	Inferior a 40°C
Zinco total - mg/L	2,192	<0,05	1,46	5	5
Fluoreto - mg/L	0,4		-----	-----	10
pH	6,6	5,6	6,98	Entre 5,0 e 9,0	Entre 5,0 e 9,0

Os parâmetros em destaque na Tabela 7 referem-se as análises que se encontram fora das concentrações máximas determinadas pelo Decreto nº 8468/76 (SÃO PAULO, 1976) e pela Resolução Nº 430/11 (BRASIL, 2011). A grande maioria dos elementos

analisados encontram-se abaixo do estabelecido, a maior variação ocorre no comparativo entre os resultados dos ensaios, alguns fatores chegam a oscilar mais de oitenta por cento, em alguns casos de um ensaio para o outro a redução foi de mais de noventa e nove por cento, como o chumbo total onde no primeiro foi constatado 0,374 mg/L no segundo foi constatado menos de 0,05 mg/L.

Observa-se pela Tabela 7, que o cobre total nos dois primeiros ensaios atenderam os valores de referência preconizados pelo Decreto Estadual nº 8468/76 (SÃO PAULO, 1976), porém no terceiro o valor excedeu o estabelecido em mais de vinte e seis por cento, a concentração máxima estabelecida é de 1 mg/L e foi encontrado 1,265 mg/L. No caso do cromo total, os valores obtidos (menores que 0,09 mg/L), podem ser considerados o somatório de todas as formas de cromo encontradas, são inferiores aos estabelecidos pela resolução CONAMA tanto para a forma hexavalente (0,1 mg/L) e trivalente (1,0 mg/L) (BRASIL, 2011).

Óleos e graxas sofreram variações mais significativas, no primeiro ensaio sua concentração, 170 mg/L, excedeu em mais de oito vezes o limite estabelecido pela Resolução, máximo de 20 mg/L para óleos minerais, e mais de três vezes o limite de 50 mg/L para óleos vegetais e gorduras animais. No terceiro ensaio a presença de óleos e graxas foi dezoito por cento menor que o estabelecido pela legislação, ficando em 16,4 mg/L.

O manganês total apresenta-se, em sua maior concentração, com 1,799 mg/L. Como o referencial das legislações remete a concentração máxima do manganês dissolvido de 1 mg/L, considerou-se que o valor encontrado está acima da concentração ideal em quase oitenta por cento, nos outros dois ensaios os valores atendem as determinações.

O efluente apresentou valor de ferro total quase três vezes acima do valor médio de referência para ferro solúvel. O valor elevado pode ser considerado um caso excepcional, uma vez que os metais são removidos na triagem antes do início do processo com um imã. Dessa forma, a quantidade de metais ferrosos pode advir do desgaste dos equipamentos, feitos basicamente de aço e ferro fundido. Há ainda que se considerarem as altas DBO e DQO do efluente, o que demandam uma intervenção para diminuir seu impacto no lançamento. A resolução CONAMA 430/11 (BRASIL, 2011) estabelece

como padrão o máximo de 15 mg/L para ferro dissolvido, não especificando uma referência sobre o volume de ferro total. Tomando como parâmetro o ferro dissolvido todas as medições encontram-se muito acima do estabelecido. No primeiro ensaio o valor de ferro total foi de 42,25 mg/L, no segundo sofreu uma redução de aproximadamente 32%, e o terceiro volta a sofrer um aumento, ficando apenas cerca de 6% menor que no primeiro ensaio.

A medição de Sólidos Suspensos Totais não é exigência da resolução, mas seu resultado apontou concentração de 1840 mg/L, mesmo após o descanso de duas horas (ver item 0), o que propiciou a decantação de parte do material. Isto corrobora a suspeita da não alteração visual na turbidez percebida durante a coleta da amostra.

A Tabela 8 apresenta os resultados de sólidos sedimentáveis para as duas amostras. De acordo com a Tabela, os sólidos sedimentáveis apresentam-se dentro dos parâmetros da legislação de até 1 mL/L.

Tabela 8: Análise comparativa dos resultados obtidos de sólidos sedimentáveis

	Amostra 2/8/12	Amostra 8/10/12	Amostra 15/07/13	Média	Desvio padrão
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,5	<0,003	0,4	0,3	0,281

Em linhas gerais, os resultados se mostraram interessantes para um futuro tratamento baseado em eletrólise, dada a presença relativamente numerosa de sólidos e de metais no efluente, e pela homogeneidade das amostras constatados pelo desvio padrão.

A Tabela 9 indica os desvios padrão e a variação existente em relação à média dos três ensaios. Em apenas dois dos ensaios os desvios se encontram acima da média, o cádmio total e o estanho total, nestes casos as amostras são muito desiguais, indicando um afastamento entre as amostras, que variam de forma significativa em função do lote utilizado. O selênio total manteve-se constante em todas as amostras, não oscilando.

Três ensaios caracterizaram desvios padrões muito próximos da média, o cádmio oscilou para cima apenas 0,0001, a Prata total a diferença entre a média e o desvio foi de apenas 0,0004 e o Arsênio total cuja diferença foi de apenas 0,008. Todos os outros

ensaios ficaram abaixo da média, indicando que as amostras são pouco dispersas, que existe uma certa ordem nas características dos contaminantes dos resíduos.

Tabela 9: Tabela de referência entre as médias dos parâmetros e os desvios padrão

Variações do Desvio Padrão em relação as médias					
Parâmetro	1ª coleta 2/8/12	2ª coleta 8/10/12	3ª coleta 15/07/13	MÉDIA	Desvio Padrão
Arsênio total - mg/L	0,043		0,014	0,0285	0,0205
Bário total - mg/L	0,405	0,06	0,21	0,2250	0,1730
Cádmio total - mg/L	0,008	0,001	0,002	0,0037	0,0038
Chumbo total - mg/L	0,374	0,005	0,072	0,1503	0,1966
Cobre total - mg/L	0,8589	0,076	1,265	0,7333	0,6044
Cromo Total - mg/L	0,086	0,007	0,072	0,0550	0,0422
Demanda Bioquímica de Oxigênio - mg/L	1450	680	50	726,6667	701,1657
Demanda Química de Oxigênio Total - mg/L	2916	1289	347	1517,3333	1299,6316
Estanho total - mg/L	0,1997	0,03	-----	0,1149	0,1200
Ferro total - mg/L	42,25	28,7	39,46	36,8033	7,1550
Manganês total - mg/L	1,799	0,84	0,77	1,1363	0,5750
Mercurio total - mg/L	0,0005	0,00147	0,00069	0,0009	0,0005
Níquel total - mg/L	0,0234	0,005	-----	0,0142	0,0130
Óleos e Graxas - mg/L	170	85,2	16,4	90,5333	76,9388
Prata total - mg/L	0,001	0,004	-----	0,0025	0,0021
Selênio total - mg/L	0,003	0,003	0,003	0,0030	0,0000
Sólidos Sedimentáveis - mL/L	0,5		0,4	0,4500	0,0707
Sólidos Suspensos Totais - mg/L	1840		870	1355,0000	685,8936
Temperatura da Amostra - °C	23	25,7	23	23,9000	1,5588
Zinco total - mg/L	2,192	0,05	1,46	1,2340	1,0887
Fluoreto - mg/L	0,4		-----	0,4000	
pH	6,6	5,6	6,98	6,3933	0,7128

Nas amostras analisadas os percentuais de variação dos parâmetros entre os ensaios oscilam de forma representativa, colocando os desvios padrão próximos das médias. Apesar de alguns parâmetros se encontrarem fora das concentrações máximas, isso não é regra geral. O cobre total e o manganês total excederam as concentrações máximas somente em um dos ensaios, atendendo de forma satisfatória nos outros dois. O mesmo ocorreu com a DBO juntamente com óleos e graxas, em dois ensaios suas concentrações excedem, significativamente, o estabelecido pela legislação, enquanto no terceiro está abaixo da concentração limite.

Essas divergências levam a corroborar sobre a influência da diversidade dos lotes, caracterizando a inexistência de um padrão dentro dos materiais recuperados pela empresa. A diversidade de contaminantes oscila em função da qualidade dos lotes, sendo necessário avaliar o grau de importância de cada parâmetro para estabelecer a configuração final do processo de eletrólise.

5.3 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE EM SISTEMA CONTROLADO

A Tabela 10 representa a variação entre o peso inicial e o peso resultante do material após o processo de lavagem em sistema controlado dos quatro ensaios realizados, indicando qual a variação ocorrida em relação ao desvio padrão.

Tabela 10: Variação entre as massas do resíduo bruto inicial em relação a massa resultante da lavagem em sistema controlado, comparando com o desvio padrão

Massas das impurezas retidas no processo de lavagem						
Massa de material processado (kg)	Ensaio				Média	Desvio padrão
	1°	2°	3°	4°		
Massa inicial	0,368	0,368	0,368	0,368	0,368	0,000
Massa resultante	0,265	0,237	0,258	0,262	0,256	0,013
Massa das impurezas	0,103	0,131	0,110	0,106	0,113	0,013
Porcentagem de perda (%)	27,99	35,60	29,89	28,80	30,57	3,441

O segundo ensaio obteve a maior variação, evidenciando um lote com material de menor qualidade. Nos outros ensaios as variações das massas ficaram mais próximas, caracterizando lotes mais homogêneos, com características similares, quanto ao volume de sólidos. Esta similaridade pode ser comprovada pelos desvios padrão que se encontram muito abaixo das médias, indicando uma homogeneidade grande entre as amostras analisadas.

Considerando uma média entre todos os ensaios tem-se aproximadamente 30% de impurezas. Tomando esse resultado como base, pode concluir-se que a cada tonelada de filmes plásticos que são postos no sistema de lavagem aproximadamente 300 kg correspondem a impurezas presentes no material que serão retidas na água de lavagem, ou seja, somente 700 kg são efetivamente plásticos.

Como o armazenamento na empresa deixa a desejar, não se pode afirmar que todas essas impurezas sejam provenientes somente da matéria-prima. Um armazenamento criterioso e ensaios similares poderiam determinar o quanto dessas impurezas são trazidas pelo fornecedor e assim exigir melhoras na qualidade. Ajudaria também a projetar melhorias no armazenamento, caso fosse julgado necessário.

A Tabela 11 apresenta os resultados, e suas médias, dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos, fixos e voláteis que podem ser atribuídos somente as impurezas presentes nos filmes plásticos, utilizando os valores médios obtidos em todos os ensaios, comparando-os com os desvios padrão encontrados.

Tabela 11: Média dos resultados finais, em g/L, dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos, fixos e voláteis, dos ensaios da caracterização terciária do efluente e seus desvios padrão

Média dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos no sistema controlado						
Fatores experimentais (g/L)	Ensaio				Média g/L	Desvio padrão
	1°	2°	3°	4°		
Sólidos totais	0,318	0,208	0,391	0,332	0,312	0,076
Sólidos totais voláteis	0,192	0,093	0,201	0,153	0,160	0,049
Sólidos totais fixos	0,189	0,115	0,189	0,179	0,168	0,036
Sólidos dissolvidos totais	0,192	0,131	0,184	0,208	0,179	0,033
Sólidos dissolvidos voláteis	0,061	0,043	0,057	0,083	0,061	0,017
Sólidos dissolvidos fixos	0,131	0,088	0,127	0,125	0,118	0,020
Sólidos suspensos totais	0,2	0,128	0,268	0,2	0,199	0,057
Sólidos suspensos voláteis	0,091	0,056	0,153	0,091	0,098	0,040
Sólidos suspensos fixos	0,109	0,072	0,115	0,109	0,101	0,020

Em média a massa de sólidos totais retidos da lavagem do resíduo em sistema controlado é de 0,312 g/L, destes aproximadamente 0,179 g/L correspondem aos sólidos dissolvidos, sendo em média 10% menores que os sólidos suspensos, que foram mensurados em aproximadamente 0,199 g/L. O reflexo do desvio padrão encontrado na Tabela 10 pôde ser sentido na massa de sólidos, os resultados mantiveram-se muito abaixo das médias, indicando que existe uma certa homogeneidade nas características dos resíduos, apesar da diversidade de materiais existente nos lotes.

A Tabela 12 apresenta os resultados de sólidos sedimentáveis obtidos no sistema controlado. Avaliando os resultados da tabela observa-se que todos os resultados excedem

o limite da legislação (de 1,0 mL/L), caracterizando a necessidade de implantação de um sistema de controle e tratamento antes de seu descarte (BRASIL, 2011).

Tabela 12: Resultados dos sólidos sedimentáveis da terceira caracterização do efluente

Sistema controlado	Ensaio			Média	Desvio padrão
	Primeiro	Segundo	Terceiro		
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	1,4	1,2	1,3	1,3	0,1

Apesar da média dos sólidos estar acima do estabelecido pela legislação, a variação entre as amostras foi muito pequena, chegando a um desvio padrão muito próximo do zero, caracterizando a homogeneidade dos lotes quanto a este parâmetro.

Na Tabela 13 é possível ponderar, em leitura conjunta, a contribuição da massa de sólidos referente a água do manancial de abastecimento, com a massa de sólidos obtida da lavagem dos filmes plásticos em sistema controlado. A tabela demonstra em média a quantidade de sólidos envolvidos diariamente no processo de lavagem.

Tabela 13: Volume de sólidos considerando as contribuições da água do rio e dos resíduos sólidos dos filmes plásticos avaliados em sistema controlado

Volume total de sólidos da água do rio e dos resíduos sólidos dos filmes plásticos			
Fatores Experimentais	Ensaio		Volume de sólidos g/L
	Água do rio	Sistema controlado	
Sólidos totais	0,0716	0,3123	0,3838
Sólidos totais voláteis	0,0338	0,1598	0,1936
Sólidos totais fixos	0,0378	0,1680	0,2058
Sólidos dissolvidos totais	0,0293	0,1788	0,2081
Sólidos dissolvidos voláteis	0,0111	0,0610	0,0721
Sólidos dissolvidos fixos	0,0182	0,1178	0,1360
Sólidos suspensos totais	0,0551	0,1990	0,2541
Sólidos suspensos voláteis	0,0298	0,0978	0,1275
Sólidos suspensos fixos	0,0253	0,1013	0,1266

Nos parâmetros medidos, em ambas as caracterizações, distinguiu-se o percentual de contribuição das duas fontes responsáveis pela realização do processo. Ficou caracterizado que em média 23% dos sólidos retidos no efluente são oriundos da água do manancial, o maior volume de contribuição é dos filmes plásticos, cerca de 77%.

Baseado nestes dados, cada litro de água retirado do manancial e utilizado na lavagem contribui com 0,0716 gramas, ao abastecer 7000 litros de água foram agregados ao processo aproximadamente 500 gramas de sólidos totais. Como o índice de reposição de água é de 4.200 litros/dia o efluente ganha a interferência de aproximadamente mais 300 gramas de sólidos. No sistema controlado foram considerados para 50 litros de água na lavagem de 368 gramas de material, resultando em uma massa de 0,312 gramas de sólidos totais. Nos 7000 litros de água totalizariam aproximadamente 2.186 gramas de sólidos totais.

