

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE ENGENHARIA DE ILHA SOLTEIRA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
RECURSOS HÍDRICOS E TECNOLOGIA AMBIENTAL

ADILSON SILVA BAHIA

Tratamento de Efluente de Curtume por Biofiltro Aerado Submerso Pré-Tratado com
Microfiltro de Membrana

Orientador: Prof. Dr. Tsunao Matsumoto

Dissertação apresentada à Faculdade de
Engenharia – UNESP - campus de Ilha Solteira,
como parte dos requisitos para obtenção do Título
de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Conhecimento: Recursos Hídricos e
Tecnologias Ambientais.

Ilha Solteira
2014

ADILSON SILVA BAHIA

Tratamento de Efluente de Curtume por Biofiltro Aerado Submerso Pré-Tratado com
Microfiltro de Membrana

Dissertação apresentada à Faculdade de
Engenharia – UNESP - campus de Ilha Solteira,
como requisito para obtenção do Título de Mestre
em Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Dr. Tsunao Matsumoto

**Ilha Solteira
2014**

FICHA CATALOGRÁFICA

Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

Bahia, Adilson Silva.
B151t Tratamento de efluente de curtume por biofiltro aerado submerso pré-tratado com microfiltro de membrana / Adilson Silva Bahia. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2014
102 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hidricos e Tecnologias Ambientais, 2014

Orientador: Tsunao Matsumoto
Inclui bibliografia

1. Efluente de curtume. 2. Biofiltro aerado submerso. 3. Microfiltração de membrana.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA
FACULDADE DE ENGENHARIA DE ILHA SOLTEIRA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: Tratamento de efluente de curtume por biofiltro aerado submerso pré-tratado com microfiltro de membrana

AUTOR: ADILSON SILVA BAHIA

ORIENTADOR: Prof. Dr. TSUNAO MATSUMOTO

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL , Área: RECURSOS HIDRICOS E TECNOLOGIAS AMBIENTAIS, pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. TSUNAO MATSUMOTO
Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Profa. Dra. LILIANE LAZZARI ALBERTIN
Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Prof. Dr. LUIS FERNANDO ROSSI LÉO
Departamento de Hidráulica e Saneamento / Unilins - Centro Universitário - Fundação Paulista de Tecnologia e Educação

Data da realização: 11 de março de 2014.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus por direcionar meu caminho, guiando meus passos, me dando energias e vontade de vencer todos os obstáculos.

A minha esposa Daiane dos Santos Fermينو, pelo carinho, compreensão e motivação.

A minha família, pelo apoio e incentivo em todas as etapas da minha vida

Ao meu orientador e querido amigo, Tsunao Matsumoto por ter depositado confiança, paciência, compreensão e por ter apostado em meu potencial.

Aos demais docentes, José Augusto de Lollo e em especial à professora Liliane pelo apoio e motivação. Aos funcionários do Departamento de Engenharia Civil, principalmente José Carlos por toda ajuda, pela amizade.

Aos técnicos do laboratório Central de Engenharia Civil, por toda a ajuda e disposição e principalmente ao William Isique pelo companheirismo e orientação durante as análises no laboratório.

Aos companheiros da Sanesul, Edgar Afonso Bento, José Carlos Barbosa, Luis Fernando Gameiro, Alvaro Ricardo Calábria de Araújo, Dulcélya Mônica de Queiroz Souza, José Roberto Bastos, José Laudelino da Silva, Marcos Vieira Camargo e Marildo Alexandre pelo carinho, compreensão e ter apostado no meu potencial.

RESUMO

Os efluentes do processo de industrialização do couro em curtumes apresentam, além de elevadas concentrações de matéria orgânica em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), altas concentrações de sólidos totais, suspensos e sulfeto, o que torna o tratamento destes efluentes problemático. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a biotratabilidade dos efluentes de curtumes por meio do tratamento por Biofiltro Aaerado Submerso (BF) após pré-tratamento por membrana de microfiltração. Os resultados mostraram que pode haver a viabilidade técnica no uso de BF para remoção de matéria orgânica e sulfeto de águas residuárias industriais de curtume, pois atingiram, respectivamente, a remoção 84% e 98 %.

PALAVRAS-CHAVE: Efluente de curtume. Biofiltro aerado submerso. Microfiltração de membrana.

ABSTRACT

The effluents from leather tanning process have in addition to high concentrations of organic matter in terms of Chemical Oxygen Demand (COD) and Biochemical Oxygen Demand (BOD), high concentrations of total solids, total suspended solids and sulfide, which makes problematic the treatment of these effluents. The objective of this study was to evaluate the biotreatability of tannery effluent by submerged aerated biofilter after microfiltration membrane pretreatment. The results showed that can be used in the technical feasibility of BF removal of organic sulphide and industrial raw tannery wastewater as it amounted, respectively, removal to 84% and 98%.

KEYWORDS: Tannery effluent. Submerged aerated biofilter. Microfiltration membrane.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Etapas de Curtume que processam o couro até fase Wet-Blue	20
Tabela 2-	Acabamento Wet-blue	21
Tabela 3-	Características do efluente do curtume Fuga Couros Jales Ltda	22
Tabela 4-	Caracterização de efluente com reciclagem	23
Tabela 5-	Valores médios de diversos parâmetros dos efluentes de curtumes	23
Tabela 6-	Características dos efluentes de curtumes	24
Tabela 7-	Eficiências de alguns tipos de tratamento de efluentes e de suas combinações na remoção de algumas cargas poluentes de curtumes.	26
Tabela 8-	Padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água	28
Tabela 9-	Quadro sintético dos principais aspectos e impactos do processo produtivo de curtumes	29
Tabela 10-	Relação da Tecnologia e a força impulsora	34
Tabela 11-	Comparação entre algumas configurações distintas de membranas mais utilizadas nos biorreatores de membrana.	36
Tabela 12-	Principais categorias de agentes químicos utilizados na limpeza de membranas	39
Tabela 13-	Estágios da formação do biofilme em meio suporte	43
Tabela 14-	Vantagens e Desvantagens do Fluxo em relação ao fluxo de ar	50
Tabela 15-	Características Técnicas do Microfiltro	64
Tabela 16-	Parâmetros a serem analisados	69
Tabela 17-	Parâmetros, métodos e equipamentos para análise	70
Tabela 18-	Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para o parâmetro pH	72
Tabela 19-	Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para o parâmetro Alcalinidade	74
Tabela 20-	Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável DQO	75
Tabela 21-	Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Sulfeto e Sulfato	77

Tabela 22-	Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Turbidez	79
Tabela 23-	Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Fósforo Total	81
Tabela 24-	Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Nitrogênio Total	82
Tabela 25-	Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Nitrogênio Amoniacal	83
Tabela 26-	Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Sólidos Totais, Fixos e Voláteis	87
Tabela 27-	Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis	90

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-	Principais etapas do processo de um curtume completo	19
Figura 2-	Tanque de equalização de efluentes do curtume Fuga Couros	24
Figura 3-	Relação existente entre a escala de filtração de uma membrana e a retenção de determinados produtos	33
Figura 4-	Esquemas de filtração utilizados em biorreatores de membrana: Fluxo Frontal e cruzado.	37
Figura 5-	Principais fatores e mecanismos que influenciam na colmatação da membrana durante a filtração	38
Figura 6-	Fuxograma do sistema de tratamento de efluentes do curtume Fuga Couros Jales Ltda	60
Figura 7-	Esquema do sistema de tratamento utilizado e os pontos de amostragem	61
Figura 8-	Instalação Experimental do tratamento proposto	62
Figura 9-	Coador (peneira) de membrana Convencional	63
Figura 10-	Material Suporte utilizado no BF	65
Figura 11-	Rotâmetro e regulador de pressão utilizado na pesquisa	66
Figura 12-	Valores das concentrações de pH nas unidades de tratamento – Fase I e II	71
Figura 13-	Valores das concentrações de Alcalinidade nas unidades de tratamento – Fase I e II	73
Figura 14-	Valores das concentrações de DQO nas unidades de tratamento Fase I e II	74
Figura 15-	Valores das concentrações de Sulfeto nas unidades de tratamento – Fase I e II	76
Figura 16-	Valores das concentrações de Sulfato nas unidades de tratamento – Fase I e II	77
Figura 17-	Valores das concentrações de Turbidez nas unidades de tratamento – Fase I e II	79
Figura 18-	Valores das concentrações de Fósforo Total nas unidades de tratamento – Fase I e II	81
Figura 19-	Valores das concentrações de Nitrogênio Total nas unidades de	82

	tratamento – Fase I e II	
Figura 20-	Valores das concentrações de Nitrogênio Amoniacal nas unidades de tratamento – Fase I e II	83
Figura 21-	Valores das concentrações de Sólidos Totais nas unidades de tratamento – Fase I e II	85
Figura 22-	Valores das concentrações de Sólidos Totais Fixos nas unidades de tratamento – Fase I e II	86
Figura 23-	Valores das concentrações de Sólidos Totais Voláteis nas unidades de tratamento – Fase I e II	86
Figura 24-	Valores das concentrações de SST nas unidades de tratamento – Fase I e II	88
Figura 25-	Valores das concentrações de Sólidos Suspensos Fixos nas unidades de tratamento – Fase I e II	89
Figura 26-	Valores das concentrações de Sólidos Suspensos Voláteis nas unidades de tratamento – Fase I e II	89

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

BF	Biofiltro Aerado Submerso
Bar	unidade de pressão
Ca ²⁺	Cálcio
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr	Cromo
Cl	Cloreto
COV	Carga Orgânica Volumétrica
d	Dia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
F	Fósforo
H ₂ S	Ácido Sulfídrico
KPa	Kilo Pascal
NaCl	Cloreto de Sódio
µm	micrometro
L/h	litro por hora
g/L	grama por litro
m ³ /h	Metro cúbico por hora
mg	Miligrama
mg/L	Miligrama por litro
mL/L	Mililitro por litro
mm	Milímetro
m ² /m ³	metro quadrado por metro cúbico
MBR	Biorreator de Membrana
NaOH	Hidróxido de Sódio
N	Nitrogênio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
N-NH ₄	Nitrogênio amoniacal
NO ₃ ⁻	Nitrato
NO ₂ ⁻	Nitrito

OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
PVC	Poli Cloreto de Vinila
SST	Sólidos Suspensos Totais
SS	Sólidos Suspensos
S ²⁻	Sulfeto
SO ₄ ²⁻	Sulfato
SO ₃ ²⁻	Sulfito
TS	Tanques Sépticos
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVO	15
2.1	Objetivos específicos	16
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1	Preâmbulo	16
3.2	Processo de Curtimento de Peles	18
3.3	Efluentes de Curtume	20
3.4	Tipos de Tratamentos de Efluentes de Curtumes	25
3.5	Padrões de lançamento de efluentes industriais	26
3.6	Pré-Tratamento de Efluentes	30
3.7	Membranas	31
3.7.1	Tipos de Membrana	32
3.7.2	Aplicações da Tecnologias de membrana	33
3.7.3	Características Operacionais	35
3.8	Tratamento biológico	39
3.9	Reatores aeróbios	41
3.10	Biofiltro Aerado Submerso (BF)	44
3.10.1	Funcionabilidade do Biofiltro Aerado Submerso	47
3.10.2	Aplicação de Biofiltro Aerado Submerso em Tratamento de Efluente em geral	53
3.10.3	Aplicação de Biofiltro Aerado Submerso em Tratamento de Efluente de Curtume	56
4	MATERIAL E MÉTODOS	59
4.1	Efluentes do curtume Fuga Couros Jales Ltda	59
4.2	Sistema de Tratamento Experimental	61
4.2.1	Pré-tratamento	62
4.2.2	Tratamento Biológico	64
4.3	Operação e monitoramento do sistema experimental	66
4.3.1	Operação do Sistema experimental	67
4.3.2	Monitoramento do Sistema experimental	67
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	70
5.1	pH	71

5.2	Alcalinidade	72
5.3	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	74
5.4	Sulfato e Sulfeto	75
5.5	Turbidez	78
5.6	Fósforo Total	80
5.7	Nitrogênio Total e Amoniacal	81
5.8	Sólidos Totais (ST)	84
5.9	Sólidos Suspensos (SS)	87
5.10	Comentários gerais	90
6	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	92
6.1	Conclusão	92
6.2	Recomendações	93
	REFERÊNCIAS	94

1 INTRODUÇÃO

Muitas unidades industriais de diferentes setores, tais como papelero, de tintas e processamento de couros produzem efluentes com elevadas concentrações de sulfetos. Estes efluentes contaminados não podem ser diretamente descartados no ecossistema devido aos efeitos causados pela liberação do ácido sulfídrico (H_2S), de odor desagradável e elevada toxicidade, mesmo em baixas concentrações (LEMOS, 2010).

O setor de curtumes no Brasil, assim como em outros países, sempre foi estigmatizado por ser um ramo industrial “sujo”, com alto potencial de impacto ambiental e de grandes dificuldades para a adequação de seus efluentes às normas ambientais cada vez mais rígidas a que as indústrias, em geral, estão submetidas.

Para Alanis e Alegre (2000) (citado por PEREIRA, 2008) a indústria de curtimento de couro vem por longo tempo sendo estigmatizada com imagem negativa e nociva ao meio ambiente devido às grandes quantidades de resíduos produzidos e ao grande potencial de poluição dos seus efluentes.

Segundo Pereira (2008) o Brasil possui um dos maiores rebanhos bovinos do mundo e também ocupa lugar de destaque na produção mundial de couros, sendo o 5º maior produtor de couros bovinos, atrás dos EUA, Rússia, Índia e Argentina.

No Brasil, a indústria de couro se concentra em algumas regiões (Sul e Sudeste, principalmente nos Estados do Rio Grande do Sul, São Paulo, Paraná e Minas Gerais), onde frequentemente faz parte de pólos coureiros-calçadistas (LEAL et al., 2011).

O processo de industrialização de peles e couros de animais inclui como parte do preparo e beneficiamento deste material a utilização de diversos produtos químicos auxiliares. Como resultado, as primeiras fases do processo de curtimento são responsáveis pela produção de efluentes líquidos com elevada concentração de matéria orgânica e presença de vários produtos químicos.

Segundo Braile e Cavalcanti (1993), dentre as diversas etapas realizadas no processo de curtimento das peles, o remolho, a caleação, a lavagem, a piquelagem e a purga são responsáveis por 65% do volume dos despejos. Os 35% restantes são gerados nas etapas de curtimento, de acabamento e lavagem final.

Para Peron (2005), os efluentes de curtumes são complexos, sendo constituídos principalmente por Cal e sulfetos, elevado pH, cromo hexavalente, elevada DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), elevada DQO (Demanda Química de Oxigênio), elevada salinidade, coloração leitosa devido à cal, verde ou azul devido aos corantes de tingimento. Dentre estes contaminantes o cromo e o sulfeto são os principais poluentes presentes nos efluentes de curtume.

O tratamento dos efluentes líquidos de curtumes atualmente se realiza através de sistemas híbridos, associando unidades de tratamento físico-químico e unidades de tratamento biológico, invariavelmente lodos ativados aeróbios, nas suas diversas variações, e lagoas de estabilização facultativas e de polimento.

A grande maioria dos curtumes brasileiros, com tecnologias de processamento de couro defasadas, e sem recursos para grandes investimentos na área de depuração de efluentes, tem mostrado que a tecnologia de tratamento convencional não pode ser plenamente aplicável, devido ao elevado custo de implantação, operação, controle e manutenção. O número de estabelecimento de curtimento de couros no ano de 2010 corresponde a 749 unidades, no qual o Rio Grande do Sul lidera com 224, seguido Estado de São Paulo, Minas Gerais e Paraná, respectivamente com 159, 76 e 65. Portanto, há a necessidade de se desenvolver e aplicar tecnologias simplificadas e de baixo custo.

Os Biofiltro Aerado Submerso (BF) destacam-se pela sua compactidade e tem como finalidade principal, remover os compostos orgânicos solúveis e partículas em suspensão presentes no efluente, além de servir como meio suporte para os micro-organismos, sendo o material granular eficaz ao meio filtrante.

Assim, o presente trabalho apresenta e analisa os resultados obtidos no monitoramento do BF como pós-tratamento de um processo de tratamento físico-químico de efluentes de curtume.

2 OBJETIVO

Esta pesquisa teve como objetivo principal verificar a eficiência de tratamento de efluente líquido de curtume por meio de tratamento por processo físico-químico com membrana de microfiltração e pós-tratamento por Biofiltro Aerado Submerso (BF).

2.1 Objetivos específicos

Como objetivos específicos teve-se:

- A verificação do desempenho do pré-tratamento por membrana de microfiltração na remoção DQO_{total} , sólidos totais, suspensos e sulfetos do efluente pré-tratado no curtume;
- A verificação do desempenho do BF na remoção de DQO_{total} , sólidos totais, suspensos e sulfetos do efluente pré-tratado por membrana de micro filtração;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Preâmbulo

Um efluente líquido pode ser definido como a combinação de resíduos líquidos ou diluídos em água, removidos de residências, instituições, estabelecimentos comerciais e industriais, junto a águas subterrâneas, superficiais ou pluviais que possam estar presentes (METCALF; EDDY, 1991).

Segundo Santos e Miguel (2002), efluente líquido industrial é o líquido proveniente do estabelecimento industrial, compreendendo emanções de processo industrial, águas de refrigeração poluídas, águas pluviais poluídas e esgoto doméstico.

Para Pacheco (2010), os efluentes líquidos industriais possuem características diversas, principalmente em função do ramo de produção industrial, da sua capacidade de produção e dos métodos de produção utilizados. Eles podem apresentar aspectos e substâncias potencialmente danosas ao meio ambiente e a saúde humana.

Segundo Valenzuela (1999) citado por Santos e Miguel (2002), atualmente os rios e lagos são o destino final dos efluentes industriais e do esgoto doméstico, estando seriamente contaminados com metais pesados e matérias orgânicas, que dizimam muitos tipos de vida aquática benéfica ao homem e, também, geram um ambiente propício a outras espécies aquáticas não desejáveis.

Para Santaella (2000) (citado por YENDO, 2003), o processo acelerado de industrialização tem contribuído muito para a poluição ambiental, uma vez que as

águas residuárias industriais geralmente são lançadas nos corpos hídricos ou no solo sem nenhum tratamento ou quando são tratadas, frequentemente, não atendem às condições impostas pela legislação, constituindo assim uma das principais fontes de poluição dos corpos hídricos receptores.

Entre os contaminantes presentes nestes efluentes destacam-se o cromo e os sulfetos (H_2S), pelas características que imprimem aos despejos e pelas consequências negativas provocadas no meio ambiente (CAMPOS, 1999 citado por YENDO, 2003).

Os efluentes de curtume caracterizam-se por possuírem elevadas concentrações de compostos tóxicos, tais como: cromo, amônia, sulfatos e compostos orgânicos de baixa biodegradabilidade, por isto o tratamento destes efluentes é extremamente difícil (PEREIRA, 2008).

No entanto, a grande maioria dos curtumes brasileiros produz grande quantidade de resíduos sólidos e líquidos, gerando alto custo em seu tratamento. No caso dos efluentes líquidos, estes invariavelmente são bastantes concentrados, atingindo valores de DQO e DBO acima de 3.000 mg/L e 1.000 mg/L, respectivamente, possuindo ainda em sua composição metais pesados como o cromo e outros poluentes bastante nocivos ao meio ambiente em geral.

O custo de implantação, manutenção e operação de estações de tratamento de efluentes de curtumes, concebidas com unidades de tratamento de tecnologia convencional, são consideravelmente altos, o que torna um problema para as empresas do ramo, pois não são constituídas de tratamentos eficientes em virtude do preço de implantação, instalação e manutenção.

Em virtude deste alto custo de implantação de uma estação de tratamento de efluentes líquidos, a grande maioria dos curtumes brasileiros não possui condições financeiras para assumir os custos desta magnitude, além de não possuir pessoal técnico especializado para operação de tais sistemas, o que deixa claro a necessidade do desenvolvimento e aplicação de tecnologias mais simples e de menor custo para estes casos.

Além disso, as altas concentrações de DBO_{total} , DQO_{total} e a alta alcalinidade contribuem para que a água do corpo receptor se torne imprópria para fins de abastecimento público, industrial, irrigação e recreação e também torna-o impróprio para a vida aquática, com aspecto e cheiro repugnantes.

Os efluentes líquidos de curtumes representam uma grande fonte de preocupação ambiental, devido ao seu grande potencial poluidor, determinado tanto por suas características qualitativas quanto pelo grande volume em que sempre é gerado.

Andrade, Silva e Gonçalves (2001) avaliaram a eficiência de remoção do gás sulfídrico (H_2S) por meio de testes realizados em um BF piloto e analisaram as possíveis interferências provocadas pelo H_2S na eficiência deste reator aeróbio no tratamento secundário de esgoto. Os experimentos foram realizados em uma estação de tratamento de esgoto piloto composta por um reator anaeróbio do tipo UASB em série com um BF. Os resultados experimentais demonstraram eficiências de remoção de H_2S maiores que 99% e não foi apresentada toxidez no BF, provocada pelas injeções de H_2S , no tratamento de esgoto, nestas condições experimentais. Os resultados demonstraram que este biofiltro pode ter uma aplicação potencial para tratar simultaneamente gases com alto poder odorante e para tratamento secundário de esgoto.

O processo de biofiltração, para eliminação dos compostos odorantes, mostra-se vantajoso em relação às técnicas de biolavagem e biopercolação, apresentando as seguintes vantagens: facilidades na manutenção, operação imediata (adsorção), baixo consumo de água e energia e baixo custo operacional.

O biofiltro tem como desvantagem a sua colmatação e requer maior área para a sua implantação em comparação aos processos físicos e químicos de tratamento de gases. Porém, custam bem menos e não apresentam os riscos de manipulação de produtos químicos perigosos (BELLI FILHO et al., 2000).

3.2 Processo de Curtimento de Peles

Segundo Silva (citado por PEREIRA, 2008) o curtimento é o processo de conversão de peles de animais em couro. As peles são tratadas com produtos químicos para formar um material estável e durável, somente após a remoção da carne, pelos e gorduras. Após o curtimento, o couro é processado de acordo com a destinação de uso.

O processo de curtimento utiliza dois tipos de peles: couro verde (pele fresca) e pele salgada. O primeiro passa por processos de conservação, em virtude do teor

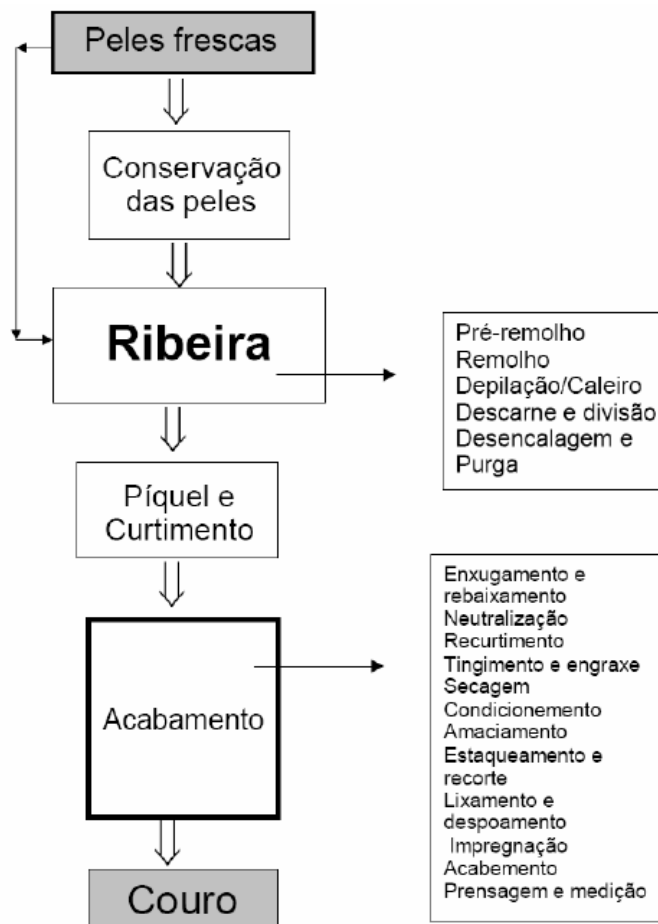
de água, sendo que o mais indicado é o resfriamento. O segundo procedimento era o mais tradicional na conservação da pele para curtimento até pouco tempo, onde utilizava-se o cloreto de sódio (NaCl) para desidratar a pele para o curtimento (PERON FILHO, 2005).

Segundo Braile e Cavalcanti (1979), no processo de curtimento o volume de água utilizada pode variar de 20 a 40 m³ por tonelada de pele processada. Para transformação da pele em produto final são necessárias mais de 20 etapas em um curtume completo, as quais se dividem em operações físicas e processos químicos.

Segundo Claas e Maia (1994) as etapas que compõem o processo de curtimento de peles podem ser divididas em três fases: Ribeira, curtimento e acabamento.

A Figura 01 apresenta um fluxograma mostrando as etapas do processamento convencional do couro.

Figura 1- Principais etapas do processo de um curtume completo



Fonte: Yendo (2003).

Tabela 1 - Etapas de Curtume que processam o couro até fase de Piquel.

ETAPA	FUNÇÃO	RESÍDUO
Lavagem	Ocorre a lavagem do sal e a reposição de parte da água das peles.	Efluente rico em Cloreto de Sódio, Sólidos Sedimentáveis inorgânicos e Sólidos dissolvidos orgânicos.
Remolho	Tem a finalidade de repor o teor de água, além de promover a limpeza através da eliminação de impurezas aderidas aos pêlos, como proteínas e materiais interfibrilares.	Gera efluente semelhante ao da lavagem, porém sem cloreto de sódio.
Depilação/Caleiro	Remoção de pelos e sistema epidérmico.	Gera um efluente rico em material orgânico, bastante alcalino e com concentrações consideráveis de sulfeto de sódio.
Descarne/Divisão	Eliminar os materiais alcalinos remanescente da depilação e caleiro aderidos do lado carnal, através de uma máquina de descarnar.	Os resíduos dessa fase são denominados carnaça.
Desencalagem/Purga	Remoção de substâncias alcalinas, desde as sedimentadas até as quimicamente combinadas; Visa à destruição de materiais queratinosos, gorduras e bulbos pilosos.	Esta fase é responsável por 15% do percentual de DQO; O efluente gerado é bastante poluidor.
Piquel/Curtimento	Tem a finalidade de preparar as fibras colágenas para uma fácil penetração dos agentes curtentes e é também um meio de conservação das peles; Transforma as peles em material estável e imputrescível, que usualmente chama-se couro.	Apresenta um Efluente complexo, devido à presença de cromo.

