

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**CASSIO RENATO SOLER**

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIA TÊXTIL POR REATOR  
BIOLÓGICO COM LEITO MÓVEL**

**DISSERTAÇÃO**

**CURITIBA  
2013**

**CASSIO RENATO SOLER**

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIA TÊXTIL POR REATOR  
BIOLÓGICO COM LEITO MOVÉL**

Texto de dissertação requisito final para conclusão do Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental, do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná-UTFPR. Área de concentração: Controle e Monitoramento Ambiental.

Orientadora: Prof(a). Dr(a). Claudia Regina Xavier

**CURITIBA  
2013**

---

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

---

S685 Soler, Cassio Renato  
Tratamento de efluente de indústria têxtil por reator biológico com leito móvel / Cassio Renato Soler. – 2013.  
64 f. : il. ; 30 cm

Orientadora: Claudia Regina Xavier.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2013.  
Bibliografia: f. 59-64.

1. Indústria têxtil – Eliminação de resíduos. 2. Águas residuais – Purificação – Tratamento biológico. 3. Biodegradação. 4. Biorreatores. 5. Biofilmes. 6. Gestão ambiental. 7. Tecnologia ambiental – Dissertações. I. Xavier, Claudia Regina, orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. III. Título.

CDD (22. ed.) 363.7

## TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Dissertação nº 019/2013

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIA TÊXTIL POR REATOR  
BIOLÓGICO COM LEITO MÓVEL.

por

Cassio Renato Soler

Dissertação apresentada às 9 horas do dia 28 de Agosto de 2013, como requisito parcial para obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS, na área de concentração Tecnologias e Processos Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Curitiba. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

### Banca examinadora:

---

Profa. Dra. Claudia Regina Xavier (Orientador)  
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR

---

Prof. Dr. Uivald Pawlowsky  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e  
Ambiental (PPGERHA)  
Universidade Federal do Paraná - UFPR

---

Prof. Dr. Fernando Hermes Passig  
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR

Visto da Coordenação:

---

Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro  
Coordenador do PPGCTA

“A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Programa”

## RESUMO

SOLER, Cassio Renato. Tratamento de efluente de Indústria têxtil por reator biológico com leito móvel. 2013. 64f. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

A contaminação ambiental causada pelo setor têxtil apresenta um especial destaque, devido aos grandes volumes de efluentes gerados. Os tratamentos biológicos mais utilizados pelas indústrias têxteis são o lodo ativado e biofiltros, ambos com elevado custo financeiro para as indústrias, com produtos químicos e necessidade de destinação de lodo. O presente trabalho estudou a viabilidade de tratamento de efluente de indústria têxtil por MBBR “*Moving Bed Biofilm Reactor*” (Reator Biológico com Leito Móvel). Este processo concilia os benefícios de tratamentos antes mencionados e ao mesmo tempo reduz as características indesejáveis de elevada geração de lodo, tempo de detenção hidráulica e perda de sólidos. O efluente foi caracterizado quanto à DQO, DBO<sub>5</sub>, área espectral, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e toxicidade antes e após o tratamento. O tratamento do efluente ocorreu em diferentes cargas orgânicas volumétricas, de 0,3gDQO/L.d até 9,0g DQO/L.d com 4 estágios: adaptação (0,3gDQO/L.d) e outros 3 estágios (1,2gDQO/L.d, 3,0gDQO/L.d e 9,0gDQO/L.d). Este reator foi operado por 107 dias, alcançando remoções de 65% de DQO, 94% de DBO<sub>5</sub>, 58% de área espectral, 82% de SST e 87% de toxicidade. Resultados que foram avaliados pela ANOVA, com teste Tukey com 0,05 de significância. A cinética calculada do processo apresentou consumo específico máximo de substrato de 0,027d<sup>-1</sup>, compatível a tratamentos biológicos de efluente com conteúdo recalcitrante. Através dessas análises foi verificado que os melhores resultados de remoção foram atingidos quando o reator foi operado em COVs menores.

**Palavras chaves:** Biodegradação. Efluente têxtil. MBBR.

## ABSTRACT

SOLER, Cassio Renato. Wastewater's treatment from textile industry by moving bed biofilm reactor 2013. 64f. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

The environment contamination caused by the textile sector has a special meaning due to volumes of wastewater. The biological treatments most commonly used by textile industries are biofilters and activated sludge, both with a high financial cost for industries with chemicals products and the need for sludge disposal. This work studied the viability of treatment of textile effluent's by MBBR "Moving Bed Biofilm Reactor". This process combines the benefits of treatments mentioned above and at the same time reduces undesirable characteristics of high sludge generation, hydraulic retention time and solids loss. The effluent was characterized as COD, BOD<sub>5</sub>, spectral area, total suspended solids, volatile suspended solids and toxicity before and after treatment. The treatment of the effluent occurred in different organic loading rates from 0.3 gCOD/L.d up to 9.0 g COD/L.d with 4 stages: adaptation 0.3gCOD/L.d and others 3 stages 1.2gCOD/L, 3.0 gCOD/L and 9.0gCOD/L.d. This reactor was operated for 107 days, reaching 65% removal of COD, 94% of BOD<sub>5</sub>, 58% of spectral area, 82% of TSS and 87% of toxicity. The results were evaluated by ANOVA with Tukey's test at 0.05 significance level. The calculated kinetics of the process presented consumption specific maximum of substrate of 0,027d<sup>-1</sup>, compatible with biological treatment effluent with recalcitrant content. Through these analyzes it was verified that the best removing results were achieved when the reactor was operated at lower OLRs.

**Keywords:** Biodegradation. Textile effluent. MBBR.

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 1</b>	Principais processos de uma indústria têxtil.....	16
<b>FIGURA 2</b>	Classificação de reatores biológicos aeróbios quanto ao tipo de aglomeração da biomassa.....	22
<b>FIGURA 3</b>	Esquema operacional do MBBR (a) aeróbio (b) anaeróbio.....	25
<b>FIGURA 4</b>	Meios suportes mais comuns: a) a) anéis plásticos tipo Pall b) anéis plásticos tipo Ambio c) Kaldnes K3.....	26
<b>FIGURA 5</b>	Reator (a) montado antes do funcionamento, (b) em operação.....	33
<b>FIGURA 6</b>	Esquema do reator MBBR escala de bancada.....	34
<b>FIGURA 7</b>	Parâmetros de controle do MBBR.....	38
<b>FIGURA 8</b>	Controle de pH no reator MBBR.....	39
<b>FIGURA 9</b>	Remoção de DQO do MBBR.....	40
<b>FIGURA 10</b>	Remoção de DBO <sub>5</sub> no MBBR.....	41
<b>FIGURA 11</b>	Remoção de DQO e remoção de DBO <sub>5</sub> no MBBR em cada COV.....	42
<b>FIGURA 12</b>	Remoção de área espectral visualizado na COV de 1,2gDQO/L.d...	43
<b>FIGURA 13</b>	Remoção de área espectral no MBBR.....	43
<b>FIGURA 14</b>	Afluentes e efluentes de cada COV do MBBR em comparação com água.....	44
<b>FIGURA 15</b>	Concentração de SSV e SST do afluente e do efluente do MBBR de cada COV utilizada no tratamento.....	46
<b>FIGURA 16</b>	Meios suportes utilizados no método de determinação dos sólidos aderidos em cada COV do reator.....	47
<b>FIGURA 17</b>	SST e SSV do meio em suspensão de cada VCO utilizada no tratamento.....	48
<b>FIGURA 18</b>	SST e SSV aderidos nos meios suportes em cada VCO utilizada no tratamento.....	49
<b>FIGURA 19</b>	Remoção média de DQO por COV.....	50
<b>FIGURA 20</b>	Remoção média de DBO <sub>5</sub> por COV.....	51
<b>FIGURA 21</b>	Remoção média de Área espectral por COV.....	52

<b>FIGURA 22</b>	Remoção média de SST por VCO.....	53
<b>FIGURA 23</b>	Cinética de primeira ordem da constante de biodegradação do substrato.....	54



## LISTA DE TABELAS

<b>TABELA 1</b>	Descrição das principais classes de corantes e fibras têxteis.....	18
<b>TABELA 2</b>	Configurações dos meios suportes mais comuns.....	26
<b>TABELA 3</b>	Características iniciais do efluente têxtil.....	37
<b>TABELA 4</b>	Relação alimento/microrganismo.....	47
<b>TABELA 5</b>	Resumo de operação do reator MBBR.....	55

## LISTA DE QUADROS

<b>QUADRO 1</b>	Composição Média de Efluente Têxtil.....	18
<b>QUADRO 2</b>	Remoções alcançadas em diferentes formas de tratamento.....	21
<b>QUADRO 3</b>	Aplicação do MBBR para o tratamento de efluentes.....	24
<b>QUADRO 4</b>	Parâmetros e frequência analítica do experimento.....	34
<b>QUADRO 5</b>	Estratégia de Operação do reator MBBR.....	35

## LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SIMBOLOS

ABIT Associação Brasileira da indústria Têxtil  
ABNT Associação Brasileira de normas técnicas  
A/M Relação alimento microrganismo  
APHA American Public Health Association  
C:N:P Relação carbono: nitrogênio: fósforo  
CONAMA Conselho Nacional Meio Ambiente  
COS Carga orgânica superficial  
COV Carga orgânica volumétrica  
DBO<sub>5</sub> Demanda bioquímica de oxigênio medida após cinco dias de incubação  
DBO<sub>5</sub>/DQO Relação entre a demanda bioquímica de oxigênio e a demanda química de oxigênio  
DQO Demanda química de oxigênio  
HCl Ácido clorídrico  
K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> Fosfato monoácido de potássio  
NaOH Hidróxido de sódio  
NH<sub>4</sub>Cl Cloreto de amônia  
MBBR “*Moving Bed Biofilm Reactor*” (Reator biológico com leito móvel)  
NBR Norma brasileira  
OD Oxigênio dissolvido  
PEAD Polietileno de alta densidade  
PIB Produto interno bruto  
pH Potencial hidrogeniônico  
SST Sólidos suspensos totais  
SSV Sólidos suspensos voláteis  
TDH Tempo de detenção hidráulico  
VS/VR Volume ocupado pelos suportes pelo volume total do reator

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>12</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>14</b>
2.1	OBJETIVO GERAL.....	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
<b>3</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>15</b>
3.1	INDÚSTRIA TÊXTIL NO BRASIL.....	15
3.2	EFLUENTE TÊXTIL.....	17
3.3	TRATAMENTOS DE EFLUENTES TÊXTEIS.....	19
3.4	TRATAMENTO BIOLÓGICO COM REATOR DE LEITO MOVEL MBBR.....	21
3.4.1	Meios suportes mais utilizados nos MBBRs.....	25
3.4.2	Razão de recheio.....	26
3.4.3	Formação de biofilme nos meios suportes.....	27
3.4.4	Aspectos operacionais.....	29
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>30</b>
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE E DA BIOMASSA.....	30
4.1.1	Coleta, transporte e conservação do efluente.....	30
4.1.2	Filtração.....	30
4.1.3	Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	30
4.1.4	Potencial Hidrogeniônico (pH).....	30
4.1.5	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> ).....	31
4.1.6	Área espectral.....	31
4.1.7	Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).....	31
4.1.8	Toxicidade.....	31
4.1.9	Caracterização da Biomassa aderida e suspensa no MBBR.....	32
4.1.10	Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) e Carga Orgânica Volumétrica (COV).....	32
4.2	DESCRIÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL DO REATOR MBBR.....	32
4.3	PARAMETROS MONITORADOS E FREQUÊNCIA ANALÍTICA.....	34