Os resultados de sólidos suspensos totais são cerca de 9 a 10 vezes menores que os obtidos nas caracterizações de efluentes usados na lavagem por vários dias. Digno de nota é também o resultado de sólidos sedimentáveis da Tabela 12, ainda maior que os da caracterização primária, mesmo considerando que as águas utilizadas da caracterização primária foram utilizadas por 11 dias. Ou seja, somente uma lavagem faz com que o efluente esteja fora do parâmetro de despejo da Resolução nº 430 (BRASIL, 2011) com relação a sólidos sedimentáveis. A explicação para os baixos valores de sólidos sedimentáveis na caracterização primária se deve, muito provavelmente, ao procedimento de amostragem, que envolveu uma espera de duas horas, período em que boa parte dos sólidos deve ter sedimentado.

Como já comentado, os valores de sólidos totais da Tabela 11 correspondem a somente uma lavagem e são aproximadamente seis vezes menor que o encontrado na caracterização primária, onde o volume de sólidos totais diagnosticado foi de 1,84 g/L (Tabela 7), em efluente reutilizado durante 11 dias.

5.4 SEGUNDA CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Os resultados a seguir correspondem as duas etapas de ensaios realizados, avaliando o volume de sólidos totais e as características físico químicas do efluente.

a) Primeira etapa

O armazenamento desprovido de infraestrutura, comum nas pequenas recicladoras, que habitualmente depositam seus lotes em locais ao ar livre, em contato

com o solo e expostos à poeira, pode gerar acréscimo de impurezas. Já a ocorrência de chuva pode transferir para o terreno parte dos contaminantes retido nas superfícies externas dos filmes plásticos.

A fonte de abastecimento é outro fator relevante, por ser utilizada *in natura* do manancial que corta a propriedade, também está sujeita as variações climáticas, porém conforme demonstrado na Tabela 4 e Tabela 6 a variação está sempre muito abaixo do estabelecido pelas resoluções CONAMA N° 20 (BRASIL, 1986), que estipula o limite máximo de sólidos dissolvidos totais como 500 mg/L, e a resolução CONAMA N° 430 (BRASIL, 2011), onde os sólidos sedimentáveis são até 1 ml/L, desta forma não pode ser caracterizado como fator determinante pelas grandes variações.

A Tabela 14 apresenta as médias dos resultados finais dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos, fixos e voláteis, dos cinco ensaios realizados para traçar a caracterização secundária do efluente. Cada ensaio foi realizado em triplicata, os valores apresentados são uma média de três.

Tabela 14: Resultados finais, em g/L, dos sólidos totais, dissolvidos e suspensos, fixos e voláteis, da caracterização secundária do efluente

Caracterização secundária						
Fatores experimentais	Ensaio (g/L)					
	Primeiro (11 dias)	Segundo (11 dias)	Terceiro (11 dias)	Média 1º, 2º, 3º ensaio	Quarto (16 dias)	Quinto (5 dias)
Sólidos totais	3,7453	2,7280	2,1578	2,8770	5,7160	2,5960
Sólidos totais voláteis	2,2267	1,4360	1,2209	1,6279	3,4227	1,4800
Sólidos totais fixos	1,5187	1,2920	0,9369	1,2492	2,2933	1,1160
Sólidos dissolvidos totais	1,6947	1,2467	0,9805	1,3073	2,3973	1,2813
Sólidos dissolvidos voláteis	0,8587	0,5387	0,4658	0,6211	1,1973	0,5427
Sólidos dissolvidos fixos	0,8360	0,7080	0,5147	0,6862	1,2000	0,7387
Sólidos suspensos totais	2,0187	1,5320	1,1836	1,5781	3,5267	1,2920
Sólidos suspensos voláteis	1,2533	0,9240	0,7258	0,9677	2,2480	0,7893
Sólidos suspensos fixos	0,7653	0,6080	0,4578	0,6104	1,2787	0,5027

Tomando como referência os ensaios com onze dias de retenção, constatou-se que no primeiro a massa de sólidos totais foram de 3,7453 g/L, o segundo em relação ao primeiro sofreu um decréscimo de aproximadamente 27%. Esta divergência pode ter

razão na da influência dos fatores climáticos, com o início do período de chuvas e o material ficando exposto a intempéries, o que ocasionaria uma pré-lavagem nas superfícies externas parte dos resíduos.

Do primeiro para o terceiro ensaio, a redução da massa de sólidos foi ainda maior indicando o menor volume de impurezas retidas na água de lavagem. O ensaio foi realizado no período de maior volume de interferências externas, tendo ocorrido mais períodos de chuvas, e o lote continha uma massa representativa de plásticos brancos, que de acordo com o proprietário, indica um material de melhor qualidade, contendo menos resíduos.

A variação mais significativa encontra-se no quinto ensaio, foi processado em um período de estiagem. Apesar deste ter sido coletado com apenas cinco dias de retenção no tanque, a massa de sólidos totais mensurada foi de 2,5960 g/L, cerca de 20% maior que o menor resultado obtido com 11 dias de reuso. Se comparado com o segundo ensaio a massa de sólidos é menor cerca de 5%, o que pode ter a influência da forma de armazenamento: por não ter sofrido interferências de chuva, a massa de resíduos em suas superfícies foi maior, refletindo nos resultados dos ensaios.

O quarto ensaio buscou avaliar a variação da massa de sólidos em função de um período maior de retenção do efluente no tanque de lavagem. Em relação à média geral dos três primeiros ensaios, mensurada em cerca de 2,8770 g/L, a massa resultante ao reter o efluente por mais cinco dias sofreu um acréscimo de aproximadamente 100%, alcançando aproximadamente 5,7160 g/L. Devido ao grande acúmulo de impurezas, o efluente se tornou visualmente mais sujo e pôde ser constatado um odor mais intenso de material em decomposição. Nesses casos, a água pode inclusive perder sua efetividade na lavagem do material, vindo a comprometer a qualidade do produto final.

Ao avaliar os valores dos sólidos totais a porcentagem que corresponde a massa de sólidos dissolvidos e aos sólidos suspensos, constatou-se que apesar das variações mensuradas, a proporção se manteve igual nos três ensaios, sendo que cerca de 45% dos sólidos correspondem a sólidos dissolvidos e cerca de 55% aos sólidos suspensos. Interessante notar que todos os parâmetros avaliados seguiram comportamento semelhante aos dos sólidos totais com relação ao aumento ou diminuição dos valores conforme se variava o ensaio, razão pela qual a análise se baseou nos sólidos totais.

De acordo com a Tabela 15, nos três ensaios onde o efluente foi reutilizado durante 11 dias, alguns dos resultados foram mais de mil vezes acima do estabelecido. O segundo ensaio resultou em média 30% menos resíduos se comparada com o ensaio anterior e, no terceiro a redução foi ainda maior, mais de 40%.

Constatou-se que no quarto ensaio, apesar do maior tempo de retenção, o acréscimo nos sólidos sedimentáveis foi, em relação ao primeiro ensaio, cerca de vinte e cinco por cento. Reduzindo o tempo de retenção, no quinto ensaio, o percentual dos sólidos sedimentáveis sofre um alteração mais expressiva, quando comparado com o primeiro os sedimentos são menos da metade.

Observa-se em todos os ensaios que, as médias das triplicatas obtidas em todos os ensaios, encontram-se muito acima do estabelecido pela legislação. De acordo com a resolução 430/11 (BRASIL, 2011) o limite máximo é de 1mL/L. Apesar das variações geradas em função do tempo de reuso os resultados sugerem que, tanto para descarte como para reuso, será necessário aplicar um tratamento.

Comparando os resultados com os obtidos na Tabela 8, da caracterização inicial, o procedimento de espera de duas horas para a coleta de amostra na caracterização inicial permitiu a decantação de boa parte dos sólidos, porém uma grande quantidade ainda permaneceu em suspensão. Essa decantação foi suficiente para tornar o efluente apto a despejo segundo esse parâmetro, de acordo com a resolução 430/11 (BRASIL, 2011) onde o limite de sólidos sedimentáveis é de 1 mL/L.

Tabela 15: Resultados das médias dos sólidos sedimentáveis da caracterização secundária do efluente

	Ensaio			Média 1°, 2° e 3° ensaio	Ensaio	
	Primeiro	Segundo	Terceiro		Quarto	Quinto
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	14,7	10,3	8,5	11,1	18,3	6,2

A Tabela 16 indica as médias relativa aos três ensaios e considerando o Desvio Padrão como medidas de dispersão, a variância do desvio em relação à média aritmética obtida das triplicatas de cada ensaio, demonstra uma certa regularidade dos valores, apesar dos diferentes efluentes coletados para os ensaios.

Tabela 16: Comparativo da média aritmética dos ensaios em relação ao desvio padrão

	Ensaio			Média	Desvio padrão
	Primeiro	Segundo	Terceiro		
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	14,7	10,3	8,5	11,1	3,2

Os desvios padrão calculados tem se mostrado regulares quanto a homogeneidade das amostras, a grande maioria dos desvios tem se apresentado menores que as médias, inclusive na Tabela 16 o desvio padrão foi muito menor que a média.

Pode-se calcular, a massa de resíduos sólidos após os 11 (onze), 16 (dezesesseis) e 5 (cinco) dias de utilização dos 7m³ de água do processo de lavagem de filmes plásticos. Simplificadamente, essa conta é feita multiplicando a última coluna da Tabela 14 por 70000. Dessa forma, em cada tanque da recicladora estarão, junto com os 7 mil litros de água, em média os valores apresentados na Tabela 17.

Tabela 17: Massa de sólidos retidos em quilos por litro de efluente

Variação da massa de sólidos em quilo por litro de efluente em comparativo com os cinco ensaios (kg/L)						
análise	Ensaio (kg/L)			média 1º, 2º e 3º	Ensaio (kg/L)	
	primeiro	segundo	terceiro		quarto	quinto
Sólidos totais	26,217	19,096	15,104	20,139	40,012	18,172
Sólidos totais voláteis	15,587	10,052	8,546	11,395	23,958	10,360
Sólidos totais fixos	10,631	9,044	6,558	8,744	16,053	7,812
Sólidos dissolvidos totais	11,863	8,726	6,863	9,151	16,781	8,969
Sólidos dissolvidos voláteis	6,011	3,771	3,260	4,347	8,381	3,798
Sólidos dissolvidos fixos	5,852	4,956	3,603	4,804	8,400	5,170
Sólidos suspensos totais	14,131	10,724	8,285	11,047	23,940	9,044
Sólidos suspensos voláteis	8,773	6,468	5,081	6,774	15,736	5,525
Sólidos suspensos fixos	5,357	4,256	3,204	4,272	8,950	3,518

Transportando a média dos valores encontrados dos sólidos nos três primeiros ensaios, em suas diferentes formas, de grama por litro para quilo, foram retirados juntamente com a água remanescente do processo de lavagem, após 11 (onze) dias de retenção no tanque, em média:

- 20,139 kg de sólidos totais, sendo que destes 11,395 kg correspondem aos sólidos totais voláteis e 8,744 kg são os sólidos totais fixos;
- 9,151 kg de sólidos dissolvidos totais, sendo que 4,347 kg são de sólidos dissolvidos voláteis e 4,804 kg são os sólidos dissolvidos fixos;
- 11,047 kg de sólidos suspensos totais, sendo que 6,774 kg correspondem a sólidos suspensos voláteis e os fixos a 4,272 kg.

b) Segunda etapa

Na Tabela 18 são apresentadas as variações dos fatores mensurados, no caso o pH, temperatura, condutividade e resistividade, possibilitando comparar os resultados em função do tempo de retenção do efluente (11, 16 e 5 dias), nas diferentes coletas. Todas as medições foram realizadas no momento da coleta do efluente bruto, não sendo realizadas em triplicata, a tabela não referencia as medições do terceiro ensaio, pois não foi possível obter dados conclusivos desta amostra.

Nas amostragens os valores de pH ficaram dentro da margem de tolerância da Resolução N° 430/11 (BRASIL, 2011), que estabelece como parâmetro um pH entre 5,0 e 9,0. No primeiro e quarto ensaio as amostragens indicam um efluente ligeiramente ácido, sendo 6,97 e 6,56, respectivamente. No segundo e quinto ensaios as amostragens caracterizaram um efluente ligeiramente alcalino, por se encontrarem acima do neutro. Os resultados são semelhantes aos obtidos na caracterização inicial que igualmente atendiam a legislação.

Tabela 18: Características físico-químicas complementares do efluente *in natura*

Características físico-químicas complementares do efluente (<i>in natura</i>)		Ensaio			
		(médias das amostragens)			
		1 ^a	2 ^a	4 ^a	5 ^a
Fatores experimentais	pH	6,97	7,38	6,56	7,22
	Temperatura (°C)	23,9	25,6	24,4	17
	Condutividade (mS)	1.322	1.518	2.313	1.087
	Resistividade (kΩ)	746,0	588,3	453,2	1.242

A temperatura mensurada servirá como referência para atender os limites exigidos pela legislação, onde o aumento máximo na região do corpo d'água onde ocorre o despejo

não pode exceder a 3°C. Como no processo não há troca de calor do líquido com os equipamentos, sua variação está relacionada ao regime climático, pois a água de abastecimento provém de corpo d'água natural, sujeito as variações sazonais do clima.

Analisando a Tabela 18, as menores temperaturas foram registradas concomitantemente com as menores condutividades, a menor temperatura foi obtida na quinta amostragem, 17°C, com o registro da menor condutividade, 1087 mS, e da maior resistividade 1.242 kΩ. A medida que a temperatura se elevou aproximadamente 28% na primeira amostragem e a resistividade teve uma redução de 42% e a condutividade um aumento de 18%.

Na quarta amostragem apesar da temperatura ter sido menor que na segunda (4,5% menor), ocorreram variações substanciais na condutividade (aumento de 34%) e na resistividade (redução de 23%). A oscilação da condutividade pode estar relacionada a vários fatores além da temperatura, como a qualidade dos resíduos que alteraria a massa de sólidos nos ensaios. A condutividade tem influência direta no aumento da eficiência do processo uma vez que a passagem da corrente elétrica sofreria menor resistência do meio, além de propiciar a redução de alguma perda de energia (POLPRASERT, 2005).

5.5 TRATAMENTO POR ELETRÓLISE

Na primeira fase foi avaliada a eficiência da proposta elétrica e a ocorrência das reações que compõem a eletrólise (coagulação, floculação, flotação eletrolítica, redução e sedimentação) utilizando eletrodos de ferro. Na segunda os eletrodos foram substituídos por alumínio e equiparadas as dimensões e volumes com o processo em escala real.

5.5.1 Primeira fase: Eletrodos de Ferro

A densidade da corrente na solução considerou a aplicação de 3A sobre as faces das placas submersas, correspondente a 90 mm por face, resultando em 1800mm² de superfície, desta forma 3A/1800mm² resultaram em 1,6 mA/mm². Os 3A foram selecionados para os primeiros ensaios, devido a literatura remeter a constatações que com correntes entre 1,5 a 3,0A eram constatadas alterações significativas no efluente (WIENDL, 1998)

O processo, nessa etapa, foi monitorado visualmente de 2 em 2 minutos. Em apenas dois minutos de aplicação da corrente observou-se a formação de lodo, sugerindo a ocorrência de reações eletroquímicas, formou a espuma posicionada acima das placas e se depositou material na base da célula, o lodo.

A Figura 28 permite visualizar, a partir dos 32 minutos, a movimentação dos resíduos ainda em suspensão: parte deles estão acumulados na superfície, a espuma, e parte forma uma massa de lodo no fundo. A redução dos resíduos melhora a aparência do efluente, suas características indicam uma massa de sólidos, sugerindo a presença de materiais orgânicos e inorgânicos, e outros substratos. O efluente tratado permite visualizar com clareza os eletrodos dentro da célula eletrolítica, bem diferente do observado na Figura 20, anterior ao tratamento.