Fonte: Claas e Maia (1994).

Segundo Claas e Maia (1994) após a etapa de piquel e curtimento o couro passa por um processo de acabamento Wet-blue (Tabela 02).

3.3 Efluentes de Curtume

Segundo Azevedo Neto (1992), o desenvolvimento desenfreado de uma sociedade eminentemente industrial nos últimos anos, tem gerado graves problemas ambientais.

No processo de curtimento das peles, o remolho, a caleação, a lavagem, a piquelagem e a purga são responsáveis por 65% do volume dos despejos. As etapas de curtimento, de acabamento e lavagem final correspondem aos 35%

restantes dos efluentes gerados. Entretanto, essas duas últimas atividades são responsáveis por 60% da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) presente no efluente, sendo os 40% restantes provenientes das cinco primeiras atividades (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

Tabela 2 - Acabamento Wet-blue

ETAPA	FUNÇÃO
Enxugamento	Remover o excesso de água dos couros.
Rebaixamento	Visa igualar a espessura do couro.
Neutralização	Visa remover o excesso de acidez livre do couro.
Secagem	Tem como objetivo eliminar o excesso de água indesejável apresentada pelo couro após a última etapa realizada no fulão.
Prensagem	Operação mecânica para conferir ao couro características de lustro, fixação da flor e garantir ao acabamento.
Medição	É avaliação da área dos couros, para posterior venda.

Fonte: Claas e Maia (1994).

Os efluentes de curtume possuem características bastante diferentes dos efluentes domésticos e outros tipos de efluentes industriais, caracterizando-se pela grande quantidade de material putrescível, materiais tóxicos, além das altas concentrações de DBO, DQO e elevada alcalinidade.

De acordo com Fabiani et al. (1997), sais de cromo são amplamente usados em processos de curtimento de couro, mas somente 60% do total dos sais de cromo reagem com as peles, sendo que cerca de 40% do cromo permanece nos resíduos sólidos e líquidos.

Na industrialização do couro utilizam-se com bastante frequência também o sulfeto de sódio, na etapa de depilação e caleiro, em concentrações de até 3% em relação à massa de peles industrializadas.

Para Ribas (citado por PEREIRA, 2008), a correta operação dos sistemas de tratamento de efluentes líquidos, aliada a adoção de técnicas de controle interno, principalmente nas operações de caleiro e curtimento, têm minimizado a poluição, atingindo reduções superiores a 90% da carga poluidora bruta.

Portanto, a concentração de cada um dos poluentes nas etapas que compõem o processamento do couro depende do processo produtivo adotado pela indústria e pela utilização ou não de processos de reciclagem e tecnologias limpas.

As principais características qualitativas dos efluentes de curtume são: grandes quantidades de cal e sulfetos livres, elevado pH, presença de cromo potencialmente tóxico, elevada DBO (sangue, soro e subprodutos da decomposição de proteínas), elevado teor de sólidos em suspensão (pêlos, graxa, fibras e sujeira), coloração leitosa devido à cal, verde ou azul devido aos corantes de tingimento, elevada salinidade e elevada DQO.

Peron Filho (2005) mostra, na tabela 03, os valores mínimos e máximos de diversos parâmetros das águas residuárias do curtume Fuga Couros Jales Ltda, na cidade de Jales-SP, onde é realizada a reciclagem de banhos de caleiro.

Tabela 3 - Características do efluente do curtume Fuga Couros Jales Ltda

Parâmetro	Valores	
	Mínimo	Máximo
pH	8,0	9,7
DBO _{bruta} (mgO ₂ /L)	1.100	2.900
DQO _{bruta} (mgO ₂ /L)	1.900	4.500
Sólidos em Suspensão (mgSS/L)	1.100	7.400
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	20	70
Cromo Total (mgCr/L)	2,3	4,7
Nitrogênio Total (mgN/L)	440	510
Sulfato (mgSO ₄ ²⁻ /L)	3.200	4.000
Sulfeto (mgSO ₂ ⁻ /L)	55	75

Fonte: Peron Filho (2005).

A Tabela 04 apresenta a média dos parâmetros do efluente de um curtume completo com reciclagem de banhos de caleiro e de curtimento (CLAAS; MAIA, 1994).

Na Tabela 05, Foresti (1972) mostra os valores médios, máximo e mínimo de diversos parâmetros das águas residuárias coletadas em diversos curtumes.

Tabela 4 - Caracterização de efluente com reciclagem

Parâmetros	Concentrações
pH	7,5
Sólidos Sedimentáveis	21 mL/L
DQO	4.000 mgO ₂ /L
DBO ₅	1800 mgO ₂ /L
Sulfeto	10 mgSO ²⁻ /L
Cromo	15 mgCr/L

Fonte: Claas e Maia (1994).

Tabela 5 - Valores médios de diversos parâmetros dos efluentes de curtumes.

Parâmetro	Valores	
	Mínimo	Máximo
pH	8,4	11,8
DBO (mgO ₂ /L)	532	1.500
DQO(mgO ₂ /L)	2.500	3.500
Materiais em Suspensão (mg/L)	2.490	21.350
Oxidabilidade (mg/L)	346	2.300
Nitrogênio Total (mgN/L)	190	260
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	65	216
Cloreto CL (mg/L)	400	3.200
Sulfato SO ₄ (mg/L)	246	1650
Sulfeto S (mg/L)	40	303
Substâncias graxas (mg/L)	154	976

Fonte: Foresti (1972).

Ferrari Júnior et al. (1997), baseados em três diferentes autores, fazem a caracterização dos efluentes líquidos de curtumes, mostradas na Tabela 06.

As Tabelas 03, 04, 05 e 06 comprovam a complexidade deste tipo de efluente, principalmente pela presença de sulfetos (S²⁻) e cromo (Cr), no qual o teor pode ser acentuado se os procedimentos de recirculação e reaproveitamento do cromo e de oxidação dos sulfetos não forem bem executados.

Tabela 6 - Características dos efluentes de curtumes

Curtume	DQO _t (mg/L)	DQO _f (mg/L)	DBO (mg/L)	S ²⁻ (mg/L)	Cr (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	SST (mg/L)	pH
I	6.000	2.550	1.000	240	60	2.000	2.000	7,3
		3.300	1.700				4.000	8,3
II	7.250	–	2.350	26	94	–	–	8,6
III	4.080	–	869	23	24,2	–	–	6,9
			1250	91	42,0			–

Fonte: Ferrari Júnior et al. (1997).

De acordo com Braile e Cavalcanti (citado por PERON, 2005) as altas concentrações de DBO, DQO e a alta alcalinidade contribuem para que a água do corpo receptor tornar imprópria para fins de abastecimento público, industrial, irrigação e recreativo e também, ser imprópria para a vida aquática. Na Figura 02 pode-se observar o aspecto do efluente do curtume no tanque de equalização do Curtume FUGA COUROS JALES LTDA.

Figura 2 - Tanque de equalização de efluentes do curtume Fuga Couros.

Fonte: Pereira (2008).

3.4 Tipos de Tratamentos de Efluentes de Curtumes

Os sistemas de tratamento de efluentes de curtume são compostos principalmente das unidades de pré-tratamento de separação física, de separação físico-química e de homogeneização. O processo de separação física normalmente ocorre através de: caixas de gordura, grades, flotores e peneiras finas ou micro-filtros. Para a separação físico-química são utilizados dosadores de coagulantes como sulfato de alumínio e polieletrólitos, seguidos de flotores ou decantadores.

Na unidade de homogeneização (tanque de equalização), procede-se a oxidação dos sulfetos por aeração e o ajuste de pH através da adição de produtos químicos.

Segundo Yendo (2003), as estações de tratamento de efluentes de curtumes requerem grandes áreas para instalação e muitos equipamentos de acionamento eletromecânicos, tendo sido concebidas com unidades usuais de tratamento como: tratamento preliminar (gradeamento, peneiras, caixas de gordura e flotores), tanque de equalização ou homogeneização, sistemas dosadores de coagulantes e auxiliares de coagulação, decantadores, lodos ativados de aeração prolongada, lagoas de estabilização, leitos de secagem de lodo. A tabela 07 mostra as eficiências de tipos tratamentos de efluentes de curtumes desde a pele bruta até o couro acabado.

Além das desvantagens do custo de implantação, estas estações possuem custos consideráveis em operação e manutenção, com a utilização de grande quantidade de produtos químicos, como sulfato de alumínio, polieletrólitos, cal, NaOH, antiespumantes, dentre outros (CLAAS; MAIA, 1994).

As estações de tratamento compactas combinando reatores anaeróbios e aeróbios em série, têm sido objeto de franco desenvolvimento tecnológico no país. Suas principais virtudes são: compactidade, baixo custo de implantação, baixo consumo energético, simplicidade operacional, menor produção de lodo e facilidade de inserção em áreas restritas. O baixo impacto ambiental (odor, ruídos e impacto visual) e rapidez de montagem, são fatores que interferem na escolha do sistema a ser adotado, favorecendo a opção por ETEs compactas do tipo UASB + BF (YENDO, 2003).

Tabela 7 - Eficiências de alguns tipos de tratamento de efluentes e de suas combinações na remoção de algumas cargas poluentes de curtumes.

Parâmetro	DQO		DBO		SS		Cr	S ²	N Total	
	(2)	(3)	(2)	(3)	(2)	(3)	(2)	(3)	(2)	(3)
% ou mg/l (1)	%	mg/l	%	mg/l	%	ml/l	mg/l	mg/l	%	mg/l
Pré-Tratamento ou Tratamento Preliminar										
Remoção de Gordura (Flotação por ar dissolvido)	20-40									
Oxidação de Sulfeto (Caleiro e Lavagens)	10							10		
Precipitação do Cromo							1-10			
Tratamento Primário ou Físico-Químico										
Homogeneização+ Sedimentação	25-35		25-35		50-70		20-30		25-35	
Homogeneização+ Tratamento químico+ Sedimentação	50-65		50-65		80-90		2-5	2-10	40-50	
Homogeneização+ Tratamento químico+ Flotação	55-75		55-75		80-95		2-5	2-5	40-50	
Tratamento Biológico										
Primário ou Físico-químico+ Aeração prolongada	85-95	200-400	90-97	20-60	90-98	20-50	<1	<1	50	150
Primário ou Físico-químico+ Aeração prolongada+ Nitrificação e desnitrificação	85-95	200-400	90-97	20-60	90-98	20-50	<1	<1	80-90	30-60

Fonte: IPPC (2003).

(1) % = porcentagem de remoção ou redução do parâmetro pelo referido tratamento;

mg/l = concentração do parâmetro no efluente após o referido tratamento

(1) Cr = cromo total

(2) S²= Sulfeto

Outro estudo utilizando um biofiltro à jusante de um filtro anaeróbio foi utilizado com sucesso e apresentou resultados significativos por Chernicharo et al. (1996) no tratamento de efluente de curtume completo.

Segundo Ferrari Júnior et al. (1997), a alternativa de tratamento para efluentes líquidos de curtumes envolvendo a combinação de processos anaeróbios e aeróbios se apresenta como uma alternativa viável, tanto do ponto de vista científico, quanto do ponto de vista econômico-financeiro, comprovado através dos estudos de estimativas de custos efetuados.

3.5 Padrões de lançamento de efluentes industriais

Os processos produtivos da indústria de couro se caracterizam por consumir grande quantidade de água e por empregar produtos tóxicos como cromo e sulfeto e gerar altas cargas de DBO e DQO. Sendo assim, ao longo dos anos, estas indústrias estão buscando o emprego de novas técnicas menos agressivas ao ambiente, em virtude das exigências ambientais estarem mais rígidas.

Desde a década de 1970, quando surgiram no Brasil as primeiras legislações estaduais de poluição das águas, os padrões de emissão de poluentes sempre foram os mesmos para qualquer tipo de fonte de poluição. Assim também previa a Resolução CONAMA nº 20/1986, primeira legislação federal sobre o tema.

A Resolução CONAMA n. 430/2011, que altera e complementa a Resolução CONAMA n. 357/2005 que alterou o CONAMA 20/1986, tornou mais rigoroso o descarte de substâncias nocivas, estabeleceu que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento. A alteração mais significativa foi a necessidade de medição da demanda bioquímica de oxigênio.

Antes de seguir as resoluções anteriores, deve-se inicialmente observar os padrões fixados pelos órgãos ambientais competentes do município. E se no município não existir legislação vigente, devem ser seguidos os padrões dos órgãos ambientais estaduais.

Na Tabela 08 são apresentadas as concentrações máximas de alguns parâmetros estabelecidos pela legislação estadual (Decreto Estadual 8.468/1976) e pela legislação federal (Resolução CONAMA 357/2005), para o lançamento de efluentes nos corpos d'água.

Os resíduos do curtume, se tratados e dispostos de forma inadequada, podem ter impacto ambiental significativo, contaminando o solo, as águas superficiais e também as águas subterrâneas. A Tabela 09 resume os principais aspectos e impactos ambientais da indústria de curtumes e indica a legislação ambiental básica a ser cumprida.

Tabela 8 - Padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água

Parâmetros	Conc. Máxima	Conc. Máxima	Conc. Máxima
	(mg/L) Decreto Estadual 8.468/76	(mg/L) CONAMA 357/05	(mg/L) CONAMA 430/11
Arsênico total	0,2	0,5	0,5
Bário Total	5,0	5,0	5,0
Boro Total	5,0	5,0	5,0
Cádmio Total	0,2	0,2	0,2
Chumbo Total	0,5	0,5	0,5
Cianeto Total	0,2	0,2	1,0
Cianeto Livre	–	–	0,2
Cobre Dissolvido	1,0	1,0	1,0
Cromo	0,1	–	0,1
Hexavalente			
Cromo Total	5,0	0,5	–
Cromo Trivalente	–	–	1,0
Estanho Total	4,0	4,0	4,0
Fenol	0,5	0,5	0,5
Ferro Dissolvido	15,0	15,0	15,0
Fluoreto Total	10,0	10,0	10,0
Manganês	1,0	1,0	1,0
Dissolvido			
Mercúrio Total	0,01	0,01	0,01
Níquel Total	2,0	2,0	2,0
Nitrogênio		20,0	20,0
Amoniacal Total			
Prata Total	0,02	0,1	0,1
Selênio Total	0,02	0,30	0,30
Sulfeto Total	–	1,0	1,0
Zinco Total	5,0	5,0	5,0

Fonte: São Paulo (1976) e Brasil (2005, 2011).

Tabela 9 - Quadro sintético dos principais aspectos e impactos do processo produtivo de curtumes

Etapa Básica do Processo	Poluição	Aspecto Ambiental – Emissão	Impacto Ambiental Potencial	Enquadramento Legal Principal (Estado de São Paulo)
Conservação e Armazenamento das Peles – “barraca”	1. Ar 2. Hídrica 3. Solo / Resíduos Sólidos	1. NH ₃ e COVs (1) 2. Eventuais líquidos eliminados pelas Peles. 3. Alguns pedaços / apêndices de peles e sal com matéria orgânica.	1. Odor – incômodo ao bem estar público. 2. Prejuízo à qualidade dos corpos d’água. 3. Eventual contaminação do solo e águas subterrâneas.	- <u>Poluição do ar:</u> - Art. 2º e 3º, Inciso V do Decreto 8468 / 76 com redação dada pelo Decreto 15425 / 80. - Art. 33º do Decreto 8468 / 76 com redação dada pelo
Ribeira	1. Ar 2. Hídrica 3. Solo / Resíduos Sólidos	1. H ₂ S (1), NH ₃ e COVs 2. Banhos residuais de tratamento das peles e águas de lavagens intermediárias – carga orgânica e produtos químicos (sulfeto, sais diversos e outros). 3. Carnaça, pêlos, aparas / recortes e raspas de peles, sem e com produtos químicos.	1. Odor – incômodo ao bem estar público. 2. Prejuízo à qualidade dos corpos d’água. 3. Eventual contaminação do solo e águas subterrâneas.	<u>Decreto 15425 / 80</u> - Poluição hídrica: - Art. 18 ou 19-A do Decreto 8468 / 76 com redação dada pelo Decreto 15425 / 80 - Art. 21 da Resolução CONAMA Nº 20 / 86 Outras exigências relativas ao serviço municipal de água e esgoto - Exigências relativas à qualidade dos corpos d’água receptores
Curtimento	1. Hídrica	1. Banho residual de curtimento das peles – carga orgânica e produtos químicos (cromo, taninos, sais diversos e outros).	1. Prejuízo à qualidade dos corpos d’água.	
Acabamento	1. Ar 2. Hídrica 3. Solo / Resíduos Sólidos	1. COVs – dos solventes dos produtos aplicados. 2. Banhos residuais de tratamento dos couros – carga orgânica e produtos químicos (cromo, taninos, corantes, óleos e outros). 3. pó / farelo / serragem de rebaixadeira, recortes de couros curtidos, semi-acabados e acabados, pó de lixa, resíduos de produtos de acabamento (tintas, resinas e outros)	1. odor – incômodo ao bem estar público. 2. Prejuízo à qualidade dos corpos d’água. 3. Eventual contaminação do solo e de águas subterrâneas.	- <u>Poluição do solo / Resíduos sólidos industriais:</u> - Art. 51 a 55 do Decreto 8468 / 76 com redação dada pelo Decreto 15425 / 80

(1) NH₃= gás amônia / COVs = compostos orgânicos voláteis / H₂S = gás sulfídrico

Fonte: Pacheco (2005).

No Estado de São Paulo, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) é o órgão ambiental que estabelece os padrões de lançamento de efluentes.

3.6 Pré-Tratamento de Efluentes

Para a remoção dos sólidos suspensos e dissolvidos nos efluentes de curtume é utilizado frequentemente o tratamento físico-químico. A necessidade de remoção do excesso de sólidos presentes nos efluentes de curtume é devido ao favorecimento do crescimento exagerado de certas classes de micro-organismos, que provoca a inibição do crescimento de outras classes de micro-organismos, em especial as metanogênicas, reduzindo consideravelmente a eficiência do reator.

As principais unidades de pré-tratamento utilizadas em sistemas de tratamento de efluentes de curtume são unidades de separação física, de físico-química e de homogeneização. Contudo, anteriormente a etapa de pré-tratamento, geralmente, há presente no sistema um tratamento preliminar composto por uma sequência de grades e caixas para remoção de areia e caixas de gorduras.

Segundo Peron Filho (2005) os sólidos em geral devem ser retirados no processo de separação físico-química por meio da coagulação, seguidos pelas operações: de floculação, decantação, filtração ou híbridos (soma de duas ou mais operações).

Na separação físico-química são utilizados dosadores de coagulantes como sulfato de alumínio, cloreto férrico ou polieletrólitos, também conhecida como tanque de equalização ou homogeneização, adicionados ao efluente que seguem para separação em decantadores. A unidade de homogeneização é conhecida como tanque de equalização, onde se acumulam os diversos despejos líquidos do processo de curtimento do couro, além de se proceder a oxidação dos sulfetos por aeração e o ajuste de pH adicionando-se produtos químicos.

Os processos de separação por membranas estão sendo utilizados em tratamento de água e efluentes com os mais diversos fins, desde remoção de patógenos, remoção de compostos específicos em efluentes como mistura água-óleo, separação de micro-organismos de reatores biológicos (aeróbios ou anaeróbios) em substituição ao decantador secundário, entre outros usos.

As membranas são seletivas para um ou mais compostos, íons ou biomassa contidos no meio líquido que alimenta a unidade de separação. A passagem ou retenção destes compostos, íons ou biomassa é governada por uma ou mais forças, sendo que para micro e ultrafiltração, as mais importantes são a de pressão e de pressão osmótica.

3.7 Membranas

As membranas são barreiras físicas semi-permeável que separa duas fases, evitando o contato próximo e restringindo o movimento das moléculas através de forma seletivamente. Este fato permite a separação de contaminantes da água, produzindo um efluente aquoso purificado (FERNÁNDEZ-ALBA, 2006).

A rápida expansão, a partir de 1960, da utilização de processos de separação por membrana em escala industrial foi impulsionada por dois fatos: a fabricação de membranas capazes de fornecer maiores fluxos de permeado, fabricação de dispositivos compactos, barato e facilmente intercambiáveis onde dispõe de grandes superfícies da membrana.

Segundo Fernandez-Alba (2006) os processos de separação por membranas apresentam as seguintes características:

- Permite a separação de contaminantes que se encontram dissolvidos ou dispersos em forma coloidal;
- Remove os contaminantes que são encontrados em baixa concentração;
- As operações são realizadas à temperatura ambiente;
- Processos simples e compactos, que ocupam pouco espaço;
- Pode ser combinado com outros tratamentos;
- Não elimina realmente o contaminante, apenas concentra em outra fase;
- Pode ter caso de inconsistências entre o contaminante e a membrana;
- Problemas de incrustações de membrana: necessidade de outras substâncias para realizar a limpeza, ajustes de pH, ciclos de parada para limpeza do equipamento;
- Dimensionamento deficiente: fluxo-duplo de equipamento duplos (equipamentos modulares);
- O ruído gerado pelo equipamento necessário para atingir altas pressões.

3.7.1 Tipos de Membrana

Segundo Lizard (2009) as membranas podem ser fabricados com materiais poliméricos, cerâmica ou metal. E de acordo com asua estrutura física pode ser classificada em:

a) Membranas microporosas: pertencem a este grupo as quais tem uma distribuição de diâmetros de poro 0,001 mm – 10 mm. Utilizam-se estas membranas em microfiltração e ultrafiltração. Baseiam-se em exclusão, impedindo a passagem dos contaminantes de maiores diâmetros pelo o poro da membrana, sendo parcialmente rejeitadas as substâncias cujo o tamanho está entre os diâmetros maior e menor dos poros. Neste tipo de membranas a força de condução é responsável pelo fluxo de permeado através da membrana através de diferença de pressão.

b) Membranas Densas: são estruturas sem poros onde passa as substâncias através da membrana seguido um modelo de solução-difusão, no qual componentes da solução dissolve na membrana e posteriormente se difunde através dela. A diferença de solubilidade e difusividade dos componentes da solução da membrana permitem a separação do tamanho de moléculas e ions. A osmose reversa e a nanofiltração são processos que utilizam este tipo de membranas.

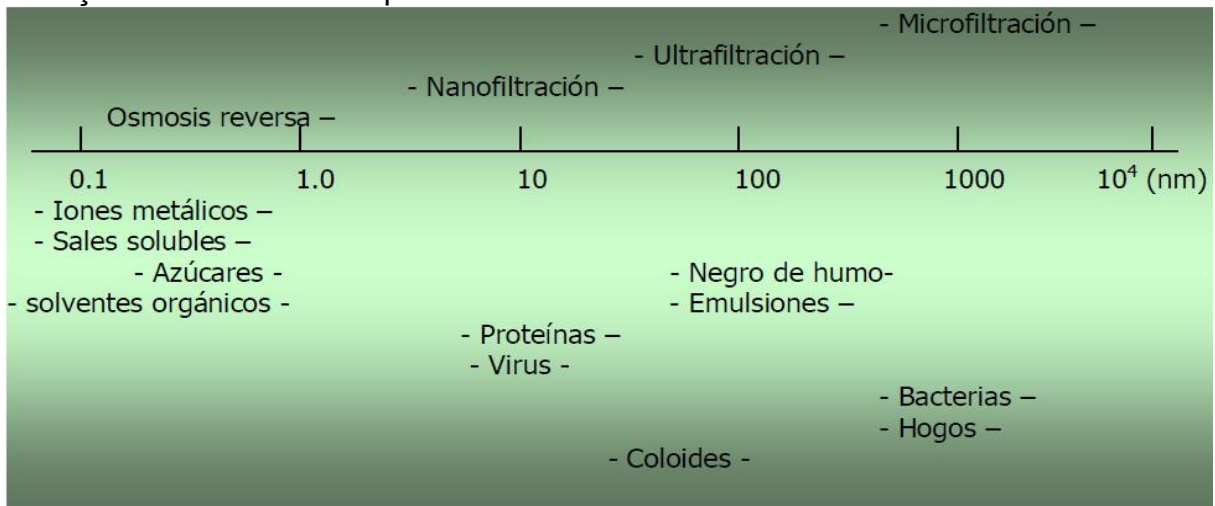
c) Membranas Carregadas Eletricamente: podem ser porosas ou densas, com porções aniônicos ou catiônicos fixados na estrutura da membrana. A separação é causada pela carga da membrana, sendo excluídos aqueles componentes cuja a carga é a mesma da membrana. A separação também depende da carga e concentração dos ions da solução: os ions monovalentes são excluídos com menos eficaz que os divalentes, assim mesmo, o processo de separação é menos efetivo em soluções de elevada força ionica. Estas membranas utilizam-se em processos de eletrodialises.

d) Membranas Anisótropas: são estruturas laminares ou tubulares onde o tamanho do poro, da porosidade ou da porosidade da membrana muda ao longo de sua espessura. São constituídas por uma película fina (densa ou com poros muito finos) suportada em outras mais espessa e porosa, de tal forma que a primeira é responsável pelo processo de separação e o segundo sistema fornece resistência

mecânica suficiente para suportar as condições de trabalho. A película responsável do processo de separação e que fornece resistência mecânica podem ser fabricadas com o mesmo material ou com materiais diferentes.

A Figura 03 mostra a relação existente entre a escala de filtração de uma membrana e a retenção de determinados produtos (MONTROY, 2006).

Figura 3- Relação existente entre a escala de filtração de uma membrana e a retenção de determinados produtos



Fonte: Montroy (2006).

3.7.2 Aplicações da Tecnologias de membrana

Segundo Fernández e Ricones (2004) os processos de membranas consistem na utilização de estruturas porosas para separação de partículas de uma fase líquida mediante a aplicação de uma força motriz, que pode ser um gradiente de pressão, concentração ou um potencial elétrico.

No caso em que a força motriz é um gradiente de pressão, alguns componentes de um efluente podem ser capazes de passar através da membrana a partir do lado de alta pressão para baixa pressão, obtendo duas correntes líquidas: permeado e rejeito. Dependendo da força motriz, do tamanho de partículas que podem ser separados e do tipo de membrana, os processos de membrana podem ser classificados em microfiltração, ultrafiltração, eletrodiálise, nanofiltração e osmose reversa (CYTED, 2001 citado por FERNÁNDEZ; RICONES, 2004).

Para Fernandez-Alba (2006), as tecnologias utilizadas no tratamento de águas residuais industriais podem ser agrupados de acordo com a força motriz responsável pelo fluxo de permeado, conforme Tabela 10.