4.4	CONTROLE E OTIMIZAÇÃO DO REATOR.....	34
4.5	CINÉTICA DE BIODEGRADAÇÃO DO PROCESSO.....	35
4.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	36
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>37</b>
5.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO QUÍMICA DO EFLUENTE DE INDÚSTRIA TÊXTIL.....	37
5.2	PARÂMETROS DE CONTROLE DO MBBR.....	38
5.3	PARÂMETROS DE EFICIÊNCIA.....	40
5.3.1	Remoção de Matéria Orgânica.....	40
5.3.2	Remoção de Área espectral.....	42
5.3.3	Remoção de toxicidade.....	45
5.3.4	Remoção de SST e SSV.....	45
5.4	ANÁLISES DE SÓLIDOS NO MBBR.....	47
5.5	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	50
5.6	CINÉTICA DE DEGRADAÇÃO.....	53
5.7	RESUMO DE OPERAÇÃO DO MBBR.....	55
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>56</b>
<b>7</b>	<b>PUBLICAÇÕES.....</b>	<b>57</b>
<b>8</b>	<b>SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>58</b>
<b>9</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>59</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos em processos produtivos vêm ganhando atenção especial devido ao valor atribuído a este bem e ao custo de tratamento dos efluentes para atender a legislação (NIGAM et al.; 1996; ALMEIDA et al., 2004). O consumo mundial de água é de 70% na agricultura, 8% no consumo humano e 22% pelas indústrias, onde o setor têxtil representa 7% do consumo deste recurso (GUARANTINI; ZANONI, 2000; FREITAS, 2002; LOPES, 2011).

A demanda do consumo de vestuários jeans pela população aumentou a produção têxtil e a criação de novas indústrias no setor. Essas são consumidoras de produtos e geradoras de poluentes nos três estados físicos da matéria (BRAILE; CAVALCANTI, 2010). No entanto, o volume de efluente líquido gerado por esse ramo requer especial atenção, devido ao elevado potencial de danos ao meio ambiente pela ampla variedade de corantes utilizados (LOPES, 2011).

O consumo de fibras têxteis no Brasil é de 8 kg hab/ano, sendo que, para 2020, existe uma projeção de consumo de aproximadamente 9 kg de fibras por hab/ano (HESSEMBER; SENS, 2002). O maior impacto ambiental relacionado a este ramo industrial é o elevado consumo de água (aproximadamente 50 L/kg de tecido beneficiado) e o baixo aproveitamento dos insumos. Estima-se que 50% das espécies químicas utilizadas no tingimento são descartadas juntamente com o efluente, o que contribui para o aumento da cor, da DQO e da DBO<sub>5</sub>, além da presença de altas concentrações de sólidos em suspensão, o que gera aumento da turbidez e toxicidade do efluente (ROBINSON et al., 2001; LOPES, 2011).

No Brasil, a resolução nº430 de 2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) define os padrões para lançamento de efluentes em corpos receptores. De acordo com esta resolução, os efluentes não podem apresentar efeito tóxico a organismos aquáticos em estudos feitos no próprio efluente, e, dependendo da classe em que o corpo receptor estiver enquadrado, também não podem conferir toxicidade ao corpo receptor, devido a combinações e, ou alterações de substâncias contidas nestes efluentes (BRASIL, 2011).

Os tratamentos biológicos mais utilizados pelas indústrias têxteis são o lodo ativado e biofiltros (RUSTEN et al., 2006). O Reator biológico com leito móvel (MBBR) é um tratamento que utiliza biofilmes suportados em materiais inertes, busca em um único sistema as melhores características dos processos biológicos

citados anteriormente. O que deixa de lado as características indesejáveis, conseguindo maior Carga Orgânica Volumétrica (COV) e redução do Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) (RUSTEN et al., 2006; OLIVEIRA, 2008).

Com o aumento das exigências na área ambiental relacionados à qualidade dos efluentes lançados em corpos receptores, existe uma demanda para o surgimento de novas tecnologias que colaborem com o modo como os efluentes têxteis vêm sendo tratados. Torna-se também importante estudar as cinéticas desses processos biológicos de degradação, pelo conhecimento das características do efluente e desempenho do reator quanto a COV, TDH e as eficiências de remoção. Desta forma, possibilita o desenho de reator piloto e posteriormente em escala industrial para avaliar as características que permitam futuras instalações de tratamentos de efluentes têxteis.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar a viabilidade técnica do tratamento de efluente de indústria têxtil operando com Carga Orgânica Volumétrica (COV) entre 0,3gDQO/L.d a 9,0gDQO/L.d por Reator Biológico com Leito Móvel (MBBR).

### 2.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Caracterizar o efluente têxtil quanto à DQO, DBO<sub>5</sub>, absorvância máxima, Sólidos Suspenso Totais, Sólidos Suspensos Voláteis e toxicidade.
- Controlar e otimizar o processo MBBR para remoção de matéria orgânica, absorvância máxima e toxicidade em quatro cargas orgânicas volumétricas diferentes (0,3gDQO/L.d; 1,2gDQO/L.d; 3,0gDQO/L.d e 9,0gDQO/L.d).
- Avaliar os parâmetros de controle: carga orgânica volumétrica (COV), tempo de detenção hidráulica (TDH) e potencial hidrogeniônico (pH).
- Avaliar os parâmetros de eficiência após tratamento por MBBR, como remoção de: DQO, DBO<sub>5</sub>, SST, SSV, absorvância e toxicidade.
- Determinar as constantes cinéticas de degradação da matéria orgânica no MBBR.



### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 INDÚSTRIA TÊXTIL NO BRASIL

O Brasil está na lista dos dez principais mercados mundiais da indústria têxtil. Atualmente, encontra-se entre os cinco principais produtores de confecção. A produção de artigos de vestuário foi estimada em 38,5 milhões de toneladas/ano pelo Instituto de Estudos e Marketing Industrial Ltda. (2011).

Segundo a Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção (ABIT), o setor têxtil brasileiro fechou o ano de 2012 com um faturamento de R\$ 100 bilhões, com um aumento de 5% em relação ao ano de 2010. O aumento foi atribuído ao aquecimento do mercado interno, que representa 92% do consumo, e ao alto investimento que em 2011 chegou a R\$ 2,1 bilhões. Assim, a indústria têxtil tornou-se responsável por 17,5% do Produto Interno Bruto (PIB) de toda a indústria de transformação, o que equivale a 3,5% do PIB total brasileiro.

A demanda externa apresentou bons resultados no início de 2012, pois, de janeiro a maio as exportações foram da ordem de R\$ 2 bilhões, um crescimento de 8,8% em relação ao mesmo período de 2011 (IEMI, 2012).

Há alguns anos o Brasil investe na renovação do seu parque fabril, aumentando a sua capacidade competitiva em relação aos mercados externos e a sua produtividade. Atualmente, o país participa do comércio mundial de têxtis com uma fatia de 2%, aproximadamente R\$ 6 bilhões anuais. Um aspecto positivo da indústria nacional em relação aos concorrentes externos é a imagem no que se refere à produção limpa e ao beneficiamento de algodão, devido ao início de pesquisas para beneficiamento de algodão orgânico (ABIT, 2012).

As indústrias têxteis empregam processos que consistem em diversas etapas, desde a chegada da matéria-prima até o produto final. Em algumas delas, como fiação e tecelagem, a matéria-prima é processada em operações que ocorrem a seco, não gerando efluentes líquidos. Já outras etapas, como desengomagem, tingimento e estamparia, caracterizam-se pelo consumo de elevados volumes de água, que geram grandes volumes de efluente com potencial poluidor significativo (WOLFF, 1997).

Na Figura 1 se apresenta as principais etapas envolvidas no processos de uma indústria têxtil para a produção de tecidos originados de fibras naturais

(algodão). As etapas geradoras de efluente são: tingimento, engomagem, desengomagem / lavagem, pré-alveamento, alveamento / lavagem, estamparia / lavagem, tingimento e acabamento (HESSEMER; SENS, 2002; PALACIO,2009).

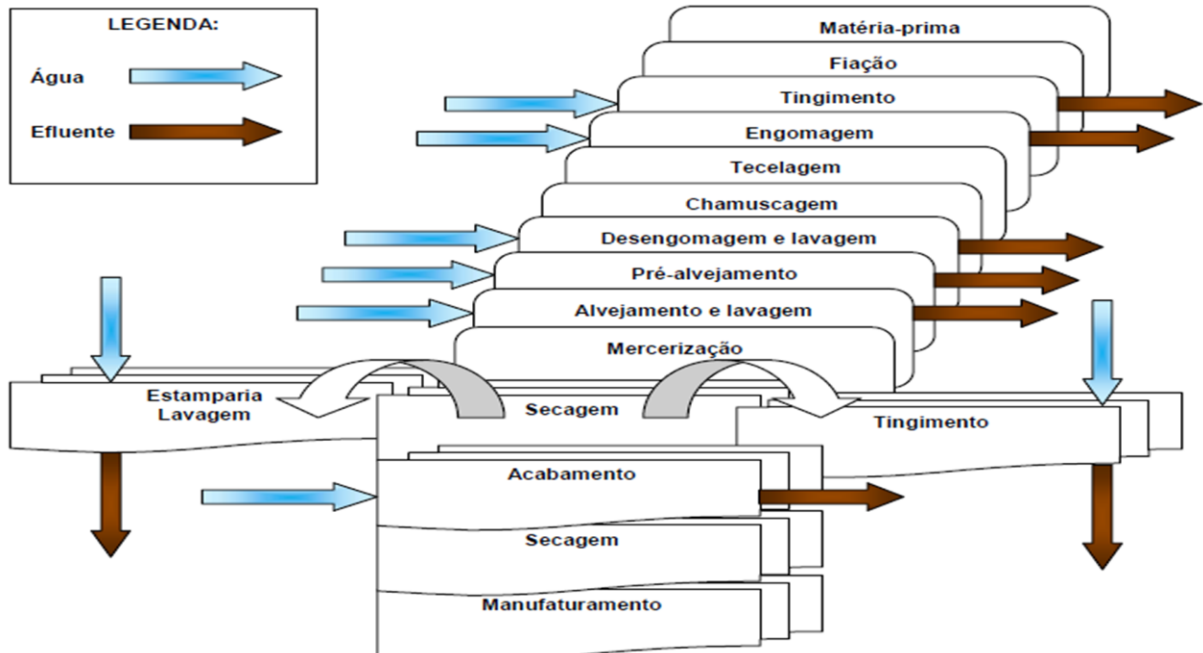


Figura 1 - Principais processos de uma indústria têxtil.

Fonte: Hessemer e Sens (2002).

O processo de tingimento é um dos fatores fundamentais no sucesso comercial dos produtos têxteis. Além da beleza da cor, o consumidor exige elevado grau de fixação desta em relação à ação da luz, lavagem e transpiração, tanto inicialmente quanto após uso prolongado. Para garantir essas propriedades, as substâncias que conferem coloração devem apresentar alta afinidade à fibra têxtil, uniformidade na coloração, resistência aos agentes desencadeadores do desbotamento e ainda apresentar-se viável economicamente (MANENTI, 2011).

Outra etapa importante para o sucesso comercial é o acabamento, acarretando num excesso de corantes utilizados nessa etapa. Com isto há uma geração elevada de efluentes. Assim a água residual desses processos apresenta sérios problemas para ser tratada por apresentar também alto teor de corantes (LIU et al., 2007).