Figura 28: Aparência do efluente após 32 minutos

Ao remover a espuma os flocos estáveis foram parcialmente misturados ao efluente, porém após alguns minutos ocorreu novamente a separação retornando a superfície, possibilitando nova retirada.

Visando avaliar o efeito da eletrólise no efluente em função do tempo de retenção na célula, foram realizadas três coletas de efluente, cujas fotografias são apresentadas na Figura 29. O primeiro tubo à esquerda contém o efluente bruto inicial, antes do processo;

no segundo tubo, da esquerda para a direita, o efluente coletado após 10 minutos de processo; no terceiro tubo aos 20 minutos e no quarto tubo após 30 minutos. Observa-se uma nítida melhora no aspecto do efluente, obtendo-se, ao final, um líquido bastante claro com poucos resíduos dispersos.



Figura 29: Amostras dos efluentes coletados durante o tratamento com sistema eletrolítico, sendo: 1 - Efluente bruto inicial; 2 - Efluente após 10 minutos de tratamento; 3- Após 20 minutos e 4 - Após 30 minutos

Aos trinta minutos foi encerrada a aplicação de energia no circuito. Quinze minutos após o término do processo, a água passou a alterar seu aspecto de incolor para uma coloração amarela claro, se intensificando após meia hora para um tom de amarelo ferrugem, aparentando água residual de lavagem de materiais metálicos.

Como observado na Tabela 7, da primeira caracterização do efluente (5.2), o efluente encontra-se com o índice de ferro acima dos padrões estabelecidos. A Figura 30 apresenta fotografias do efluente e do lodo após 30 minutos do desligamento do processo eletrolítico.



(a)

(b)

Figura 30: Fotografias mostrando a alteração da cor do efluente tratado (a) e do lodo (b), após 30 minutos de desligamento do equipamento

Ao analisar os resultados da primeira caracterização (5.2), aventou-se a hipótese desses íons de ferro serem provenientes do maquinário utilizado na empresa. A utilização de eletrodos de ferro como anodo de sacrifício libera mais íons no meio, que ao se depararem com o índice elevado de ferro do efluente, favoreceu a reação química que originou a formação de hidróxido de ferro ($\text{Fe}_2(\text{OH})_3$), modificando suas propriedades, inclusive a cor.

A contaminação afetou o efluente e todos os equipamentos com que este entrou em contato durante o processo: os tubos de ensaio, os papéis filtrantes e os resíduos tiveram sua tonalidade alterada para cor de ferrugem. Considerou-se que o uso do ferro como anodo, apesar da efetividade obtida, poderia gerar um efluente de aparência questionável, além de interferir no processo através da corrosão dos equipamentos. Devido a estes fatores decidiu-se pela substituição por eletrodos de alumínio.

5.5.2 Segunda fase: Eletrodos de alumínio

Uma vez caracterizada a eficiência dos parâmetros elétricos, foi examinada a eficiência com eletrodos de alumínio, considerando a melhora das características físico químicas do efluente durante o processo. Dentre os parâmetros investigados estão a densidade da corrente, a tensão elétrica aplicada, a condutividade e a inversão de polaridade.

a) Considerações sobre a Densidade de Corrente

O sistema demorou para consolidar na amperagem desejada cerca de 60 segundos devido as variações térmicas dos componentes. Durante o período de estabilização do equipamento, a amperagem sofreu oscilação, sendo necessário aplicar inicialmente uma amperagem menor que o proposto.

Para obter 4A durante o processo, a amperagem aplicada inicialmente foi de 3,95A, resultando em uma densidade de corrente inicial de 265,1006 mA/m², após cerca de 1 minuto o sistema estabilizou na meta de 4A e se manteve constante durante todo o processo. Para 6 e 8 ampères, os processos foram iniciados respectivamente em 5,95 e 7,95 A, resultando em 399,3288 e 533,5570 mA/m² de densidade de corrente. A Tabela 19, a seguir, demonstra a variação da amperagem e da densidade de corrente ocorrida durante os primeiros 60 segundos de tempo de retenção do efluente na célula eletrolítica.

Tabela 19 Variação da densidade de corrente por amperagem aplicada

Variação da Densidade de Corrente por Amperagem Aplicada		Densidade da corrente elétrica (mA/m ²) por tempo de detenção		
		0 min	após 1 min	variação em %
Alimentação em amperagem (A)	3,95	265,1006		1,25
	4		268,4564	
	5,95	399,3288		0,83
	6		402,6846	
	7,95	533,5570		0,62
	8		536,9127	

Constatou-se que quanto maior a amperagem aplicada menor o percentual de variação da densidade de corrente. A variação entre a aplicação de 4A e 8A durante o período inicial é de praticamente 100%. Ou seja: ao aplicar 8A a variação da densidade de corrente é praticamente a metade da mensurada na menor amperagem. Nos trinta minutos seguintes de retenção do efluente as densidades de correntes se mantiveram constantes nas três amperagens. A menor densidade foi obtida ao aplicar no sistema 4A, com 268,4564 mA/m². Aumentando a amperagem para 6A a densidade de corrente aumenta em aproximadamente 33%. Com 8A, em relação ao primeiro ensaio, o aumento foi de 50%.

Com 4A e densidade de corrente em 268,4564 mA/m², obteve-se um excelente nível de reações (floculação, flotação e coagulação) aos 25 minutos, utilizando 8 eletrodos a redução de sólidos foi de 34%, conforme pode ser observado na Tabela 22 e 23. Com 6A, 10 eletrodos e de densidade de corrente 402,6846 mA/m², que se mantiveram constantes durante o processo, a partir dos 15 minutos, já se podia observar alterações significativas quanto as reações do processo eletrolítico, resultando em uma redução de 36% na massa de sólidos, conforme pode ser demonstrado na Tabela 24 e 25. Desta forma o processo possibilitou uma redução significativa no tempo do processo, gerando uma redução no consumo de energia.

b) Considerações sobre a Tensão Elétrica Aplicada

Dois fatores interferiram na variação da tensão aplicada: a intensidade da corrente e o espaçamento entre os eletrodos. No primeiro, quanto mais alta foi a amperagem aplicada, maior foi a tensão resultante; no segundo, ao aumentar o espaçamento entre os eletrodos, variando-se o número de placas, a medição da tensão alcançou as maiores medições, ou seja, aumentou a diferença de potencial existente entre as placas.

Considerando a variação dos espaçamentos entre os eletrodos, mantendo a mesma amperagem, 4A, constatou-se que com 21 mm de espaçamento entre os eletrodos média da tensão elétrica foi de 4,7V. Ao reduzir o número de placas, resultando em 29mm de espaçamento, a média da tensão passou a 6,5V; com 36mm a média foi ainda maior, alcançando 9,1V. Aumentando a amperagem para 6A, considerando a mesma sequência de espaçamentos, as médias, respectivamente, foram ainda mais altas, 6,4V, 9,1V e 11,9V. Os maiores valores foram obtidos com 8A onde com 36mm de espaçamento alcançou uma média de tensão de 13,9V.

Desta forma, de acordo com a Tabela 20, onde se observa todas as variações da tensão elétrica obtida durante a realização dos ensaios, pode se concluir que, quanto maior a amperagem e a distância entre os eletrodos, maior será a diferença de potencial existente.

Tabela 20: Tensão elétrica resultante em função da variação do espaçamento dos eletrodos

TENSÃO ELÉTRICA APLICADA NO EXPERIMENTO					
Fatores Experimentais			Espaçamento dos eletrodos (mm)		
			21	29	36
Amperagem da corrente elétrica (A)	4	1º ensaio	3,1 V	4 V	5,3 V
		2º ensaio	5,8 V	8,1 V	11,6 V
		3º ensaio	5,2 V	7,3 V	10,4 V
	Média de tensão elétrica aplicada		4,7 V	6,5 V	9,1 V
	6	1º ensaio	3,8 V	5,5 V	7,6 V
		2º ensaio	7,9 V	11,3 V	14,5 V
		3º ensaio	7,6 V	10,6 V	13,8 V
	Média de tensão elétrica aplicada		6,4 V	9,1 V	11,9 V
	8	1º ensaio	4,8 V	7,3 V	10,2 V
		2º ensaio	8,1 V	12,5 V	16,2 V
		3º ensaio	7,9 V	11,3 V	15,4 V
	Média de tensão elétrica aplicada		6,9 V	10,4 V	13,9 V

A oscilação da densidade da corrente durante os primeiros sessenta segundos também impactou a tensão. No período de estabilização do sistema, a tensão sofreu uma elevação gradativa até alcançar uma constância, que se manteve durante a sequência do processo. O Apêndice A apresenta a Tabela C 1, onde é possível observar as variações, em porcentagem, da oscilação da tensão em função do tempo e da amperagem.

c) Condutividade

Na Tabela 21 são apresentados os resultados de condutividade de amostras de efluentes coletados com 6 dias de reuso (segundo ensaio) e com 11 dias de reuso (primeiro e terceiro ensaio), em função do tempo de tratamento na célula eletrolítica.

Tabela 21: Quadro comparativo de condutividade em função do espaçamento dos eletrodos em relação ao tempo de retenção na célula.

Quadro comparativo de condutividade											
Fatores Experimentais		Espaçamento dos eletrodos (mm)									
		21 (12 placas)			29 (10 placas)			36 (8 placas)			
Tempo de retenção na célula		20 min.	25 min.	30 min.	20 min.	25 min.	30 min.	20 min.	25 min.	30 min.	
Condutividade (mS)	4A	1º ensaio	2.214	2.212	2.209	2.274	2.237	2.237	2.309	2.288	2.266
		2º ensaio	1.006	977,5	958,9	949,5	926,9	891,9	956,4	916,6	898,2
		3º ensaio	1.483	1.469	1.457	1.464	1.465	1.448	_____	_____	_____
	6A	1º ensaio	2.225	2.210	2.170	2.275	2.215	2.193	2.283	2.248	2.207
		2º ensaio	917,4	887,5	875,5	889,2	877,8	858,5	942,2	915,2	897,0
		3º ensaio	1.460	1.429	1.402	1.439	1.413	1.382	1.494	1.477	1.480
	8A	1º ensaio	2.220	2.166	2.152	2.202	2.165	2.156	2.225	2.177	2.146
		2º ensaio	870,9	839,5	819,9	899,9	888,1	859	_____	_____	_____
		3º ensaio	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____

No terceiro ensaio não foram registrados todos os valores devido a divergências ocorridas nas medições, optando-se por descartar os dados. Ao analisar as alterações da condutividade no mesmo efluente em função da redução no número de placas, constatou-se que quanto menor o número de placas no processo maior foi a condutividade no meio. O mesmo efluente ao ser tratado com diferentes amperagens registrou condutividades muito próximas. As variações não geraram alterações significativas, podendo-se concluir que este não era o fator preponderante para a melhora da condutividade no meio.

Apesar da similaridade das condições do efluente no tanque de lavagem, as características do efluente refletiram diretamente na condutividade. No primeiro ensaio foram registrados os maiores índices e, independente da amperagem aplicada, os resultados foram sempre melhores.

Considerando a aplicação de 12 eletrodos, a redução em média da condutividade do primeiro para o segundo ensaio foi de aproximadamente 50%, diminuindo pela metade a eficiência na condução da energia pelo meio. Comparando primeiro com o terceiro ensaio, a redução da condutividade foi menor, cerca de 35%, o que gera uma menor eficiência na transferência de energia pelo meio, podendo afetar o tempo das reações no eletrólito.

Ao retirar dois eletrodos, um anodo e um catodo, a redução em média da condutividade do primeiro para o segundo ensaio foi maior, cerca de 60%, mantendo o mesmo percentual em relação aos outros ensaios. Com oito eletrodos os índices registrados mantiveram o mesmo percentual, ou seja, a redução da condutividade em relação ao primeiro ensaio manteve-se em aproximadamente 60% em todas as amperagens.

Desta forma, pode-se concluir que o efluente utilizado no primeiro ensaio indica uma presença maior de resíduos retidos em relação aos outros. A diferença no período de tratamento do efluente no tanque também altera de forma significativa a condutividade, pois, no mesmo efluente, após os 30 minutos, constatou-se uma diminuição da condutividade, independentemente do número de eletrodos ou da amperagem.

No Apêndice B é possível analisar a redução da condutividade a partir de seu oposto a resistividade, conforme apresentado na Tabela D 1, onde é possível observar o comparativo da resistividade em função do espaçamento dos eletrodos em relação ao tempo de retenção.

Desta forma o procedimento hoje utilizado na empresa, de troca de água a cada duas semanas, mostra-se favorável a aplicação do sistema eletrolítico, pois o efluente demonstrou boa concentração de sólidos, apesar das variações em função dos lotes, resultando em uma condutividade que favorecem a transferência de energia entre os eletrodos, propiciando a existência das reações eletrolíticas.

d) Inversão da Polaridade da Tensão nos Eletrodos

Conforme WIENDL (1998), a reação entre átomos da superfície de um metal e o eletrólito ao receber uma carga elétrica pode gerar, através da presença de oxigênio e/ou outras substâncias oxidantes fixadas sobre a superfície metálica, uma película ocasionando a passivação dos eletrodos. Nas primeiras análises, sem o procedimento de inversão de polaridade, provavelmente ocorreu a formação da película sobre os anodos, o que favoreceu a deposição de materiais sobre as placas enquanto o catodo sofreu oxidação, conforme pode ser observado na Figura 31.

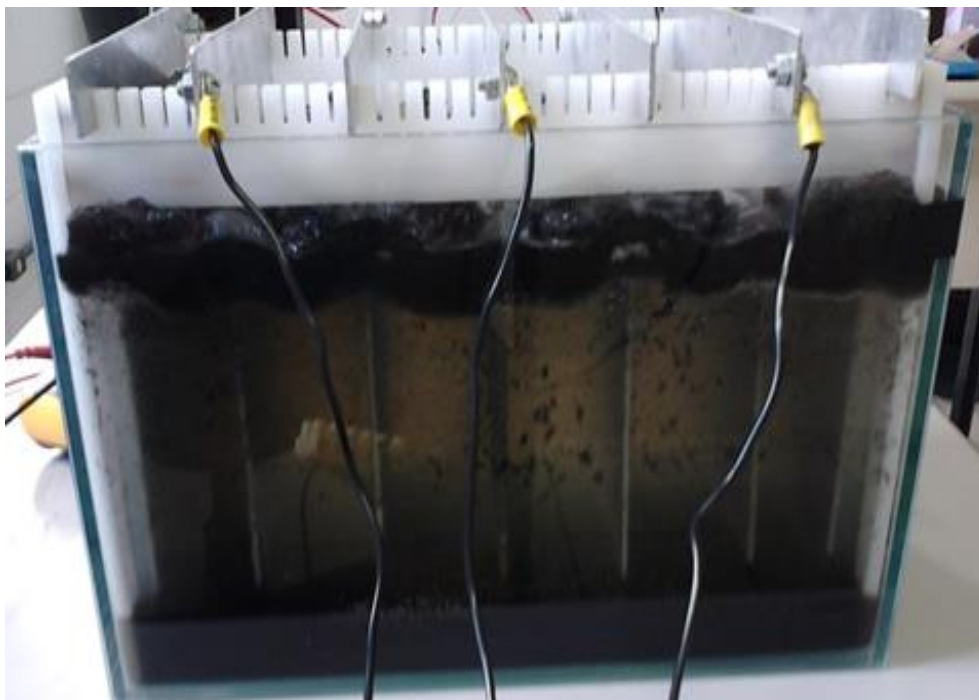


Figura 31: Eletrodos e solução eletrolítica sem inversão de polaridade aos 30 minutos de retenção na célula

Com a passivação gerada pelo acúmulo de material, a remoção de resíduos foi menos eficaz e com o mesmo tempo máximo de processo estipulado (e aplicado para os eletrodos de ferro), cerca de 30 minutos, ainda era possível observar a presença um volume de material floculado intenso disperso na célula.