A natureza da membrana irá alterar a velocidade de passagem das substâncias dissolvidas em água através da mesma, de modo a produzir um fluxo de permeado com uma concentração de poluentes que atende aos regulamentos do uso a que se destina dar e, no caso de filtração tangencial, um fluxo de permeado com um elevado concentração dos contaminantes deve ser tratado antes da descarga.

Tabela 10 - Relação da Tecnologia e a força impulsora

Tecnologias	Força Impulsora
Microfiltração (MF) Ultrafiltração (UF) Osmose inversa (RO) Nanofiltração (NF)	Diferença de pressão transmembrana
Eletrolíase	Diferença de potencial elétrico transmembrana

Fonte: Fernandez-Alba (2006).

A microfiltração é usada para separar partículas na gama de 0,05 a 10µm, utilizando membranas porosas, e geralmente trabalha-se com pressões de um intervalo entre 0,5 e 3bar. A maioria das membranas de microfiltração são geralmente feitas de materiais poliméricos, embora os materiais inorgânicos são amplamente utilizados também, tais como alumínio, zinco, titânio, carbono e vários metais (aço, estanho, níquel, entre outros).

Utilizam-se membranas principalmente para reter sólidos suspensos e podem ser usados em processos de clarificação (como uma etapa prévia de limpeza), esterilização e concentração.

Algumas aplicações importantes são: esterilização a frio de bebidas e produtos farmacêuticos, clarificação de sucos de frutas, vinho e cerveja, recuperação de metais como óxidos ou hidróxidos coloidais, tratamento de águas residuais e superficiais e separação de emulsões azeite-água (SCOTT; HUGHES, 1996 citado por MONTROY, 2006).

Para Lizard (2009), esta operação permite eliminar cistos, bactérias e a maioria das partículas. Portanto, sua utilização é principalmente na eliminação de partículas (clarificação).

Utiliza-se ultrafiltração para reter moléculas como proteínas, polímeros ou partículas coloidais e emulsões (0,1 – 0,001 μ m), aplicando pressões compreendidas entre 1 e 10 bar. As moléculas pequenas, tais como sais e solventes ou solutos de baixo peso molecular podem passar livremente através da membrana (SCOTT; HUGHES, 1996 citado por MONTROY, 2006).

Para Lizard (2009), estas membranas são porosas e eliminam cistos, bactérias, vírus, sólidos em suspensão, e partículas de ferro e mangânes. Este tipo de membrana não são eficazes na eliminação de compostos orgânicos naturais ou sintéticos.

A nanofiltração é um processo de membrana intermediária entre a ultrafiltração e ósmose reversa, empregado para reter moléculas orgânicas de baixo peso molecular (200-1000Da) e ions multivalentes, como por exemplo Ca^{2+} . (SCOTT E HUGHES, 1996 citado por MONTROY, 2006).

Para Lizard (2009), estas membranas permite eliminar cistos, bactérias, vírus, matéria orgânica, sais, dureza, patógenos, pesticidas, turbidez, pesticidas e quase todos os contaminates conhecidos.

A osmose reversa permite reter moléculas de baixo peso molecular (<0,0005 μ m), tais como sais. Seu maior campo de aplicação é na desalinização de água do mar, produção de água ultrapura, concentração de açúcar, suco e leite na indústria de alimentos e tratamento de águas residuárias (SCOTT; HUGHES, 1996 citado por MONTROY, 2006).

Segundo Fernández e Ricone (2004), a osmose reversa é um tratamento alternativo para remoção do cromo presente no efluente dos resíduos de curtumes, sendo também responsável pela remoção de sólidos dissolvidos, sais e moléculas orgânicas.

3.7.3 Características Operacionais

A seleção do tipo de membrana a ser utilizada está vinculada com o tipo de resíduo a ser tratado. Atendendo as suas características de trabalho, ser de baixo

custo, os materiais mais utilizados na atualidade para as membranas de um biorreator de membrana são os poliméricos, principalmente, poliétersulfona, polietileno e polivinilideno de vinideno.

Em relação a configuração ideal, não existe uma tendência determinada e se pode encontrar nos diversos mercados fornecedores que proporcionam uma gama de membranas que atende a muitos parâmetros analisados anteriormente.

Uma comparação entre algumas configurações distintas de membranas mais utilizadas nos biorreatores de membrana é apresentada na Tabela 11 (GONZALES, 2009).

Tabela 11- Comparação entre algumas configurações distintas de membranas mais utilizadas nos biorreatores de membrana.

Tipo de Membrana	Relação de área/volume (m²/m³)	Custo	Promoção de Turbulência	Vantagens	Desvantagens
Tubular	20-30	Muito alto	Muito bom	Fácil de limpar; Toleram altas concentrações de sólidos suspensos totais	Custos investimento e substituição muito elevada
Placas	400-600	alto	fraco	Podem desmantelar se para limpeza	Design completo que não permite retrolavagens
Tubo Capilar	600-1200	baixo	bom	Características entre tubular e fibra oca.	
Fibra oca	5000-40000	Muito baixo	Muito pobre	Retrolavagens completas; Compactas; Toleram altos níveis de substâncias coloidais	baixa tolerância a choques de pressão

Fonte: Gonzales (2009).

Para possibilitar a passagem do filtrado através da membrana é necessário exercer uma força que conduz o fluido através dela. Os mecanismos de transporte mais importantes no biorreatores de membrana são a difusão e a convecção.

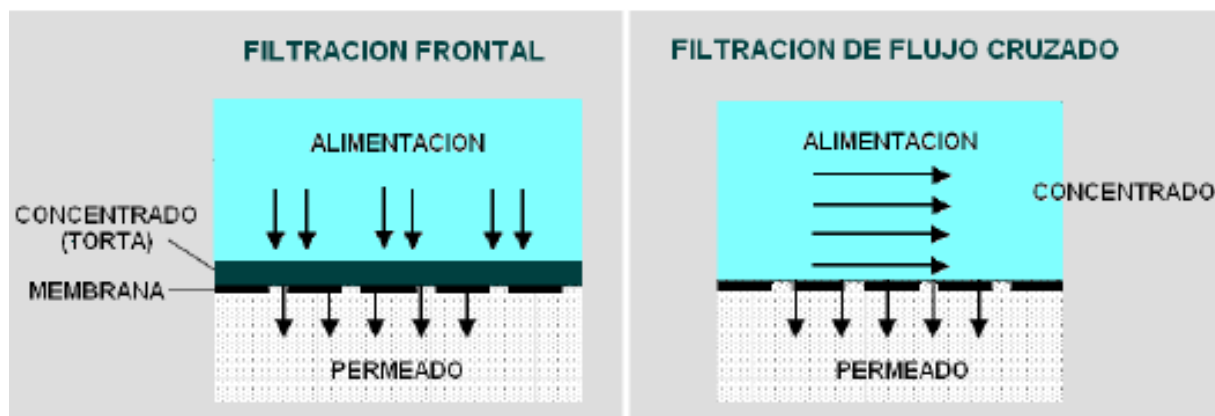
Uma vez que o fluxo e a pressão são estreitamente interligados no processo, pode-se definir cada um deles de acordo com os critérios de concepção. Geralmente, costuma-se definir um valor de fluxo e posteriormente determina-se o valor da pressão transmembral que é adequado para trabalhar no sistema.

Os sistemas de filtração por membrana nos biorreatores de membrana são basicamente dois: a filtração frontal e a filtração de fluxo cruzado ou tangencial. Na Figura 04 é mostrada uma representação de suas características e diferenças existentes entre os principais esquemas de filtração utilizados nos biorreatores de membrana (METCALF, 2003 citado por GONZALES, 2009).

Na filtração frontal todos os componentes, suspensos e dissolvidos, são transportados através da membrana, isto leva a um aumento da concentração de material na superfície da membrana e conseqüentemente aumenta a colmatação. Este tipo de ocorrência é menor para o caso da filtração tangencial, no qual o movimento da alimentação sobre a superfície da membrana impede a excessiva deposição de material, e conduz a valores mais elevados de fluxo de permeado.

No caso de filtração frontal consegue-se diminuir a quantidade de material depositado sobre a membrana utilizando a injeção de bolhas de ar que criam forças de cisalhamento capazes de desprender o material da torta (RIPPERGER, 2002).

Figura 4- Esquemas de filtração utilizados em biorreatores de membrana: Fluxo Frontal e cruzado.



Fonte: Gonzalez-alba (2006).

A ocorrência da colmatação da membrana é devido à presença de substâncias que podem interagir com ela, absorvendo ou precipitando em sua superfície ou penetrando no seu interior, as quais são absorvidas nas paredes dos poros, reduzindo o diâmetro de passagem. A consequência da colmatação é a diminuição do fluxo do permeado, devido a maior resistência na membrana.

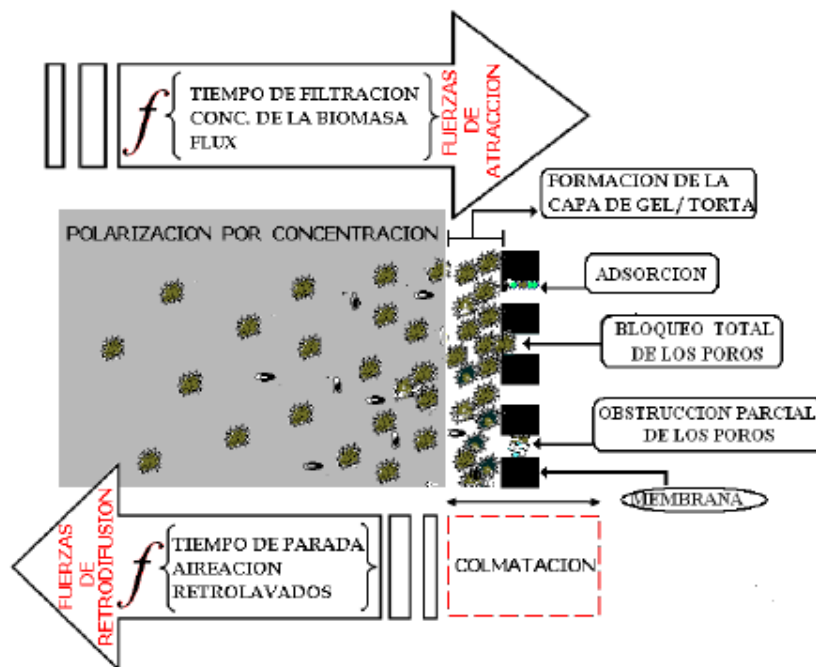
Um aumento progressivo da diferença de pressão transmembranar, com o fim de manutenção do fluxo de permeado, acelerará o processo de contaminação e pode

chegar a um entupimento irreversível da membrana, o que faria necessária a substituição (FERNANDEZ-ALBA, 2006).

Segundo Gonzalez (2009), a Figura 05 mostra as principais fatores e mecanismos que influenciam na colmatação da membrana durante a filtração.

O mau funcionamento depende do tempo de trabalho da membrana. A forma de corrigi-lo dependerá das características de colmatação. Assim, em um caso de colmatação de superfície, uma mudança na direção do fluxo, intervalos de tempo bem definidos ou em formas de pulso, pode ser suficiente para resolver o problema. Em outras situações de colmatação no interior da membrana ou deposições persistentes na superfície, será necessário o emprego de produtos químicos de limpeza (FERNANDEZ-ALBA, 2006).

Figura 5- Principais fatores e mecanismos que influenciam na colmatação da membrana durante a filtração



Fonte: Gonzalez-Alba (2006).

Segundo Montoy (2006), a Tabela 12 apresenta os agentes químicos mais comumente usados na limpeza de membranas.

Tabela 12- Principais categorias de agentes químicos utilizados na limpeza de membranas

Categoria	Exemplo
Cáusticos	Hidróxicos, carbonatos e fosfatos
Oxidantes/desinfetantes	Peróxido de hidrogênio, ácido peroxiácetico, hipoclorito de sódio, metabissulfito
Ácidos	Cítrico, nítrico e fosfórico
Agentes Quelantes	EDTA, ácido cítrico
Surfactantes	Aniônico e não iônicos
Enzimas	Proteínas e lipases

Fonte: Montoy (2006).

A limpeza é uma reação heterogênea entre a solução de limpeza e a camada de contaminantes. Para alcançar uma limpeza efetiva, os agentes de limpeza devem ter as seguintes características (D' SOUZA; MAWSON, 2005 citado por MONTROY, 2006):

- Uma concentração de composto ativo ótima, com boas características de solubilidade e enxague;
- Desprender e dissolver o material de colmatção, e manter em suspensão para evitar a redeposição do material sobre as superfícies limpas;
- Nível baixo ou moderado de espumas;
- Boa compatibilidade com as membranas e com os outros componentes do sistema;
- Promover a desinfecção das superfícies húmidas.

Segundo Bezerra (2010), que em seu trabalho utilizou um biorreator de membranas (MBR) tratando águas residuárias industriais do processo de produção de aminoácidos, esta técnica mostrou-se viável pelos resultados atingidos. O efluente utilizado continha 2.505 mgDQO/L de material carbonáceo e 277mgNTK/L de material nitrogenado e posteriormente ao tratamento por MBR o efluente apresentou concentrações médias de 59 ± 27 mgDQO/L, $0,60 \pm 0,24$ mgN-NH₄⁺/L e $20,5 \pm 11,9$ mgN_{total}/L, com eficiências médias de remoção de DQO, NTK e NT de 97,5%, 98,6% e 92,1%, respectivamente.

3.8 Tratamento biológico

De acordo com Yendo (2003) os processos biológicos de tratamento podem ser usados para eliminação de:

- compostos orgânicos biodegradáveis;

- compostos de nitrogênio (N-orgânico, NH_4^+ , NO_3^- e NO_2^-);
- compostos de fósforo (inorgânico e orgânico);
- compostos de enxofre (S-orgânico, SO_4^{2-} , SO_3^{2-} , S^{2-});

Segundo Branco (1986) o processo de tratamentos de efluentes industriais, tem por objetivo remover os contaminantes mediante atividade biológica, através da ação de micro-organismos. Este processo tem a capacidade de remover principalmente as substâncias orgânicas biodegradáveis, coloidais ou dissolvidas, da água residuária, mediante sua conversão em gases que escapam para a atmosfera e em biomassa, extraída mediante sedimentação.

Dentre os tratamentos biológicos de efluentes, os mais utilizados são lagoas aeradas, lagoas de estabilização facultativas, lodos ativados, sistemas aeróbios com biofilmes e sistemas anaeróbios.

Nestes tratamentos são encontrados diversos gêneros de bactérias em ambiente aeróbio, além de micro-organismos filamentosos, bactérias nitrificantes, protozoários e outros organismos com participação indireta no processo de degradação. A degradação ocorre pela interação de três processos básicos: a oxidação, a síntese e a auto-oxidação (respiração endógena).

Segundo Pereira (2008), a oxidação compreende a transformação da matéria carbonácea em compostos estabilizados pelos micro-organismos para obter energia para manutenção de suas funções biológicas. Na síntese, a transformação da matéria fornece energia para a formação de novas células pelos micro-organismos e na auto-oxidação ou respiração endógena é o processo pelo qual os micro-organismos obtêm energia por meio da decomposição de próprio material celular, quando esse se encontra inativo.

A tratabilidade biológica de um despejo, bem como a extensão da utilização de um certo sistema biológico, é obtida pela definição do conceito de biodegradabilidade.

Claas e Maia (1994) relatam que uma boa estimativa da biodegradabilidade de um efluente é o fator de biodegradabilidade, expresso pela equação 01.

$$\mathbf{fb = DBO \div (0,65 \times DQO)} \quad (01)$$

Sendo:

fb: fator de biodegradabilidade

DBO: demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)

DQO: demanda química de oxigênio (mg/L)

Assim os valores do fator encontrado pela equação 01 pode ser classificados como:

- $fb > 0,90$: ótima degradabilidade
- $0,70 < fb < 0,90$: boa a muito boa
- $0,60 < fb < 0,70$: regular
- $0,40 < fb < 0,60$: fraca a regular
- $0,20 < fb < 0,40$: muito fraca
- $fb < 0,20$: praticamente não biodegradável

O fator 0,65 é adotada para efluentes primários industriais, também sendo aplicada a efluentes de curtumes do tipo completo. O fator de biodegradabilidade fb varia de 0 a 1 e mais biodegradável será o efluente quanto mais se aproximar de 1. Os efluentes de curtumes completos, conforme esta classificação, apresentam uma condição regular de biotratabilidade.

3.9 Reatores aeróbios

De acordo com Von Sperling (1996), os processos de tratamento aeróbio são divididos em:

- Processos com crescimento suspenso: são os processos de tratamento biológico nos quais os micro-organismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica ou outros constituintes das águas residuárias a gases e tecido celular, são mantidos em suspensão dentro do líquido (sem nenhuma estrutura de sustentação).
- Processos com crescimento aderido: são os processos de tratamento biológico nos quais os micro-organismos estão aderidos a um meio suporte que pode ser de material sólido natural (pedras, areia, solo) ou material artificial (plástico, cerâmico). Esses processos também são conhecidos como processos de leito fixo.

Os reatores com crescimento suspenso são: lagoa aerada, reator seqüencial em batelada, digestor aeróbio e lodos ativados. Os reatores com crescimento aderido são: filtro biológico, bio-disco, BF.

Segundo Peron Filho (2005) no tratamento biológico os reatores com biofilmes são compostos de populações ou comunidades de micro-organismos, como espécies de bactérias, fungos, protozoários, algas, leveduras entre outros, que se desenvolvem aderidos ou não a uma superfície sólida. Estes podem ser encontrados em todo ambiente, contendo essencialmente uma umidade relativa presente.

Os reatores com Biofilmes são de grande interesse em biotecnologia, sendo sua utilização bastante intensa na área Ambiental, devido a três razões principais: elevados volumes de efluentes domésticos e industriais gerados, facilidade de utilização das populações naturais ou mistas que formam o biofilme, operação do processo pode ser feita com elevadas concentrações de biomassa, sem necessidade de promover retenção e/ou recirculação de biomassa.

A biomassa pode crescer nos reatores de duas maneiras: na forma de flocos ou aderida a partículas sólidas formando uma fina camada chamada de biofilme.

Em um reator aeróbio, o oxigênio é consumido à medida que penetra no biofilme, até atingir valores que definem condições anóxicas ou anaeróbias. Pode-se ter, portanto, uma camada externa com oxigênio, e outra interna, sem oxigênio (YENDO, 2003).

Segundo Iwai e Kitao (1994), o oxigênio dissolvido é o fator determinante no estabelecimento das camadas. Na camada em condições anóxicas, ocorrerá a redução de nitrato. Em condições anaeróbias, ter-se-á a formação de ácidos orgânicos e a redução de sulfatos. Esta coexistência entre condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias é uma importante característica dos sistemas com biofilmes.

O processo de formação de um biofilme pode ser compreendido como ocorrendo em três estágios (IWA; KITAO, 1994). A Tabela 13 apresenta as principais características destes três estágios, associadas à espessura do biofilme:

Tabela 13- Estágios da formação do biofilme em meio suporte

Espessura do Biofilme	Características
Fina	O filme é fino e freqüentemente não cobre toda a superfície do meio suporte; O crescimento bacteriano se dá Segundo uma taxa logarítmica; Todos os micro-organismos crescem nas mesmas condições, com o crescimento sendo similar ao de uma biomassa dispersa.
Intermédia	A espessura do filme torna-se muito maior; A taxa de crescimento bacteriano torna-se constante; A espessura da camada ativa permanece inalterada, independentemente do aumento da espessura total do biofilme; Caso o suprimento de matéria orgânica seja limitado, os micro-organismos assumem um metabolismo suficiente apenas para a sua manutenção, não havendo crescimento bacteriano Caso o suprimento de matéria orgânica seja inferior aos requisitos para manutenção, a espessura do biofilme torna-se menor
Elevada	A espessura do biofilme atinge um valor bastante elevado. O crescimento microbiano é contraposto pelo próprio decaimento dos organismos, pelo consumo por outros organismos e pela tensão de Cisalhamento; Partes do biofilme podem ser desalojadas do meio suporte. Caso o biofilme continue a crescer, sem ser desalojado do meio suporte, ocorrerão entupimentos do biofiltro.

Fonte: Von Sperling (1996).

O desenvolvimento do biofilme é caracterizado como a diferença entre o crescimento dos micro-organismos somado com a aderência e o seu desprendimento (NICOLELLA et al., 2000). Esta diferença determina a estrutura física do biofilme.

A formação do biofilme é fortemente influenciada pelas condições hidrodinâmicas dos reatores, alterando sua espessura e densidade. A condição de fluxo turbulento garante uma maior interação entre as partículas por meio do atrito, ocasionando o controle da espessura e melhorando a condição do transporte de nutrientes às regiões mais profundas por meio de processos difusivos. Além do atrito, as tensões de cisalhamento entre o meio líquido e a superfície também provocam alterações de espessura (NICOLELLA et al., 2000).

Os substratos (matéria orgânica, micronutrientes) e fontes de oxigênio, precisam atravessar a interface sólido-líquido, e serem transportados através do agregado para alcançar as células microbianas e, conseqüentemente, consumidos. Este transporte é em geral por difusão e resulta em um gradiente de concentração dentro do agregado. A profundidade da penetração de substratos em Biofilmes depende principalmente da sua porosidade, concentração de substrato na maior

parte do líquido, transferência de massa na interface Biofilme-Líquido e velocidade de reação no Biofilme (HEIJNEN, 1984).

Devido à difusão do gradiente de concentração do substrato, um gradiente da taxa de crescimento também existe dentro do agregado. Em sistemas de Biofilmes de multi-espécies, o crescimento será conduzido a um Biofilme com estruturas em camadas, onde os organismos com taxa de crescimento mais elevada serão encontrados na parte externa do Biofilme, enquanto os organismos com crescimento mais lento serão encontrados na parte interna do mesmo, protegidos de forças externas de cisalhamento, onde serão menos prováveis de serem perdidos devido à separação e lavagem (HEIJNEN, 1984).

Assim o desenvolvimento do biofilme se torna mais rápido em sistemas de escoamento, nos quais os nutrientes adequados são disponíveis em quantidades adequadas.

3.10 Biofiltro Aerado Submerso (BF)

Segundo Chernicharo, Araújo e Gonçalves (1996), no início dos anos 1980 os BFs aerados submersos (BF) surgiram como nova tecnologia de tratamento de esgoto sanitário. Pelo menos quinze grandes estações de tratamento deste tipo encontram-se em operação atualmente na França (15.000 a 200.000 hab.eq.).

Protótipos industriais vêm sendo estudados pelo órgão de saneamento da região parisiense, com vistas à adequação da estação de tratamento de Achères (5 milhões de hab.eq.) aos novos padrões europeus de qualidade de efluentes. Os primeiros estudos para utilização do processo em alguns estados brasileiros (PR, RJ e ES) encontram-se em desenvolvimento.

Os primeiros BF estão sendo concebidos para realizar a remoção de sólidos suspensos e a oxidação da matéria orgânica em esgotos domésticos. Atualmente, os BF são capazes de atingir diferentes objetivos de qualidade, tais como a oxidação de matéria orgânica, a nitrificação secundária ou terciária, a desnitrificação e a desfosfatação físico-química (CHERNICHARO; ARAÚJO; GONÇALVES, 1996).

O BF é constituído por um tanque preenchido com um material poroso, através do qual o efluente e ar fluem permanentemente. Para Chernicharo (2001), dentre os processos existentes, o meio poroso é mantido sob total imersão pelo fluxo hidráulico, caracterizando-os como reatores trifásicos compostos por:

- Fase sólida: constituída pelo meio suporte e pelas colônias de micro-organismos que nele se desenvolvem, sob a forma de um filme biológico (biofilme);
- Fase líquida: composta pelo líquido em permanente escoamento através do meio poroso;
- Fase gasosa: formada pela aeração artificial e, em reduzida escala, pelos gases subprodutos da atividade biológica.

Kamiyama (1993) apresentou o filtro aeróbio submerso como processo compacto para o tratamento complementar dos efluentes de tanques sépticos (TS). O autor cita que o desempenho do filtro para o tratamento dos esgotos foi altamente satisfatório em diversos países, removendo não somente poluentes orgânicos, mas também nutrientes inorgânicos (N e P), através do emprego da tecnologia de biofilme.

Gonçalves et al. (1997) citaram os resultados da operação (considerada exploratória pelos autores) de um reator UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket (46 L) e um BF (6,3 L), tratando esgoto sanitário a nível secundário. As eficiências médias de remoção de SS, DBO e DQO do conjunto foram respectivamente 94%, 96% e 91%. O efluente final, correspondendo ao efluente do filtro, apresentou rigoroso estado de mineralização, com as seguintes características médias: SST com 10 mg/L, DBO com 9 mg/L e DQO com 38 mg/L.

Bof et al. (1999) deram seguimento ao trabalho de Gonçalves et al. (1997), agora operando o conjunto UASB e filtro submerso sob variações horárias de cargas e recirculação frequente do lodo aeróbio para o UASB. Na pesquisa, eficiências de 92% (SST), 89% (DBO) e 93% (DQO) foram obtidas para um TDH médio de 6 horas no reator UASB, resultando em um efluente final com 15 mg/L de SST, 15 mg/L de DBO e 58 mg/L de DQO.

De acordo com Gonçalves (1996) citado por Yendo (2003), o princípio de purificação dos efluentes nos BFs está baseado na biofiltração através de um meio granular que serve para dois propósitos: conversão biológica da matéria orgânica pela biomassa aderida ao meio suporte e retenção física de partículas suspensas por meio de filtração através do leito filtrante.

Segundo Gonçalves et al. (1997) as principais características do BF são: compacidade, alta concentração de biomassa ativa no volume reacional, idade do lodo elevada, pequena produção de lodo, resistência aos choques (hidráulicos e de

carga orgânica) e possibilidade de cobertura evitando problemas com odores e impacto visual.

Vários aspectos tecnológicos são essenciais para a diferenciação das diversas configurações de BF (PERON FILHO, 2005). Entre eles, estão: tipo de material suporte, sentido de fluxo hidráulico, sistema de aeração e o sistema de lavagem do meio filtrante.

Os compostos orgânicos são estabilizados no interior do biofilme, difundindo-se através da interface líquido-biofilme, e depois através do próprio biofilme. Os produtos finais de degradação são transportados no sentido inverso. As condições hidrodinâmicas dos BFs favorecem o desenvolvimento de um biofilme fino, altamente ativo. A associação da turbulência com a elevada velocidade do líquido controla a espessura do biofilme (YENDO, 2003).