### 3.2 EFLUENTE TÊXTIL

As principais contribuições em espécies químicas nos efluentes têxteis são das fibras e dos corantes. Os efluentes têxteis caracterizam-se por serem altamente coloridos, devido à presença de corantes que não se fixam nas fibras durante o processo de tingimento (RAMOS, 2002).

As fibras têxteis podem ser divididas em dois grandes grupos denominados fibras naturais e sintéticas. As fibras naturais mais utilizadas são baseadas em celulose (cadeias poliméricas lineares de glucose) e proteína (polímero complexo composto de diferentes aminoácidos) presentes na lã, seda, algodão e linho. As fibras sintéticas são comercializadas como viscose (xantato de celulose obtida da madeira), acetato de celulose (triacetato de celulose obtido da madeira), poliamida (condensação do ácido adípico e hexametileno diamina), poliéster (polímero do ácido tereftálico e etilenoglicol) e acrílico (polimerização da acrilonitrila) (MANENTI, 2011).

Os corantes geralmente são moléculas pequenas compostas de dois grupos: um cromóforo, que é responsável pela cor, e um que tem a função de unir o corante à fibra. Os corantes podem ser classificados de acordo com sua estrutura química ou de acordo com o método pelo qual ele é fixado na fibra.

Os corantes sintéticos são muito utilizados na indústria têxtil. Aproximadamente 10 mil diferentes tipos de corantes e pigmentos são produzidos industrialmente. Entretanto, estima-se que 2 mil tipos de corantes estejam disponíveis para a indústria têxtil, essa diversidade é justificada, uma vez que cada tipo de fibra a ser colorida requer corantes com características próprias bem definidas, (LEE; PAVLOSTATHES, 2004), o que representa um consumo anual de cerca 700 mil t no mundo e 30 mil t somente no Brasil (GUARATINI; ZANONI, 2000; LIU, et al. 2007).

A Tabela 1 apresenta as principais classes de corantes têxteis, os tipos de fibras que apresentam afinidade e a taxa de fixação característica de cada um destes (FREITAS, 2002).

Tabela 1: Descrição das principais classes de corantes e fibras têxteis.

<b>Classe do corante <sup>a)</sup></b>	<b>Fibra tipicamente aplicada</b>	<b>Fixação típica (%)</b>
Ácido	Lã e nylon	80-93
Básico	Acrílicas e algumas fibras de poliéster	97-98
Direto	Algodão e outras fibras celulósicas	70-95
Disperso	Poliéster, acetato e outras fibras sintéticas	80-92
Reativo	Algodão, lã e outras fibras celulósicas	60-90
Sulfurosos	Algodão e outras fibras celulósicas	60-70

Fonte: Adaptado de Freitas (2002); Nota: a) corantes ácidos são aplicados por meio de uma solução ácida, e os corantes básicos em solução alcalina; os corantes diretos são aplicado em um banho neutro no ponto de ebulição, com a adição de cloreto de sódio (NaCl) ou sulfato de sódio (Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>); os corantes dispersos são aplicados na forma de dispersões aquosas ou suspensões coloidais que formam soluções sólidas com as fibras; os corantes reativos são impregnados ao substrato têxtil; e os corantes sulfurosos são aplicados com técnicas eletroquímicas.

A composição média do efluente têxtil encontrada por outros autores está relacionada no Quadro 1.

Parâmetros					Referências
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	pH	
200	1000	200	15	7,0	Soares, 1998
300	1000	1000	175	8,5	Storti, 2001
600	950	2500	-	10,0	Freitas, 2002
490	870	2450	290	7,9	Pavlostathes, 2004
310	650	1850	330	-	Cogo, 2011
280	710	2000	220	11,0	Silva, 2011
430	1200	1350	380	9,0	Alvin, et al., 2011

Quadro 1 – Composição Média de Efluente Têxtil

Quanto à toxicidade dos efluentes têxteis, são conhecidos os efeitos associados ao seu lançamento no corpo receptor, sendo avaliados utilizando-se métodos de estimativa de toxicidade baseados na estrutura molecular dos compostos presentes e na sua abundância (ALVIN et al., 2011). Porém, determinar quimicamente os toxicantes presentes nesse tipo de resíduo é uma tarefa impraticável (RODRIGUÊS et al., 2010).

Isto ocorre em virtude da complexidade das interações entre os diferentes compostos e a biota e do desconhecimento de alguns constituintes dos efluentes, associados a possíveis efeitos aditivos, sinérgicos e antagônicos que possam existir (WILKE, 2008; FREITAS, 2002; BARRETO et al., 2011).

Assim, os efluentes quando não tratados ou tratados de forma indevida, podem provocar interferência na biota aquática. Os corantes, além da poluição visual, provocam alterações em ciclos biológicos afetando principalmente processos de fotossíntese (LEE; PAVLOSTATHES, 2004; WILKE et al., 2008). Alvin et al. (2011) demonstram que algumas classes de corantes, principalmente os azocorantes e seus derivados, podem ser carcinogênicos e mutagênicos.

Abreu et al. (2008) descrevem a presença de efeitos tóxicos sobre peixes, tais como: estresse respiratório, efeitos mutagênicos e carcinogênicos, bioacumulação em tecidos, biomagnificação, ou seja, propagação pela cadeia alimentar, e efeitos letais e adversos: redução da biodiversidade e processos de eutrofização nos ambientes aquáticos. Além desses prejuízos, o efluente pode ocasionar impactos térmicos, formação de espuma e problemas de cor (COGO, 2011). Seu tratamento é de fundamental importância, devido à necessidade de se diminuir a quantidade de contaminantes e a poluição dos corpos receptores (ABREU et al., 2008).

### 3.3 TRATAMENTOS DE EFLUENTES TÊXTEIS

Os tratamentos físico-químicos são eficazes na remoção dos compostos de alto peso molecular, cor, toxicidade, sólidos suspensos e DQO. Entretanto, além de muitos deles serem onerosos, apresentam baixa eficiência na remoção de  $\text{DBO}_5$  e moléculas de baixo peso molecular (BARTHEL, 1998).

Adsorção, oxidação avançada, precipitação e filtração por membrana são considerados importantes métodos de pré e pós-tratamento para a redução de cor, toxicidade e compostos recalcitrantes presentes no efluente têxtil (BISHOP, 1997). A combinação de tratamentos físicos, químicos e biológicos também tem sido estudada para estes efluentes (IMMICH, 2006).

A ozonização é considerada um dos mais promissores processos de oxidação, utilizada para remoção de cor e turbidez (ALMEIDA et al., 2004; COGO, 2011). Para Oliveira e Leão (2009) uma alternativa simples e eficiente para o tratamento de efluentes têxteis é o processo Fenton. Os íons férricos também são excelentes agentes

coagulantes. Portanto, o processo Fenton pode exercer dupla função: oxidação e coagulação.

Já Barreto et al. (2011) propuseram uma solução com a utilização do fungo *Ganoderma* sp que tem alta capacidade de adaptação e degradação do efluente têxtil. O fungo *Ganoderma* sp, apresenta uma ótima degradação dos corantes devido às diferenças qualitativas e quantitativas de produção de enzimas que tem a competência de degradar corantes e aproveitar essas moléculas como alimento (KAMIDA et al., 2005; BARRETO et al., 2011).

Alvin et al. (2011) testaram a utilização da vinhaça, resíduo da produção de álcool de caldo de cana-de-açúcar para o tratamento de efluente têxtil. O processo é baseado no método de reciclagem de materiais orgânicos contidos na vinhaça, os quais são transformados em enzimas e biomassa (utilizada para ração animal). As enzimas produzidas pelos fungos crescidos na vinhaça agem de forma a catalisar reações de eliminação de diversas substâncias poluentes contidas nos efluentes têxteis (KAMIDA et al., 2005; ALVIN et al., 2011).

Rodriguês et al. (2010), estudaram o uso de *Staphylococcus arlettae* para descoloração e redução da toxicidade dos efluentes da indústria têxtil. Esse microrganismo mostrou-se eficaz na degradação dos corantes mais utilizados nas indústrias têxteis visto que esse foi testado antes e depois com *Daphnia magna* para comprovar a redução da toxicidade.

Remoções encontradas por outros autores com diferentes tecnologias no tratamento de efluentes têxtil, são demonstrada abaixo no Quadro 2.

Tecnologia de Tratamento	Remoção em Percentual (%)			COV (gDQO/L.d)	Referência
	DQO	DBO <sub>5</sub>	SST		
Lodos ativados	55	85	48	4,5	Beltrame, 2000
Biofilme	78	90	42	3	Costa et al., 2008
Fungo <i>Ganoderma sp</i>	68	83	28	-	Barreto et al., 2011
Fungo <i>Pleurots sp</i>	43	55	16	-	Kamida et al., 2005
Físico-químico + ozônio	47	70	-	6	Hessemer; Sens, 2002
Foto-Fenton	90	-	-	5	Manenti, 2011
Eletro-Coagulação	87	-	-	6	Palacio, 2009

**Quadro 2 – Remoções alcançadas em diferentes formas de tratamento em escala piloto.**

### 3.4 TRATAMENTO BIOLÓGICO COM REATORES DE LEITO MOVEL (MBBR)

Os reatores biológicos aeróbios podem ser classificados quanto à forma predominante de aglomeração microbiana, que pode ser na forma de flocos em suspensão ou filme aderido sob uma superfície (biofilme). Estes podem ser designados como reatores com crescimento de biomassa em suspensão e biomassa fixa, respectivamente, conforme apresentado no esquema da Figura 2.

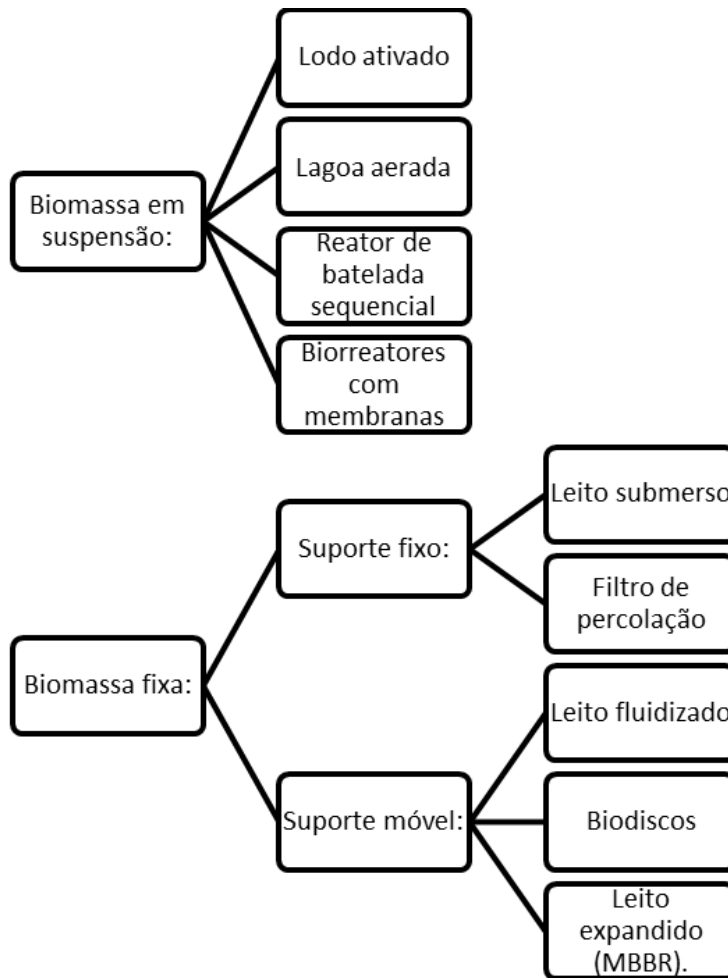


Figura 2: Classificação de reatores biológicos aeróbios quanto ao tipo de aglomeração da biomassa. Adaptado de Rodrigues (2010).