Após a implantação dos equipamentos responsáveis pela inversão de polaridade a cada cinco minutos, aos 20 minutos o efluente já estava visivelmente limpo. Essa melhora no tempo se deve ao fato da inversão manter os eletrodos limpos durante todo o processo, melhorando assim a sua eficiência. Pode-se observar na Figura 32 que, aos 15 minutos de processo, havia pouco material disperso na célula, sem acúmulo de material sobre a superfície do eletrodo.

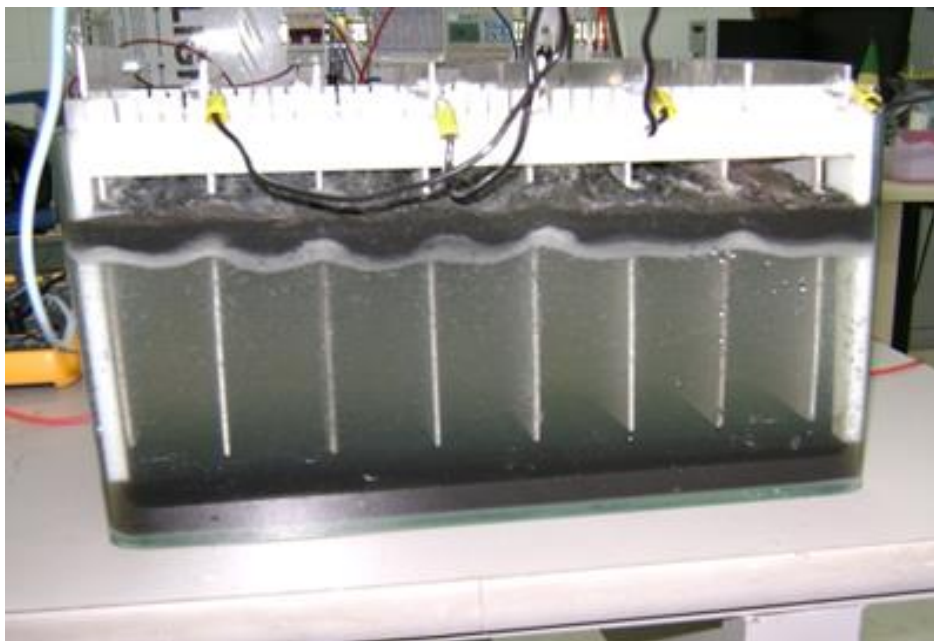


Figura 32: Eletrodos sem resíduos aderentes - com inversão de polaridade aos 15 minutos de processo

Com a inserção da inversão de polaridade no sistema elétrico todas as placas passam, em algum momento do processo, a atuar como anodos. A película formada sobre a superfície dos eletrodos é menos espessa, facilitando o arraste das partículas após serem desprendidas. A retirada de material se tornou mais evidente: aos 25 minutos, foi possível visualizar um efluente mais claro e com menor volume de material suspenso, conforme pode ser observado na Figura 33.

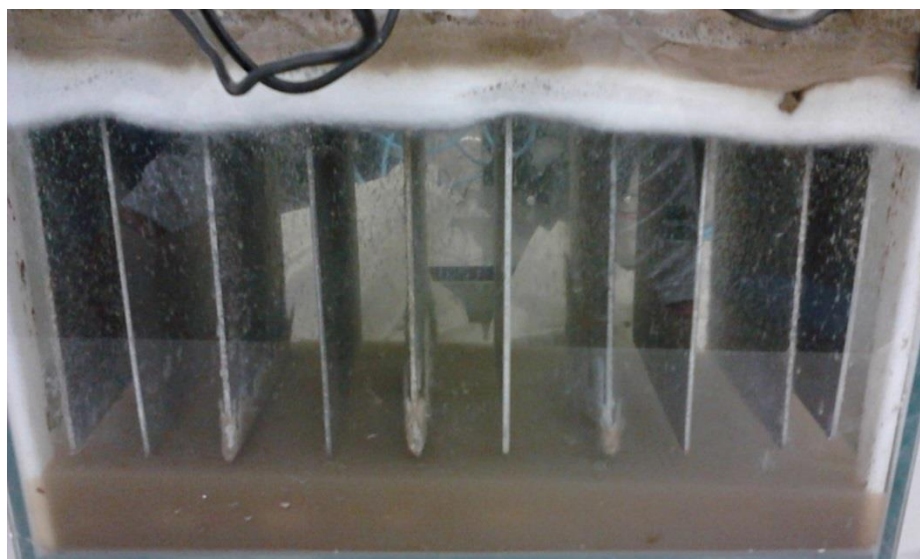


Figura 33: Eletrodos e solução eletrolítica com aplicação da inversão de polaridade aos 25 minutos de retenção na célula

O uso de alumínio como um anodo de sacrifício propiciou a formação de coagulantes no efluente, mostrando-se efetiva na diminuição do material suspenso. A vantagem da inversão de polaridade também pode ser notada na manutenção do reator, pois a limpeza ficou mais fácil devido a menor quantidade de resíduos nas placas.

As partículas suspensas foram retidas com uma filtragem complementar. Abaixo a Figura 34 mostra o efluente, coletado após 20 minutos na célula eletrolítica, depois de filtrado em papel filtro qualitativo. Observa-se pela Figura a melhora do efluente, e que a redução dos sólidos apresentadas nas Tabela 22 e 23 e Tabela 24 e 25, do item 5.5.3 a seguir, dentro dos parâmetros adotados na célula eletrolítica, demonstraram ser suficientes para a retirada de sólidos do efluente.

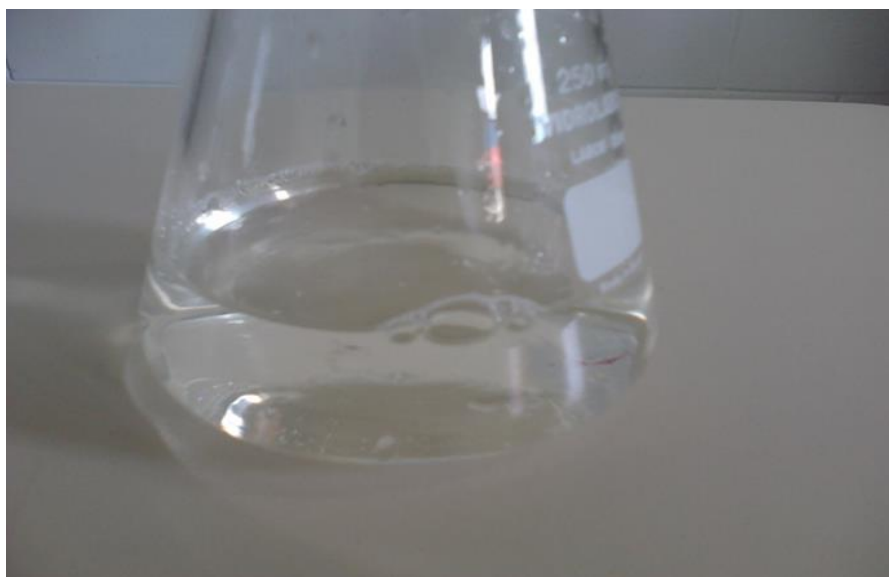


Figura 34: Amostra do efluente tratado por eletrólise com 20 minutos de retenção hidráulica, após filtragem em papel filtro qualitativo, 80 g/m², porosidade 3 micras, cinzas 0,5%

5.5.3 Diagnóstico do efluente pós tratamento

Na primeira etapa foram realizados novos ensaios com 4 e 6 amperes, com as três diferentes distancias aplicadas entre os eletrodos, avaliando a massa de sólidos antes e após a aplicação do processo eletrolítico. Avaliados os resultados obtidos, foi realizada a segunda etapa, uma nova análise com o conjunto de parâmetros que foram considerados os melhores, visando uma caracterização mais detalhada.

A. Primeira etapa

Na Tabela 22 foram estruturados os dados obtidos das medições aos 15 minutos de processo até o limite de 25 minutos de retenção, com 4 A, com a tensão resultante, nas duas distâncias estabelecidas para os eletrodos, apresentando a redução das massas de sólidos, em suas diferentes formas, perante os valores obtidos com o efluente bruto. A Tabela 23 apresenta os mesmos resultados na forma de redução percentual em relação aos valores do efluente bruto.

Tabela 22: Variação da massa retida (g/L), por tipo de sólidos devido a variação do número de eletrodos em função do tempo na célula eletrolítica, aplicando 4 amperes

Fatores Experimentais		Efluente bruto	8 placas 4A - 11,7 V			10 placas 4A - 6,2 V			12 placas 4A - 4,4 V		
Tempo de retenção (minutos)			15	20	25	15	20	25	15	20	25
Massa retida por tipo de sólidos (g/L)	Sólidos totais	2,2493	1,4787	1,4987	1,4827	1,6573	1,6600	1,6040	1,5453	1,5253	1,5627
	sólidos totais voláteis	1,2947	0,5947	0,6187	0,5840	0,8320	0,8040	0,8320	0,7120	0,6387	0,6320
	Sólidos totais fixos	0,9547	0,8840	0,8800	0,8987	0,8253	0,8560	0,7720	0,8333	0,8867	0,9307
	Sólidos dissolvidos totais	1,6333	1,3707	1,3373	1,3680	1,5053	1,5053	1,4920	1,3573	1,3773	0,8880
	Sólidos dissolvidos voláteis	0,8120	0,5213	0,5480	0,5707	0,7267	0,7627	0,7787	0,5893	0,5947	0,3880
	Sólidos dissolvidos fixos	0,8213	0,8493	0,7893	0,7973	0,7787	0,7427	0,7133	0,7680	0,7827	0,5000
	Sólidos suspensos totais	0,8173	0,1320	0,0827	0,0960	0,3747	0,2480	0,3240	0,2467	0,2560	0,2947
	Sólidos suspensos voláteis	0,5547	0,0160	0,0160	0,0293	0,2453	0,1320	0,1933	0,0880	0,0640	0,0693
	Sólidos suspensos fixos	0,2627	0,1160	0,0667	0,0667	0,1293	0,1160	0,1307	0,1587	0,1920	0,2253

Tabela 23: Porcentagem de redução da massa retida aplicando 4A, por tipo de sólido em comparativo com o efluente bruto.

Fatores Experimentais		8 placas 4A - 11,7 V			10 placas 4A - 6,2 V			12 placas 4A - 4,4 V		
Tempo de retenção (minutos)		15	20	25	15	20	25	15	20	25
Porcentagem de redução por tipo de sólidos (%)	Sólidos totais	34	33	34	26	26	29	31	32	31
	Sólidos totais voláteis	54	52	55	36	38	36	45	51	51
	Sólidos totais fixos	7	8	6	14	10	19	13	7	3
	Sólidos dissolvidos totais	16	18	16	8	8	9	17	16	46
	Sólidos dissolvidos voláteis	36	33	30	11	6	4	27	27	52
	Sólidos dissolvidos fixos	3	4	3	5	10	13	6	5	39
	Sólidos suspensos totais	84	90	88	54	70	60	70	69	64
	Sólidos suspensos voláteis	97	97	95	56	76	65	84	88	87
	Sólidos suspensos fixos	56	75	75	51	56	50	40	27	14

Observa-se pelas Tabelas que, após 15 minutos de funcionamento com 4 amperes e 8 eletrodos, a redução na massa de sólidos totais foi a maior, porém fornecendo resultados menos de 1% superiores à mesma solução que ficou retida até os 25 minutos.

A diferença mais significativa foi nos sólidos suspensos totais, comparando os dois tempos, aos 25 minutos a redução na massa foi maior, foi mensurada em aproximadamente 0,0960 g/L, cerca de 25% menos sólidos que o mensurados aos 15 minutos, com 0,1320 g/L. Apesar da proximidade dos dados, considerou-se os resultados obtidos aos 25 minutos melhores, apesar da diferença no tempo resultar em um consumo maior de energia.

O Tempo de tratamento ou de detenção hidráulica não representou correlação direta com a redução de sólidos, considerando as massas de sólidos encontradas aos 15 minutos em relação as massas mensuradas aos 25 minutos, em todos os ensaios, o percentual de variação não excedeu 1,5%.

Ao distanciar os eletrodos a eficiência melhora devido ao aumento da tensão. A maior diferença de potencial existente entre as placas foi relatada com oito placas e 11,7 V. Aumentando o número de eletrodos ocorre uma redução significativa na tensão.

Um segundo conjunto de experimentos avaliou os resultados obtidos na redução de sólidos aplicando 6 amperes, com a tensão resultante, considerando as duas distancias aplicadas entre os eletrodos. A Tabela 24 remete aos dados obtidos a partir dos quinze minutos, de cinco em cinco, até o limite de 25 minutos das massas de sólidos de todos os ensaios. A Tabela 25 apresenta os mesmos resultados na forma de redução percentual em relação aos valores do efluente bruto.

Tabela 24: Variação da massa retida (g/L), por tipo de sólidos devido a variação do número de eletrodos em função do tempo na célula eletrolítica, aplicando 6 amperes

Fatores Experimentais		Efluentes bruto	12 placas 6A - 7 V			10 placas 6A - 9,6 V		
Tempo de retenção na célula			15	20	25	15	20	25
Massa retida por tipo de sólidos (g/L)	Sólidos totais	2,2493	1,6427	1,5613	1,4493	1,4480	1,5133	1,4893
	sólidos totais voláteis	1,2947	0,8813	0,7573	0,5533	0,6280	0,6587	0,6640
	Sólidos totais fixos	0,9547	0,7613	0,8040	0,8960	0,8200	0,8547	0,8253
	Sólidos dissolvidos totais	1,6333	1,2733	1,2600	1,2227	1,3133	1,2000	1,2160
	Sólidos dissolvidos voláteis	0,8120	0,6493	0,6373	0,5027	0,5853	0,5493	0,5253
	Sólidos dissolvidos fixos	0,8213	0,6240	0,6227	0,7200	0,7280	0,6507	0,6907
	Sólidos suspensos totais	0,8173	0,2227	0,2707	0,2560	0,2747	0,2907	0,0313
	Sólidos suspensos voláteis	0,5547	0,0787	0,1053	0,0867	0,1267	0,1133	0,1440
	Sólidos suspensos fixos	0,2627	0,1440	0,1653	0,1693	0,1480	0,1773	0,1573

Tabela 25: Porcentagem de redução da massa retida aplicando 4A, por tipo de sólido em comparativo com o efluente bruto

Fatores Experimentais		12 placas 6A - 7 V			10 placas 6A - 9,6 V		
Tempo de retenção (minutos)		15	20	25	15	20	25
Porcentagem de redução por tipo de sólidos (%)	Sólidos totais	27	31	36	36	33	34
	Sólidos totais voláteis	32	42	57	51	49	49
	Sólidos totais fixos	20	16	6	14	10	14
	Sólidos dissolvidos totais	22	23	25	20	27	26
	Sólidos dissolvidos voláteis	20	22	38	28	32	35
	Sólidos dissolvidos fixos	24	24	12	11	21	16
	Sólidos suspensos totais	73	67	69	66	64	63
	Sólidos suspensos voláteis	86	81	84	77	80	74
	Sólidos suspensos fixos	45	37	36	44	32	40

Os resultados indicam praticamente a mesma capacidade de redução da massa de sólidos totais nos dois ensaios. O melhor resultado que foi alcançado com 10 placas, aos 15 minutos, com massa resultante em 1,4480 g/L. A diferença em relação ao melhor resultado obtido com 12 placas, aos 25 minutos, foi de aproximadamente 0,09%.