A estabilidade em relação a choques de temperatura e compostos tóxicos é decorrência da espessura do biofilme, que aumenta quando a temperatura cai ou a concentração de compostos tóxicos ultrapassa o valor de inibição, reduzindo a sensibilidade do processo.

O fluxo de ar nos BF só é viável no fluxo ascendente, devido ao estado de permanente imersão do meio suporte. Portanto, existem duas possibilidades de fluxo hidráulico: co-corrente (fluxos de ar e líquido ascendentes) e contra-corrente (fluxo de ar e líquido em direções opostas). O sentido do fluxo hidráulico pode influenciar na retenção de sólidos suspensos, transferência de oxigênio para o líquido, evolução da perda de carga, tipo de lavagem, gastos energéticos e produção de odores (MATSUMOTO; PEREIRA, 2006).

Segundo Motta (1995), esse tipo de tecnologia tem sido uma opção muito promissora para o tratamento em nível secundário de esgotos domésticos e de efluentes industriais, além de ser viável tanto para efluentes concentrados (DQO elevada) como para efluentes diluídos (DQO baixa).

Este reator possui biomassa fixa a um suporte, proporcionando elevadas concentrações de biomassa ativa no seu interior, mesmo sem recirculação do lodo, gerando várias facilidades operacionais. Além disso, a biomassa aderida ao recheio aumenta o tempo de retenção dos sólidos (ou idade do lodo), tornando o sistema mais resistente a choques de cargas hidráulica e orgânica.

Com relação ao material do meio suporte, os materiais granulares de origem mineral são os mais utilizados nas estações de tratamento de esgotos em operação atualmente. Grãos de argila calcinada ou xisto expandido da família dos silicatos e filitosos são os mais comuns (MATSUMOTO; PEREIRA, 2006).

Por outro lado, a utilização de material sintético intensificou-se no início da década de 1990, gerando novos processos com meio flutuante ou estruturado (não granular). Meios granulares compostos por materiais tais como poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e plástico, têm sido utilizados (CHERNICHARO; ARAÚJO; GONÇALVES, 1996).

De acordo com Pujol, Canler e Iwema (1992), a principal vantagem do BF é a possibilidade de gerar estações com baixo impacto ambiental, passíveis de serem cobertas e desodorizadas com relativa simplicidade. Outras vantagens são a compactidade, o aspecto modular, a rápida entrada em regime, a resistência aos choques de cargas, a ausência de clarificação secundária e a resistência às baixas temperaturas do esgoto.

Os BF podem se constituir numa excelente opção de pós-tratamento de reatores de membrana seletiva devido a sua capacidade de remover os compostos solúveis e reter as partículas em suspensão do efluente no mesmo reator, caracterizando assim uma etapa de polimento do efluente.

3.10.1 Funcionalidade do Biofiltro Aerado Submerso

Nos processos biológicos de tratamento de efluentes a composição química exata das células microbianas é raramente conhecida, os requisitos nutricionais são, usualmente, estabelecidos através da composição empírica das células. Levando-se em consideração que quase todas as células vivas são formadas por tipos similares de compostos, e que essas apresentam composições químicas similares, requerendo, assim, os mesmos elementos nas mesmas proporções relativas.

Segundo Campos (1999) o nitrogênio (N) e o fósforo (P) são os nutrientes essenciais para qualquer processo biológico. Além desses, o enxofre (S) é um dos nutrientes essenciais para que ocorra a metanogênese. A presença de micronutrientes como ferro (Fe), cobalto (Co), níquel (Ni) e Zinco (Zn), estimula o processo anaeróbio.

Para von Sperling (1997), a falta de alguns nutrientes pode comprometer o desenvolvimento dos diferentes grupos de bactérias e afetar todo o processo biológico. Geralmente os esgotos domésticos apresentam os nutrientes em concentrações adequadas para os sistemas biológicos de tratamento. Ao contrário, em certos despejos industriais pode haver falta de determinado nutriente, necessitando geralmente de uma complementação para uma boa eficiência do processo.

Na maioria das vezes, o nitrogênio é o nutriente inorgânico requerido em maiores concentrações. A amônia e a porção de nitrogênio orgânico liberado durante a degradação são as principais fontes de nitrogênio utilizadas pelos micro-organismos.

O enxofre é um elemento essencial para todos os seres vivos. Além de sua importância na constituição de proteínas, pela presença nos aminoácidos cisteína, cistina e metionina, e também em moléculas importantes no metabolismo celular (SILVA, 2003).

Para que a metanogênese ocorra de modo satisfatório a concentração de enxofre deve ser de mesma grandeza ou levemente superior à de fósforo (SPEECE, 1996).

De acordo Pereira (2008), a concentração de sulfeto de 0,5mg/L tem efeito negativo sobre a atividade de nitrificação. O sulfeto associado a altas concentrações de matéria orgânica causa a redução de 30 a 40% da capacidade de nitrificação.

De acordo com Pereira (2008), o sentido de fluxo hidráulico (ar e água) determina as principais características operacionais de um BF, influenciando diretamente na retenção de sólidos suspensos, na transferência gás-líquido de oxigênio, na evolução da perda de carga hidráulica, no tipo de lavagem, nos gastos energéticos e na produção de odores.

O fluxo de ar nos BF só é viável no fluxo ascendente, devido ao estado de permanente imersão do meio suporte. A corrente descendente de ar só é possível em meios granulares que não sejam submersos (caso dos filtros biológicos percoladores), o que limita as opções para o fluxo hidráulico em BF à duas possibilidades: co-corrente (com fluxos de ar e líquido ascendente) e contra-corrente (com fluxo de líquido descendente e ar ascendente).

Quanto ao sistema de aeração, a maioria dos BF dispõe de um sistema direto de aeração artificial, composto por sopradores e tubulações para o transporte de ar.

Para Cudas (2003) citado por Pereira (2008) a aeração é uma operação unitária de fundamental importância nos sistemas aeróbios de tratamento de efluentes. O oxigênio é um gás com baixa solubilidade em meio líquido, e por essa razão, há em vários sistemas a necessidade de se acelerar o processo natural, de forma que o fornecimento de oxigênio possa se dar em uma taxa mais elevada, equivalente à taxa do seu consumo pelas bactérias.

Em muitos sistemas aeróbios a velocidade de transferência de oxigênio para as células é o fator limitante, que determina a velocidade de conversão biológica. A disponibilidade de oxigênio para os micro-organismos depende da solubilidade e da transferência de massa, bem como da velocidade com que o oxigênio dissolvido é utilizado (GONÇALVES et al., 2001).

De acordo Gonçalves (2001) as principais vantagens e desvantagens de cada uma destas opções são relacionadas a seguir na Tabela 14:

Tabela 14- Vantagens e Desvantagens do Fluxo em relação ao fluxo de ar

Aspectos	Vantagens e Desvantagens
Capacidade de Retenção de Sólidos	A capacidade de captura de SS é maior nos processos descendentes com meio granular pesado ($d > 1$) ou ascendentes com meio flutuante ($d < 1$). Neste caso, o fluxo de líquido se dá no sentido da compressão do leito filtrante, conferindo-lhe grande capacidade de filtração. Por outro lado, nos processos ascendentes com meio suporte pesado, o fluxo co-corrente produz uma expansão do leito filtrante, permitindo uma retenção de SS melhor distribuída ao longo da altura do BF.
Evolução da Perda de carga	Devido à elevada eficiência na retenção de SS, a perda de carga evolui mais rapidamente nos BF descendentes com leito granular pesado e nos BF ascendentes com meio flutuante.
Comportamento Hidráulico	Os processos descendentes (contra-corrente) podem favorecer a formação de bolhas de ar aprisionado no seio do meio granular (embolia). A desvantagem dos processos ascendentes estaria na possibilidade de haver má distribuição do afluente no meio granular, gerando curtos circuitos e queda de rendimento de depuração do BF;
Demanda de Aeração	Os fabricantes afirmam que os processos descendentes requerem menos ar e que a perda de carga é menor, devido à altura relativamente pequena do leito filtrante (SIBONY, 1983). E os processos ascendentes devido à maior altura do leito filtrante, a eficiência de transferência de oxigênio é elevadíssima – de 23 a 30% (STROHMEIER <i>et al.</i> , 1993).
Detalhes Construtivos	Nos processos descendentes, a tubulação de aeração só entra em contato com o esgoto tratado, sendo menos sujeita a entupimentos por sólidos presentes no esgoto decantado. No caso dos processos ascendentes, somente o esgoto tratado entra em contato com a atmosfera, eliminando problemas de odores.

Fonte: Gonçalves et al. (2001).

Esses procedimentos passam pela adoção de equipamentos especificamente projetados para esse fim, chamados de aeradores, oxigenadores ou difusores (LEITE 2000, citado por PEREIRA, 2008).

A situação mais comum é o BF possuir sistema direto de aeração, composto por sopradores e tubulações para o transporte de ar. Outra opção é utilização de

uma câmara de saturação, na qual o esgoto e o ar são mantidos sob pressão por alguns minutos, aumentando a solubilidade do ar no meio líquido.

Sitônio citado por Fontana (2007) constatou que o sistema de difusão de ar através de pedras porosas não foi eficiente, com a formação de caminhos preferenciais e zonas mortas. Utilizando câmara de saturação na aeração do BF, Soares citado por Fontana (2007), chegou à conclusão que a utilização da mesma foi eficiente no fornecimento de oxigênio ao sistema.

Carvalho Júnior citado por Fontana (2007), realizou experimentos com BF injetando ar no reator tanto por câmara de saturação quanto por sistema de aeração. Concluiu que a câmara de saturação não atendeu a demanda de oxigênio dissolvido necessária à manutenção de condições de aerobiose no reator. A injeção de ar direto no leito do BF, além de fornecer melhores resultados, também melhorou o desprendimento do excesso de biomassa que era descartado do sistema durante as lavagens do leito.

A influência da taxa de aeração na eficiência de um BF, com meio suporte estruturado, verifica que quanto maior a taxa de aeração maior será a remoção de matéria orgânica, portanto, maior a eficiência do mesmo. Também concluíram que com o aumento da taxa de aeração ocorre um incremento de turbulência no meio filtrante, provocando uma diminuição na resistência à transferência de massa, tanto entre gás e líquido como líquido e sólido, influenciando na atividade microbológica do biofilme (RYHINER et al. citado por GODOY, 2007).

Nos BF, o meio suporte deve cumprir as seguintes funções: servir de suporte para fixação dos micro-organismos e reter fisicamente os sólidos suspensos presentes no esgoto. Quanto menor for a superfície específica disponível para fixação das colônias de micro-organismos, menor será também a capacidade de retenção de sólidos suspensos por filtração. Entretanto, materiais com elevada superfície específica favorecem a rápida evolução da perda de carga, ocasionando aumento na frequência na lavagem do BF (GONÇALVES et al., 2001).

Segundo Gonçalves (2001) a escolha das características do meio suporte deve, portanto atender a um compromisso entre a qualidade do efluente tratado e a frequência de lavagem, dentro de limites economicamente razoáveis. Os suportes mais utilizados são compostos por material granular com seguintes características principais:

- granulometria entre 2 e 6mm, no caso de tratamento de esgotos domésticos em BF descendentes . Grãos com diâmetro efetivo entre 1 e 2mm são adequados para a nitrificação terciária em BF ascendentes, enquanto que, para a oxidação carbonácea, o diâmetro deve ser maior do que 2,5mm.

No Brasil, BF com enchimento composto por camadas de brita (brita 4, brita 2 e brita 0) têm sido utilizados com sucesso (BOF et al., 2001). A introdução de camadas de areia aumenta significativamente a clarificação do efluente tratado.

Dentre os materiais granulares, os mais utilizados possuem superfície específica variando entre 200 e 600m²/m³ de material. A título de comparação, os filtros biológicos percoladores são preenchidos com materiais cuja superfície específica é da ordem de 20 a 50m²/m³ (pedras) ou 100 a 200m²/m³(plástico);

Densidade superiores da ordem de 1,5 para o caso dos materiais granulares aplicados ao tratamento secundário implicam em gastos energéticos elevados com a expansão do leito durante a lavagem.

Para evitar a colmatação dos interstícios por partículas menores deve-se utilizar granulometria homogênea. Quando da utilização de leitos estratificados aplicados no tratamento secundário, densidades bem distintas devem ser adotadas entre as camadas de materiais diferentes.

O material deve ser inerte, não-biodegradável e indeformável, para que o suporte conserve as suas características de forma e de granulometria durante vários anos de operação da estação. O meio suporte deve ter resistência à abrasão, para resistir à turbulência produzida pela lavagem do meio granular.

Com relação ao material do meio suporte, os materiais granulares de origem mineral são os mais utilizados nas estações de tratamento de esgotos em operação atualmente. Grãos de argila calcinada ou xisto expandido da família dos silicatos filitosos são os mais comuns.

Por outro lado, a utilização de material sintético intensificou-se no início dos anos 1990, gerando novos processos com meio flutuante ou estruturado (não granular). Meios granulares compostos por materiais tais como poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e plástico, têm sido utilizados. O preço desses materiais é maior do que os de origem mineral, todavia uma parte do custo adicional pode ser compensado por uma menor demanda energética para fluidização durante a lavagem (CHERNICHARO; ARAÚJO; GONÇALVES, 1996).

A forma dos grãos não influencia significativamente o desempenho dos processos, sendo mais importantes às características de superfície, que facilitam a adesão da biomassa (principalmente a superfície específica e a rugosidade) (GONÇALVES et al., 2001).

A lavagem periódica do meio filtrante é etapa imprescindível na operação dos BF, controlando a colmatação progressiva do leito pelo crescimento do biofilme (micro-organismos e SS retidos). A duração destes ciclos depende da granulometria do material, da carga aplicada, das características do esgoto e da natureza da biomassa fixa. A maioria dos BF aplicados ao tratamento secundário de esgotos são dimensionados para operar durante períodos de tempo de 24 a 48 horas, entre duas lavagens consecutivas (GONÇALVES et al., 2001).

A operação compreende a interrupção total do funcionamento da unidade sob lavagem. Após o corte da alimentação de esgoto, fortes descargas hidráulicas seqüenciais de ar e água de lavagem são realizadas para eliminar a biomassa fixa em excesso. Geralmente, as várias descargas hidráulicas são realizadas no sentido contrário ao fluxo de esgoto durante a operação normal do fluxo do BF (retrolavagem) (PEREIRA, 2008).

De acordo com Godoy (2007) as várias etapas que compõem uma operação de lavagem podem obedecer a temporizações diferentes, mas cumprem sempre as seguintes funções em seqüência: desaglomeração do material, mediante fortes descargas de ar, desestruturação do biofilme em excesso, através de fortes descargas de ar e água (concomitantes ou não), descargas de água, para promover o lodo em excesso do meio granular, evacuação do lodo de lavagem.

3.10.2 Aplicação de Biofiltro Aerado Submerso em Tratamento de Efluente em geral

Cabral et al. (2002) avaliaram o tratamento de maus odores através de biofiltro piloto, com composto orgânico. O biofiltro foi construído com coluna de PVC (diâmetro 0,20 m e altura de 0,70 m, preenchido com 0,50 m do meio filtrante). Utilizou-se como meio filtrante o composto orgânico de resíduo sólidos. As eficiências obtidas foram de 54% e 90% na remoção de H₂S e de 86% (média) e

99% (máxima) para NH_3 . Na avaliação da redução dos odores foi observado que o meio filtrante foi eficiente no tratamento dos gases odorantes.

Bastista et al. (2011) avaliaram a remoção da DBO e da DQO em biofiltros operando com esgoto doméstico. A bancada experimental dos biofiltros foi composta de 27 módulos em alvenaria. Nesses módulos foram ensaiados três tipos de materiais orgânicos filtrantes (bagaço de cana-de-açúcar com granulometria de 8 mm, serragem de madeira com granulometria de 2,0 a 5,0mm e lixo orgânico domiciliar compostado com granulometria de 2,0 a 5,0mm) e três taxas de aplicação de esgoto doméstico bruto (0,5; 1,0 e 1,5 $\text{m}^3 \text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$). Após os resultados, concluíram que os efluentes dos biofiltros atendem ao padrão nacional para lançamento em corpos hídricos, no que se refere à DBO, após período de estabilização dos elementos filtrantes.

Bezerra e Matsumoto (2010) propuseram um biorreator de membranas, com zona-anóxica, com objetivo de avaliar a remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, tratando águas residuárias industriais da produção de aminoácidos. O reator operou sob carga volumétrica de 1,91 $\text{kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ e 0,18 $\text{kgNTK}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$; a recirculação do reator aeróbio para o reator anóxico foi de quatro vezes a vazão afluente. O reator apresentou médias de remoção de DQO, NTK e NT de 97, 98 e 92%, respectivamente.

No seu experimento Betto et al. (2013) estudaram o tratamento biológico de efluente de indústria de vegetais congelados em Reator Batelada Sequencial. O efluente utilizado na pesquisa apresentava concentração de SSV variando entre 2.000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e 4.000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, DQO variando entre 300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e 600 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, e quantidade de aeração variando entre 3 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ e 6 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$. Os resultados mostram que a maior eficiência de remoção para DQO foi de 88%, e para nitrogênio total Kjeldahl (NTK) foi de 74,9%. A utilização do reator é uma importante alternativa para agroindústrias, possibilitando a retirada de grandes concentrações de carbono e nutrientes do efluente.

Duda e Oliveira (2011) analisaram o desempenho de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) seguido de um filtro anaeróbio, instalados em série, com volume total de 300L e 190L, respectivamente, no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Para o pós-tratamento do efluente do sistema anaeróbio em dois estágios utilizou-se um filtro biológico percolador com

volume total de 250 L. No sistema de tratamento anaeróbio e de pós-tratamento foram observadas eficiências médias de remoção de demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total (NT), fósforo total (P-total), Cu e Zn de até 98, 99, 78, 84, 99 e 98%, respectivamente.

O sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com o reator UASB e o filtro anaeróbio, seguido do filtro biológico percolador e decantador podem ser viáveis para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com altas eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes, com cargas orgânicas volumétricas elevadas (DUDA; OLIVEIRA, 2011).

Na sua pesquisa Almeida et al. (2011) avaliou filtros percoladores (FBP) pós reatores UASB operando sem a etapa de decantação secundária, com objetivo de remoção de DBO e DQO e SST. O aparato experimental consistia em um reator UASB que alimentava quatro FBP em paralelo, preenchidos com diferentes materiais suporte. Em geral, os sistemas UASB/FBP foram capazes de promover o atendimento aos padrões de lançamento. Neste estudo, o desempenho observado para remoção de matéria orgânica na etapa anaeróbia representou cerca de 70 a 90% da remoção de DBO e DQO, em relação à eficiência global dos sistemas UASB/FBP investigados.

Lopes et al. (2011) estudou a eficiência da remoção de nitrogênio e fósforo do efluente de indústria de castanha de caju, por uso de reator aeróbio em batelada com inóculo de *Aspergillusniger* AN400. Na segunda fase, o reator alcançou bons resultados para remoção de nutrientes sem acúmulo de sua concentração no meio: 49% de fósforo total, 60% de ortofosfato, 79% de amônia, 78% de nitrato e 90% de nitrito, indicando que a menor liberação de nutrientes pelos micro-organismos ocorreu na presença de concentração elevada de glicose.

Em seu estudo Magri et al. (2013) avaliou conchas de ostras como material de preenchimento em um BF. Uma série de condições operacionais foi avaliada visando à nitrificação; portanto, foi possível concluir que, no BF com conchas de ostras, podem ser aplicadas taxas hidráulicas $>5,2\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulico $<7,5\text{h}$, desde que a relação carbono: nitrogênio seja mantida abaixo de quatro. As conchas de ostras mantiveram o sistema tamponado ($\text{pH}=7,5\pm 0,3$), mesmo com uma intensa atividade nitrificante no reator (100%).

3.10.3 Aplicação de Biofiltro Aerado Submerso em Tratamento de Efluente de Curtume

Os curtumes requerem tratamentos mais eficientes de seus efluentes devido às altas cargas poluentes presentes. Vários trabalhos foram desenvolvidos buscando uma maior eficiência, principalmente na remoção de DBO, DQO, cromo, sulfetos e sólidos suspensos.

Dentre eles pode-se citar Léo (2002), que analisou o comportamento de um reator UASB com separador de fases em forma de “Y”, Yendo (2003), que acoplou ao tratamento utilizado por Léo (2002), um BF como pós-tratamento, Peron Filho (2005) realizou uma ampliação de escala do sistema de tratamento utilizado por Léo (2002) e sistemas de pré e pós-tratamento, e Pereira (2008), comparou o sistema utilizado por Peron Filho (2005) com tratamento biológico aeróbio.

Segundo Leo (2002) a remoção de DBO foi em média 67 %, reduzindo a DBO de 1.186mg/L no efluente bruto para 396mg/L. Em relação à DQO, a remoção média foi 53 % e a concentração de sulfetos no efluente bruto foi em média 34,10mg/L, enquanto que no efluente do reator UASB foi 231,00mg/L, o que comprova a redução dos sulfatos a sulfetos. Leo conclui que este sistema não foi capaz de enquadrar os efluentes de acordo com a legislação vigente. Entretanto, produz um efluente mais facilmente tratável por processo aeróbio, possibilitando menores investimentos em área, energia elétrica e equipamentos e recomendou estudos sobre outros dispositivos de pré e pós-tratamento para efluentes líquidos de curtumes (LEO, 2002).

Yendo (2003) no seu experimento estudou o potencial de aplicação do BF para o Pós-Tratamento de efluentes de um reator anaeróbio UASB com separador de fase sem forma de “Y”. Chegou-se a uma remoção média de DBO de 43% no BF, reduzindo a DBO de 885mg/L no efluente bruto para 180mg/L no efluente do BF.

Quanto à DQO, a remoção média foi 47,5%no BF, partindo do efluente bruto com DQO média de 2.442mg/L, reduzindo para 665mg/L. Para melhorar a eficiência do sistema em trabalhos futuros foi recomendado que a realize estudos com tempos de detenção menores, visando otimizar o processo, explorando melhor a variação da altura do BF e a utilização de um eficiente sistema de separação físico-química na remoção de sólidos no tratamento preliminar, o que poderá conduzir a uma melhoria

significativa em relação as concentrações de sólidos totais e suspensos totais no efluente final.

Segundo Peron (2005) o sistema anaeróbio proposto por Leo (2002) foi precedido por dispositivo de pré-tratamento físico-químico, sendo testados dois tipos de pré-tratamento: decantador de coluna e floculador de manta de lodo. Ao final do trabalho de monitoramento, as eficiências de remoção de DQO e DBO foram, em geral, superiores a 65%. Porém, considerando apenas a fase IV, chegou-se a uma eficiência de 80% devido à adequação de carga hidráulica no BF.

Em termos gerais, os resultados do sistema implantado por Peron (2005), quando operava nas mesmas condições de tratamento de Léo (2002) e Yendo (2003) foram melhores que aqueles obtidos por estes autores.

No entanto, recomendou-se a realização de estudos hidrodinâmicos do BF com variação de dispositivos de aeração e tipo do material de enchimento, visando maior eficiência de transferência de oxigênio e determinação da relação ótima entre carga orgânica aplicada e quantidade de ar insuflado, pois estes fatores bem definidos pode-se alcançar uma maior eficiência na remoção dos parâmetros analisados (PERON, 2005).

Pereira (2008) em seu trabalho utilizou duas linhas experimentais, em escala piloto, compostas por: reator UASB simplificado em forma de "Y" seguido de um BF e somente um BF, operadas simultaneamente, recebendo o mesmo efluente pré-tratado físico-quimicamente, por meio de um decantador de coluna e um floculador de manta de lodo.

A linha 1 obteve melhor eficiência de remoção de DQO e DBO do que a linha 2, cuja eficiência foi em torno de 48%. Essa baixa remoção foi devido à ineficiência do sistema de pré-tratamento, enviando para o BF2, elevadas concentrações de sólidos suspensos. A linha, que tratou efluente de curtume associando tratamento anaeróbio e aeróbio, obteve um desempenho melhor do que a linha 2, que utilizou somente tratamento aeróbio.

Pereira (2008) recomendou que deve ser utilizados dispositivos de pré-tratamentos mais eficientes (Microfiltração e Ultrafiltração) ou adoção de técnicas mais adequadas na remoção de sólidos suspensos totais e, principalmente, de sólidos dissolvidos totais, os quais são responsáveis pelas elevadas concentrações de sólidos totais.

Para Pacheco (2005) o tratamento de efluentes por BF, seguido de membranas (ultrafiltração e nanofiltração) – testado para vários efluentes: primário, secundário, total (homogeneizado), entre outros, sendo o Biofiltro constituído, entre outras coisas, por leito de carvão proveniente da LTC (Low temperature conversion) e/ou por carvão vegetal, tecnicamente, funciona muito bem, com redução de 98% DQO, 65-80% de nitrogênio, 99% de cor. Na construção de novos curtumes, este sistema chega a ser competitivo com os sistemas mais convencionais de tratamento (primário secundário – lodos ativados - e terciário).

Sabino et al. (2009) em seu experimento utilizaram o tratamento biológico, como pré-tratamento, seguido de um processo físico-químico (com um polímero como coagulante) e osmose reversa com uma membrana plana. O pré-tratamento biológico foi capaz de remover 67% de DQO, enquanto que o sistema de membrana conclui o processo de purificação da remoção dos compostos orgânicos refratários (cloreto e sulfato). A combinação de um pré-tratamento biológico com um sistema de membrana plana mostrou resultados satisfatórios em relação de recuperação de águas residuárias e reutilização no ciclo do processo de curtume.

Tao et al. (2012) em seu estudo operaram dois biofiltros para examinar os efeitos do pH e da temperatura no processo Anammox-nitritação. Para tamponar o pH e suplementar a alcalinidade foram inseridos lascas de mármore nos biofiltros. A remoção de amônia foi significativamente maior no biofiltro, a pH 8,1 ($7.8 \pm 1.2 \text{gN/m}^3 \cdot \text{d}$) do que no biofiltro a pH 7,6 ($6,4 \pm 1.3 \text{gN/m}^3 \cdot \text{d}$). Em relação a a variação sazonal da temperatura não houve uma significativa remoção de nitrogênio. Este estudo demonstrou que os resíduos dos produtos (lascas de mármore e de escória de forno) podem ser utilizados para a aumentar eficazmente o pH e aumentar a nitritação-anammox para remoção de nitrogênio de águas residuárias de laticínios.