Os reatores com biomassa em suspensão são os mais utilizados e conhecidos, devido à vasta aplicação do sistema de lodo ativado. Entretanto, os reatores com biomassa fixa vêm conquistando espaço por apresentarem maior eficiência e estabilidade do que os processos com biomassa em suspensão, especialmente em condições operacionais críticas, como por exemplo, com baixas temperaturas, na presença de compostos inibitórios, com cargas altas ou variáveis (ROUSE et al., 2007; LEVSTEK; PLAZL, 2009).

Existem vários tipos de reatores de biomassa fixa e todos eles apresentam vantagens e desvantagens. Conforme Rusten et al. (2006), o filtro de percolação não é eficaz na utilização do seu volume; nos reatores com biodiscos frequentemente são observadas falhas mecânicas; nos biofiltros de leito fixo submerso é difícil obter uma distribuição uniforme da carga sobre toda a superfície dos suportes; os biofiltros com suporte granular tem que ser operados de forma descontínua porque necessitam de retrolavagem e muitos dos reatores de leito fluidizado apresentam estabilidade hidráulica. Em plantas de lodo ativado frequentemente são encontradas dificuldades de



operação na tentativa de obter uma separação eficaz no sedimentador, assim como uma baixa produção de lodo (JOU; HUANG, 2003; OLIVEIRA, 2008). Com o intuito de contornar estes problemas, o reator de leito móvel com biofilme (Moving Bed Biofilm Reactor - MBBR) foi desenvolvido.

O MBBR foi desenvolvido na Noruega no final dos anos 80 (*European Patent* no. 0,575,314, *US Patent* no.5,458,779). Esta tecnologia vem se consolidando em sucesso comercial, visto que está sendo utilizado nos diversos seguimentos industriais de tratamento de águas residuárias (RUSTEN et al., 2006).

O processo MBBR mantém em suspensão no interior do reator biológico, meios suportes de plásticos, que sujeitos à agitação promovida pelo sistema de aeração ou pelo misturador, apresentam elevada mobilidade e, conseqüentemente, exposição e contato com a massa líquida em suspensão (VANZETTO, 2012). Consiste, portanto em um reator biológico híbrido, no qual organismos decompositores são mantidos tanto em suspensão na massa líquida, como também aderidos aos meios suportes. Conseqüentemente, em um mesmo volume de reator biológico é possível manter maior quantidade de biomassa e assim aportar maior quantidade de substrato para biodegradação, o que implica em maior carga orgânica volumétrica (COV) e redução do tempo de detenção hidráulico (TDH) (OLIVEIRA, 2008).

Com isso, tem-se a configuração de sistemas mais compactos e/ou mais robustos para o enfrentamento de picos de variação de cargas orgânica e hidráulica. Além disso, o processo pode ainda admitir a supressão da operação de recirculação do lodo (VANZETTO, 2012). Dentre as vantagens relatadas do sistema MBBR, pode-se citar: estabilidade operacional; reciclo de lodo não é necessário para manter a alta concentração de biomassa no reator; planta de tratamento requer menos espaço comparado a outras tecnologias de tratamento, tais como lodos ativados, biofilmes; flexibilidade de operação; praticamente todo o volume útil do reator é utilizado para o crescimento dos microrganismos; alta área de contato entre o biofilme e os substratos; alta resistência a choques de carga orgânica; a biomassa aderida pode ser utilizada de uma forma mais especializada, levando a ocasionar seleção natural (JAHREN et al., 2002; RUSTEN et al., 2006; SALVETTI et al., 2006, AYGUN et al., 2008; VANZETTO, 2012).

Observa-se que o desempenho do processo é dependente da disponibilidade de meio suporte e da conseqüente formação de biofilme. Assim, além da influência da

carga orgânica volumétrica (COV), o processo depende da aplicação de adequada carga orgânica superficial (COS), expressa como a razão entre a carga orgânica afluyente e a área superficial total devida ao meio suporte (RUSTEN et al., 1996). Como está demonstrado no Quadro 3 abaixo.

Tecnologia	Efluente	COV (gDQO/L.d)	Remoção (%)		Referência
			DQO	DBO <sub>5</sub>	
MBBR	Doméstico	0,3	81	92	Reis, 2007
MBBR	Doméstico	1,2	45	95	Aygun et al., 2008
MBBR	Indústria Borracha	5,0	57	-	Vendramel, 2009
MBBR	Indústria Celulose	3,0	50	88	Chamorro et al., 2010
MBBR	Indústria Celulose	2,7	52	98	Villamar et al., 2009
MBBR	Indústria Papel	4,1	60	65	Jahren et al., 2002
MBBR	Indústria Celulose	0,2	48	94	Vanzetto, 2012

**Quadro 3 – Aplicação do MBBR para o tratamento de efluentes.**

Este tipo de reator pode ser usado em processos aeróbios e anaeróbios. Para retenção dos meios suporte na saída do reator são utilizadas peneiras retangulares ou cilíndricas; a movimentação pode ser promovida por aeradores ou agitação mecânica,

como pode ser visualizado na Figura 3.

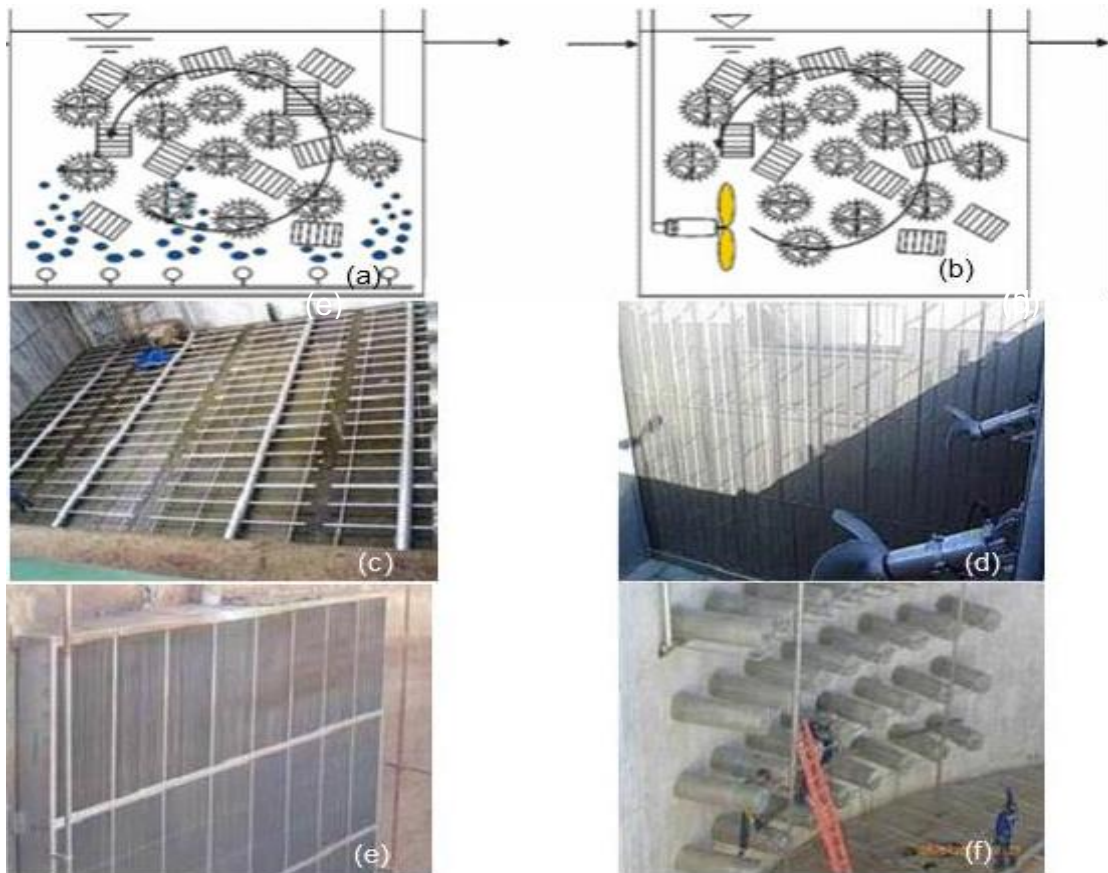


Figura 3: Esquema operacional do MBBR (a) aeróbio, (b) anaeróbio, (c) sistema de aeração, (d) agitadores mecânicos; e as peneiras empregadas em MBBR's (e) formato retangular e (f) formato cilíndrico em escala industrial. (Fonte: VEOLIA, 2008).

No processo aeróbio, o movimento dos suportes com biofilme é causado pela injeção de ar na base do reator. Para os reatores aeróbios, são exigidas boas condições de transferência de oxigênio que influencia diretamente no desempenho do processo (SCHNEIDER, 2010).

#### 3.4.1 Meios suportes mais utilizados nos MBBR

Os suportes mais utilizados são desenvolvidos pela empresa AnoxKaldnes®. Feitos de polietileno com densidade de  $0,95 \text{ g/cm}^3$ , possuem a forma de pequenos cilindros de aproximadamente 10 mm de diâmetro e 7 mm de altura, com um formato estrelar no interior (Figura 4c) que divide os suportes em setores circulares e aletas longitudinais na sua superfície externa (RUSTEN et al., 1996; SALVETTI et al., 2006).

Os suportes são moldados em polietileno de alta densidade (PEAD). Na Figura 4 são apresentados alguns dos meios suportes no MBBR.

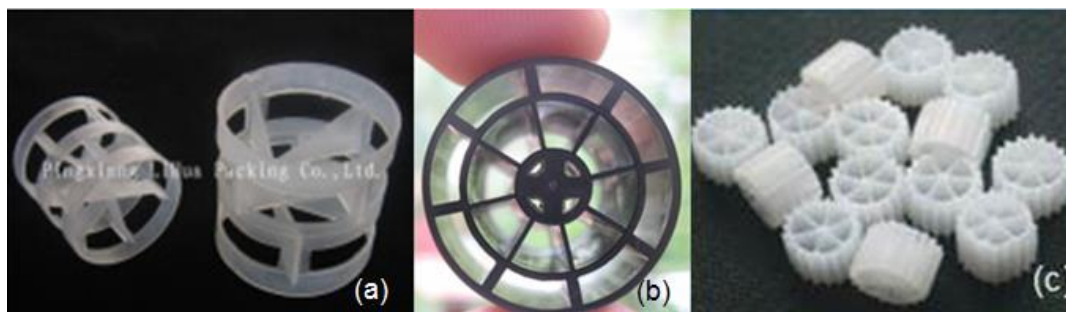


Figura 4: Meios suportes mais comuns: a) anéis plásticos tipo Pall  $\varnothing$  25 mm b) anéis plásticos tipo Ambio c) Kaldnes K3.

Fonte: Rusten et al. 2006; Veolia, 2012.

Na Tabela 2 são listadas as principais características e configurações dos meios suportes mais comuns utilizadas em MBBR.