O diferencial fica por conta do consumo de energia elétrica, quanto maior o tempo de tratamento maior será o gasto, além de comprometer de forma significativa a

durabilidade do eletrodo, pois quanto maior o tempo de reação maior será a perda de elétrons, diminuindo o tempo de vida do equipamento.

Avaliando as alterações das massas quanto a redução dos sólidos dissolvidos totais, a diferença entre os dois ensaios foi de cerca de 7%. Os sólidos dissolvidos voláteis a diferença de redução, em percentual, dos dois ensaios é de aproximadamente 16%, os fixos se mantiveram muito próximos, podendo ser considerada irrisória, pois ficou em torno de 1%.

A diferença registrada nos sólidos suspensos voláteis, mostra um aumento na redução dos sólidos no processo que utilizou com 12 eletrodos em relação ao realizado com 10 de mais de 8%. Uma melhora que deve ser levada em conta quando o problema e ser sanado for afetado por este fator, em contrapartida nos suspensos fixos a diferença na redução de sólidos entre os dois ensaios foi maior aproximadamente 22% no ensaio que utilizou 10 eletrodos.

Tomando como base a massa de sólidos do efluente bruto, a Tabela 26 confronta os melhores resultados obtidos nas duas amperagens.

Tabela 26: Comparativo dos melhores resultados obtidos na redução da massa de sólidos com 4 e 6 amperes em relação ao efluente bruto

Fatores Experimentais		Efluente bruto	8 placas 4A - 11,7 V	Porcentagem de redução bruto/4A	12 placas 6A - 7 V	Porcentagem de redução bruto/6A
Tempo de retenção na célula			25		25	
comparativo de retenção por massa (g/L) e porcentagem (%)	Sólidos totais	2,2493	1,4827	34	1,4493	36
	sólidos totais voláteis	1,2947	0,5840	55	0,5533	57
	Sólidos totais fixos	0,9547	0,8987	6	0,8960	6
	Sólidos dissolvidos totais	1,6333	1,3680	16	1,2227	25
	Sólidos dissolvidos voláteis	0,8120	0,5707	30	0,5027	38
	Sólidos dissolvidos fixos	0,8213	0,7973	3	0,7200	12
	Sólidos suspensos totais	0,8173	0,0960	88	0,2560	69
	Sólidos suspensos voláteis	0,5547	0,0293	95	0,0867	84
	Sólidos suspensos fixos	0,2627	0,0667	75	0,1693	36

Quando considerada a massa dos sólidos totais os resultados foram muito próximos, porém ao classificar os sólidos em suas diferentes formas, percebe-se que cada amperagem foi mais efetiva em um determinado fator.

Quando aplicada na célula eletrolítica 4 amperes os melhores resultados foram obtidos nos sólidos suspensos totais, fator estabelecido na Resolução Conama nº 430 (BRASIL, 2011). Os sólidos suspensos voláteis foram retirados em quase sua totalidade e os suspensos fixos obtiveram um alto índice de melhora. Com 6A os resultados também foram satisfatórios, porém menos eficaz que os do outro ensaio.

Em relação aos sólidos dissolvidos totais os melhores resultados foram obtidos ao aplicar 6 amperes, sendo que em todas as suas formas (voláteis e fixos) foram mais efetivos na redução do que os percentuais encontrados com 4A.

Para a selecionar a amperagem e a distância dos eletrodos é necessário avaliar qual a prioridade quanto a destinação final do efluente. Dessa forma, ambos são passíveis de serem aplicados, a diferença encontra-se em qual tipo de sólido se caracteriza o problema a ser sanado. Assim, considerou-se que o conjunto de parâmetros que forneceu o melhor resultado foi o de 6 A, 7V, 12 placas por 25 minutos, por terem sido superiores na remoção de sólidos totais e, em especial, de sólidos dissolvidos, que apresentam tratamento geralmente mais difícil que os suspensos, quesito que esse conjunto de parâmetros não forneceu os melhores resultados.

B. Segunda etapa

Em relação a remoção de sólidos os melhores resultados foram obtidos ao submeter o efluente a 6 A, 7 Volts, com 12 eletrodos e tempo de retenção de 25 minutos. Como já comentado na seção 4.5.3, nova análise foi realizada submetendo o efluente a estes parâmetros e, após o término do tratamento eletrolítico, seis litros do material foram coletados e enviados para análise. No Apêndice C e D podem ser observados os laudos.

Na Tabela 27 realizado é apresentado o comparativo entre os resultados obtidos no efluente bruto com o efluente pós eletrólise, confrontando com os parâmetros estabelecidos pelo Decreto 8468/76 (SÃO PAULO, 1976) e pela Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011).

Tabela 27: Análise comparativa dos resultados obtidos no efluente bruto com o efluente pós eletrólise, confrontando com Decreto 8468/76 e Resolução CONAMA nº 430/2011

PADRÕES DE LANÇAMENTOS				
Parâmetro	Concentrações máximas			
	Laboratório RMOC		Decreto nº 8468/76*	Resolução Nº 430/11
	Efluente bruto	Efluente pós tratamento		
Alumínio total - mg/L	41,63	12,50	-----	-----
Arsênio total - mg/L	0,014	<0,003	0,2	0,5
Bário total - mg/L	0,21	<0,05	5,0	5,0
Cádmio total - mg/L	0,002	<0,001	0,2	0,2
Chumbo total - mg/L	0,072	<0,005	0,5	0,5
Cobre total - mg/L	1,265	0,005	1,0	-----
Cobre dissolvido mg/L	-----	-----	-----	1,0
Cromo Total - mg/L	0,072	<0,007	5,0	-----
Cromo hexavalente mg/L	-----	-----	-----	0,1
Cromo trivalente mg/L	-----	-----	-----	1,0
Demanda Bioquímica de Oxigênio - mg/L	50	23	5	Remoção mín. 60% *1
Demanda Química de Oxigênio Total -	347	32	-----	-----
Estanho total - mg/L	-----	<0,03	4,0	4,0
Ferro total - mg/L	39,46	0,08	-----	-----
Ferro solúvel (Fe2+) - mg/L	-----	-----	15,0	15,0
Manganês total - mg/L	0,77	<0,02	-----	-----
Manganês solúvel (Mn2+) - mg/L	-----	-----	1,0	1,0
Mercurio total - mg/L	0,00069	<0,0005	0,01	0,01
Níquel total - mg/L	-----	<0,005	2,0	2,0
Óleos e Graxas - mg/L	16,4	13,6	-----	-----
Óleos minerais - mg/L	-----	-----	-----	Até 20
Óleos vegetais e gorduras animais - mg/L	-----	-----	-----	Até 50
Prata total - mg/L	-----	<0,004	0,02	0,1
Selênio total - mg/L	<0,003	<0,003	0,02	0,30
Sódio total - mg/L	37,1	36,9	-----	250
Sólidos Sedimentáveis - mL/L	0,4	<0,1	Até 1,0	Até 1,0
Sólidos Suspensos Totais - mg/L	870	58,0	-----	-----
Materiais flutuantes	-----	-----	-----	Ausência
Temperatura da Amostra - °C	23	25,7	Inferior a 40°C	Inferior a 40°C
Zinco total - mg/L	1,46	<0,05	5,0	5,0
Fluoreto - mg/L	-----	-----	-----	10,0
pH	6,98	6,02	Entre 5,0e 9,0	Entre 5,0e 9,0

O efluente bruto apresentou no momento da coleta, uma temperatura 23°C e seu pH era 6,98. Após a submissão durante 25 minutos a uma corrente contínua de seis

amperes, a temperatura subiu para 25,7°C e o pH passou à 6,02, mantendo-se dentro dos parâmetros estabelecidos pela legislação (BRASIL, 2011).

Embora não conste das legislações de despejo, o teor de alumínio foi medido pelo receio de que o tratamento com eletrodos deste metal acrescentasse alumínio à água. De acordo com a legislação do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011b), para águas de abastecimento se admite um máximo de 0,2 mg/L de alumínio. De acordo com o estabelecido pela CONAMA, através da Resolução n° 357 de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), para descarte a ser realizado em manancial na classe 1 e 2, o limite máximo admitido é deste metal é 0,1 mg/L, para a classe 3 o limite passa a 0,2 mg/L.

A concentração de alumínio antes e após o tratamento encontrou-se muito acima do determinado pela legislação. Foi possível observar a corrosão do eletrodo na área em contato com o efluente, pois foram observadas rugosidades na superfície delineando o local de reação. Ainda, notou-se um acúmulo na espuma de material esbranquiçado nos ensaios onde foram aplicadas amperagens maiores.

Apesar da corrosão do eletrodo, ocorreu uma melhora nos índices encontrados após o tratamento, em relação aos do efluente bruto. Apesar da redução gerada pelo processo não ter sido suficiente para enquadrar o efluente nos limites determinados, a redução do teor deste metal foi de aproximadamente 70%. Para alcançar o valor exigido pela legislação, a solução é realizar novos ensaios ajustando a tensão e a amperagem visando alcançar uma maior eficiência sobre este fator.

O cobre total se encontrava acima do estabelecido pela legislação, onde de acordo com o Decreto n° 8468/76 o limite máximo admitido para descarte de efluentes é de 1,00 mg/L e o efluente bruto encontrava-se com 1,265 mg/L, ao aplicar a eletrólise passou a 0,005 mg/L, uma redução de mais de 99%

Outros parâmetros sofreram, após o tratamento, reduções significativas acima de noventa por cento, como o Chumbo, um metal pesado de difícil remoção, inicialmente o efluente apresentou 0,072 mg/L deste material, após a aplicação da carga elétrica foi medido um valor menor que 0,005mg/L, correspondendo a uma redução de mais de 93%, alcançando um indicador muito abaixo do exigido pela legislação.

O ferro total em todos os ensaios apresentou referenciais muito acima do estabelecido pela legislação. Nesta amostra foi mensurado em 39,46 mg/L, mais de duas vezes o valor médio de referência para ferro solúvel que é de 15mg/L. O valor elevado foi constatado nas análises primárias do efluente, com um índice ainda maior que o diagnosticado neste ensaio, caracterizando como um problema constante do efluente. A eletrólise possibilitou uma redução de mais de 99%, alcançando um valor de 0,08 mg/L, sanando o problema.

Em alguns parâmetros as reduções não foram tão expressivas, como o Sódio total que a redução foi de menos de 1% e o selênio total não sofreu interferência do processo, manteve-se constante, o mesmo valor mensurado no efluente bruto foi constatado pós o processo, em menos de 0,003 mg/L.

Apesar de não referenciada na legislação, a DQO, após a eletrólise foi reduzida foi reduzida em mais de 90%. Na demanda bioquímica de oxigênio, o processo não foi suficiente para enquadrar este parâmetro a legislação de acordo com o Decreto nº 8468/76, em qualquer amostra, não pode ultrapassar 5 mg/l, no efluente bruto foi constatado 50 mg/L, após o tratamento ocorreu uma redução de mais de 50%, ainda sendo necessário uma intervenção complementar para o enquadramento necessário.

A análise dos Sólidos Suspensos Totais vem corroborar com os resultados dos ensaios realizados no laboratório da Unesp, mantendo altos os níveis de redução encontrados nas análises apresentadas na 27, com índice de redução de mais de 93%.

Os sólidos sedimentáveis apresentam-se dentro dos parâmetros da legislação de até 1 mL/L. O sólidos no efluente bruto foram reduzidos em mais de 97%, o valor após tratamento encontram-se significativamente inferior ao exigido pela legislação, caracterizando pequena presença de material em suspensão, ou seja, passível de ser removido apenas com a sedimentação. A Tabela 28 apresenta os resultados de sólidos sedimentáveis para as duas amostras.

Tabela 28: Análise comparativa dos resultados obtidos de sólidos sedimentáveis

	Efluente bruto	Após eletrólise	Resolução Nº 430/11
Sólidos sedimentáveis	0,4mL/L	<0,01 mL/L	1 mL/L

De uma forma geral os resultados se apresentaram favoráveis, dos 23 parâmetros inicialmente cinco parâmetros se encontravam fora do estabelecido pela legislação, o dos metais o Alumínio, o cobre total e o ferro, e também a DBO, a DQO. Após a realização do processo eletrolítico, somente dois não se enquadraram de acordo com a legislação. Apesar de sofrerem reduções significativas em relação ao mensurado inicialmente, caso específico do Alumínio e da DBO. Outros dois parâmetros não foram alterados pelo processo, o Selênio e o Sódio, que se mantiveram nos mesmos indicadores inicialmente mensurados.

Considerando por progressão de remoção, quatro parâmetros sofreram reduções inferiores a 30%, o mercúrio, óleos e graxas, a temperatura e o pH. O cádmio e a DBO foram reduzidas em aproximadamente 50%. Quatro indicadores ficaram com reduções entre 70 e 80%, sendo o alumínio, o Arsênio, o Bário e os sólidos sedimentáveis.

Todos os outros parâmetros foram reduzidos em mais de 90%, deixando os resultados finais muito abaixo do estabelecido pela legislação, dentre eles encontram-se o Chumbo, Cobre, Cromo, DQO, Ferro, Manganês, os Sólidos Suspensos Totais e o Zinco.

De acordo com Foyn (1964) na literatura os índices aproximados de remoção de sólidos suspensos foram de 87%, neste estudo o índice alcançou uma redução aproximada de 93%. A DBO foi um dos fatores que não alcançou um índice ideal sendo reduzida em 54%, na literatura a redução foi de aproximadamente 85%, como já citado anteriormente, torna-se necessário, caso esta seja a prioridade, adequar as condições do sistema ou integra-lo a outras formas de remoção.

Em detrimento aos outros fatores, os estudos anteriores obtiveram remoções médias de 84,9%, neste ensaio, descartando os que não sofreram alterações e fatores como temperatura onde a variação independe do processo, a média foi de 85,5%, mantendo a eficiência similar aos resultados de outros estudos. Os resultados atendem de forma satisfatória a proposta de redução dos contaminantes, conseguindo em função do perfil do efluente enquadrar a grande maioria dos parâmetros a necessidade legal, sendo um processo promissor para empresas de pequeno porte que atuam na recuperação deste tipo de material.

6 SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

Tendo em vista a continuidade dos estudos sobre o tratamento eletrolítico aplicado às águas residuais da lavagem de filmes plásticos, são apresentadas aqui algumas sugestões que possibilitam novas averiguações:

- Tendo em vista que as remoções foram altas, avaliar o tempo real que cada parâmetro necessita para ser reduzido, através da subdivisão do tempo total aplicado inicialmente;
- Realizar novos experimentos avaliando qual amperagem e/ou distância entre eletrodos demonstra maior eficiência sobre a redução do alumínio no efluente;
- Medir a presença de indicadores de contaminação no efluente, para analisar a influência do processo de coagulação, floculação e flotação eletrolítica na sua desinfecção.
- Testar novos formatos do reator eletrolítico comparando batelada com fluxo contínuo;
- Avaliar a viabilidade técnica e econômica, em função do consumo de energia, para a aplicação do tratamento eletrolítico no efluente de filmes plásticos, de acordo com a corrente elétrica aplicada e o volume de efluente a ser tratado, considerando como analogia os valores obtidos do consumo energético nos tratamentos biológicos,
- Analisar se a eletrólise gera toxicidade no efluente, no lodo e na espuma formada pelo tratamento, aprimorando uma forma de remoção e destinação ambientalmente correta dos resíduos.
- Analisar o grau de degradação dos eletrodos e sua efetiva influencia na composição final no efluente.