Di Iaconi et al. (2002) estudaram o tratamento biológico de efluente de curtume por meio de reator de biofilme (SBBR), com oxidação química através de aplicação de ozônio. Os resultados foram satisfatórios, alcançando altas eficiências para remoção de DOQ (97%), amônia (98%) e de sólidos em suspensão (99,9%), produzindo efluente tratado conforme a legislação Italiana, sem precisar de tratamento terciário.

Di Iaconi (2011) realizou em seu experimento a aplicação de ozonização com o tratamento biológico para tratamento de três efluentes (curtume, têxtil e aterro sanitário). Os resultados mostram que o tratamento biológico seguido de ozonização não garante níveis depurativos suficiente para descarga para lixiviados do aterro e efluentes de curtume.

Em seu experimento Ganesh et al. (2005) investigou a respirometria combinado com reator de batelada (SBR) no tratamento de efluente de curtume. O SBR operou em ciclo de 12 horas, com uma taxa de carregamento de $1,9-2,1\text{kg}^{-3}\text{d}^{-1}$, alcançou-se remoção de 80-82% de DQO, 78-80 TKN e 83-99% de NH_3 . Entretanto, comparados aos sistemas aeróbios convencionais, seu sistema apresentou altas eficiências.

Os BFs aerados com leito filtrante constituem-se hoje em dia numa tecnologia madura, originando ETEs compactas que podem ser enterradas no sub-solo de estádios esportivos, parques e edifícios em pleno ambiente urbano. Uma das principais vantagens da tecnologia é a possibilidade de projetar estações com baixo impacto ambiental, passíveis de serem cobertas e desodorizadas com relativa simplicidade. Outras vantagens são a compactidade, o aspecto modular, a rápida entrada em regime, a resistência aos choques de cargas, a ausência de clarificação secundária e a resistência à baixas temperaturas do esgoto (GONÇALVES; ROGALLA, 1994).

4 MATERIAL E MÉTODOS

Conforme descrito no Item 2, o objetivo principal desta pesquisa é verificar a real contribuição do processo aeróbio no tratamento de efluente de curtume após pré-tratamento por membranas de microfiltração.

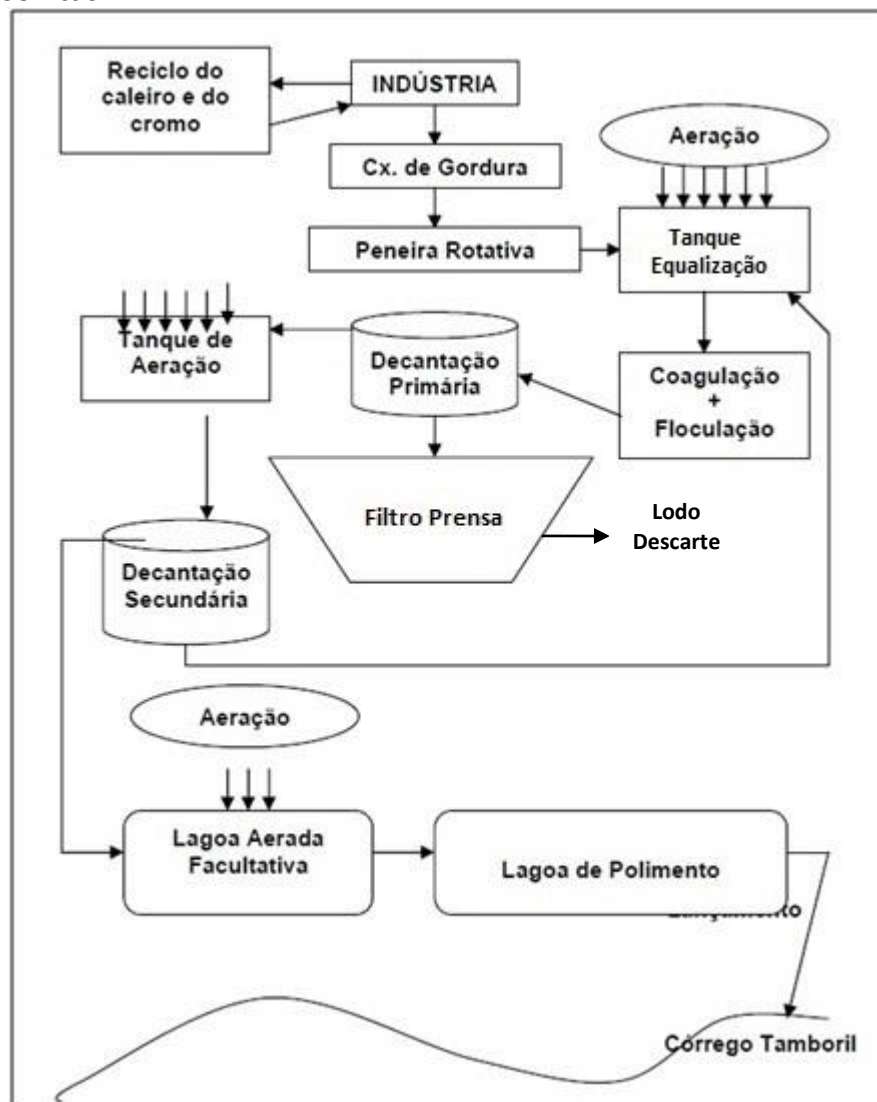
Para consecução desse objetivo, foi utilizado um aparato experimental, em escala piloto de bancada, sendo composto por um microfiltro de membrana e um BF.

4.1 Efluentes do curtume Fuga Couros Jales Ltda

O efluente de curtume tratado foi proveniente do Curtume Fuga Couros. Um esquema das unidades do sistema de tratamento de efluentes do curtume Fuga Couros Jales Ltda é mostrado na Figura 06.

O curtume gera cerca de 500m³/d de efluentes, que são tratados na ETE própria localizada nas dependências do Curtume. Esta ETE é composta por caixa de separação de gordura, microfiltro rotativo, tanque de homogeneização, sistema de coagulação e floculação, decantação primária, lagoa aerada (lodos ativados de aeração prolongada), decantação secundária, lagoa aerada facultativa e lagoa de maturação. O Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) na ETE é de aproximadamente 18 dias, produzindo efluente final com DBO inferior a 100mg/L. Ainda possui um sistema de desidratação de lodo para a disposição ao aterro industrial controlado e sistema de reciclo de banho de calceiro.

Figura 6- Fluxograma do sistema de tratamento de efluentes do curtume Fuga Couros Jales Ltda



Fonte: Léo (2002).

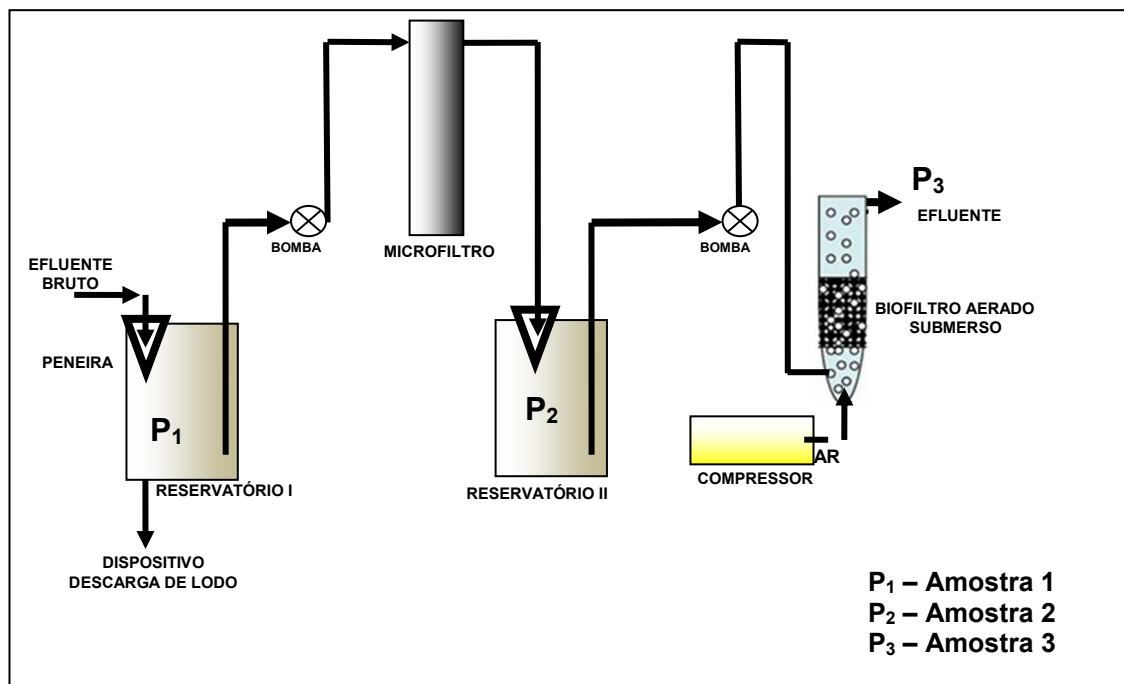
O efluente utilizado para a realização da pesquisa foi o efluente coletado no tanque de equalização da Curtume Fuga Couros Jales Ltda, após passar pela micropeneira e receber um oxidante de sulfeto (cloreto férrico).

As amostras foram coletadas *in situ* (curtume), acondicionadas e transportadas para realização da pesquisa e para análises físico-químicas no laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Campus de Ilha Solteira-SP UNESP.

4.2 Sistema de Tratamento Experimental

Como os resultados dos trabalhos anteriores (LEO 2002, YENDO 2003, PERON 2005, PEREIRA 2008) desenvolvidos com o efluente da Fuga Couros Jales Ltda. não foram satisfatórios para diminuir as concentrações de carga orgânica e de sólidos suspensos e dissolvidos, o presente trabalho buscou aproximar a meta por meio do microfiltro de membrana seguido de um BF como pós-tratamento da linha experimental, conforme mostrado na Figura07.

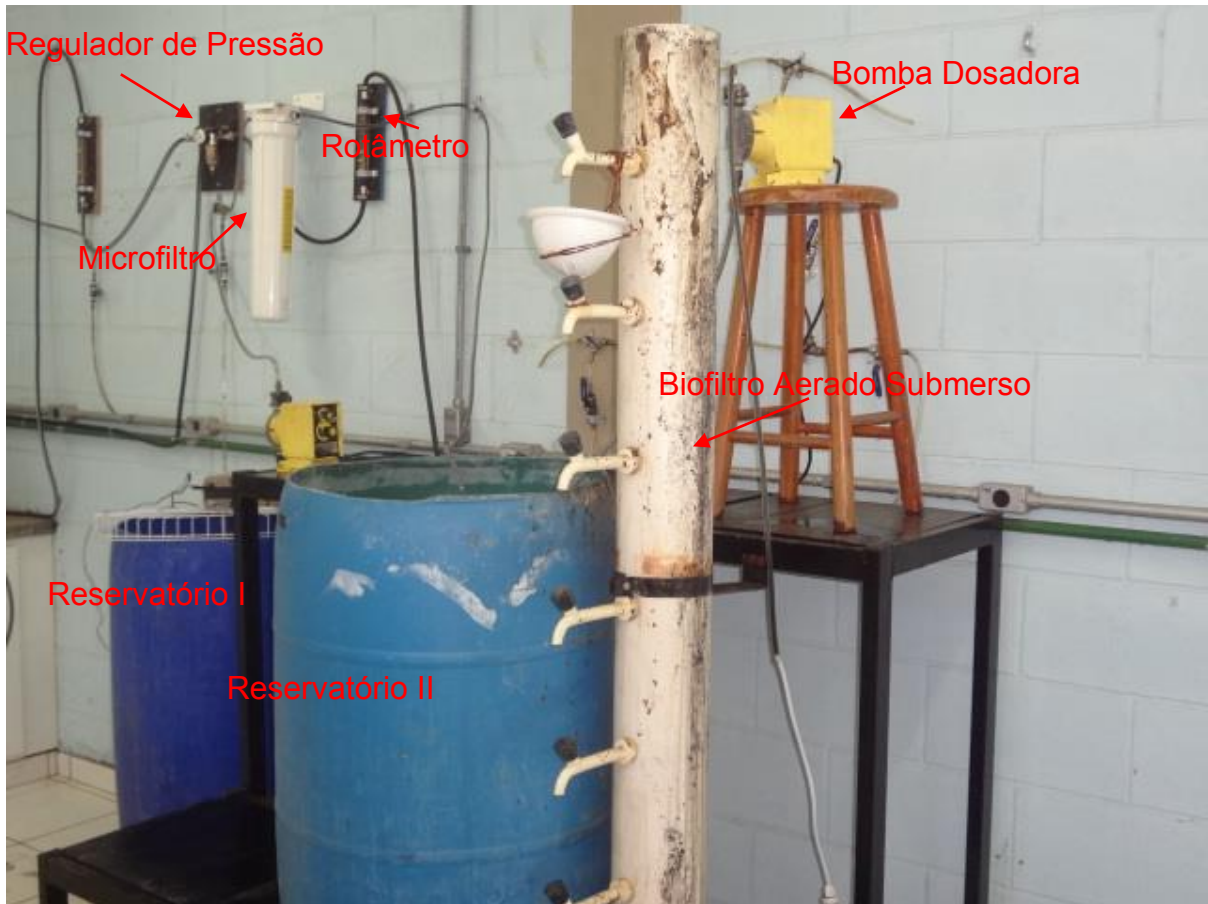
Figura 7- Esquema do sistema de tratamento utilizado e os pontos de amostragem



Fonte: Elaboração do próprio autor

A estação piloto contou com a infra-estrutura necessária, como energia elétrica, iluminação, suporte para as unidades de tratamento, abrigo para o compressor de ar e proteção das instalações. Na figura 08, pode-se observar uma foto ilustrativa do aparato experimental.

Figura 8- Instalação Experimental do tratamento proposto



Fonte: Elaboração do próprio autor

4.2.1 Pré-tratamento

No início da pesquisa decidiu-se coletar o efluente bruto no tanque de equalização no curtume Fuga Couros Jales Ltda em virtude deste vir oxidado com cloreto férrico. Assim foi eliminada a etapa de oxidação com aplicação deste produto. O efluente bruto foi passado por dois dispositivos de pré-tratamento antes de ser submetido ao tratamento biológico pelo BF.

Devido ao efluente apresentar as características supracitado, no decorrer do deslocamento das dependências do curtume Fuga Couros Jales Ltda., localizado no

município de Jales, até o laboratório de Saneamento da Unesp de Ilha Solteira, distante aproximadamente 100km, ocorria a decantação, assim era somente utilizado 80 % do efluente transportado, sendo os 20 % restante do efluente descartados em virtude da alta concentração de sólidos sedimentado.

O efluente bruto era submetido à filtração manual, através de um filtro de membrana com porosidade de 50 μm conforme figura 09 para retenção de sólidos grosseiros presentes no efluente e retirada de raspas de couro, de forma a evitar entupimento quando armazenado no reservatório I.

Figura 9- Coador (peneira) de membrana Convencional



Fonte: Elaboração do próprio autor

Após esta etapa o efluente pré-filtrado contido no reservatório I foi passado pela membrana de microfiltração. O material utilizado para microfiltração foi um filtro da marca Hoken® destinado à filtração de água para consumo. Foi utilizado devido ao seu baixo custo em comparação com produtos desenvolvidos exclusivamente para uso em águas residuárias e pela facilidade de reposição do mesmo.

O dispositivo filtrante apresenta membrana de polipropileno disposta na forma espiral com porosidade de 15 μ m, eficiência na retenção de partículas de ≥ 5 a < 15 μ m e capacidade nominal de filtração de até 6m³. As demais características estão dispostas na Tabela 15.

Tabela 15- Características Técnicas do Microfiltro

Características do Microfiltro	
Temperatura Máxima de operação	40°C
Temperatura Mínima de operação	10°C
Pressão Máxima de operação	40 m.c.a.
Pressão Mínima de operação	2 m.c.a.
Vazão de Trabalho	90 L/h
Porosidade	15 μ m
Material constituinte	polipropileno

Fonte: Hoken (2010).

4.2.2 Tratamento Biológico

Para realização desta pesquisa foi utilizado um reator biológico para pós-tratamento do efluente do tratamento físico-químico, o BF, durante a fase de operação contínua. O BF foi montado com tubo de PVC de 150 mm de diâmetro, altura de 1,5 m, volume útil de 26L, com tempo de detenção hidráulica de 13 h e taxa de aplicação volumétrica de 7,92 KgDQO/m³.dia.

O material suporte utilizado foi anéis de tubos de plástico de 15mm de diâmetro e segmentados com 15mm de comprimento, completando uma altura do meio suporte de 0,70m, conforme mostrado na Figura 10.

Figura 10- Material Suporte utilizado no BF



Fonte: Elaboração do próprio autor

No BF foi utilizado um difusor de ar de 50 mm, em PVC perfurado, que permitiu a formação de bolhas médias (<5mm). O fornecimento de ar foi realizado por meio de um compressor de ar, marca Schulz, modelo MSL 10 ML/175(Mundial), com capacidade de deslocamento de ar de 17m³/h. Para o controle da vazão de ar foi utilizado um rotâmetro, marca Conaut com capacidade para medir fluxo do ar até 6,4 m³/h, e a pressão ajustada para 276 kPa (40 Psi), por meio de um regulador de pressão de saída, marca Arpex. A figura 11 mostra o rotâmetro e o regulador de pressão utilizado na pesquisa.

Figura 11- Rotâmetro e regulador de pressão utilizado na pesquisa



Fonte: Elaboração do próprio autor

O ar foi injetado em fluxo ascendente na base do corpo do BF, por meio do difusor de PVC, ligado por uma mangueira acoplada ao rotâmetro, regulador de pressão e compressor. Este difusor promove a aeração do sistema, em fluxo ascendente, no mesmo sentido do efluente por meio de bolhas médias.

A estrutura física para o desenvolvimento da pesquisa foi montada nas dependências do Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira-SP.

4.3 Operação e monitoramento do sistema experimental

A pesquisa foi realizada em um período de 100 dias, de forma contínua e monitorada diariamente durante 51 dias. O efluente do curtume utilizado foi proveniente do Fuga Couros Jales Ltda., sendo coletado uma vez por semana 420 L de efluente.

4.3.1 Operação do Sistema experimental

O sistema foi alimentado com bomba dosadora numa vazão constante de 2L/h do efluente pré-tratado pelo curtume Fuga Couros e foi filtrado manualmente em filtro de membrana e encaminhado ao reservatório I. Em seguida foi bombeado para um dispositivo de microfiltração e o efluente deste foi disposto no reservatório II e deste por meio de uma outra bomba dosadora, alimentou-se o BF.

A condução do trabalho de pesquisa foi dividida em duas fases, as quais serão descritas a seguir:

- FASE I – Partida do Sistema Experimental

A partida do sistema foi realizada no dia 21 de setembro de 2013, com duração de 11 dias. O BF foi inoculado com efluente da lagoa aerada facultativa da unidade do sistema de tratamento do Fuga Couros Jales Ltda, O volume utilizado na inoculação foi de 30% do volume útil do reator, em torno de 8L.

Após os testes operacionais durante este período, foi verificado a rápida adaptação, então, foi operado até dia 20/11/2013 para maturação completa do reator e neste período, foi realizado análises apenas de alguns parâmetros em virtude da falta de alguns kits de análises. Assim, durante esse período foram somente mantidos a vazão de alimentação constante de 2 L/h e a aeração de 100L/h.

- FASE II – Operação do Sistema Experimental

Na Fase II, o BF foi operado com vazão constante de 2 L/h e aerado com uma vazão do ar de 100 L/h e foi monitorado todos os parâmetros de controle diariamente.

4.3.2 Monitoramento do Sistema experimental

O período de ensaio no aparato experimental foi de 100 dias, dividido em duas fases, partida e adaptação que correspondeu há 49 dias e monitorado

efetivamente durante 51 dias, operação com coletas de dados diários. Durante esse período foi adotado programa de monitoramento apresentado na Tabela 16, onde são identificados os pontos de coleta, frequência e parâmetros físico químicos analisados. Na Tabela 17 são apresentadas as metodologias utilizadas nas análises realizadas.

A coleta do efluente bruto no Curtume Fuga Couros Jales Ltda. foi realizada sistematicamente todas as sextas-feiras pela manhã durante o período de monitoramento. Após a coleta, as amostras foram transportadas, em tambores de 70L até o Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira–FEIS/UNESP, onde foram realizadas todas as análises necessárias e a pesquisa.

O sistema de tratamento proposto foi monitorado realizando coletas de amostras em pontos estratégicos da instalação. A coleta das amostras foi realizada em três pontos distintos (Figura 07), para o monitoramento do desempenho, a saber:

Ponto 1: efluente bruto do tanque de equalização;

Ponto 2: saída da microfiltração;

Ponto 3: saída do BF.

Pelo programa de monitoramento alcançaram-se número de dados suficientes para analisar a eficiência de tratamento do sistema, com a qual foram avaliados os resultados dos parâmetros relacionados na Tabela 16 e todos os protocolos e roteiros de ensaios estão dispostos na Tabela 17. Os dados obtidos foram tabulados e posteriormente realizado o tratamento estatístico através do programa Biostat 5.0.

Tabela 16- Parâmetros analisados

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Frequência Análises
Sulfeto	x	x	x	diária
Sulfato	x	x	x	diária
Nitrogênio Total	x	x	x	diária
Nitrogênio Amoniacal	x	x	x	diária
Fósforo Total	x	x	x	diária
pH	x	x	x	diária
Turbidez	x	x	x	diária
Alcalinidade	x		x	diária
DQO	x	x	x	diária
Sólidos Totais	x	x	x	1xsemana
Sólidos Totais Fixos	x	x	x	1xsemana
Sólidos Suspensos Totais	x	x	x	1xsemana
Sólidos Suspensos Totais fixos	x	x	x	1xsemana

Tabela 17- Parâmetros, métodos e equipamentos para análise

Parâmetros	Métodos	Principais Equipamentos
Sulfeto	Método Iodométrico - APHA, AWWA, WEF (1998) n° 4500 S2- F	Espectrofotômetro HACH/DR 2500
Sulfato	Método SulfaVer 4 - Hach	Espectrofotômetro – HACH/DR 5000
Nitrogênio Total	Digestão com persulfato – APHA, WEF (1998) n° 4500-N B	Aparelho COD Reactor/Hach e Espectrofotômetro HACH/DR 5000
Nitrogênio Amoniacal	Método do Salicilato	Aparelho COD Reactor/Hach e Espectrofotômetro HACH/DR 5000
Fósforo Total	Colorimétrico – APHA, AWWA, WEF (1998) n° 4500-P E	Aparelho COD Reactor/Hach e Espectrofotômetro – HACH/DR 5000
pH	Eletrométrico (APHA, AWWA, WEF, 1998) n° 4.500-H+ B	pHmetro ORION/modelo 410
Turbidez	Nefelométrico (APHA, AWWA, WEF, 1998) n° 2130-A	Turbidímetro HACH/2100-
Alcalinidade	Método Titulométrico	Bureta, pHmetro ORION/modelo 410 e Erlenmeyer
DQO	Refluxo aberto – APHA, AWWA, WEF (1998) n° 5220 B	Aparelho COD Reactor/Hach e Espectrofotômetro – HACH/DR 5000
Sólidos Totais	Gravimétrico – APHA, AWWA, WEF (1998) n° 2540 E	Cápsula de porcelana, banho-maria, Balança de precisão, Estufa esterilização a 105°C e Dessecador
Sólidos Totais Fixos	Gravimétrico – APHA, AWWA, WEF (1998) n° 2540 E	Cápsula de porcelana, banho-maria, Balança de precisão, Estufa esterilização a 105°C e Dessecador
Sólidos Suspensos Totais	Gravimétrico – APHA, AWWA, WEF (1998) n° 2540 D	Cápsula de porcelana, Estufa 105 °C, balança de precisão, sistema de filtração, membrana de fibra de vidro
Sólidos Suspensos Totais fixos	Gravimétrico – APHA, AWWA, WEF (1998) n° 2540 D	Cápsula de porcelana, Estufa 105 °C, balança de precisão, sistema de filtração, membrana de fibra de vidro

Fonte: Elaboração do próprio autor

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos no período de realização dos ensaios no sistema, entre setembro e dezembro de 2013, estão apresentados neste item. Para facilitar a análise e discussão dos resultados atingidos referente às variáveis de DQO, pH, Sólidos Totais, Sólidos Suspensos, Turbidez, Alcalinidade, Nitrogênio Total e Amoniacal, Fósforo Total, Sulfeto e Sulfato, foram elaboradas as Figuras 12 a 26 e

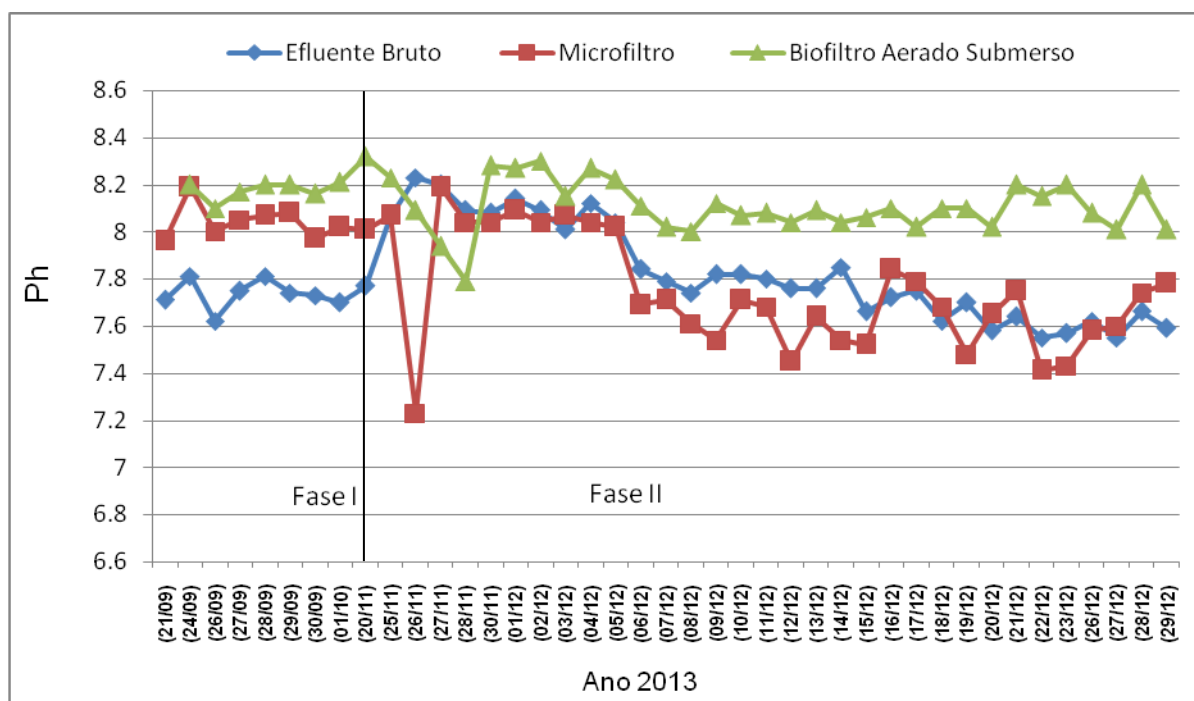
os resultados e tratamento estatístico nas Tabelas 18 a 27, realizado por meio do programa Bio Estat 5.0.