Tabela 2 - Configurações dos meios suportes Anel Pall, Anel Ambio e Kaldnes (K3)

	Anel Pall	Anel Ambio	Kaldnes
Forma	Cilíndrica	Cilíndrica	Cilíndrica
Diâmetro (mm)	16	25	12
Altura (mm)	76	10	8
Massa específica (g/cm <sup>3</sup> )	0,95	0,95	0,95
Área específica superficial (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	1050	500	750

Fonte: Adaptado de Rusten et al. (2006) e Veolia, (2012).

### 3.4.2 Razão de recheio

O MBBR tem a área superficial específica como principal parâmetro de referência e especificação do meio suporte empregado. Essa razão é dada entre a totalidade da área de meio suporte e o volume por ele ocupado. Também a razão VS/VR é um importante parâmetro que permite avaliar o volume ocupado pelos suportes (VS) e o volume total do reator (VR) denominada de razão de recheio ou fração de enchimento em porcentagem.

A fração de enchimento do MBBR é uma variável facilmente manipulada, podendo ser modificada de acordo com a necessidade de área específica para o

crescimento do biofilme em cada situação. Conforme Ødegaard et al. (1994), a capacidade de depuração de um reator com um dado volume pode ser alterada pela simples alteração da razão de recheio.

Aygun et al., (2008), utilizando volumes de recheio diferentes, propõem que a faixa de recheio seja entre 30 a 70%. A fim de proporcionar uma boa movimentação dos suportes, sem que se tenha problemas hidrodinâmicos. Para altas razões de recheio torna-se difícil a movimentação dos suportes, ocorrendo uma queda no desempenho do reator, fato que Rusten et al., (2006) demonstrou melhorar com o aumento da vazão de ar no reator. Entretanto, o custo energético do processo torna-se mais elevado inviabilizando a aplicação deste método de tratamento (AYGUN et al., 2008).

### 3.4.3 Formação de biofilme nos meios suportes

Os biofilmes formados nos meios suportes que preenchem o reator são sistemas extremamente complexos, constituídos de células e colônias microbianas que se desenvolvem aderidos em superfícies incorporadas em uma matriz polimérica, cuja estrutura e composição são funções da idade do biofilme e das condições ambientais e operacionais (HALL-STOODLEY; STOODLEY, 2002). Segundo Lazarova e Manem (1995), os microrganismos que se desenvolvem aderidos em uma superfície são menos afetados por alterações nas condições ambientais (temperatura, pH, concentração de nutrientes, produtos metabólicos e substâncias tóxicas) do que microrganismos com crescimento em suspensão pela estabilidade da biomassa aderida como biofilme.

Os reatores com biomassa fixa retêm os microrganismos no seu interior, e oferecem condições de adaptação a organismos que apresentam velocidades de crescimento reduzidas, como os rotíferos e bactérias nitrificantes (METCALF; EDDY, 1991). Os microrganismos presentes em tratamentos aeróbios de efluentes podem ser divididos em dois grandes grupos (WANNER, 1994; DEZOTTI, 2008):

- Decompositores: correspondem a cerca de 95% da população microbiana, constituídos basicamente por bactérias heterotróficas, fungos e alguns protozoários. São responsáveis pela degradação das substâncias presentes no efluente;
- Consumidores: protozoários fagotróficos e os metazoários microscópicos. Eles se alimentam de bactérias e protozoários, consomem matéria fina em suspensão

como bactéria e turbidez, além de contribuírem na degradação dos poluentes, porém de forma menos significativa.

As substâncias poliméricas extracelulares (EPS), também denominadas de exopolímeros ou biopolímeros, produzidas pelos microrganismos, auxiliam na adesão microbiana aos suportes. Segundo Lazarova e Manem (1995) os polissacarídeos representam mais de 65% do material extracelular. Outras substâncias também estão presentes como proteínas (10 - 15% da massa total), ácidos nucleicos e lipídeos. Dependendo das espécies envolvidas, as microcolônias podem ser compostas por apenas 10 a 25% de microrganismos e 75 a 90% de matriz polimérica (COSTERTON, 1999).

No caso específico do MBBR os processos possuem um potencial maior de depuração de matéria orgânica. Isso se deve, principalmente, à alta atividade e variedade microbiana existente nesses ambientes (BOTROUS et al., 2004). O MBBR, classificado como um processo híbrido ou heterogêneo, além da presença de biofilme nos meios suportes, a transferência de massa (substrato e oxigênio) entre as fases é facilitada em função do maior contato proporcionado pela dinâmica do sistema (REIS, 2007).

A etapa de crescimento do biofilme nos meios suportes é influenciada pelas condições hidrodinâmicas e pelas cargas orgânicas aplicadas (AYGUN et al., 2008).

Já a etapa de desprendimento do biofilme no meio suporte é um fenômeno aleatório, sendo caracterizado como a morte de microrganismos nas camadas mais profundas do biofilme e por cisalhamento devido da hidrodinâmica do sistema. Nos sistemas MBBR a maior parte do biofilme cresce aderido a parte interna dos meios suportes devido a erosão causada pelas frequentes colisões entre as peças e destas com as paredes do reator (REIS, 2007; VANZETTO, 2012).

A quantificação de biomassa pode ser realizada através da medida de diferentes constituintes do biofilme, como os polissacarídeos e as proteínas. A principal desvantagem no uso destes parâmetros para a caracterização do biofilme é que o valor medido inclui não somente microrganismos ativos, mas também biomassa inerte, exopolímeros e algum material que possa adsorver no biofilme (SCHINEIDER, 2010). E de acordo com Schineider (2010) a biomassa pode ser quantificada pela determinação de sólidos suspenso totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV).

Também Queda e Duarte (2008) adaptado do Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater, definem os sólidos suspensos totais como a

porção dos sólidos residuais que ficam retidos numa membrana filtrante com porosidade de 1,2  $\mu\text{m}$  após secagem a 105°C. Os sólidos suspensos voláteis são a porção do resíduo total, não filtrável, que se perde na calcinação da amostra a  $(550 \pm 50)^\circ\text{C}$  por 1h.

#### 3.4.4 Aspectos operacionais

A seguir serão apresentados os aspectos operacionais relacionados a vazão de ar, a hidrodinâmica e o TDH do MBBR. Conforme Metcalf e Eddy (2001), uma concentração mínima residual de oxigênio dissolvido (OD) de 2  $\text{mg.L}^{-1}$  é necessária para tratamentos biológicos aeróbios destinados a remoção de matéria orgânica. Entretanto, em sistemas com biofilme pode ser necessária uma concentração maior de OD, devido aos problemas de difusão através do biofilme. A vazão de ar utilizada para manter os suportes em suspensão é geralmente superior à vazão que seria necessária para manter a concentração de OD adequada no efluente. Desta forma, os aeradores devem ser projetados de forma a suprir esta demanda, aerando uniformemente todo o reator para que não ocorra a formação de zonas mortas (RUSTEN et al., 2006). Porém, a aeração não deve ser intensa demais a ponto de proporcionar um excessivo desprendimento do biofilme devido a choques entre os suportes e as paredes do reator.

Quanto ao TDH, Ødegaard (2006) apresenta que para remoção de matéria carbonácea o TDH pode ser pequeno, numa faixa de 1,5h – 3h, dependendo da carga orgânica e do tipo de compostos a serem degradados, embora TDH maiores sejam normalmente utilizados em trabalhos da literatura e nas indústrias.

Em sistemas MBBR onde ocorre a nitrificação, são necessários tempos de residência longos (3h – 6h), devido ao crescimento lento das bactérias nitrificantes (RUSTEN et al., 2006). Portanto, em sistemas MBBR onde se busca a remoção de matéria carbonácea e nitrogenada no mesmo reator quem define o TDH ideal é a etapa de nitrificação.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE E DA BIOMASSA

O efluente têxtil utilizado no estudo é proveniente de uma Indústria têxtil da cidade de Curitiba. A indústria utiliza vários corantes como matéria-prima para o tingimento e acabamento de roupas jeans.

#### 4.1.1 Coleta transporte e conservação do efluente

O efluente foi coletado no tanque de equalização, antes do tratamento biológico. Esse foi transportado em recipientes de plástico de 10L e 25L, preservado aproximadamente a 4° C e na ausência de luz, conservado em um período máximo de 30 dias.

#### 4.1.2 Filtração

As características do efluente foram determinadas, sendo filtrado por um conjunto de filtração Holder (Sartorius) com membrana de 0,45 µm. O efluente têxtil foi analisado antes e após o tratamento com MBBR segundo os mesmos parâmetros da caracterização após filtração de membrana de 0,45µm.

#### 4.1.3 Demanda Química de Oxigênio Solúvel (DQOs)

As análises de DQO do afluente e efluente foram realizadas através do método de refluxo fechado colorimétrico em espectrofotômetro em comprimento de onda de 620nm; p.5:15-16, adaptado do método 5220B (APHA, 2005).

#### 4.1.4 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH foi determinado pelo método potenciométrico utilizando um medidor de pH (marca Micronal B474), previamente calibrado com solução tampão de pH 4,0 e 7,0. Conforme indicado pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater p. 4:90-94, método 4500-H+ B. (APHA, 2005).



#### 4.1.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)

As análises de DBO<sub>5</sub> foram realizadas por testes de 5 (cinco) dias de incubação a 20°C (incubadora: Fanem Mod 347F), através do método Winkler das diluições sucessivas; p. 5-2-7 método 5210B (APHA, 2005).

#### 4.1.6 Área espectral

A medida da área espectral foi determinada no espectrofotômetro (UV-VIS Cary-50, da Varian) fazendo uma varredura no comprimento de onda de 200nm a 800nm segundo metodologia empregada por Santana e Machado (2002) e Lacerda (2010). Que após varredura do afluente e do efluente de cada COV, foi comparado a área espectral de ambos e calculado o percentual de remoção.

#### 4.1.7 Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)

As análises de SST e SSV foram realizadas segundo o procedimento descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, empregado o método de determinação de resíduos sólidos por filtração de uma alíquota de 10ml do afluente ou efluente em 1,2µm, baseado na secagem do material a 105°C, em um cadinho durante um período de 14 horas utilizando estufa, e após feito uma pesagem. Seguindo para ser calcinado a 550°C durante 2 horas em mufla e após feito uma segunda pesagem; p. 2-58, método 2540D e p.2-59, adaptado do método 2540E (APHA, 2005).

#### 4.1.8 Toxicidade

A toxicidade foi analisada no laboratório TECLAB utilizando *Daphnia magna* verificando a inibição natatória do organismo de acordo com a norma brasileira (ABNT/NBR 12713, 2009), com amostras do afluente e efluente do tratamento no MBBR para as duas maiores COVs.

#### 4.1.9 Caracterização da Biomassa aderida e suspensa no MBBR

A biomassa aderida foi analisada pelo método proposto de Reis (2007) com adequação de Vanzetto (2012), método no qual foi feito uma raspagem em uma amostra de 3 meios suportes do MBBR caracterizando posteriormente o SST e SSV de acordo com Standard Methods (APHA, 2005). Foi realizada uma amostragem de sólidos suspensos no interior do reator e aderidos de cada COV aplicada. Com base nestes resultados foi calculada a razão alimento/microrganismo (A/M), que é calculada como (gDBO/gSSV.d).