7 CONCLUSÕES

Com base nos dados experimentais deste estudo, os resultados obtidos indicaram que o processo eletrolítico, nas condições operacionais estudadas, possui potencial como tecnologia complementar para o tratamento de efluentes.

Dos parâmetros listados na Resolução Conama n° 430 (BRASIL, 2011) para reuso de efluentes, o estudo abrangeu resultados de 23 quesitos, sendo pH, sólidos totais, sólidos sedimentáveis, temperatura e fatores complementares como metais e fluoreto. Os resultados foram satisfatórios para todos os parâmetros investigados, apesar de alguns sofrerem reduções menos representativas.

Constatou-se que a boa qualidade do manancial gera pouca interferência sobre os resíduos depositados no tanque durante a lavagem, a quantidade de sólidos é baixa e os sedimentáveis com somente uma decantação podem ser removidos.

Em linhas gerais, os efluentes analisados neste estudo são resultantes da lavagem de matéria prima pós consumo, de diferentes origens, caracterizaram grande massa de sólidos totais, em suas diferentes formas, os sólidos sedimentáveis demonstraram boa resposta quando sua coleta for realizada após repouso, a decantação melhora o enquadramento do efluente.

Os ensaios constataram grande quantidade de matéria orgânica propiciando o aumento da condutividade. Nas análises onde ocorreu um maior tempo de retenção no tanque de lavagem, constatou-se melhores índices de condutividade, conseqüentemente uma maior massa de sólidos, nos períodos menores de retenção a condutividade sofreu uma redução significativa, vindo a corroborar sobre a influência do material orgânico na condução da eletricidade no meio.

As análises laboratoriais realizadas constataram que certos indicadores encontravam-se acima do estabelecido pela legislação. Parâmetros como ferro em alguns ensaios ficaram quase três vezes acima das concentrações máximas da legislação. No último ensaio após a realização do processo eletrolítico a redução deste metal alcançou mais de 99%, os parâmetros menos afetados pelo processo foram o mercúrio, que ainda foi reduzido em 27% e óleos e graxas com apenas 17%. Fora constatado que dois parâmetros não sofreram alterações, o Selênio e o Sódio, mantendo-se nos patamares inicialmente mensurados.

A utilização de eletrodos de alumínio causou a liberação de íons de alumínio no efluente, pela dissolução dos eletrodos durante a eletrólise. Essa liberação não acarreta problemas ambientais desde que a corrente, os eletrodos e o tempo de retenção do efluente sejam dimensionados de forma adequada. Após a otimização do tratamento, o teor de alumínio no efluente foi menor que o registrado para o efluente bruto, em aproximadamente 70%, porém ainda superior ao exigido por legislação.

O tempo de eletrólise que se mostrou ideal para a ocorrência das reações eletroquímicas foi de 25 minutos, os eletrodos reativos mostraram eficiência no sistema de batelada, agregando a esse material o baixo custo de aquisição e manutenção. O conjunto de parâmetros que forneceu o melhor resultado foi o de 6 A, 7V, 12 placas por 25 minutos, por terem sido superiores na remoção de sólidos totais e, em especial, de sólidos dissolvidos. Após sua aplicação dos cinco parâmetros se encontravam fora do estabelecido pela legislação, somente dois somente não alcançaram os limites estabelecidos, apesar de sofrerem reduções significativas, o Alumínio e da DBO.

Dos outros fatores analisados quatro parâmetros sofreram reduções inferiores a 30%, o mercúrio, óleos e graxas, a temperatura e o pH, dois foram reduzidos em aproximadamente 50%, o cádmio e a DBO e outros quatro ficaram com reduções entre 70 e 80%, sendo o alumínio, o Arsênio, o Bário e os sólidos sedimentáveis. Os outros fatores, o Chumbo, Cobre, Cromo, DBO, Ferro, Manganês, os Sólidos Suspensos Totais e o Zinco. Obtiveram uma redução de mais de 90%.

A tensão também se manteve estável mantendo sua eficiência durante todo o tempo de retenção da solução. A densidade de corrente gerada favoreceu o processo, ocorreu uma descarga de íons que propiciou a formação de flocos dentro da célula

eletrolítica. A inversão de polaridade melhorou a velocidade das reações, a retirada do acúmulo de sujeira sobre os eletrodos, pelo desprendimento do material, tornou o efluente mais claro em um menor tempo, porém ambos os eletrodos passam a ter as mesmas funções durante o processo, propiciando um desgaste maior do equipamento.

Uma das necessidades de aplicar qualquer tratamento sobre um efluente é enquadrá-lo conforme determina a legislação, o processo mostrou eficiência quanto ao seu enquadramento na legislação de reuso, para uma efetiva comprovação seria necessário realizar testes em escala piloto, possibilitando avaliar o consumo de energia elétrica do sistema proposto e o tempo efetivo de eletrólise numa rotina por se tratar de uma nova tecnologia aplicada neste tipo de efluente.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPLAST - Associação Brasileira da Indústria do Plástico. **Perfil plástico**. Indústria Brasileira de Transformação de Material Plástico. 2010. Disponível em: http://file.abiplast.org.br/download/estatistica/perfil_2010.pdf Acesso em: 05/10/2012.

ALEGRE, R.N. e DELGADILLO, S.A.M. **Uso da Eletrólise na Depuração de correntes Líquidas contendo Óleos e Graxas Emulsificados** (Parte II). Revista DAE, São Paulo - SP, n. 173, p.9-15, setembro-outubro-1993.b

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 th ed., American Public Health Association, Washington, 2005.

ARCANA, I. M.; SULAEMAN, A.; PANDIANGAN, K. D.; HANDOKO, A.; LEDYASTUTI, M. **Synthesis of polyblends from polypropylene and poly(R,S)- β -hydroxybutyrate, and their characterization**, Polym. Internat. v. 55, p. 435-440, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 13230: Embalagens e acondicionamentos plásticos recicláveis — Identificação e simbologia**. Publicação periódica Científica. 17/12/2008. Disponível em: <http://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=28397> Acesso em: 20/08/2012.

ATKINS, P. W. **Physical Chemistry**, 4^a ed. Editora Oxford, p 995. 1990.

BARRA, Guilherme M. O. et al. **Polyamide elastomer blends: properties and compatibilizer influence**. São Carlos, v. 13, n. 2, June 2003. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-14282003000200006&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 08 outubro 2013.

BORDONALLI, A.C.O.; MENDES, C.G.N. **Estudo de tratabilidade de águas de lavagem de plásticos contaminados com óleo lubrificante, visando reuso**. In: Seminário de Acompanhamento de Pesquisa em Saneamento e Ambiente 2. 2005, Campinas. **Anais...** Campinas: Universidade Estadual de Campinas.

BORDONALLI, A.C.O. **Reuso de água em indústria de reciclagem de embalagens plásticas: aspectos econômicos e ambientais em modelo de escala real**. Tese de Doutorado. Faculdade de Engenharia Civil. UNICAMP, 2007.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Novo código florestal brasileiro. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006;

revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm Acesso em: 06/10/2012.

BRASIL. **CONAMA Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646> Acesso em 03/12/2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Recursos Hídricos. Prioridades 2012 – 2015.** Agência Nacional de Águas – ANA. Brasília, 2011. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/161/_publicacao/161_publicacao16032012065259.pdf Acesso em: 06/10/2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria Nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011.** Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <http://www.caern.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/caern/arquivos/pdf/portaria-ms-2914.pdf> Acesso em: 20 set. 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria N.º 518, DE 25 DE MARÇO DE 2004** Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Disponível em: <http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>. Acesso em: 12/10/2010.

BRASIL. **CONAMA Resolução nº 357 de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/praias/res_conama_357_05.pdf. Acesso em: 24 mar. 2011.

BRASIL. **Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do Art. 21 da Constituição Federal, e altera o Art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989, alterada pela Lei nº 10.881, de 09 de junho de 2004. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/Institucional/Legislacao/leis/lei9433.pdf>. Acesso em: 02/03/2011.

BRASIL. **CONAMA RESOLUÇÃO Nº 20, de 18 de junho de 1986.** No uso das atribuições que lhe confere o art. 7º. Inciso IX, do Decreto 88.351, de 1º de junho de 1983, e o que estabelece a RESOLUÇÃO CONAMA Nº 003, de 5 de junho de 1984. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html> Acesso em: 03/12/2012

CANDIAN, Livia Matheus. **Estudo do polietileno de alta densidade para uso em elementos estruturais**. 2007. 152 p. Monografia (Mestrado em Engenharia de Estruturas) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

CAPRIO, MARCOS ANTÔNIO. "**Análise Energética do Processo Eletrolítico para Tratamento de Esgoto**", trabalho apresentado em disciplina de Alternativas Energéticas no Curso de Mestrado, UNICAMP, 1988.

CHEN, X., CHEN, G. E, YUE, P. L. **Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation**. Separation and Purification Technology, **19** (1-2), p. 65-76. 2000.

COMNINELLIS, C. **Electrocatalysis in the electrochemical conversion/combustion of organic pollutants for waste water treatment** - Electrochimica Acta, **39**, (11/12), p1857-1862. 1994.

COUTINHO, F. M.; MELLO, I. L.; MARIA, L. C. **Polietileno: Principais Tipos, Propriedades e Aplicações**. *Polímeros: Ciência e Tecnologia*, vol. 13, nº 1, p. 1-13, 2003.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Águas**. Rio de Janeiro, RJ, Ed. ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental), 1993, p.443.

FARIA, Adriano Uemura de. **Polihidroxibutirato (Phb) e da Blenda Pp/Phb (1:1) por Microrganismos de Rio Poluído e Efluente Bruto de Refinaria de Petróleo**. 2009. 53 p. Monografia (Mestre em Ciências Biológicas (Microbiologia Aplicada) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, São Carlos.

FENG, Y. J. E LI, X.Y. **Electro-catalytic oxidation of phenol on several metal-oxide electrodes in aqueous solution** - Water Research 37, p. 2399-2407, (2003).

FORLIN, F. J.; FARIA, J. A. **Considerações sobre a reciclagem de embalagens plásticas**. *Polímeros: Ciência e Tecnologia*, São Carlos, v.12, n.1, p. 1-10, 2002.

FOYN, E., **Removal of Sewag Nutrientes by Electrolytic Treatment**, Journal of Int'l Assoc. of Theoretical and Applied Limnology, 569, 1964.

GIACON, Rinaldo Luís. **Tratamento de Águas Residuárias da Industrialização de Frutas Cítricas Pelo Processo Eletrolítico**. 1993. 200p. Monografia (Mestrado em Engenharia Civil, Área de Concentração: Saneamento e Recursos Hídricos) Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

GOOGLE IMÁGENS. **Google Earth**, 2012. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/CUSTOMAREA/CRH/1/Mapa%20Diagnostic o.pdf> Acesso em: março, 2013.

GIORDANO, Gandhi; FILHO, Olavo Barbosa. **O processo eletrolítico aplicado ao saneamento ambiental de balneários**. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

HOLT, P. K., BARTON, G. W., WARK, M. E MITCHELL, C. A. **A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation** - Colloids and Surfaces A: physicochemical and engineering aspects, **211** (2 – 3), p. 233-248. 2002.

INDAC – Instituto Nacional para o Desenvolvimento do Acrílico. **Reciclagem de Plásticos no Brasil**. 2012. Disponível em: <http://www.indac.org.br/reciclagem-plastico-no-brasil.php> Acesso em: agosto 2012

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Secretaria de Planejamento, Orçamento e Coordenadoria da Presidência**, 2012. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapeamento_sistemático/topograficos/escala_50mil/pdf/tatui27653.pdf Acesso em: agosto 2012

JÜTTNER, K., GALLA, U. e SCHMIEDER, H. **Electrochemical approaches to environmental problems in the process industry**. Electrochimica Acta, 45, (15-16), 2000, p.2575-2594.

KIPPER, L. M. **Ações estratégicas sistêmicas para a rede sustentável de reciclagem de plásticos**. 2005. 243 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Faculdade de Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

KORYTA, J. e DVOŘÁK, J. **Principles of Electrochemistry**. John Wiley & Sons Ltd, 1987.

KOSOW, Irving L. **Máquinas Elétricas e Transformadores**. 15ª ed. São Paulo: Globo, 2005.

Li, X. Y. *et al.* **Electrochemical Wastewater Disinfection: Identification of Its Principal Germicidal Actions**. Journal of Environmental Engineering. Asce / October, 1221, 2004.

LIMA, Cristina. **Polímeros e Materiais Poliméricos: Manual Para o Professor**. 2010. Disponível em: <http://educa.fc.up.pt/ficheiros/noticias/69/documentos/108/Manual%20Pol%20A1meros%20e%20Materiais%20polimericos%20NV.pdf> Acesso em: 15/10/2012.

MANCINI, Sandro D. *et al.* **Influência do Tipo de Coleta (Comum ou Seletiva) na Reciclagem de Filmes de Poliolefinas Pós-consumo**. Polímeros: Ciência e Tecnologia. São Carlos, vol. 18, nº 4, p. 289-296, 2008.

MANCUSO, Pedro Caetano Sanches; SANTOS, Felício dos Santos. **Reuso de água**. Barueri, São Paulo: Manole, 2003.

TELLES, Dirceu D'Alkmin, GUIMARÃES, Regina Helena Pacca. **Reuso da Água: conceitos, teorias e práticas**. São Paulo: Blucher, 2007.

MIERZWA, J.C. **O uso racional e o reuso como ferramentas para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria** - estudo de caso da KODAC Brasileira. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MORAES, Peterson B. **Tratamento Físico Químico de Efluentes Líquidos. Tratamento Biológico de Efluentes Líquidos**. São Paulo: Universidade Estadual de Campinas – CESET, Curso Superior de Tecnologia em Saneamento Ambiental, 2008.

MUSTAFA, N. - **Plastics waste management: disposal, recycling and reuse**. New York: Marcel Dekker, 1993.

OTENIO, Marcelo Henrique *et al.* **Avaliação em escala laboratorial da utilização do processo eletrolítico no tratamento de águas**. *Quim. Nova*, Vol. 31, No. 3, 508-513, 2008

OTENIO, Marcelo Henrique *et al.* **Avaliação (em escala laboratorial) da aplicação do processo eletrolítico em efluente de lagoa de estabilização de esgoto urbano**. *Quim. Nova*, Vol. 33, No. 3, 557-561, 2010.

PELEGRINI, Fabricio de Araújo Pelegrini. **Moldagem por sopro: dependência e sincronia com outros processos**. Monografia (Trabalho de conclusão de curso) – Faculdade de Tecnologia de Sorocaba, São Paulo, 2012.

POLPRASERT, C.; SHARMA, K; KOOTTATEP, T. **Integrated Electro-chemical and Natural Treatment System for Industrial Water Pollution Control** *Water Science and Technology*. Vol. 52 (12): 1-8. 2005.