Após compilação dos dados e discussão, por meio da legislação federal (CONAMA 357/2005) e estadual (Decreto Estadual nº 8.468/1976) verificou-se que o efluente tratado experimentalmente atende aos padrões de lançamentos de efluentes.

5.1 pH

O pH dos efluentes foi medido diariamente na estação experimental, em cada ponto de amostragem. Na Figura 12 são apresentados os valores de pH efluente bruto, do microfiltro e do BF e na Tabela 18 os valores médios, mínimos, máximos e o desvio padrão das duas fases experimentais.

Figura 12- Valores das concentrações de pH nas unidades de tratamento – Fase I e II



Fonte: Elaboração do próprio autor

Tabela 18- Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para o parâmetro pH

Ph	Fase I			Fase II			Fase I e II		
	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF
Méd.	7,73	8,04	7,15	7,82	7,74	8,11	7,80	7,80	7,92
Min.	7,62	7,96	7,79	7,55	7,23	7,79	7,55	7,23	7,79
Máx.	7,81	8,19	8,21	8,23	8,19	8,32	8,23	8,19	8,32
Desv.	1,01	1,01	1,00	1,02	1,03	1,01	1,02	1,03	1,01
Nun.	8	8	8	33	33	33	41	41	41

Fonte: Elaboração do próprio autor

O pH do efluente bruto e do microfiltro apresentaram valores sempre abaixo do pH do BF devido à influência da oxidação dos ácidos voláteis e liberação dos hidróxidos. Seus valores não foram inferiores a 7,55 durante o período experimental.

A média dos valores de pH para o efluente bruto referente ao período da fase I e II, foi de 7,80, enquanto os valores máximo e mínimo foram 8,23 e 7,55, respectivamente. Para o efluente do microfiltro, o valor médio foi de 7,8, o máximo de 8,19 e o mínimo de 7,23. O efluente do BF apresenta valores médio, máximo e mínimo de 7,92, 8,32 e 7,79.

No efluente do BF, nas fases de operação foi caracterizada por variações no pH, com valores médio, máximo e mínimo de 7,15, 8,21 e 7,79, 8,11, 8,32 e 7,79, 7,92, 8,32 e 7,79, respectivamente para as Fases I, II, I e II. Essa variação do pH efluente do BF, com valores maiores que do seu afluente, foi devido ao consumo de sulfeto no efluente do BF. Por outro lado quando o pH do efluente é menor que o pH do afluente, deveu-se ao consumo de alcalinidade no mesmo.

Os resultados obtidos na pesquisa foram semelhantes à de Peron Filho (2005) e Pereira (2008), que apresentou valores de pH variando entre 8,0 e 9,0 no BF.

5.2 Alcalinidade

A faixa de alcalinidade entre 2.500 a 5.000mgCaCO₃/L é considerado desejável, operando o processo sem acúmulo de ácidos orgânicos, e é aceitável

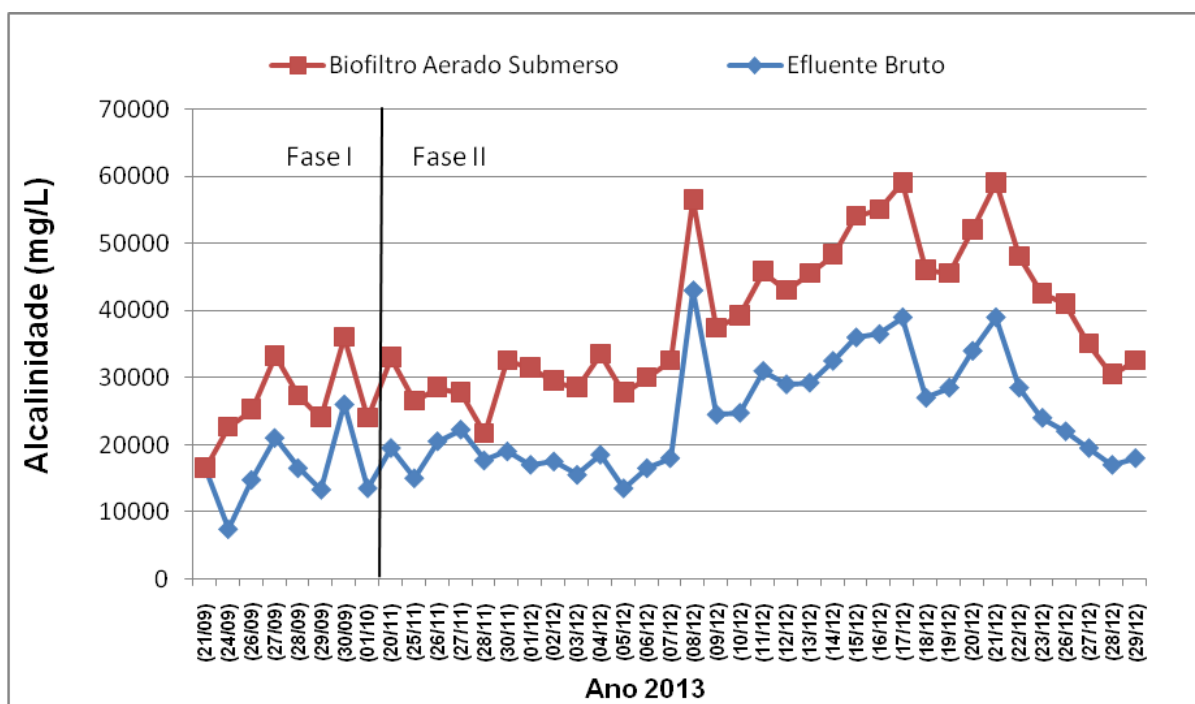
trabalhar adequadamente com valores da ordem de 500 a 1.000mgCaCO₃/L, mesmo para efluentes industriais (CHERNICHARO, 1997).

A concentração de alcalinidade foi determinada no efluente bruto e no BF, com o objetivo de verificar a capacidade de tamponamento do sistema, que manteve os valores de pH acima de 7,23 em todo o período experimental. Os valores da alcalinidade na unidade do processo de tratamento e os valores médios, mínimos, máximos e o desvio padrão estão apresentados, respectivamente na Figura 13 e Tabela 19.

As concentrações médias de alcalinidade do efluente bruto e no BF foram, respectivamente, de 21517 mgCaCO₃/L, 13531 mgCaCO₃/L. Durante o monitoramento, as concentrações, em cada ponto de coleta, permaneceram constantes. Em comparação aos trabalhos de Peron Filho (2005) e Pereira (2008), os resultados obtidos nesta pesquisa foram muito superiores, que pode estar relacionado com aplicação de cal para remoção do odor.

O pH manteve-se sempre acima de 7 em todo período experimental, proporcionando condições favoráveis de tamponamento.

Figura 13- Valores das concentrações de Alcalinidade nas unidades de tratamento – Fase I e II



Fonte: Elaboração do próprio autor

Tabela 19- Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para o parâmetro Alcalinidade

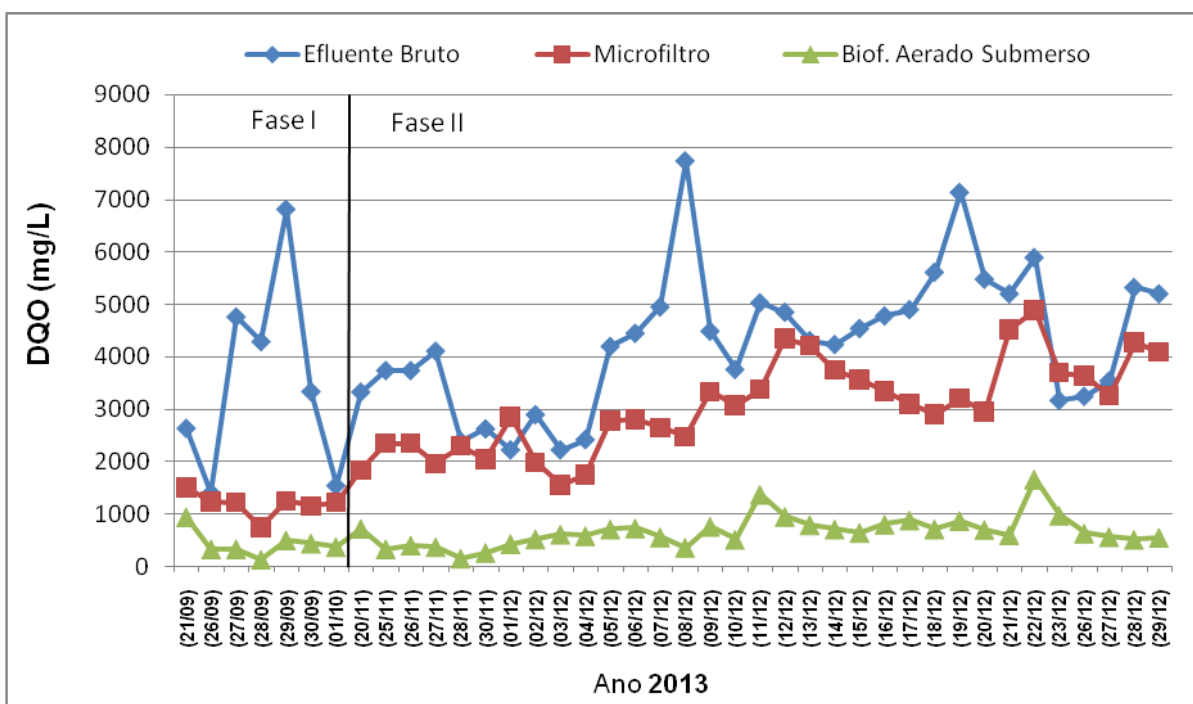
Alcalinidade (mg/L)	Fase I		Fase II		Fase I e II	
	Ef.Bruto	BF	Ef. Bruto	BF	Ef.Bruto	BF
Méd.	16118	11508	25070	14863	23365	14224
Min.	7400	10000	13500	4000	7400	4000
Máx.	26000	15270	43000	20000	43000	20000
Desv.	1,44	1,14	1,38	1,40	1,45	1,38
Nun.	8	8	34	34	42	42

Fonte: Elaboração do próprio autor

5.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

O monitoramento da DQO no sistema de tratamento experimental foi monitorado no efluente bruto, microfiltro e no BF. As concentrações de DQO no efluente bruto, no pré-tratamento de microfiltração e no BF, podem ser observadas na figura 14 e os valores médios, mínimos e máximos na tabela 20.

Figura 14- Valores das concentrações de DQO nas unidades de tratamento – Fase I e II



Fonte: Elaboração do próprio autor

Tabela 20- Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável DQO

DQO (mg/L)	Fase I			Fase II			Fase I e II		
	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF
Méd.	3542	1186	444	4295	3070	673	4163	2740	633
Min.	1410	740	140	2230	1550	160	1410	740	140
Máx.	6810	1500	950	7730	4900	1670	7730	4900	1670
Desv.	1,79	1,24	1,77	1,37	1,34	1,56	1,46	1,57	1,64
Nun.	7	7	7	33	33	33	40	40	40

Fonte: Elaboração do próprio autor

Os valores médios das unidades foram, no efluente do microfiltro da fase I, II e I e II, respectivamente, 1.186mg/L, 3.070mg/L e 2.740mg/L. Pode observar que na fase II aumentou a média, no entanto na fase I e II a média da concentração diminuiu consideravelmente.

No efluente do BF, obteve-se um aumento no valor médio encontrado em relação a fase I foi 444mg/L, apresentando 673 e 633mg/L de DQO, respectivamente, a fase II e I e II.

Nos efluentes do microfiltro e do BF obteve-se valores máximos de 4.900mg/L e 1.670mg/L, e valores os mínimos encontrados foram 740mg/L e 140mg/L, respectivamente.

A eficiência média de remoção da DQO no efluente do microfiltro foi 55% na fase I, 25% na fase II e na fase I e II, 30%. Em relação ao efluente do BF, a eficiência de remoção da DQO na fase I foi de 83 %, na fase II, 84%, e considerando as duas fases, a eficiência de remoção da DQO global foi de 84%.

Em relação ao parâmetro DQO obteve-se valores em média de 633mg/L no efluente do BF, sendo menor que aos resultados alcançados por Peron Filho (2005) e Pereira (2008). A confirmação do melhor desempenho do BF está em relação à eficiência de remoção média atingida de 84%, enquanto que os dois autores supracitados alcançaram em média, eficiências em torno de 60% nos seus BF.

5.4 Sulfato e Sulfeto

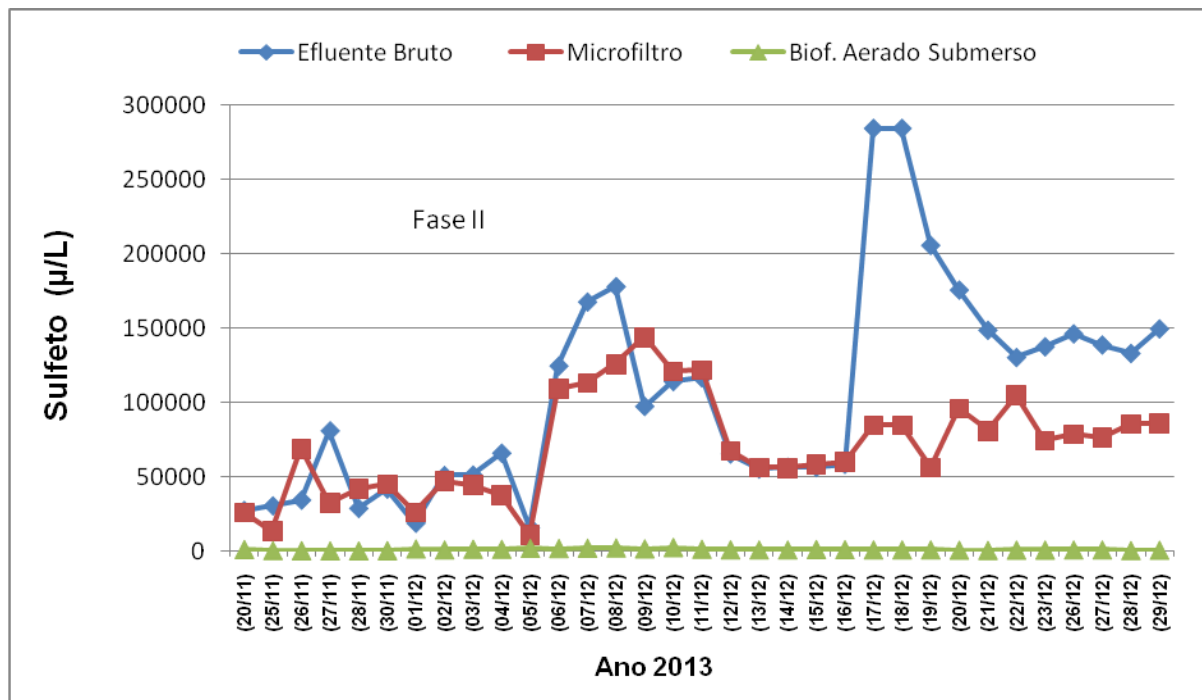
O sulfeto e sulfato foram analisados nos efluentes bruto, no microfiltro e no BF.

Na industrialização do couro, o sulfeto de sódio é um insumo bastante utilizado na etapa de calcário ou depilação, em concentrações de até 3% em relação à massa de peles processadas.

No efluente bruto do curtume, o sulfeto é oxidado a sulfato pela ação dos aeradores presentes no tanque de equalização, ponto de captação de efluente para a estação experimental, podendo então o efluente bruto ter teor elevado de sulfatos.

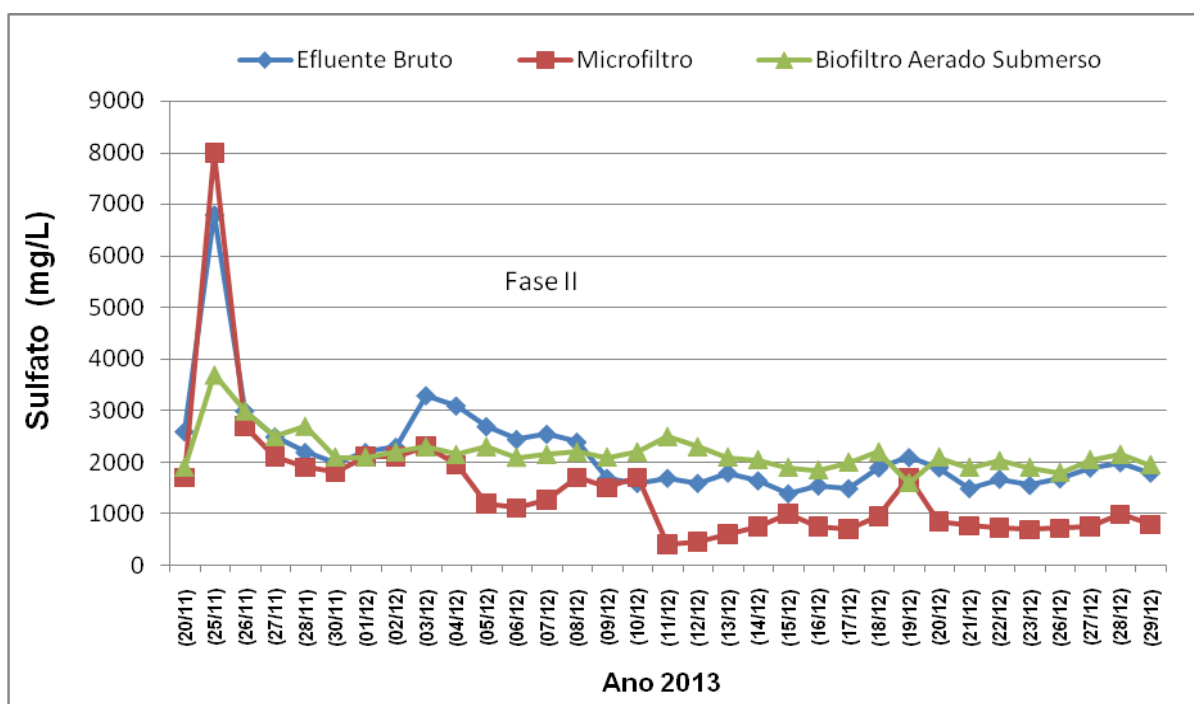
As concentrações de sulfeto e sulfato, do efluente bruto, do microfiltro e do BF, são mostradas nas Figuras 15 e 16. Os valores estatísticos estão representados na Tabela 21.

Figura 15- Valores das concentrações de Sulfeto nas unidades de tratamento – Fase II



Fonte: Elaboração do próprio autor

Figura 16- Valores das concentrações de Sulfato nas unidades de tratamento – Fase II



Fonte: Elaboração do próprio autor

Tabela 21- Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Sulfeto e Sulfato

Sulfeto/ Sulfato	Fase II – Sulfeto(µg/L)			Fase II – Sulfato (mg/L)		
	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF
Méd.	105100	70901	1093	2200	1475	2184
Min.	15900	11000	200	1400	400	1600
Máx.	284100	144100	2600	6800	8000	3700
Desv.	2,13	1,83	1,80	1,36	1,83	1,16
Nun.	33	33	33	33	33	33

Fonte: Elaboração do próprio autor

As amostras de efluente bruto utilizado na pesquisa são provenientes do tanque de equalização, e os aerados presentes neste dispositivo de tratamento oxidam o sulfeto a sulfato, que evidencia os elevados teores de sulfato do efluente bruto nos resultados, em média 2.200mg/L. A concentração média de sulfeto, no tanque de equalização do curtume, foi de 105,1mg/L.

O Sulfeto, efluente do microfiltro, no BF é oxidado a sulfato, devido a aeração existente, sendo a concentração média de sulfeto na saída microfiltro, em média 70,9mg/L, reduzida para 1,09mg/L no BF, e a concentração média de sulfato aumentada de 1,475mg/L para 2,184mg/L.

Os efluentes do microfiltro e do BF obtiveram valores máximos de 144,1mg/L e 2,6mg/L, 8.000mg/L e 3.700mg/L, respectivamente, de sulfeto e sulfato, e valores os mínimos encontrados foram 11mg/L e 0,2mg/L, 400mg/L e 1.600mg/L.

A eficiência média do efluente do microfiltro foi 17% e 38% de remoção de sulfeto e sulfato, respectivamente. Em relação ao efluente do BF a eficiência média de remoção foi de 98% de sulfeto e -7% de sulfato. Houve aumento da concentração de sulfato no efluente do microfiltro de membrana, talvez provocada pelo acúmulo de enxofre no microfiltro.

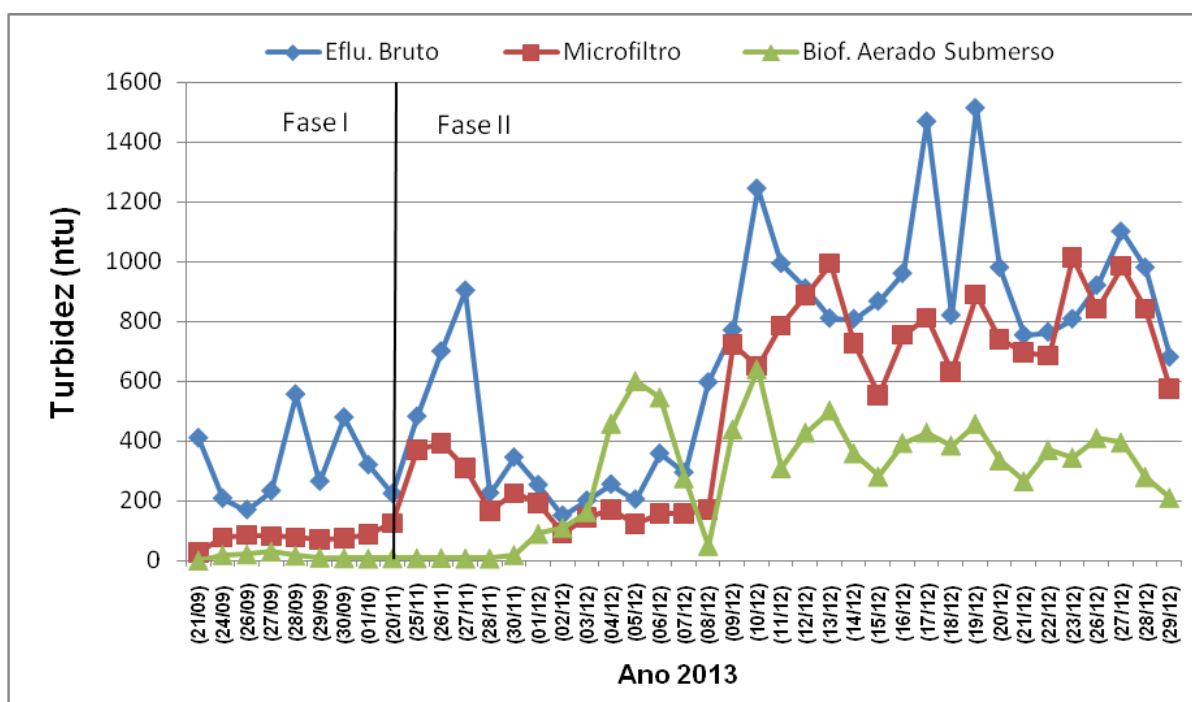
O BF apresentou menor eficiência de remoção em relação à remoção de Sulfato comparado aos trabalhos anteriores de Peron Filho (2005) e Pereira (2008), mas em relação à remoção de sulfeto, ao contrário dos encontrados pelos autores supracitados, foi muito eficiente atingido em média 98% de remoção.

Geromel (2012) alcançou resultados semelhantes em relação à remoção de sulfato, e em relação a sulfeto foram inferiores comparados com os resultados alcançados de 98% de eficiência média na remoção deste parâmetro.

5.5 Turbidez

Os valores das concentrações e tratamento estatístico do parâmetro Turbidez de cada unidade do sistema, durante a fase I e II, estão na Figura 17 e Tabela 22.

Figura 17- Valores das concentrações de Turbidez nas unidades de tratamento – Fase I e II



Fonte: Elaboração do próprio autor

Tabela 22- Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Turbidez

Turb. (uT)	Fase I			Fase II			Fase I e II		
	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF
Méd.	330,1	72,2	14,0	707,3	531,9	290,1	633,7	442,2	236,3
Min.	170	26,2	6,7	151	91,1	6,8	151	26,2	6,7
Máx.	556	87,7	30,7	1513	1013	640	1513	1013	640
Desv.	1,52	1,48	1,72	1,91	2,17	4,43	1,94	2,27	5,24
Nun.	8	8	8	33	33	33	41	41	41

Fonte: Elaboração do próprio autor

Os valores máximo, médio e mínimo de Turbidez encontrados (Figura 17) no efluente bruto da fase I foram 556uT, 330uT e 170uT, respectivamente. Em relação a fase II, o efluente bruto apresentou valor máximo de 1.5130uT e mínimo de 151uT e a média apresentou valor de 707uT para a fase II.

Os valores médios do efluente do microfiltro encontrados foram 72uT, 531uT, respectivamente, para a fase I e II. Para o efluente do BF, os valores médios

encontrados foram 14uT e 290uT para as respectivas fases. Os resultados evidenciam a aumento da Turbidez no decorrer das fases experimentais, que pode estar relacionado a amostras de efluente mais concentrado na fase II.

A eficiência média de remoção de Turbidez do efluente do microfiltro foi de 74% e 27%, respectivamente, para a fase I e II. Em relação ao efluente do BF, a eficiência média foi 82% para a fase I e 22 para a fase II. A eficiência média global de remoção de Turbidez considerando a fase I e II foi de 27% para o microfiltro e 22%, no BF.