#### 4.1.10 Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) e Carga Orgânica Volumétrica (COV)

O TDH representa o tempo médio de permanência dos despejos líquidos em um reator de tratamento alimentado continuamente. Como a vazão (Q) m<sup>3</sup>/h e o volume do reator (m<sup>3</sup>) são constantes o TDH em horas é calculado pela equação 1:

$$TDH = \frac{V}{Q}$$

A COV foi calculada pela concentração de DQO de entrada vezes a vazão do efluente (Q) divididos pelo volume do reator (menos o volume do recheio) (V) conforme equação 2:

$$COV = \frac{DQO \cdot Q}{V}$$

Observa-se por meio das fórmulas que a COV é inversamente proporcional ao TDH.

## 4.2 DESCRIÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL DO REATOR MBBR

O reator MBBR foi construído em acrílico, com 23 cm de altura e 10 cm de diâmetro. Possui um volume total de 1,8L e um volume útil de 1L. Os meios suportes empregadas foram do tipo Kaldnes K3, que possuem uma área específica de 750 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. O percentual de ocupação dos meios suportes no reator foi de aproximadamente 30%

em relação ao seu formato, porem 10% em relação ao seu volume que após ocupado com os meios suportes passou a ter um volume útil de 0,9L, foi utilizado aproximadamente 100 meios suportes a fim de proporcionar uma boa movimentação das mesmas sem que houvesse problemas hidrodinâmicos. O reator teve um funcionamento contínuo e a alimentação com afluente feita por uma bomba peristáltica Milan (Mod.BP 600), como mostrado na Figura 5.

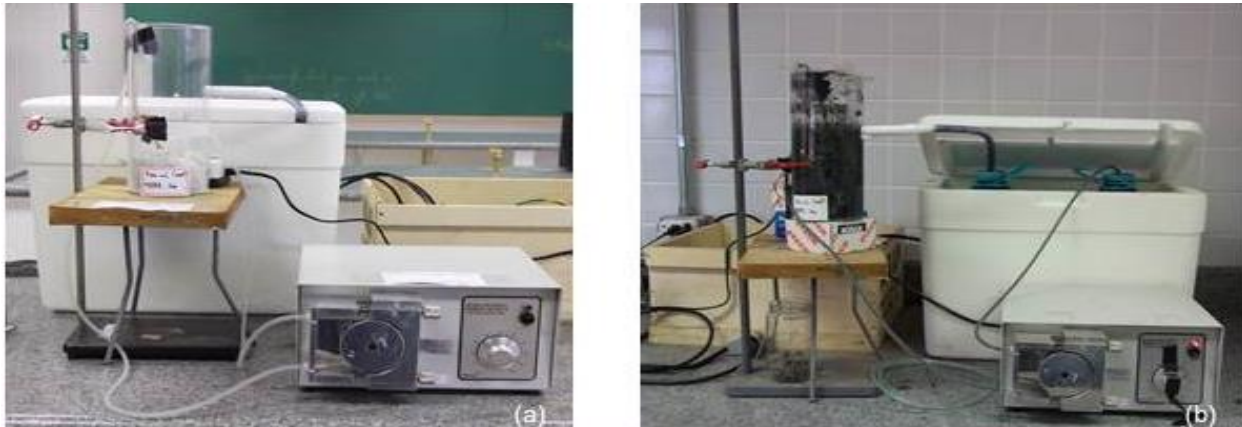


Figura 5: Reator (a) montado antes do funcionamento, (b) em operação.

O reator foi inoculado com biomassa (lodo), do sistema de lodos ativados da Estação de Tratamento da indústria onde foi coletado o efluente. O lodo biológico ao ser recebido no laboratório foi imediatamente concentrado por sedimentação e o concentrado inoculado no MBBR para um SSV de 700 mg/L.

Inicialmente o reator passou por um período de estabilização de aproximadamente de 10 dias para adesão e desenvolvimento do biofilme, cuja extensão depende das condições operacionais e da aclimação do lodo ao efluente.

A aeração foi promovida por borbulhamento proveniente de um aerador para aquário com vazão de ar de 4L/min (Boyu – U 3800) o qual provia acima da quantidade de oxigênio dissolvido exigido que é de 2mg/L, para o tratamento. A distribuição de ar dentro dele teve o auxílio de um difusor de pedra porosa na base, conforme esquema apresentado na Figura 6, que apresenta os principais elementos do sistema de tratamento por MBBR.

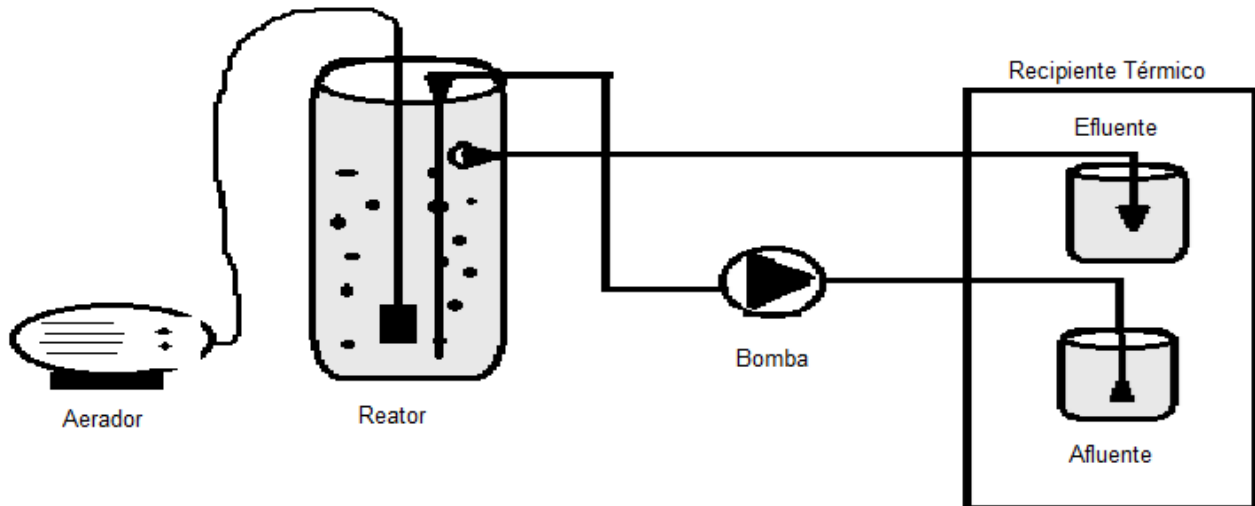


Figura 6: Esquema do reator MBBR escala de bancada

#### 4.3 PARÂMETROS MONITORADOS E FREQUÊNCIA ANALÍTICA

No Quadro 4 estão apresentados os parâmetros monitorados e as frequências analíticas do reator MBBR.

Parâmetros	Frequência analítica
Vazão	Diária
Ph	2 vezes semana
DQO	2 vezes semana
DBO <sub>5</sub>	1-2 vezes semana
Área espectral	2 vezes semana
Sólidos suspensos e aderidos	1 vez cada COV
Toxicidade	1 vez nas COVs maiores

Quadro 4 – Parâmetros e frequência analítica do experimento.

#### 4.4 CONTROLE E OTIMIZAÇÃO DO REATOR

O tratamento do efluente têxtil em MBBR foi realizado em temperatura ambiente e o afluente era mantido em recipiente térmico com temperatura entre 10°C e 15°C, o pH do afluente ajustado com ácido clorídrico (HCl) para  $7,0 \pm 0,2$ . Foram adicionados K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> (Fosfato Monoácido de Potássio) como fonte de fósforo e NH<sub>4</sub>Cl (Cloreto de Amônio) como fonte de nitrogênio para a razão C:N:P=100:5:1, onde o carbono é

considerado no mínimo proporcional a DQOs para manter uma característica padrão do afluente. (VANZETTO, 2012).

A estratégia de operação foi a mudança da carga orgânica volumétrica (COV) no momento em que era observada uma variação menor que 5% na remoção de DQO, ou seja, encontrava-se uma estabilidade de remoção. A primeira COV teórica foi de 0,3gDQO/L.d; a segunda foi: 1,2gDQO/L.d; a terceira foi: 3,0gDQO/L.d; e a quarta foi: 9,0gDQO/L.d. Este reator foi operado por aproximadamente 107 dias, nos quais foram estudadas estas quatro diferentes COV e tempo de detenção hidráulico como demonstrado no Quadro 5.

Estágios	1º	2º	3º	4º
COV (gDQO/L.d) teórica	0,3	1,2	3,0	9,0
TDH Previsto (h)	61,7	14,4	5,1	1,6
Tempo de Operação (d)	1-40	41-62	63-98	99-107
Vazão diária (mL)	350	1500	4350	13500

**Quadro 5 – Estratégia de Operação do reator MBBR.**

#### 4.5 CINÉTICA DE BIODEGRADAÇÃO DO PROCESSO

Com a finalidade de avaliar o consumo de substrato em um sistema biológico de decomposição de matéria orgânica, precisa-se conhecer a cinética do processo e propor modelos simplificados que possam descrever seu comportamento (METCALF & EDDY, 1991). Nesse tipo de sistema pode-se avaliar o modelo linear simplificado conhecido como modelo de primeira ordem para o consumo de substrato e levando em conta que o reator se aproxima ao modelo de mistura completa (REIS, 2007), conforme Equação 3:

$$r_s = -K.S.A_s$$

$r_s$  = taxa de biodegradação do substrato (  $\text{mg.L}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  )

$K$  = constante cinética do processo (  $\text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  )

$S$  = substrato (DQO  $\text{mg.L}^{-1}$  )

$A_s$  = área superficial do suporte empregado (  $\text{m}^2$  )

Do balanço material simples temos a Equação 4:

$$Q.(S_0 - S_e) = V.K.A_s.S_e$$

Como  $TDH = V/(Q.24)$ , arranjando temos a Equação 5:

$$\frac{S_0 - S_e}{TDH . A_s} = K.S_e$$

Q = vazão volumétrica do sistema ( $L.h^{-1}$ )

$S_0$  = substrato de entrada do sistema DQO ( $mg.L^{-1}$ )

$S_e$  = substrato de saída do sistema DQO ( $mg.L^{-1}$ )

V = volume do reator (L)

TDH = tempo de detenção hidráulica.

Com os dados dos resultados obtidos nos experimentos e variáveis operacionais impostas, pode-se determinar a constante cinética do sistema resultante do ajuste dos dados representados num gráfico  $[(S_0 - S_e) / (TDH . A_s)] =$  versus  $S_e$ .

#### 4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Com a finalidade de verificar evidências de diferenças significativas entre as remoções obtidas nas diferentes COVs aplicadas, foi utilizada a análise de variância (ANOVA) de um fator. As análises foram realizadas com o programa GraphPad Prism 5, 2007; utilizando o teste TUKEY, com nível de significância de  $<0,05$  para comparação entre as médias de remoções.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO QUÍMICA DO EFLUENTE DA INDÚSTRIA TÊXTIL

Na Tabela 3 estão relacionados os resultados das análises físico-químicas do efluente têxtil empregado.

Tabela 3 - Características iniciais do efluente têxtil, após filtração.