QUEIROZ, M.S, Mauro, C A, Ribeiro, C. e Abreu, E.S.V. **Processo eletrolítico: Uma Nova Tecnologia para Tratamento de Efluentes da Indústria do Petróleo**. In: 5º CONGRESSO BRASILEIRO DE PETRÓLEO, Rio de Janeiro, 1994.

RODRIGUES, Carmem Josefa Migueles. **Tratamento de Efluentes Líquidos na Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF): Avaliação da Aplicabilidade do Processo Eletrolítico**. 2008. 251p. Monografia (Mestrado em Engenharia Ambiental, Área de Concentração: Saneamento Ambiental) Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SANTOS, A.S. *et al.* **Tendências e desafios da reciclagem de embalagens plásticas**. *Polímeros: Ciência e Tecnologia*, v. 14, n.5, p.307-312, 2004.

SÃO PAULO. **CETESB Decreto n. 8.468, de 8 de setembro de 1976**. Aprova o Regulamento da Lei n. 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1976/decreto%20n.8.468,%20de%202008.09.1976.htm> Acesso em: 07/06/2012.

SOBRINHO, P.A. e ZIMBARDI, W. **Tratamento de Esgotos de áreas litorâneas por processo eletrolítico**. In: 13o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1987. São Paulo: Anais Editora ABES, Rio de Janeiro, 1987, v.2, tomo I, p.136-155.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e o tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005.

ROLIM, S. P. **Prós e Contras de Reciclar Plásticos**. Revista Plástico Moderno Online, 364. Disponível em: < <http://www.plasticomoderno.com.br>> Acesso em: 2010.

SINOTI, André Luiz Lopes. **Processo eletrolítico no tratamento de esgotos sanitários: estudo da sua aplicabilidade e mecanismos associados**. 2004, 154f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília.

TELLES, Dirceu D'Alkmin, GUIMARÃES, Regina Helena Pacca. **Reuso da Água: conceitos, teorias e práticas**. São Paulo: Blucher, 2007.

TELLES, Dirceu D'Alkmin, GÓIS, Josué Souza de. **Ciclo Ambiental da Água: da chuva em questão**. São Paulo: Blucher, 2013.

UNEP. **Clear production worldwide II**. Paris: Industry and Environment, 1995.

WELLS, Christopher. **Perfil de recicladora de plástico**. Rio de Janeiro: CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem, 2002. Disponível em: <http://www.bvsde.ops-oms.org/eswww/fulltext/repind59/prp/prp.html> Acesso em: 06/07/2012.

WIENDL, W.G. **Processo Eletrolítico no Tratamento de Esgotos Sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 1998, 368p.

ZANIN, M.; MANCINI, S.D. **Resíduos plásticos e reciclagem: Aspectos gerais e tecnologia**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 2004.

APÊNDICES

APÊNDICE A: Variação da Tensão elétrica em função do tempo e da amperagem.

Tabela C 1: Variação da Tensão elétrica em função do tempo e da amperagem aplicada

VARIAÇÃO DA TENSÃO ELETRICA												
		Tensão elétrica (V)							média de variação por amperagem (%)			
		1° ensaio		variação (%)	2° ensaio		variação (%)	3° ensaio			variação (%)	
		0 min	após 1 min		0 min	após 1 min		0 min				após 1 min
Alimentação em amperagem (A)	3,95	4,4 V		6,9	6,3 V		3,8	8,8 V		3,5	4,3	
	4		4,7 V			6,5 V						9,1 V
	5,95	6 V		6,7	8,8 V		3,5	11,5 V		3,5	4,1	
	6		6,4 V			9,1 V						11,9 V
	7,95	6,5 V		6,2	10 V		4,0	13,5 V		3,0	4,3	
	8		6,9 V			10,4 V						13,9 V
	Média de variação por ensaio (%)				6,6		3,8		3,3			

De acordo com a Tabela C 1, a a maior interferência sobre e tensão está relacionada ao perfil do efluente. Com a mesma amperagem a variação entre a tensão inicial e a final manteve-se na mesma porcentagem nos três ensaios, ou seja, a tensão sofre em média o mesmo percentual de variação nas três amperagens. Considerando os diferentes efluentes tratados a variação conjecturou divergências maiores. Esta oscilação está relacionada a concentração de sólidos, o primeiro ensaio não sofreu influência direta do período de chuva, os dois ensaios posteriores tiveram seu volume de sólidos alterados devido a mudança de características da água de abastecimento e pela diminuição o volume de sólidos da superfície do material pela exposição aos intempéries.

APÊNDICE B – Quadro comparativo da resistividade.



Tabela D 1: Quadro comparativo de resistividade em função do espaçamento dos eletrodos em relação ao tempo de retenção na célula.


Quadro comparativo de resistividade											
Fatores Experimentais		Espaçamento dos eletrodos (mm)									
		21 (12 placas)			29 (10 placas)			36 (8 placas)			
Tempo de retenção na célula		20 min.	25 min.	30 min.	20 min.	25 min.	30 min.	20 min.	25 min.	30 min.	
Resistividade (kΩ)	4A	1º ensaio	461,4	470,9	467,1	457,2	458,6	462,2	456,4	454,5	457,0
		2º ensaio	1.162	1.171	1.176	1.060	1.074	1.092	1.132	1.146	1.152
		3º ensaio	1.007	1.022	1.035	1.023	1.025	1.043	_____	_____	_____
	6A	1º ensaio	578,6	454,5	456,5	440,4	442,8	438,6	436,1	434,9	431,1
		2º ensaio	1.169	1.188	1.171	1.125	1.105	1.114	1.170	1.370	1.196
		3º ensaio	1.022	1.051	1.069	1.035	1.063	1.093	984,5	995,3	1.004
	8A	1º ensaio	443,5	422,3	435,8	432,5	422,5	414,7	421,7	420,1	413,2
		2º ensaio	1.143	1.155	1.158	1.116	1.131	1.128	_____	_____	_____
		3º ensaio	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____

Os valores de resistividade corroboram com os dados mensurados de condutividade, a proporcionalidade é mantida, nos ensaios onde a condutividade é maior proporcionalmente a resistividade apresenta-se com os menores indicadores.

ANEXOS

ANEXO A - Resultados das análises de amostragem de água residual com 11 dias de uso, coleta em 02/08/2012.

 sabesp	Divisão Controle Sanitário - RMOC Rua Adolfo Pardini n° 555 - CEP: 18610-250 - Jardim Paraíso - Botucatu	 CRL 0276																					
	RELATÓRIO DE ENSAIO N° RMOC 20548/12-A Versão 01																						
Número da amostra: 20548/12 Cliente: Tatui - Sabesp - Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Carlos Henrique Endereço: R 15 de Novembro, 1711, 2431 - Tatui - Tatui Tipo de Amostra: Efluente - Efluente Id. Pto: 201-ES-069 Data/horário de coleta: 02/08/2012 - 11:45 Chuvas: Não Coletor: Alvaro Adriano Camiato Procedência: 201-ES-069 Est Municipal de Tatui Reciplast Tatui Com de Plásticos Ltda Rancho Canaã B. Secura-Bairro Am Valor de Referência: Decreto 8468 - Artigo 18																							
<table border="1"> <thead> <tr> <th>Ensaio</th> <th>Resultado</th> <th>Valor de Referência</th> <th>Unidade de Medida</th> <th>Método</th> <th>Data</th> <th>Sala</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Fluoreto</td> <td>0,4</td> <td>-</td> <td>mg/L</td> <td>Potenciométrico / SMEWW - 4500-F C</td> <td>06/08/12</td> <td>RM-FQ</td> </tr> <tr> <td>pH</td> <td>6,6</td> <td>-</td> <td>pH</td> <td>Eletrométrico / SMEWW - 4500-H+ B</td> <td>02/08/12</td> <td>RM-CAMP O</td> </tr> </tbody> </table>	Ensaio	Resultado	Valor de Referência	Unidade de Medida	Método	Data	Sala	Fluoreto	0,4	-	mg/L	Potenciométrico / SMEWW - 4500-F C	06/08/12	RM-FQ	pH	6,6	-	pH	Eletrométrico / SMEWW - 4500-H+ B	02/08/12	RM-CAMP O		
Ensaio	Resultado	Valor de Referência	Unidade de Medida	Método	Data	Sala																	
Fluoreto	0,4	-	mg/L	Potenciométrico / SMEWW - 4500-F C	06/08/12	RM-FQ																	
pH	6,6	-	pH	Eletrométrico / SMEWW - 4500-H+ B	02/08/12	RM-CAMP O																	
Observações: Este Relatório só deve ser reproduzido completo. Reprodução de partes requer aprovação escrita do laboratório. Os resultados apresentados neste relatório aplicam-se somente a amostra entregue no laboratório. Os valores da estimativa de incerteza de medição estão disponíveis no Laboratório e serão fornecidos ao cliente sempre que solicitado.																							
Endereço dos Laboratórios Botucatu - Jardim Paraíso - Rua Adolfo Pardini n° 555 CEP: 18610-250 RM-CAMPO - Laboratório CAMPO RM-EFL - Laboratório Efluentes RM-FQ - Laboratório Físico / Químico RM-HCP - Laboratório Espectroscopia																							
Legendas e Informações SMEWW - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater Os métodos utilizados estão aprovados no INMETRO e / ou de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21 edição de AWWA.																							
 Téoiloio Guimarães Oliveira CRQ 04432440 Eno. Coleta Matr. 860386	 ENG Engenheiro Químico Ana Luiza Silva CRQ 04331841 Gerente de Divisão Matr. 320888	Data 22/08/2012																					



Divisão Controle Sanitário - RMOc

Rua Adolfo Pardini nº 555 - CEP: 18610-250 - Jardim Paraíso -
Botucatu

sabesp

RELATÓRIO DE ENSAIO Nº RMOc 20548/12 Versão 01



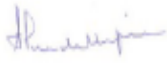

Número da amostra: 20548/12
 Cliente: Tatui - Sabesp - Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Carlos Henrique
 Endereço: R 15 de Novembro, 1711, 2431 - Tatui - Tatui
 Tipo de Amostra: Efuate - Efuate Id. Pto: 201-ES-069
 Data/horário de coleta: 02/08/2012 - 11:45 Chuvas: Não Coletor: Alvaro Adriano Camiato
 Procedência: 201-ES-069 Est Municipal de Tatui Reciplast Tatui Com de Plásticos Ltda Rancho Canaã B. Secura-Bairro Am
 Valor de Referência: Decreto 8468 - Artigo 18


Ensaio	Resultado	Valor de Referência	Unidade de Medida	Método	Data	Sala
Arsênio total	0,043	-	mg/L	ICP OES / SMEWW	15/08/12	RM-ICP
Bário total	0,405	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	15/08/12	RM-ICP
Cádmio total	0,008	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	15/08/12	RM-ICP
Chumbo total	0,374	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	15/08/12	RM-ICP
Cobre total	0,8589	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	15/08/12	RM-ICP
Cromo Total	0,086	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	15/08/12	RM-ICP
Demanda Bioquímica de Oxigênio	1450	-	mg/L	Respirométrico / SMEWW - 5210 D	13/08/12	RM-EFL
Demanda Química de Oxigênio Total	2916	-	mg/L	Colorimétrico Refluxo fechado / SMEWW - 5220 D	13/08/12	RM-EFL
Estanho total	0,1997	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	15/08/12	RM-ICP
Ferro total	42,250	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	15/08/12	RM-ICP
Manganês total	1,799	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	15/08/12	RM-ICP
Mercurio total	< 0,0005	-	mg/L	ICP OES / SMEWW	15/08/12	RM-ICP
Níquel total	0,0234	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	15/08/12	RM-ICP
Óleos e Graxas	170,0	-	mg/L	Extração Soxhlet / SMEWW - 5520 D	21/08/12	RM-EFL
Prata total	<0,001	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	15/08/12	RM-ICP
Selênio total	< 0,003	-	mg/L	ICP OES / SMEWW	15/08/12	RM-ICP
Sólidos Sedimentáveis	0,5	-	mL/L	Cone Imhoff / SMEWW - 2540 F	13/08/12	RM-EFL
Sólidos Suspensos Totais	1840,0	-	mg/L	Gravimétrico / SMEWW - 2540 D	17/08/12	RM-EFL
Temperatura da Amostra	23,00	-	°C	Termométrico / SMEWW - 2550 B	02/08/12	RM-CAMP O
Zinco total	2,192	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	15/08/12	RM-ICP

Observações:

Este Relatório só deve ser reproduzido completo.
 Reprodução de partes requer aprovação escrita do laboratório.
 Os resultados apresentados neste relatório aplicam-se somente a amostra entregue no laboratório.
 Os valores da estimativa de incerteza de medição estão disponíveis no Laboratório e serão fornecidos ao cliente sempre que solicitado.

ANEXO B: Resultados das análises de amostragem de água residual com 15 dias de uso, coletada em 08/10/2012.

 sabesp	Divisão Controle Sanitário - RMOC		Rua Adolfo Pardini nº 555 - CEP: 18610-250 - Jardim Paraíso - Botucatu		 Ensaio NBR ISO/IEC 17025 CRL 0276	
	RELATÓRIO DE ENSAIO Nº RMOC 26497/12-A Versão 00					
Número da amostra: 26497/12 Cliente: Tatuí - Sabesp - Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Carlos Henrique Endereço: R 15 de Novembro, 1711, 2431 - Tatuí - Tatuí Tipo de Amostra: Efluente - Efluente Id. Pto: 201-ES-069 Data/horário de coleta: 08/10/2012 - 09:50 Chuvas: Não Coletor: Hélio Vieira Procedência: 201-ES-069 Est Municipal de Tatuí Reciplast Tatuí Com de Plásticos Ltda Rancho Canaã B. Secura-Bairro Am Valor de Referência: Decreto 8468 - Artigo 18						
Ensaio	Resultado	Valor de Referência	Unidade de Medida	Método	Data	Sala
pH	5,6	-	pH	Eletrométrico / SMEWW - 4500-H+ B	08/10/12	RM-CAMP O
Observações: Este Relatório só deve ser reproduzido completo. Reprodução de partes requer aprovação escrita do laboratório. Os resultados apresentados neste relatório aplicam-se somente a amostra entregue no laboratório. Os valores da estimativa de incerteza de medição estão disponíveis no Laboratório e serão fornecidos ao cliente sempre que solicitado.						
Endereço dos Laboratórios						
Botucatu - Jardim Paraíso - Rua Adolfo Pardini nº 555 CEP: 18610-250 RM-CAMPO - Laboratório CAMPO RM-EFL - Laboratório Efluentes RM-ICP - Laboratório Espectroscopia						
Legendas e Informações						
SMEWW - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater						
 ENG Engenheiro Químico Aurelio Scudeller Filho Engenheiro Matr. 850245			 DRA Engenheiro Químico Ana Lucia Silva CRQ 04331941 Gerente de Divisão Matr. 320998			
						Data 15/11/2012



Divisão Controle Sanitário - RMOC

Rua Adolfo Pardini n° 555 - CEP: 18610-250 - Jardim Paraíso -
Botucatu

sabesp

RELATÓRIO DE ENSAIO N° RMOC 26497/12 Versão 00




Número da amostra: 26497/12
 Cliente: Tatui - Sabesp - Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Carlos Henrique
 Endereço: R 15 de Novembro, 1711, 2431 - Tatui - Tatui
 Tipo de Amostra: Efluente - Efluente Id. Pto: 201-ES-069
 Data/horário de coleta: 08/10/2012 - 09:50 Chuvas: Não Coletor: Hélio Vieira
 Procedência: 201-ES-069 Est Municipal de Tatui Reciplast Tatui Com de Plásticos Ltda Rancho Canaã B. Secura-Bairro Am
 Valor de Referência: Decreto 8468 - Artigo 18



Ensaio	Resultado	Valor de Referência	Unidade de Medida	Método	Data	Sala
Bário total	<0,06	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	29/10/12	RM-ICP
Boro total	<0,1	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	29/10/12	RM-ICP
Cádmio total	<0,001	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	29/10/12	RM-ICP
Chumbo total	<0,005	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	29/10/12	RM-ICP
Cobre total	0,076	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	29/10/12	RM-ICP
Cromo Total	<0,007	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	29/10/12	RM-ICP
Demanda Bioquímica de Oxigênio	680	-	mg/L	Respirométrico / SMEWW - 5210 D	30/10/12	RM-EFL
Demanda Química de Oxigênio Total	1289	-	mg/L	Colorimétrico Refluxo fechado / SMEWW - 5220 D	30/10/12	RM-EFL
Estanho total	<0,03	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	29/10/12	RM-ICP
Ferro total	28,7	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	29/10/12	RM-ICP
Manganês total	0,84	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	29/10/12	RM-ICP
Mercurio total	0,00147	-	mg/L	ICP OES / SMEWW	31/10/12	RM-ICP
Níquel total	<0,005	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	29/10/12	RM-ICP
Óleos e Graxas	85,2	-	mg/L	Extração Soxhlet / SMEWW - 5520 D	05/11/12	RM-EFL
Prata total	<0,004	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	29/10/12	RM-ICP
Selênio total	< 0,003	-	mg/L	ICP OES / SMEWW	30/10/12	RM-ICP
Temperatura da Amostra	25,70	-	°C	Termométrico / SMEWW - 2550 B	08/10/12	RM-CAMP O
Zinco total	<0,05	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	29/10/12	RM-ICP

Observações:

Este Relatório só deve ser reproduzido completo.
 Reprodução de partes requer aprovação escrita do laboratório.
 Os resultados apresentados neste relatório aplicam-se somente a amostra entregue no laboratório.
 Os valores da estimativa de Incerteza de medição estão disponíveis no Laboratório e serão fornecidos ao cliente sempre que solicitado.