Como citado anteriormente, na fase II o efluente bruto apresentou-se mais concentrado fazendo com que a eficiência fosse menor no sistema referente a este parâmetro, fato confirmado pelo valor da média de 707uT na fase II.

5.6 Fósforo Total

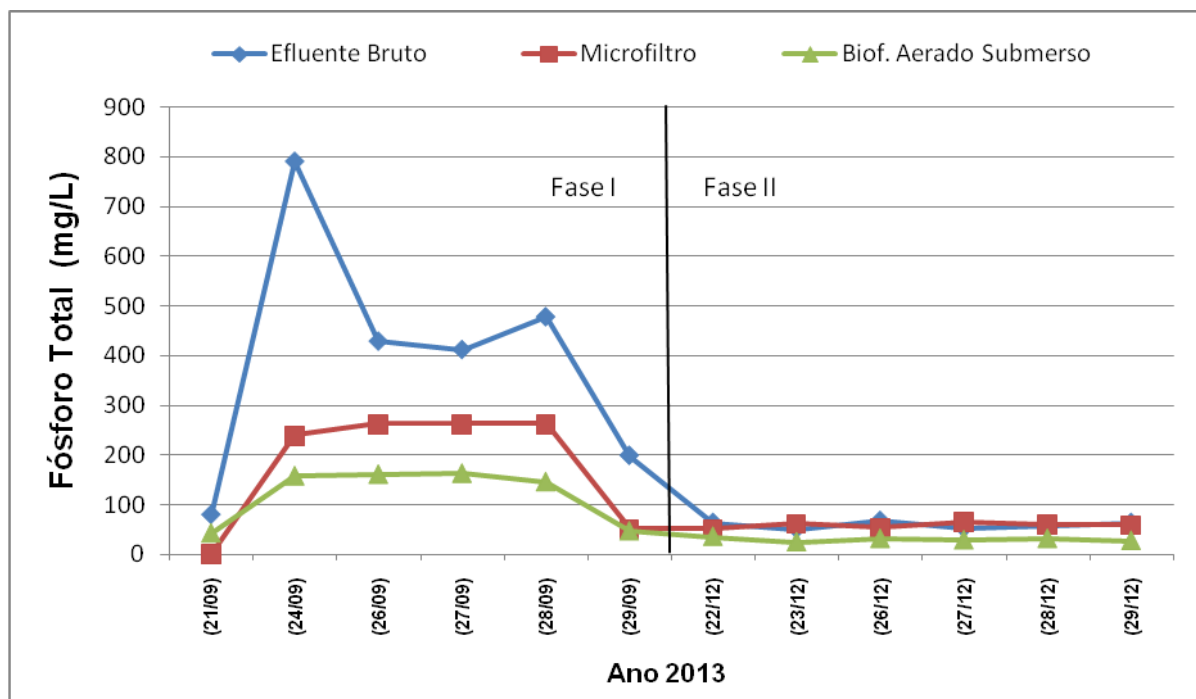
A concentração de fósforo total foi analisada no efluente bruto, no microfiltro e BF. A Figura 18 mostra os resultados das concentrações obtidos e a Tabela 23 mostra os valores médios, mínimos, máximos e o desvio padrão resultante do tratamento estatístico.

As concentrações médias de fósforo total no efluente bruto, microfiltro e BF foram de 398,16mg/L, 180,10mg/L e 119,66mg/L para a Fase I e para fase II foram de 59,66mg/L, 59,10mg/L e 30,33mg/L.

Os valores médios e máximos diminuíram significativamente da fase I em relação a fase II. A maior eficiência de remoção de fósforo total na fase II pode ser atribuída à aeração com valores constantes e condições de aerobiose ideal.

Na fase I, o microfiltro e BF apresentaram eficiência de remoção de fósforo total de 60% e 33%, e na fase II, o BF foi mais eficiente, alcançando 48% ao contrário do microfiltro que diminui drasticamente sua eficiência chegando a -1%. A eficiência média global considerando a fase I e II foi de 30% para o microfiltro e 53% no BF.

Figura 18- Valores das concentrações de Fósforo Total nas unidades de tratamento – Fase I e II



Fonte: Elaboração do próprio autor

Tabela 23- Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Fósforo Total

Fósforo Total (mg/L)	Fase I			Fase II			Fase I e II		
	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF
Méd.	398,16	180,10	119,66	59,66	59	30,33	228,91	119	75
Min.	80	0,6	43	51	52	25	51	263	163
Máx.	791	263	163	68	66	36	791	262	138
Desv.	2,24	11,34	1,90	1,12	1,09	1,13	2,82	5,6	2,2
Nun.	6	6	6	6	6	6	12	12	12

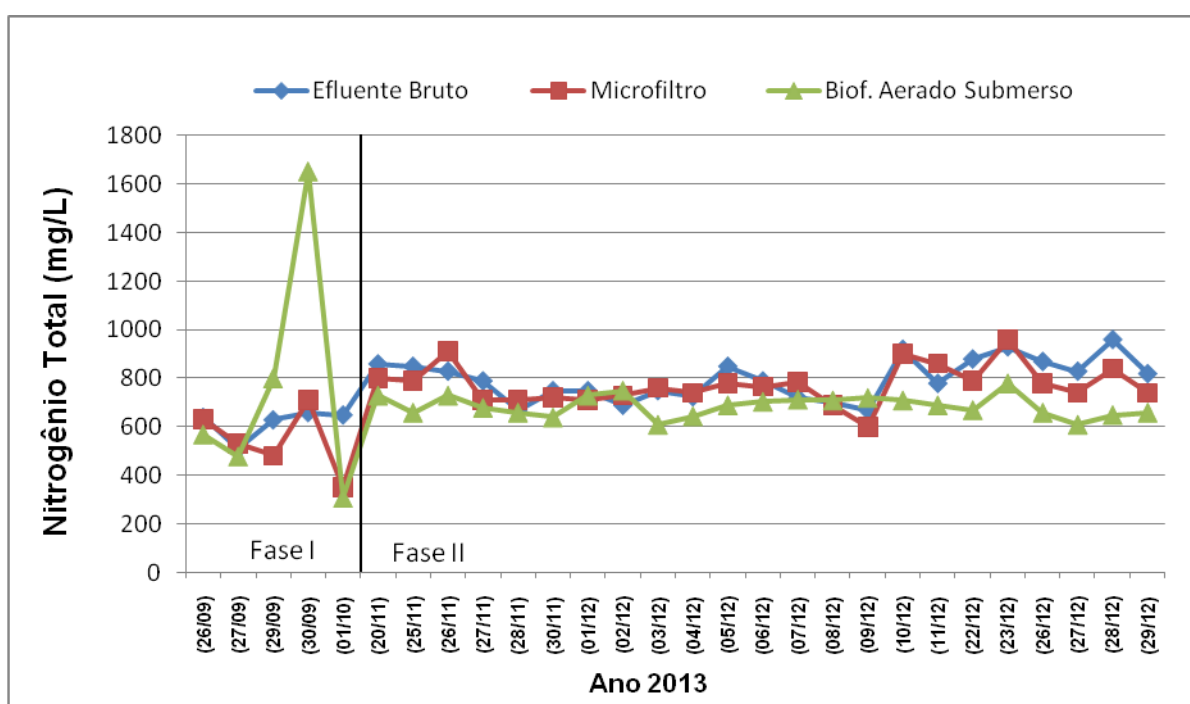
Fonte: Elaboração do próprio autor

No geral, os resultados alcançados na pesquisa foram semelhantes ao de Peron Filho (2005) e Pereira (2008), apresentando eficiências médias de remoção de Fósforo Total em torno de 60%.

5.7 Nitrogênio Total e Amoniacal

O Nitrogênio Total e Amoniacal foram detectados no efluente bruto, no microfiltro e no BF. Os valores das concentrações e tratamento estatístico do parâmetro Nitrogênio Total e Amoniacal de cada unidade do sistema, durante a fase I e II, estão apresentados nas Figuras 19 e 20 e nas Tabelas 24 e 25.

Figura 19- Valores das concentrações de Nitrogênio Total nas unidades de tratamento – Fase I e II



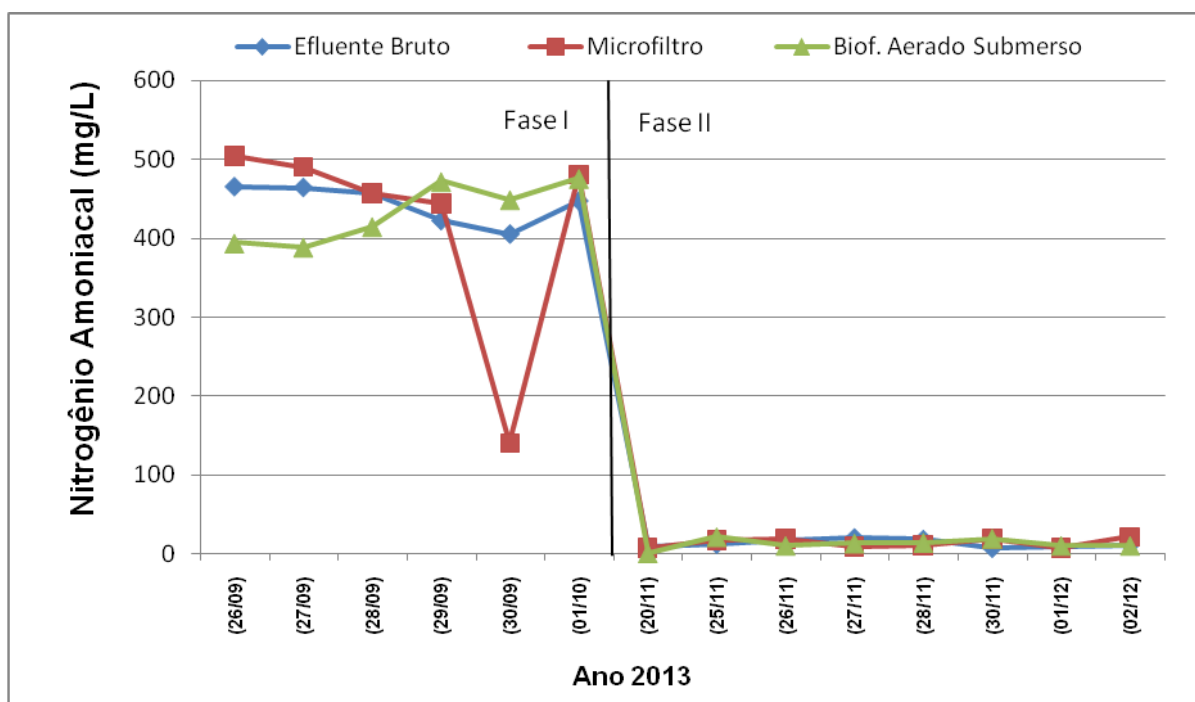
Fonte: Elaboração do próprio autor

Tabela 24- Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Nitrogênio Total

Nitrogênio Total (mg/L)	Fase I			Fase II			Fase I e II		
	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF
Méd.	618	540	762	797,3	773,7	683,9	766,4	733,4	697,3
Min.	510	350	310	670	600	610	510	350	310
Máx.	660	710	1650	960	960	780	960	960	1650
Desv.	1,11	1,31	1,87	1,10	1,10	1,06	1,15	1,22	1,27
Nun.	5	5	5	24	24	24	29	29	29

Fonte: Elaboração do próprio autor

Figura 20- Valores das concentrações de Nitrogênio Amoniacal nas unidades de tratamento – Fase I e II



Fonte: Elaboração do próprio autor

Tabela 25- Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Nitrogênio Amoniacal

Nitrogênio. Amoniacal (mg/L)	Fase I			Fase II			Fase I e II		
	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF
Méd.	444,3	419,8	432,5	13,7	14,7	13,2	198,2	188,3	192,9
Min.	406	141	389	8	8	1,6	8	8	1,6
Máx.	466	505	476	21	22	22	466	505	476
Desv.	1,05	1,64	1,09	1,43	1,53	2,27	6,25	5,89	7,26
Nun.	6	6	6	8	8	8	14	14	14

Fonte: Elaboração do próprio autor

A maior parte do nitrogênio total afluente à etapa aeróbia está na forma de amônia, sendo que o tratamento aeróbio tem como objetivo a nitrificação, isto é, a conversão de amônia a nitrato, por meio de bactérias nitrificantes. A nitrificação é bastante dependente das condições ambientais no reator aeróbio (pH, oxigênio

dissolvido, compostos tóxicos, entre outros), pelo fato das bactérias nitrificantes serem bastante sensíveis.

Os elevados valores de amônia encontrados no efluente de curtume deve-se a utilização de produtos químicos nitrogenados no processo de curtimento e amaciamento do couro como; sulfato de amônia.

A concentração efluente de nitrogênio total no BF foi sempre inferior à concentração afluente, indicando uma boa nitrificação, esta constatação pode ser comprovada por meio das análises de nitrogênio amoniacal, na Figura 20.

Os efluentes bruto, microfiltro e do BF apresentaram concentrações médias de nitrogênio total de 618mg/L, 540mg/L, 762mg/L na fase I e na fase II, foram 797,3mg/L, 773,7mg/L e 683,9mg/L. As concentrações médias de nitrogênio amoniacal nos efluentes bruto, microfiltro e do BF foram de 443,3mg/L, 419,8mg/L e 432,5mg/L para a fase I e para fase II, foram de 13,7mg/L, 14,7mg/L e 13,2mg/L.

A eficiência média global de remoção de nitrogênio total considerando a fase I e II foi de 4% para o microfiltro e 7% para o BF. Em relação à eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal nos dois dispositivos, a eficiência foi praticamente nula.

Em relação à remoção de nitrogênio total e amoniacal, os resultados alcançados foram incipientes, semelhantes aos mesmos alcançados por (PERON FILHO, 2005; PEREIRA, 2008).

5.8 Sólidos Totais (ST)

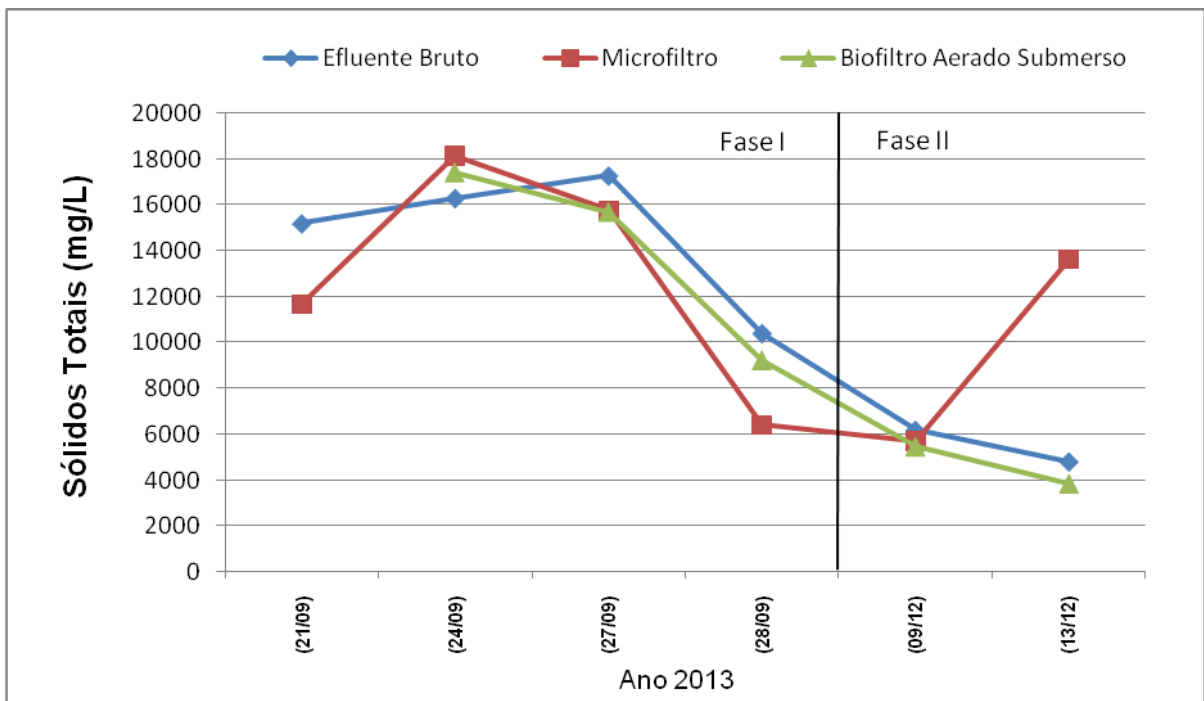
A determinação do parâmetro Sólidos Totais foi realizada no efluente bruto (tanque equalização), microfiltro e no BF. Os valores das concentrações e tratamento estatístico do parâmetro Sólidos Totais de cada ponto de amostragem, durante a fase I e II, estão nas Figuras 21, 22 e 23 e na Tabela 26.

O valor médio de sólidos totais no efluente bruto foi de 11.681,66mg/L, no efluente do microfiltro foi 1866,16mg/L, enquanto no efluente do BF, o valor foi de 8.602,16mg/L. Isto pode indicar atividade biológica intensa no BF.

O máximo e o mínimo valor encontrado no efluente bruto foram 17.271mg/L e 4.786mg/L, no efluente do microfiltro foram 18.125mg/L e 5.681mg/L, no efluente do BF foram 17.408mg/L e 3.837mg/L.

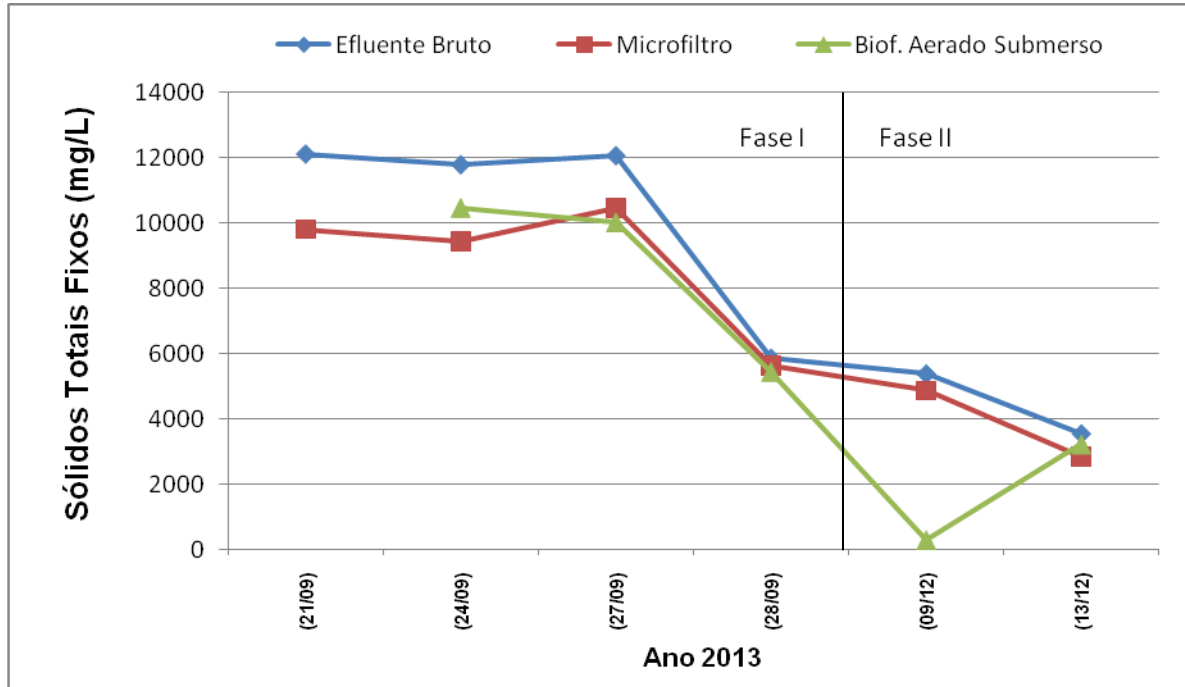
A remoção de Sólidos Totais, em todas as unidades de tratamento apresentou-se baixa, próxima a eficiência nula, em virtude dos efluentes de curtume apresentarem altas concentrações de sólidos dissolvidos, devido ao uso de inúmeros sais durante o processo de curtimento de peles.

Figura 21- Valores das concentrações de Sólidos Totais nas unidades de tratamento – Fase I e II



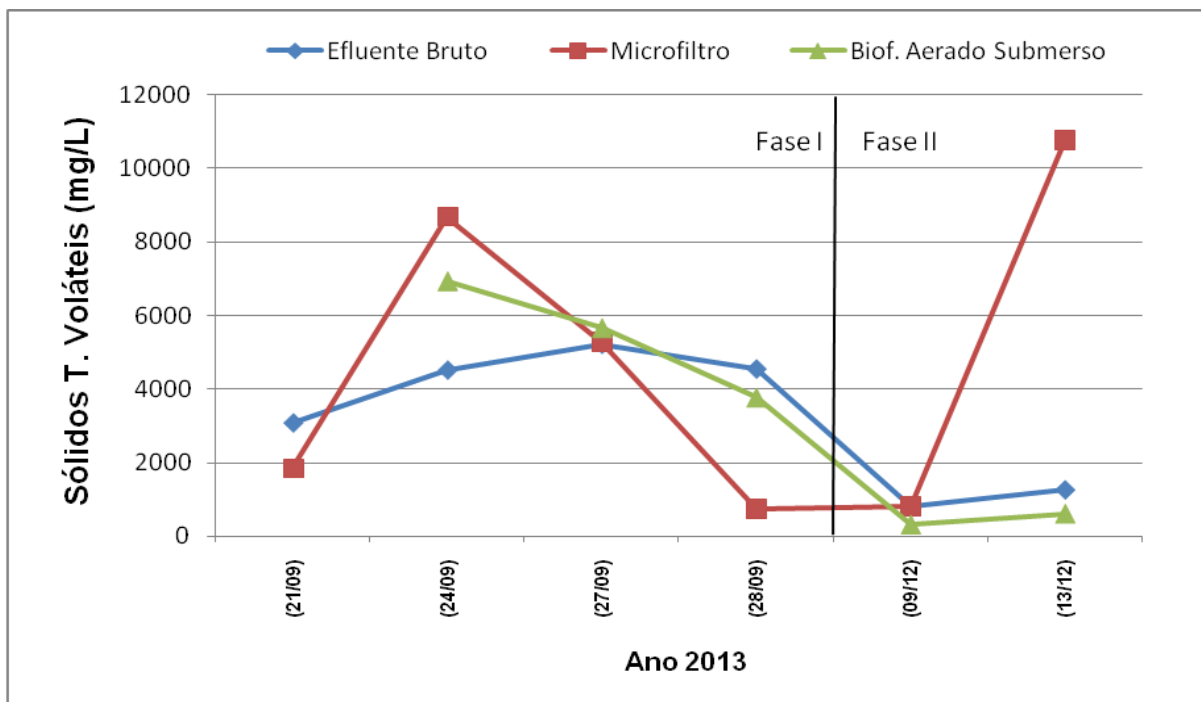
Fonte: Elaboração do próprio autor

Figura 22- Valores das concentrações de Sólidos Totais Fixos nas unidades de tratamento – Fase I e II



Fonte: Elaboração do próprio autor

Figura 23- Valores das concentrações de Sólidos Totais Voláteis nas unidades de tratamento – Fase I e II



Fonte: Elaboração do próprio autor

Tabela 26- Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Sólidos Totais, Fixos e Voláteis na Fase I e II

mg/L	Sólidos Totais			Sól. Totais Fixos			Sólidos T. Voláteis		
	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF
Méd.	11.682	1866,16	8602,16	8459,16	7179,66	4917,83	3255,50	4686,50	2876
Min.	4786	5681	3837	3540	2842	304	790	740	304
Máx.	17271	18125	17408	12118	10470	10477	5202	10766	6931
Desv.	1,72	1,61	1,92	1,69	1,67	4,29	2,19	3,25	4,11
Nun.	6	6	6	6	6	6	6	6	6

Fonte: Elaboração do próprio autor

A concentração alta de sólidos totais no efluente do BF pode estar relacionada com um maior volume de material suporte devido o desenvolvimento dos micro-organismos e a falta de descargas mais frequentes de lodo no reator.

Peron Filho (2005) e Pereira (2008) também não obtiveram resultados eficientes na remoção de sólidos devido ao efluente de curtume apresentar altas concentrações em virtude aplicação de cal no processo de tratamento, assim devem-se pesquisar alternativas de pré-tratamento para remoção dos sólidos totais.

Geromel (2012) não alcançou resultados significativos na remoção de sólidos totais, mas comparados aos autores supracitados e neste estudo seus resultados foram significativamente melhores, que demonstra a necessidade de estudos de pré-tratamento mais eficientes para a remoção de sólidos totais.

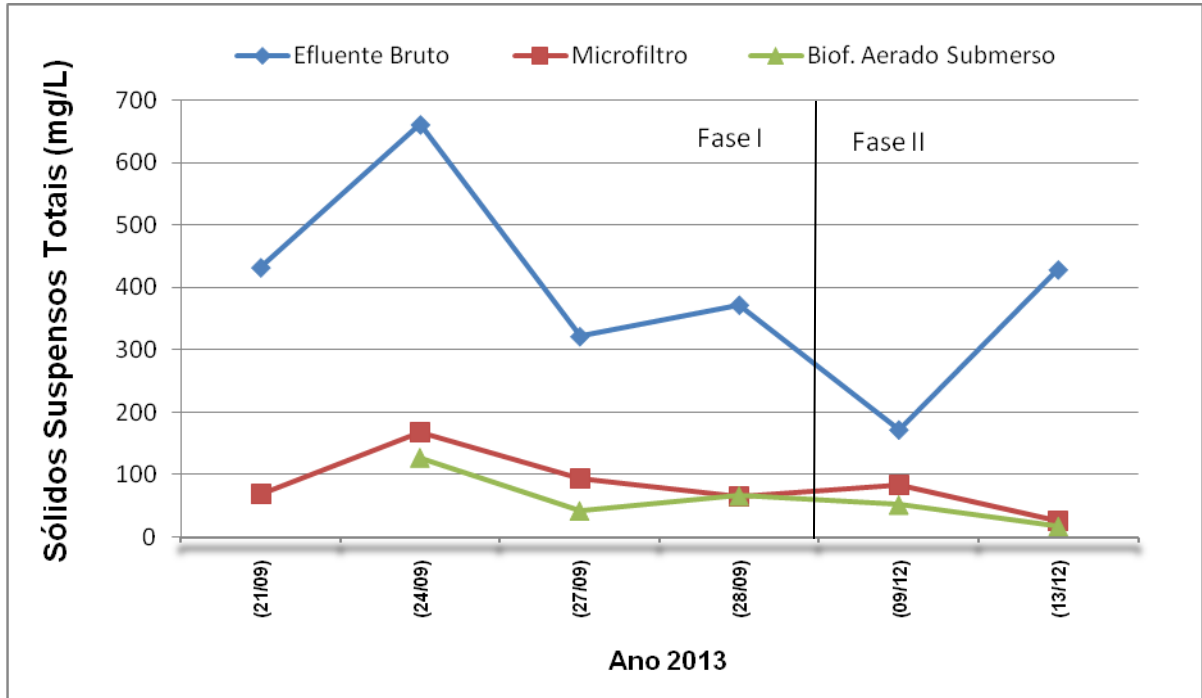
5.9 Sólidos Suspensos (SS)

Assim como os outros parâmetros, o Sólidos Suspensos foram determinados nos mesmos dispositivos de tratamento. As Figuras 24, 25 e 26 apresentam os valores das concentrações e a Tabela 27 caracteriza o tratamento estatístico dos resultados provenientes ao parâmetro analisado.