Parâmetro	Número de análises	Valor mínimo	Valor Médio	Valor máximo	Desvio padrão ( $\sigma$ )
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	21	196	298	417	159,45
DQO (mg/L)	29	508	667	850	439,01
pH	43	7,7	8,2	9,2	0,37
Área espectral (%)	28	23	47	58	24
SST (mg/L)	4	1969	2097	2458	488,48
SSV (mg/L)	4	37	54	106	30,67
Toxicidade (FT)	2	64	64	64	-

Verificou-se que a razão DBO<sub>5</sub>/DQO foi de  $0,42 \pm 0,06$  o que justifica que esse efluente apresenta condições de ser tratado biologicamente. Segundo Reis, (2007), Araújo, (2011) e Vanzetto, (2012) essa razão deve ser maior que 0,20 para o efluente ser tratado pelo sistema biológico, pois abaixo disso a eficiência pode ser prejudicada porque apenas uma parcela do material orgânico presente no efluente é biodegradável.

Os resultados do pH das amostras do efluente foram sempre alcalinos, o que indica que o efluente têxtil desta indústria é resultante em sua maioria de processos alcalinos. Dessa forma, houve necessidade de neutralização para o efluente ter condições de ser tratado biologicamente.

O efluente da indústria demonstrou toxicidade aguda para *Daphnia magna*, com um FT de 64, o que fica acima do permitido pela resolução nº 357 do CONAMA de 2005, que estabelece como valor máximo permitido para efluente de indústria têxtil o fator de toxicidade de FT8. Isto indica que o efluente necessita de tratamento prévio antes da sua disposição no meio ambiente, para evitar efeitos tóxicos nos organismos expostos ao mesmo (BRASIL, 2005).

Para avaliação da redução de área espectral foi utilizado espectrofotômetro em varredura nos comprimentos de onda de 200nm a 800nm.

A análise de sólidos no efluente têxtil permitiu observar um elevado conteúdo de SST e baixo teor de SSV (Tabela 3). Portanto a razão percentual de SSV/SST indica que somente 2 a 3% dos sólidos suspensos são matéria orgânica, sendo estes principalmente sais, alvejantes e corantes inorgânicos utilizados no processo de tingimento para fixação das cores. (HESSEMER, SENS, 2002).

## 5.2 PARÂMETROS DE CONTROLE DO MBBR

Na Figura 7 estão relacionados os dados das COVs e os respectivos TDHs obtidos durante otimização no MBBR.

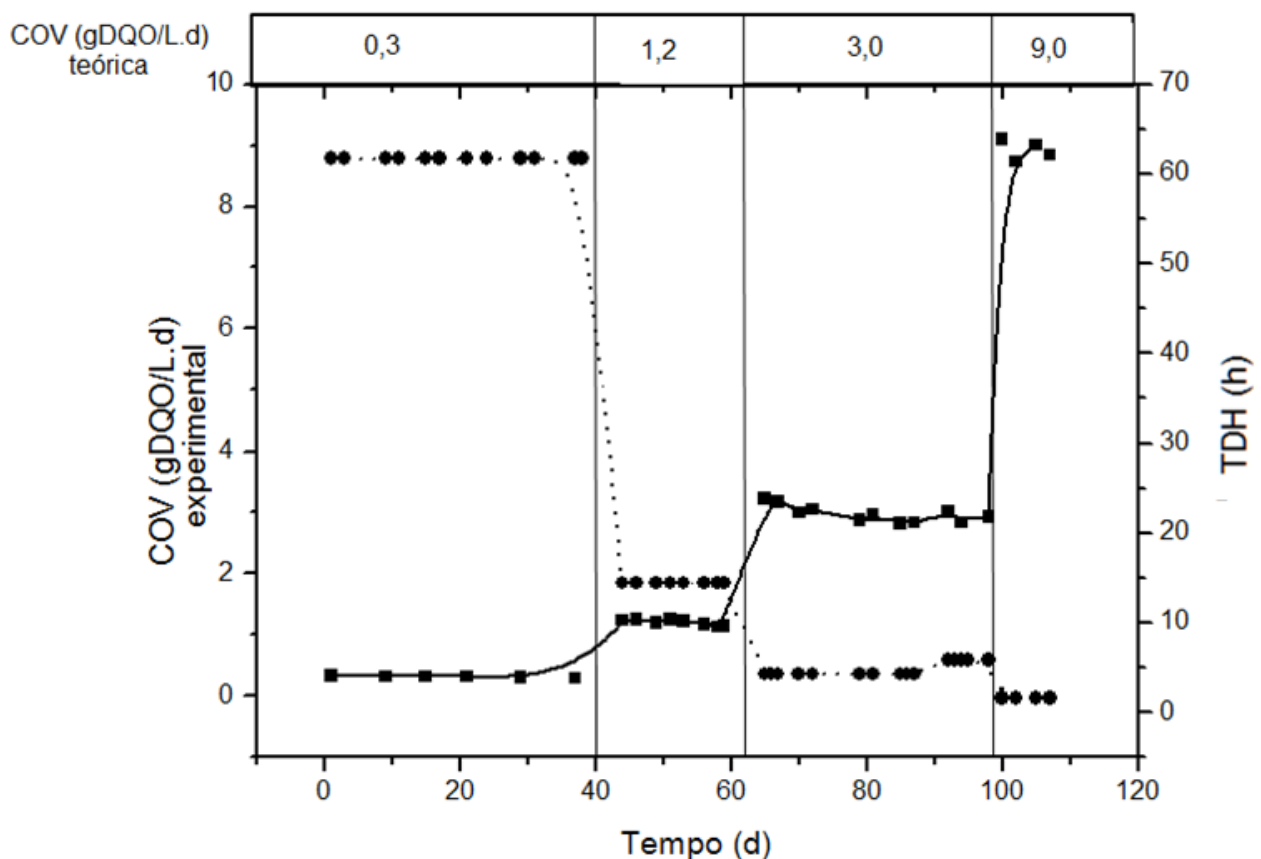


Figura 7: Parâmetros de controle do MBBR: (■)COV; (●)TDH.

Nela se observa um período de adaptação com COV baixa (0,3gDQO/L.d) e TDH de 62h nos primeiros 40 dias de operação. As COVs experimentais foram:  $0,31 \pm 0,01$ gDQO/L.d;  $1,21 \pm 0,05$  gDQO/L.d;  $2,96 \pm 0,14$ gDQO/L.d e  $8,92 \pm 0,17$ gDQO/L.d e



para estas as vazões foram em média 350ml, 1500ml, 4350ml e 13500ml respectivamente.

A Figura 8 apresenta os resultados do pH(e) de entrada no reator e o pH(s) de saída do reator, o qual teve resultados alcalinos.

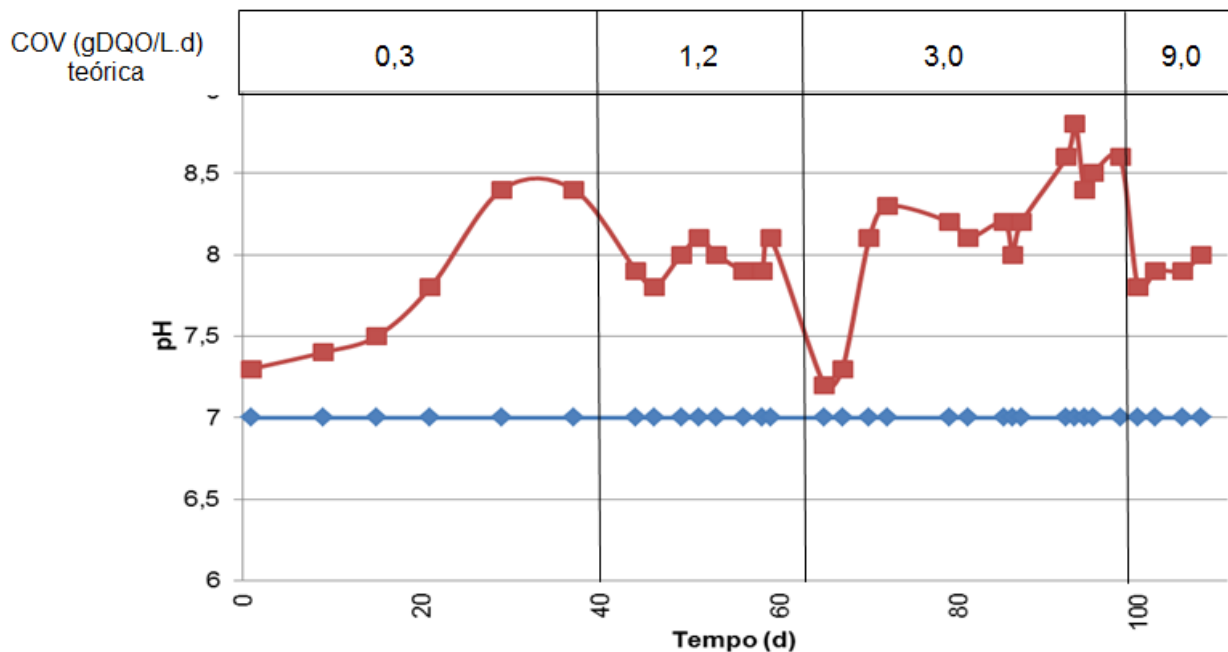


Figura 8: Controle de pH no reator MBBR; (♦) pH de entrada, (■) pH de saída.

Assim, mesmo tendo sido neutralizado o pH (e), se observou um aumento do pH durante o processo de tratamento biológico. Tal observação foi feita por outros autores e foi relacionada à formação de áreas anaeróbias no interior dos meios suportes, o que leva a formação de  $\text{CO}_2$  que eleva o pH do meio (SALVETTI, 2006; VANZETTO, 2012). Contudo o aumento do pH não compromete a qualidade do efluente tratado com respeito a este parâmetro, pois este se encontra dentro dos limites permitidos para lançamento em corpos receptores onde o efluente pode ter pH entre 5 e 9. Demonstrando que o tratamento por MBBR gera um efluente têxtil com pH dentro dos limites para lançamento de efluente segundo a Resolução Conama 357/2005 complementada pela Resolução Conama 430/2011 (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011).

### 5.3 PARÂMETROS DE EFICIÊNCIA

#### 5.3.1 Remoção de matéria orgânica

Na Figura 9 se apresenta o gráfico das remoções de DQO para as diferentes COVs aplicadas.