ANEXO C: Resultados das análises de amostragem de água residual bruta com 11 dias de reuso.

	Divisão Controle Sanitário - RMOC Rua Adolfo Pardini nº 555 - CEP: 18610-250 - Jardim Paraíso - Botucatu					
	RELATÓRIO DE ENSAIO Nº RMOC 31344/13-91 Versão 01					
Número da amostra: 31344/13 Cliente: Tatuí - Sabesp - Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Carlos Henrique Endereço: R 15 de Novembro, 1711, 2431 - Tatuí - Tatuí Tipo de Amostra: Efluente - Efluente Id. Pto: 201-ES-069 Data/horário de coleta: 28/11/2013 - 11:30 Chuvas: Não Coletor: Procedência: 201-ES-069 Est Municipal de Tatuí Reciplast Tatuí Com de Plásticos Ltda Rancho Canaã B. Secura-Bairro Am Valor de Referência: Decreto 8488/1976 - Artigo 18						
Ensaio	Resultado	Valor de Referência	Unidade de Medida	Método	Data	Sala
Antimônio total	< 0,003	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Arsênico	0,014	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Demanda Bioquímica de Oxigênio	50	-	mg/L	Respirométrico / SMEWW - 5210 D	16/12/13	RM-EFL
Demanda Química de Oxigênio Total	347	-	mg/L	Colorimétrico Refluxo fechado / SMEWW - 5220 D	16/12/13	RM-EFL
Merúrio total	0,00069	-	mg/L	ICP OES / SMEWW	04/12/13	RM-ICP
Óleos e Graxas	16,4	-	mg/L	Extração Soxhlet / SMEWW - 5520 D	16/12/13	RM-EFL
Selênio total	< 0,003	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Sólidos Sedimentáveis	0,4	-	mL/L	Cone Imhoff / SMEWW - 2540 F	16/12/13	RM-EFL
Sólidos Suspensos Totais	870,0	-	mg/L	Gravimétrico / SMEWW - 2540 D	16/12/13	RM-EFL
Observações:						
Este Relatório só deve ser reproduzido completo. Reprodução de partes requer aprovação escrita do laboratório. Os resultados apresentados neste relatório aplicam-se somente a amostra entregue no laboratório. Os valores da estimativa de incerteza de medição estão disponíveis no Laboratório e serão fornecidos ao cliente sempre que solicitado. Amostragem realizada pelo cliente.						
Endereço dos Laboratórios						
Botucatu - Jardim Paraíso - Rua Adolfo Pardini nº 555 CEP: 18610-250 RM-EFL - Laboratório Efluentes RM-PQ - Laboratório Físico / Químico RM-ICP - Laboratório Espectroscopia						
Legendas e Informações						
SMEWW - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater						
 ENG Engenheiro Químico Aurelio Scudeller Filho Engenheiro Matr. 850245	 DRA Engenheiro Químico Ana Lucia Silva CRQ 04331941 Gerente de Divisão Matr. 320998	Data 23/12/2013				

 sabesp	Divisão Controle Sanitário - RMOC Rua Adolfo Pardini nº 555 - CEP: 18610-250 - Jardim Paraíso - Botucatu	Ensaios NBR ISO/IEC 17025
	RELATÓRIO DE ENSAIO Nº RMOC 31344/13-91-A Versão 01	 CRL 0276

Número da amostra: 31344/13
 Cliente: Tatuí - Sabesp - Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Carlos Henrique
 Endereço: R 15 de Novembro, 1711, 2431 - Tatuí - Tatuí
 Tipo de Amostra: Efluente - Efluente Id. Pto: 201-ES-069
 Data/horário de coleta: 28/11/2013 - 11:30 Chuvas: Não Coletor:
 Procedência: 201-ES-069 Est Municipal de Tatuí Reciplast Tatuí Com de Plásticos Ltda Rancho Canaã B. Secura-Bairro Am
 Valor de Referência: Decreto 8468/1976 - Artigo 18

Ensaio	Resultado	Valor de Referência	Unidade de Medida	Método	Data	Sala
Alumínio total	41,83	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	23/12/13	RM-ICP
Bário total	0,21	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Cádmio total	0,002	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Chumbo total	0,072	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Cobre total	1,285	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Cromo Total	0,072	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Ferro total	39,46	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Fluoreto	0,34	-	mg/L	Potenciométrico / SMEWW - 4500-F C	08/12/13	RM-FQ
Manganês total	0,77	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Sódio total	37,1	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Zinco total	1,46	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP

Observações:

Este Relatório só deve ser reproduzido completo.
 Reprodução de partes requer aprovação escrita do laboratório.
 Os resultados apresentados neste relatório aplicam-se somente a amostra entregue no laboratório.
 Os valores da estimativa de incerteza de medição estão disponíveis no Laboratório e serão fornecidos ao cliente sempre que solicitado.
 Amostragem realizada pelo cliente.

Endereço dos Laboratórios

Botucatu - Jardim Paraíso - Rua Adolfo Pardini nº 555 CEP: 18610-250
 RM-EFL - Laboratório Efluentes
 RM-FQ - Laboratório Físico / Químico
 RM-ICP - Laboratório Espectroscopia

Legendas e Informações

SMEWW - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

 <p>sabesp</p>	<p>Divisão Controle Sanitário - RMOC</p> <p>Rua Adolfo Pardini nº 555 - CEP: 18610-250 - Jardim Paraíso - Botucatu</p>	<p>Ensaios NBR ISO/IEC 17025</p>  <p>CRL 0276</p>
<p>RELATÓRIO DE ENSAIO Nº RMOC 31344/13-91-A Versão 01</p>		
<p>Número da amostra: 31344/13 Cliente: Tatuí - Sabesp - Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Carlos Henrique Endereço: R 15 de Novembro, 1711, 2431 - Tatuí - Tatuí Tipo de Amostra: Efluente - Efluente Id. Pto: 201-ES-089 Data/horário de coleta: 28/11/2013 - 11:30 Chuvas: Não Coletor: Procedência: 201-ES-089 Est Municipal de Tatuí Reciplast Tatuí Com de Plásticos Ltda Rancho Canaã B. Secura-Bairro Am Valor de Referência: Decreto 8468/1976 - Artigo 18</p>		
 ENG Engenheiro Químico Aurelio Scudeller Filho Engenheiro Matr. 850245	 DRA Engenheiro Químico Ana Lucia Silva CRQ 04331941 Gerente de Divisão Matr. 320998	<p>Data 23/12/2013</p>

ANEXO D: Resultados das análises de amostragem de água residual após tratamento eletrolítico.

	Divisão Controle Sanitário - RMOC Rua Adolfo Pardini nº 555 - CEP: 18610-250 - Jardim Paraíso - Botucatu
	RELATÓRIO DE ENSAIO Nº RMOC 31345/13-91 Versão 01

Número da amostra:	31345/13		
Cliente:	Tatui - Sabesp - Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Carlos Henrique		
Endereço:	R 15 de Novembro, 1711, 2431 - Tatui - Tatui		
Tipo de Amostra:	Efluente - Efluente	Id. Pto:	201-ES-069
Data/horário de coleta:	28/11/2013 - 12:00	Chuvvas:	Não
Coletor:	201-ES-069 Est Municipal de Tatui Reciplast Tatui Com de Plásticos Ltda Rancho Canaã B. Secura-Bairro Am		
Procedência:	Decreto 8468/1976 - Artigo 18		
Valor de Referência:			

Ensaio	Resultado	Valor de Referência	Unidade de Medida	Método	Data	Sala
Antimônio total	< 0,003	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Arsênio	< 0,003	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Demanda Bioquímica de Oxigênio	23	-	mg/L	Respirométrico / SMEWW - 5210 D	16/12/13	RM-EFL
Demanda Química de Oxigênio Total	32	-	mg/L	Colorimétrico Refluxo fechado / SMEWW - 5220 D	16/12/13	RM-EFL
Mercurio total	< 0,0005	-	mg/L	ICP OES / SMEWW	04/12/13	RM-ICP
Óleos e Graxas	13,6	-	mg/L	Extração Soxhlet / SMEWW - 5520 D	16/12/13	RM-EFL
Selênio total	< 0,003	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	08/12/13	RM-ICP
Sólidos Sedimentáveis	< 0,1	-	mL/L	Cone Imhoff / SMEWW - 2540 F	16/12/13	RM-EFL
Sólidos Suspensos Totais	58,0	-	mg/L	Gravimétrico / SMEWW - 2540 D	16/12/13	RM-EFL

Observações:

Este Relatório só deve ser reproduzido completo.
 Reprodução de partes requer aprovação escrita do laboratório.
 Os resultados apresentados neste relatório aplicam-se somente a amostra entregue no laboratório.
 Os valores da estimativa de incerteza de medição estão disponíveis no Laboratório e serão fornecidos ao cliente sempre que solicitado.
 Amostragem realizada pelo cliente.

Endereço dos Laboratórios

Botucatu - Jardim Paraíso - Rua Adolfo Pardini nº 555 CEP: 18610-250
 RM-EFL - Laboratório Efluentes
 RM-FQ - Laboratório Físico / Químico
 RM-ICP - Laboratório Espectroscopia

Legendas e Informações

SMEWW - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater





ENG Engenheiro Químico Aurelio Scudeller Filho

Engenheiro
 Matr. 850245



DRA Engenheiro Químico Ana Lucia Silva
 CRQ 04331941
 Gerente de Divisão
 Matr. 320998

Data 23/12/2013

	Divisão Controle Sanitário - RMOC	
	Rua Adolfo Pardini nº 555 - CEP: 18610-250 - Jardim Paraíso - Botucatu	
RELATÓRIO DE ENSAIO Nº RMOC 31345/13-91-A Versão 01		CRL 0276

Número da amostra: 31345/13
Cliente: Tatuí - Sabesp - Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Carlos Henrique
Endereço: R 15 de Novembro, 1711, 2431 - Tatuí - Tatuí
Tipo de Amostra: Efluente - Efluente **Id. Pto:** 201-ES-069
Data/horário de coleta: 28/11/2013 - 12:00 **Chuvas:** Não **Coletor:**
Procedência: 201-ES-069 Est Municipal de Tatuí Reciplast Tatuí Com de Plásticos Ltda Rancho Canaã B. Secura-Bairro Am
Valor de Referência: Decreto 8468/1976 - Artigo 18

Ensaio	Resultado	Valor de Referência	Unidade de Medida	Método	Data	Sala
Alumínio total	12,50	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	23/12/13	RM-ICP
Bário total	< 0,05	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	06/12/13	RM-ICP
Cádmio total	< 0,001	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	06/12/13	RM-ICP
Chumbo total	< 0,005	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	06/12/13	RM-ICP
Cobre total	< 0,005	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	06/12/13	RM-ICP
Cromo Total	< 0,007	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	06/12/13	RM-ICP
Ferro total	0,08	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	06/12/13	RM-ICP
Fluoreto	< 0,1	-	mg/L	Potenciométrico / SMEWW - 4500-F C	06/12/13	RM-FQ
Manganês total	< 0,02	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	06/12/13	RM-ICP
Sódio total	36,9	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	06/12/13	RM-ICP
Zinco total	< 0,05	-	mg/L	ICP OES / SMEWW - 3120 B	06/12/13	RM-ICP

Observações:



Este Relatório só deve ser reproduzido completo.
 Reprodução de partes requer aprovação escrita do laboratório.
 Os resultados apresentados neste relatório aplicam-se somente a amostra entregue no laboratório.
 Os valores da estimativa de incerteza de medição estão disponíveis no Laboratório e serão fornecidos ao cliente sempre que solicitado.
 Amostragem realizada pelo cliente.

Endereço dos Laboratórios

Botucatu - Jardim Paraíso - Rua Adolfo Pardini nº 555 CEP: 18610-250
 RM-EFL - Laboratório Efluentes
 RM-FQ - Laboratório Físico / Químico
 RM-ICP - Laboratório Espectroscopia

Legendas e Informações

SMEWW - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

 <p>sabesp</p>	<h2>Divisão Controle Sanitário - RMOC</h2> <p>Rua Adolfo Pardini nº 555 - CEP: 18610-250 - Jardim Paraíso - Botucatu</p>	<p>Ensaios NBR ISO/IEC 17025</p>  <p>CRL 0276</p>
	<h3>RELATÓRIO DE ENSAIO Nº RMOC 31345/13-91-A Versão 01</h3>	

Número da amostra: 31345/13
 Cliente: Tatuí - Sabesp - Cia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Carlos Henrique
 Endereço: R 15 de Novembro, 1711, 2431 - Tatuí - Tatuí
 Tipo de Amostra: Efluente - Efluente Id. Pto: 201-ES-089
 Data/horário de coleta: 28/11/2013 - 12:00 Chuvas: Não Coletor:
 Procedência: 201-ES-089 Est Municipal de Tatuí Reciplast Tatuí Com de Plásticos Ltda Rancho Canaã B. Secura-Bairro Am
 Valor de Referência: Decreto 8468/1978 - Artigo 18



ENG Engenheiro Químico Aurelio
Scudeller Filho

Engenheiro
Matr. 850245



DRA Engenheiro Químico Ana Lucia Silva
CRQ 04331941
Gerente de Divisão
Matr. 320998

Data 23/12/2013