O valor médio de sólidos suspensos totais (SST) no efluente bruto foi de 397,83mg/L, no efluente do microfiltro foi 84,41mg/L, enquanto no efluente do BF, o valor foi de 51,08mg/L.

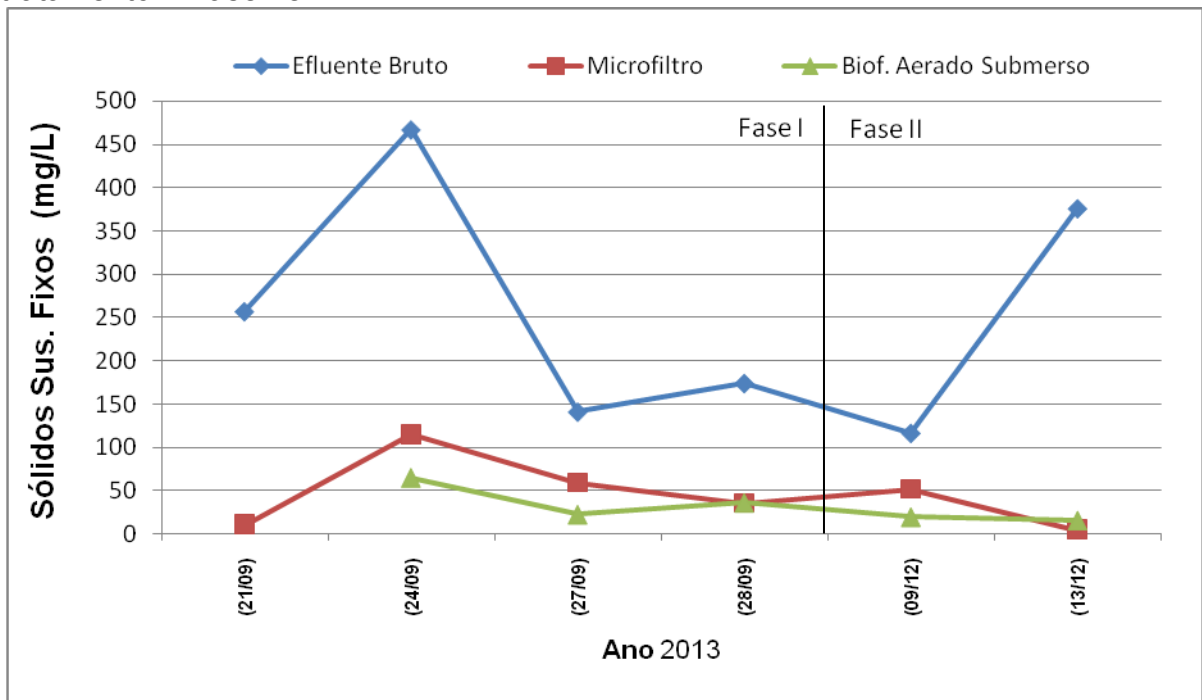
Os valores máximo e o mínimo encontrados no efluente bruto foram 661mg/L e 172mg/L, no efluente do microfiltro foram 169mg/L e 25,50mg/L, no efluente do BF, foram 128mg/L e 17,50mg/L, respectivamente.

Figura 24- Valores das concentrações de SST nas unidades de tratamento – Fase I e II



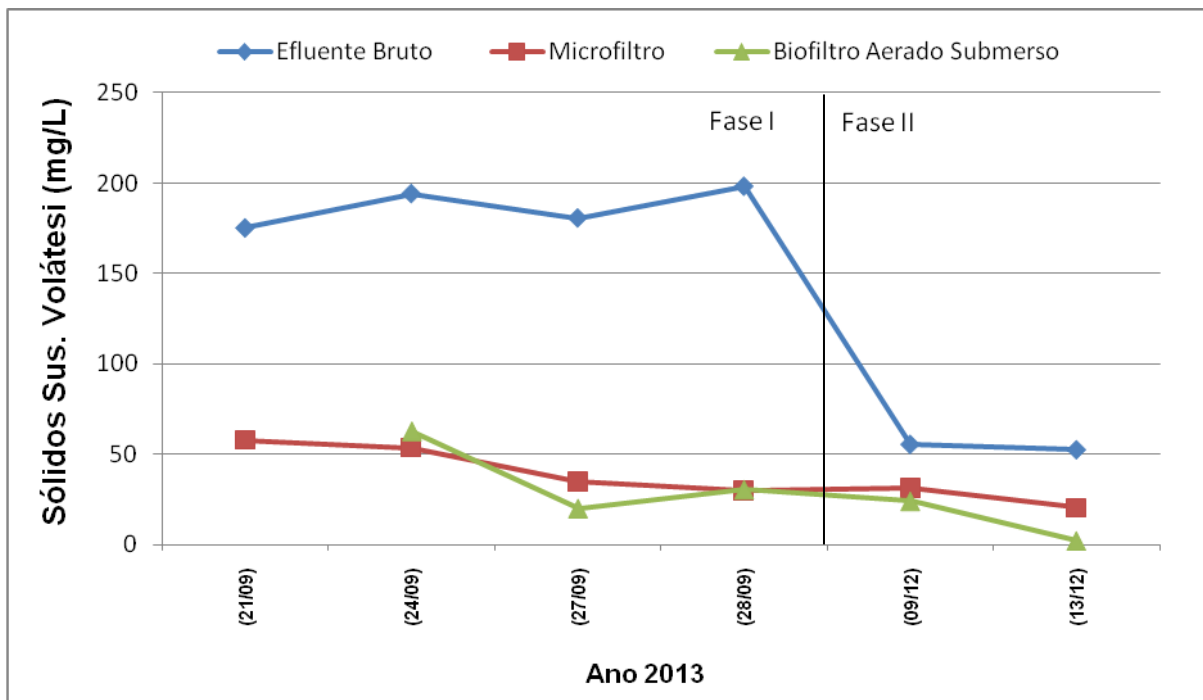
Fonte: Elaboração do próprio autor

Figura 25- Valores das concentrações de Sólidos Suspensos Fixos nas unidades de tratamento – Fase I e II



Fonte: Elaboração do próprio autor

Figura 26- Valores das concentrações de Sólidos Suspensos Voláteis nas unidades de tratamento – Fase I e II



Fonte: Elaboração do próprio autor

Tabela 27- Valores mínimo, máximo, média aritmética, desvio padrão e número das amostras para a variável Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis

mg/L	Sólidos Suspensos Totais			Sól. Suspensos Fixos			Sólidos Suspensos. Voláteis		
	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF	Ef.Bruto	MF	BF
Méd.	397,83	84,41	51,08	255,25	46,25	26,41	142,58	38,16	23,25
Min.	172	25,50	17,50	116,50	5	15,50	52,50	20,50	2
Máx.	661	169	128	467	115	65	198	58	63
Desv.	1,56	1,85	2,06	1,73	3,21	1,76	1,90	1,47	3,67
Nun.	6	6	6	6	6	6	6	6	6

Fonte: Elaboração do próprio autor

O efluente bruto coletado no tanque de equalização do sistema de tratamento do curtume apresentou concentrações de sólidos suspensos totais bastantes variados, em horários de pico, bem maior do que a máxima admitida pela peneira rotativa, ocasionando sobrecarga no dispositivo ou até mesmo a sua paralisação.

Os ensaios da quantidade de sólidos suspensos fixos e voláteis presentes em cada unidade do sistema podem permitir a análise da quantidade de matéria orgânica presente em cada fase do tratamento. A redução da porcentagem de sólidos suspensos voláteis é um indicativo positivo no tratamento biológico, mostrando que houve mineralização ou remoção da matéria orgânica por meio de reações biológicas, principalmente no presente trabalho no BF.

Geromel (2012) atingiu eficiência média em seu trabalho acima de 95% na remoção de sólidos suspensos totais, resultando em uma eficiência três vezes maior do que alcançado nesta pesquisa. Esta eficiência pode estar relacionada devido ao tratamento por microfiltração e ultrafiltração que o autor supracitado utilizou na sua pesquisa.

5.10 Comentários gerais

A avaliação do sistema proposto, tratando efluente de curtume, realizado em 100 dias de funcionamento da estação experimental e efetivamente monitorado, durante aproximadamente 50 dias.

O BF necessitou de um curto período de partida para entrar em regime operacional adequado, que pode ser observado nas análises realizadas nos primeiros 11 dias de operação após o início no dia 21 de setembro de 2013.

O BF apresentou bom desempenho na remoção de matéria orgânica, em relação à remoção de DQO, alcançando a eficiência média de 55% no microfiltro na fase I, 25% na fase II e na fase I e II 30%. Em relação ao efluente do BF a eficiência de remoção de DQO na fase I foi 83%, na fase II 84%, e considerando as duas fases a eficiência global foi de 84%.

O dispositivo de microfiltração não foi eficiente na remoção de sólidos totais e suspensos totais, comprometendo o tratamento biológico. Mais foi eficiente na remoção de sólidos suspensos fixos e voláteis. A remoção de sólidos suspensos voláteis é um indicativo positivo no tratamento biológico, mostrando que houve mineralização ou remoção da matéria orgânica por meio de reações biológicas;

Os resultados obtidos na remoção de turbidez foram ótimos tanto no microfiltro como no BF na primeira fase, que diminui drasticamente na segunda fase. O aumento da turbidez no decorrer das fases experimentais pode estar relacionado a amostras de efluente mais concentrado na fase II, fato confirmado pelo valor da média de 707,3mg/L na fase II. As descargas de lodo do BF foram realizadas duas vezes por semana somente, pode-se que aumento da turbidez possa estar relacionado com a necessidade da realização de mais descarga neste reator.

A remoção de sulfeto foi ótima no sistema proposto, que demonstra que o sistema de aeração mostrou ser eficiente, com geração de bolhas médias, isto pode ser visto claramente na considerável remoção de sulfeto, gerada em quantidades elevadas no microfiltro chegando a concentração média de 70,9mg/L, sendo removida em média, cerca de 98% no BF, reduzindo para 1,09mg/L. Em relação ao sulfato o sistema experimental não obteve eficiência, pois foi praticamente nula.

Em relação à remoção de nutrientes o sistema experimental não mostrou-se eficiente, que pode ser observado nos resultados alcançados em relação a remoção dos parâmetros de Fósforo Total, Nitrogênio Total e Amoniacal.

Em termos de atendimento aos padrões de lançamento, as concentrações médias de DQO efluentes resultantes do período de tratamento são, superiores ao padrão estabelecido pela legislação. No entanto, em vários períodos a eficiência de remoção global foi superior a 80%.

Em estudos posteriores verifica a necessidade de utilização de um sistema de tratamento preliminar para melhorar a remoção de sólidos totais e suspensos totais no efluente final, além de dispositivos de pós-tratamento para a remoção de Fósforo, Nitrogênio Total e Amoniacal.

A operação e manutenção no BF, tendo como principal foco a nitrificação, o estudo microbiológico por meio da microscopia óptica e um sistema de lavagem adequada em estudos futuros pode refletir em melhores resultados.

6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

6.1 Conclusão

A avaliação do sistema proposto tratando efluente de curtume, realizado em 100 dias de funcionamento da estação experimental, permitiu concluir que:

- A eficiência média de remoção de DQO no microfiltro alcançou 55% na fase I, 25% na fase II e 30% na combinação das fases I e II.
- Em relação à eficiência de remoção de DQO do efluente do BF na fase I foi de 83%, na fase II 84%, e nas duas fases, a eficiência global foi de 84%.
- O dispositivo de microfiltração não foi eficiente na remoção de sólidos totais e suspensos totais, comprometendo o tratamento biológico, mas foi eficiente na remoção de sólidos suspensos fixos e voláteis.
- Em relação à Turbidez observa nos resultados uma boa eficiência de remoção tanto no microfiltro como no BF na primeira fase, mas diminuindo drasticamente na segunda fase.
- O BF mostrou ser eficiente na remoção de sulfeto, reduzindo uma concentração média de entrada de 70,9mg/L reduzindo para 1,09mg/L, sendo remoção média de cerca de 98%.
- Em relação ao sulfato o sistema experimental não apresentou eficiência satisfatória, pois foi praticamente nula.
- O sistema experimental não mostrou ser eficiente em relação a remoção de nutrientes, Fósforo Total, Nitrogênio Total e Amoniacal.

6.2 Recomendações

Após análise e discussão dos dados e tratamento estatístico realizados, as principais recomendações para a continuidade de pesquisa envolvendo o processo de tratamento adotado para efluente de curtume são:

- Para remoção de sólidos no pré-tratamento é necessária utilização de um eficiente sistema de separação físico-química, que poderá resultar em melhora significativa em relação às concentrações de sólidos totais e suspensos totais no efluente final.
- Pesquisar formas de pós-tratamento para remoção de Fósforo, Nitrogênio Total e Amônia, pois o lançamento destes nos corpos receptores pode causar a eutrofização ao longo do tempo;
- Pesquisar formas de tratamento e disposição de lodo de descarte do sistema de tratamento de efluente de curtume visando a minimizar os impactos ambientais;
- Efetuar estudo microbiológico para avaliar as características dos micro-organismos aeróbios responsáveis pelo tratamento, para um melhor entendimento do funcionamento do BF;
- Estudar forma de scale-up do sistema de tratamento de efluente de curtume proposto em escala piloto para comparar compatibilidade dos resultados.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, P. G. S.; OLIVEIRA, S. C.; CHERNICHARO, C. A. L. Operação de filtros biológicos percolados pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 3, p. 271-280, 2011.
- ANDRADE, T. MOTTA.; SILVA, P. H.; GONÇALVES, R. F. **Uso Simultâneo de um biofiltro aerado submerso para tratamento secundário de esgoto sanitário para biodesodorização de ar atmosférico contendo gás Sulfídrico (H₂S)**. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2001.
- AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de águas residuárias**. São Paulo: Escolas Profissionais Salesianas, 1992.
- ALANIS, J. C.; ALEGRE, R. M. O Estudo do reaproveitamento de cromo (iii) em indústrias de curtimento de couros. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL- SILUBESA, 9., 2000, Porto Seguro. **Simpósio...** Porto Seguro: [s.n.], 2000.
- BATISTA, R. O. et al. Potencial da remoção de poluentes bioquímicos em biofiltros operando com esgoto doméstico. **Revista Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Faisalabad, v. 6, n. 3, p. 152-164, 2011.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. ed. São Paulo: CETESB/ ASCETESB, 1986. 616 p.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre a condições e padrões de lançamentos 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.semasalages.com.br/legislacao/resolucao430.pdf>>. Acesso em: 25 jan. 2011.
- BRASIL. Resolução CONAMA 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.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 25 jan. 2012.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº. 20, de 18 de junho de 1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>>. Acesso em: 25 jan. 2012.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. Curtumes. In: _____. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. p. 233-278.

BELLI FILHO, P. et al. **Controle e tratamento de odores de um reator anaeróbio com biofiltração**. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2000.

BETTO, T. L.; HEMKEMEIER, M.; KOETZ, P. R. Remoção de demanda química de oxigênio e nitrogênio total Kjeldahl de efluente de indústria de vegetais congelados por Reator em Batelada Sequencial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 3, p. 253-242, 2013.

BEZERRA, L. F. **Avaliação da remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de águas residuárias utilizando biorreator de membranas**. 2010. 128 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2010.

BEZERRA, L.F.; MATSUMOTO. Avaliação da remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de água residuárias em biorreator de membranas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 3, p. 253-260, 2011.

BOF, V. S; CASTRO, M. S. M.; GONÇALVES, R. F. ETE UASB + Biofiltro aerado submerso: desempenho operacional com retorno do lodo aeróbio para o UASB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 487-497.

CABRAL, F. A. S. et al. Controle e tratamento de odores com biofiltração. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL-SIBESA, 6., 2001, Vitória. **Simpósio...** Vitória,: [s.n.], 2001.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 435 p.

CLAAS, I. C.; MAIA, R. A. M. **Manual básico de resíduos industriais de curtumes**. Poro Alegre: SENAI-RS, 1994. 664 p.

CHERNICHARO, C. A.; ARAÚJO, V. L.; GONÇALVES, R. F. Estudos sobre o pós tratamento de efluentes de reatores UASB através de biofiltros aerados submersos. In: CONGRESO ASOCIACIÓN INTERAMERICANA DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 25., 1996, México. **Anais...** México: [s.n.], 1996. 9 p. 1CD-ROM.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Introdução. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: [s.n.], 2001. p. 19-34.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Desa/UFMG, 1997. 246 p.

DI IACONI, C. et al. Combined chemical and biological degradation of tannery wastewater by a periodic submerged filter (SBBR). **Water Research**, Londres, v. 36, p. 2205-2214, 2002. Disponível em: <<http://www.elsevier.com/locate/watres>>. Acesso em: 20 dez. 2013.

DI IACONI, C. Biological treatment and ozone oxidation: integration or coupling. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 106, p. 63-68. Disponível em: <<http://www.elsevier.com/locate/biortech>>. Acesso em: 20 dez. 2013.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 1, p. 91-100.

FABIANI, C.; RUSCIO, F.; SPADONI, M.; PIZZICHINI, M. **Chromium (III) Salts Recovery from Tannery Wastewaters**. *Desalination*, v. 108, n.1/3, p.183-191, 1997.

FERNÁNDEZ-ALBA, A. R. et al. **Tratamento avançados de águas residuárias industriais**. Madri: Universidade de Alcála, 2006. Informe de Vigilância Tecnológica.

FERRARI JÚNIOR, M. J.; SILVA, P. C.; CHERNICHARO, C. A. L.; von SPERLING, M. Tratamento de efluentes líquidos de curtumes: uma concepção alternativa e apresentação de custos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Congresso...** Rio de Janeiro: ABES, 1997.

FONTANA, H. **Pós-Tratamento de esgoto sanitário com biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular: desempenho técnico e estudo de viabilidade econômica**. 2007. 151 f. Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

FORESTI, E. **Estudos preliminares das características e tratamento das águas residuárias de curtumes**. 1972. 117 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São carlos, 1972.

FERNANDEZ D. J. F.; RICONES, M. E. **Estudos de Alternativas para o manejo dos resíduos líquidos gerados na etapa de curtimento de curtime**. 2004. 187 f. Dissertação (Graduação de Engenheiro Químico) – Faculdade de Engenharia da Universidade Central da Venezuela, Universidade Central de Venezuela, Caracas, 2004.

GANESH, R.; BALAJI, G.; RAMANUJAM, R. A. Biodegradation of tannery wastewater using sequencing batch reactor – Respirometric assessment. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 97, p. 1815-1821, 2006. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 20 dez. 2013.

GEROMEL, C. G. A. **Tratamento físico-químico de efluentes de curtumes por meio de filtros de membrana seletiva**. 2012. 232 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2012.

GODOY, T. G. **Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de uasb, sob condições hidráulicas desfavoráveis – estudo em escala real**. 2007. 177 f. Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação e Área de

Concentração em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

GONÇALVES R.F.; ROGALLA, F. Biofiltros aerados para remoção de nitrogênio de águas residuárias sob diversas temperaturas In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 1994, Buenos Aires. **Anais...** Buenos Aires: [s.n.], 1994.

GONÇALVES, R. F. et al. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: [s.n.], 2001. p. 171-278.

GONÇALVES, R. F.; ARAÚJO, V. L.; CHERNICHARO, C. A. Tratamento secundário de esgoto sanitário através da associação em série de reatores UASB e biofiltros aerados submersos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu, 1997. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1997. p. 450-61.

GONZALEZ, A. Z. **Desenvolvimento de modelos dinâmicos de simulação e otimização biorreatores com membrans submergidas para tratamento de águas residuárias**. 2009. 171 f. Dissertação (Doutorado em Ciências Técnicas) – Instituto Nacional Politécnico de Toulouse, Escuela de Ingenheiros Superiores em Artes Químicas e Tecnológicas, Cuba-Toulouse, 2009.

HEIJNEN, J.J **Biological industrial wastewater treatment minimizing biomass production and maximizing biomass concentration**. 1984. 230 f. Thesis (Ph.D)- Delft University of Technology, Delft, 1984,.

INTEGRATED POLLUTION PREVENTION AND CONTROL- IPPC . **Reference document on best available techniques for the tanning of hides and skins**. Sevilha: [s.n.], 2003.

IWAI, S.; KITAO, T. **Wastewater treatment with microbial films**: technomicpublishingCo. Lancaster: [s.n.], 1994. 184 p.

LEAL, M. L. C. M. et al. **Relatório de acompanhamento setorial indústria de couro**. [S.l.]: Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial – ABDI, 2011. p. 44. Disponível em: <http://www.sistemamodabrasil.com.br/documents/couro_relatorio_acompanhamento_setorial.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2013.

LÉO, L. F. R. **Avaliação do comportamento de um reator UASB com separador de fases simplificado no tratamento de efluentes de curtumes**. 2002. 124 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2002.

LOPES, M. S. S. et al. (2011). Remoção de macronutrientes de efluente da indústria de castanha de caju por uso de reator aeróbio em batelada com inóculo fúngico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 1, p. 17-26.

LIZARD, J. L. A. **Remoção de microorganismos patogênicos utilizando polímeros como mecanismo de ultrafiltração em águas de origem doméstica**. 2009. 102 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Superior de Engenharia e Arquitetura U.Z, Instituto Politécnico Nacional, México, 2009.

LEMOS, B.R.S. **Oxidação de sulfetos promovida por materiais carbonáceos ativados**. 2010. 67 f. Dissertação (Química Inorgânica) – Faculdade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, 2010.

KAMIYAMA, H. Pós-tratamento do efluente do tanque séptico na norma brasileira: as novas propostas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., 1993, Natal. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1993.

MAGRI, M.E. et al. Otimização do processo de nitrificação com o uso de conchas de ostras como material suporte em reatores aeróbios com biomassa fixa. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 123-130.

MATSUMOTO, T.; PEREIRA, E. L. S. Avaliação da eficiência de remoção de carga orgânica de um biofiltro aerado submerso no tratamento de efluentes de curtume., In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA Y AMBIENTAL, 30., 2006. **Congresso...** Punta Del Este: Asociacion Interamericana de Ingenieria Y Ambiental- AIDS, 2006. p. 01-06.

METCALF, E. **Wastewater engineering: treatment disposal reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334 p.

MONTOY, J. E. Z. **Efeito da limpeza química na permeabilidade de membranas cerâmicas de ultrafiltração**. 2006. 328 f. Dissertação (Doutorado Engenharia Química)- Instituto de Biotecnologia, Universidade de Granada, Granada, 2006.

MOTTA, S. L. **Tratamento de esgoto sanitário em bio-reator aeróbio de leito submerso**. 1995. 102 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Instituto de Pós-graduação e Pesquisa em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1995.

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M; HEIJNEN, S. J. **Particle based biofilm reactor technology**, Tibtech, v. 18, p. 312 – 320, 2000.

PACHECO, J. W. F. **Curtumes**. São Paulo: CETESB, 2005. 77 p.

PACHECO, J. W. F. **Gestão de água na indústria de curtumes do Estado de São Paulo: um diagnóstico sob os princípios da produção mais limpa**. [S.l.: s.n.], 2010. 213 p.

PERON FILHO, O. **Desempenho de reator anaeróbio de manta de lodo e dispositivos de pré e pós-tratamento utilizando efluentes líquidos de curtume no processo de ampliação de escala**. 2005. 146 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2005.

PEREIRA, E. L. S. **Utilização de biofiltro aerado no tratamento de efluentes de curtume submetido a processo de pré-tratamentos físico-químico e anaeróbio.** 2008. 149 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2008.

PUJOL, R.; CANLER, J. P.; IWEMA, A. Biological aerated filters: an attractive and alternative biological process. **Water Science & Technology**, Londres, v. 26, n. 3-4, p. 693-702, 1992.

RIPPERGER S, A.J. Crossflow microfiltration - state of the art. **Separation and Purification Technology**, Kidlington, v. 26, p. 19-31, 2002.

SABINO, D. G.; GALASSO, M.; FEO, G. D. Treatment of tannery wastewater through the combination of a conventional activated sludge process and reverse osmosis with a plane membrane. **Desalination**, Amsterdam, v. 249, p. 337-342, 2009. Disponível em: <<http://www.elsevier.com/locate/desal>. Acesso em: 20 dez. 2013.

SANTOS, S. G; MIGUEL, E. N. **Oportunidades para redução de efluentes líquidos industriais.** 2002. 49 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização) – Escola Politécnica -Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2002.

SÃO PAULO. Decreto Estadual nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/legislacao/estadual/decretos/1976_Dec_Est_8468.pdf >. Acesso em: 25 jan. 2012.

SILVA, H. P. M. **Transformação do enxofre nas fases líquida e gasosa de um biofiltro aerado submerso tratando efluente de um reator anaeróbio do tipo UASB.** 2003. 199 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewater.** Nashville: [s.n.], 1996. 394 p.

TAO, W. et al. Effects of pH and temperature on coupling nitrification and anammox in biofilters treating dairy wastewater. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 47, p. 76-82, 2012. Disponível em: <<http://www.elsevier.com/locate/ecoleng>>. Acesso em: 20 dez. 2013.

Von SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgoto.** Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. v. 2, 211p.

Von SPERLING, M. **Lodos ativado.** Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1997. v. 4, 415 p.

YENDO, A. Y. **Uso de um biofiltro aerado submerso como unidade de pós-tratamento de efluente de tratamento anaeróbio de curtume.** 2003. 131 f.

Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais) –
Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2003.