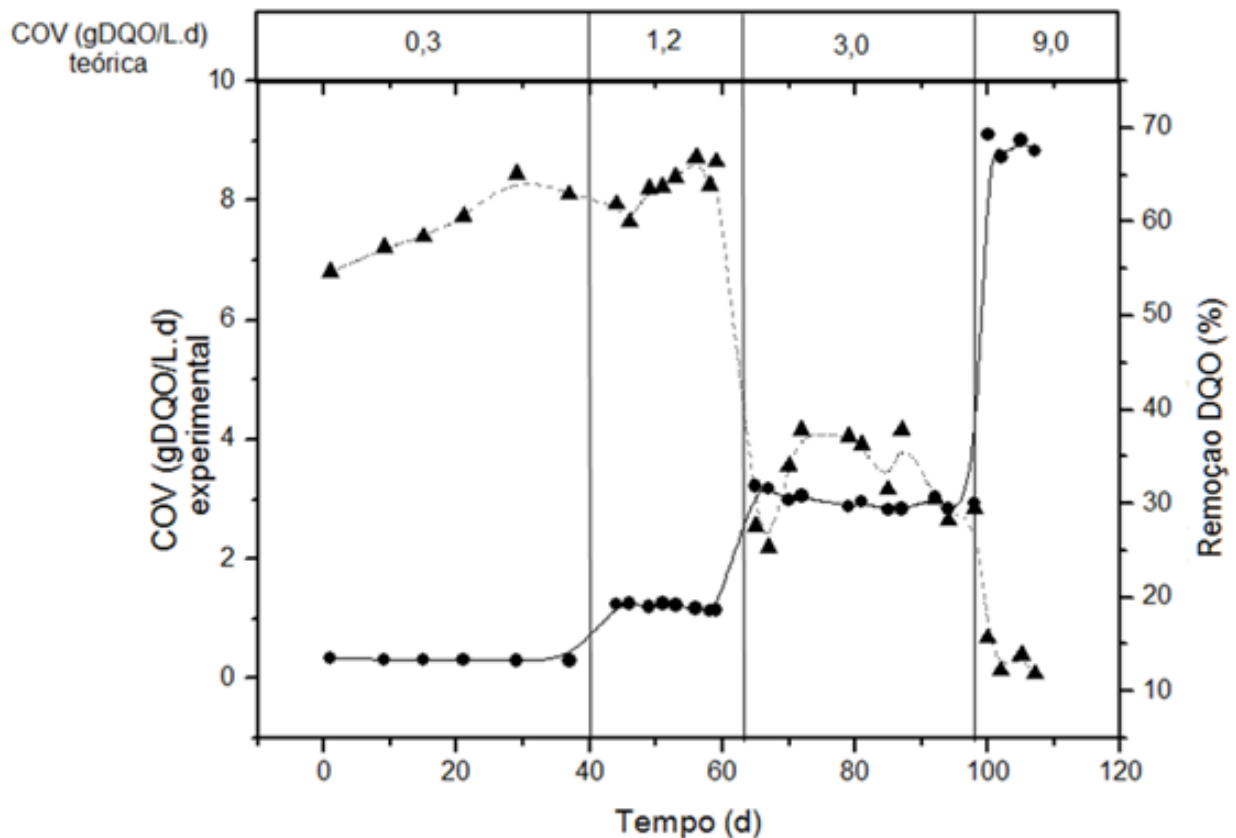


Figura 9: Remoção de DQO do MBBR, (●) COV; (▲) remoção DQO (%).

Durante o processo de adaptação (COV 0,3gDQO/L.d) se verificou remoção de 65% de DQO. Após estabilização da remoção a COV foi aumentada de 0,3gDQO/L.d para 1,2gDQO/L.d onde foi observada a remoção máxima de 67% de DQO, após essa remoção estabilizada a COV foi aumentada de 1,2gDQO/L.d para 3,0gDQO/L.d, com essa velocidade foi verificada remoção de até 37% de DQO. Quando essa velocidade teve estabilização da remoção a COV foi aumentada de 3,0gDQO/L.d para 9,0gDQO/L.d e foi verificada remoção máxima de DQO de 15%. Autores como Rodgers; Xin-Min, (2004) encontraram as melhores remoções na COV de 1,6gDQO/L.d aonde conseguiram atingir 70% na remoção de DQO; já Ødegaard, (2006) conseguiu remoção

de 74% de DQO operando o MBBR com COV de 2,4gDQO/L.d. Esses valores podem ser comparados com os encontrados.

Na Figura 10 a seguir são apresentadas as remoções de DBO<sub>5</sub> segundo as COVs operadas.

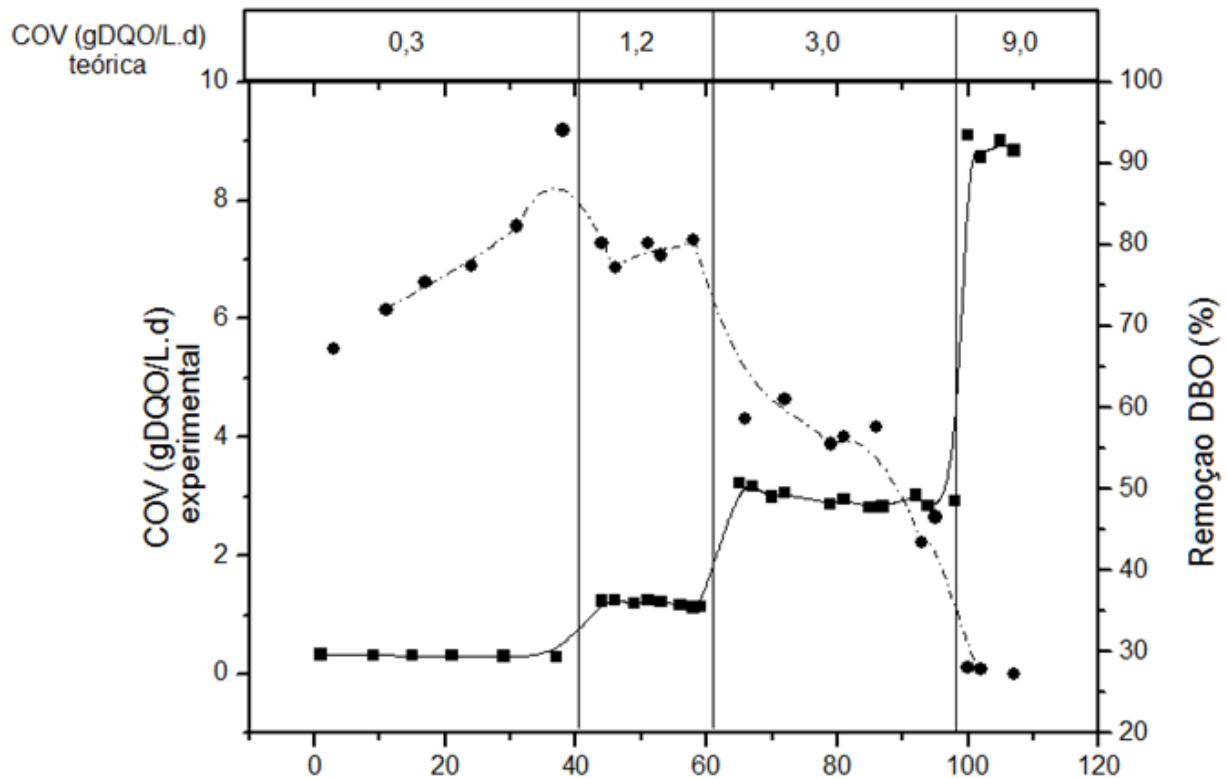


Figura 10: Remoção de DBO<sub>5</sub> no MBBR, (■) COV; (●) remoção DBO<sub>5</sub> (%).

Na primeira COV de 0,3gDQO/L.d a remoção de DBO<sub>5</sub> atingiu 94%, estas diminuíram para índices menores que 80% na COV de 1,2gDQO/L.d; 61% na COV de 3,0gDQO/L.d e 28% na COV de 9,0gDQO/L.d. Esses valores estão de acordo com aqueles encontrados por outros autores como Reis (2007) que encontrou valor de remoção para DBO<sub>5</sub> de 92% utilizando a COV 0,3gDQO/L.d no MBBR, já para Rodriguês et al., (2010) encontrou 82% de remoção de DBO<sub>5</sub> utilizando MBBR em COV de 1,2gDQO/L.d. Se observou uma média de 20 a 60% de remoção a mais na DBO<sub>5</sub> do que na DQO na operação do MBBR.

A remoção de DBO<sub>5</sub> é em média maior que a remoção de DQO, conforme pode observar na Figura 11.

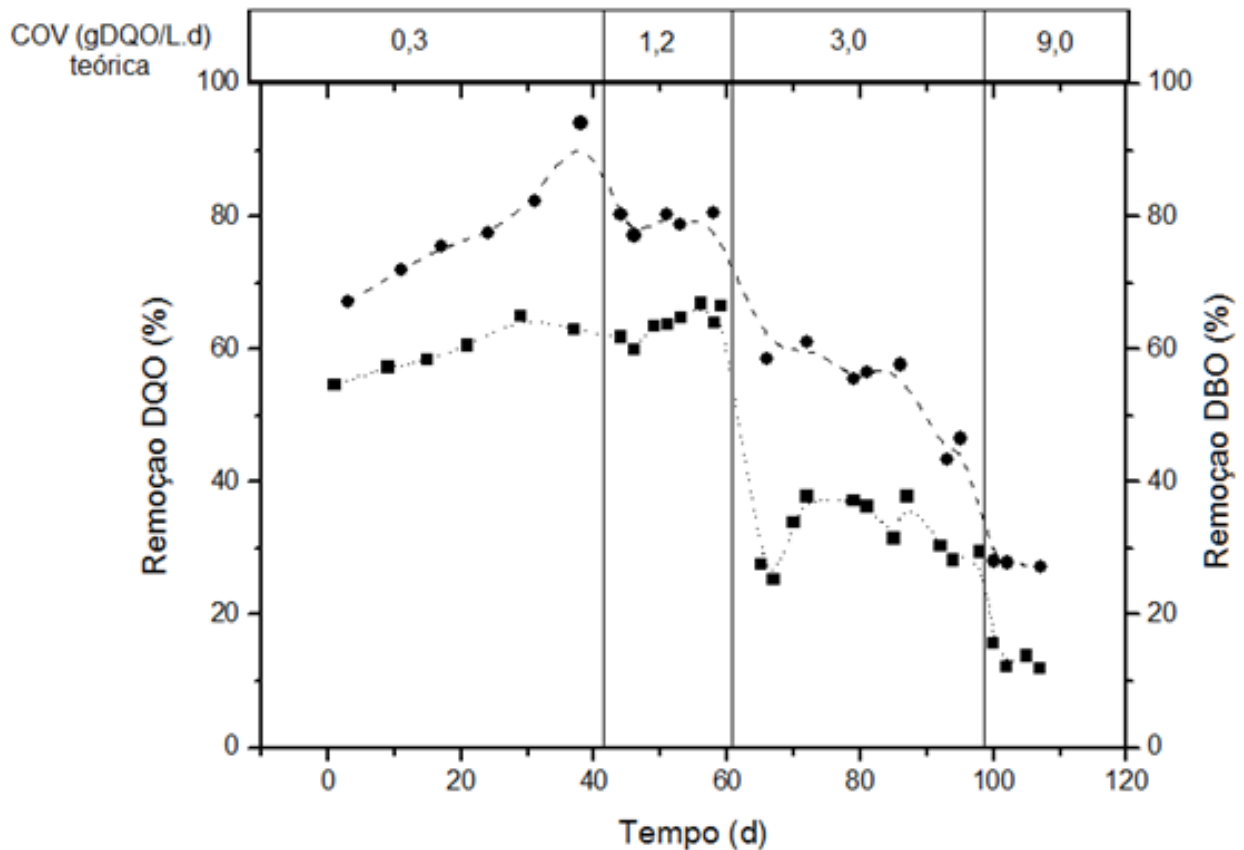


Figura 11: Remoção de DQO (■) e remoção de DBO<sub>5</sub> (●) no MBBR em cada COV.

Nota-se também que nas duas primeiras COVs foram alcançadas as melhores taxas de remoção de DBO<sub>5</sub> e DQO, conforme aumentaram as cargas orgânicas volumétricas os percentuais de remoção foram menores. Estes dados corroboram com o observado por Reis (2007), que quando utilizou COVs acima de 6gDQO/L.d, as remoções de DQO e DBO<sub>5</sub>, não passaram de 28% e 38% respectivamente.

### 5.3.2 Remoção de área espectral

Para o cálculo do percentual de remoção de área espectral foi comparada a área espectral do afluente com a área espectral do efluente do reator, sendo possível calcular o percentual de remoção da área total entre os comprimentos de onda de 200nm a 800nm, como pode ser observado na Figura 12 que demonstra uma remoção máxima de 58% da área espectral para a COV 1,2gDQO/L.d.

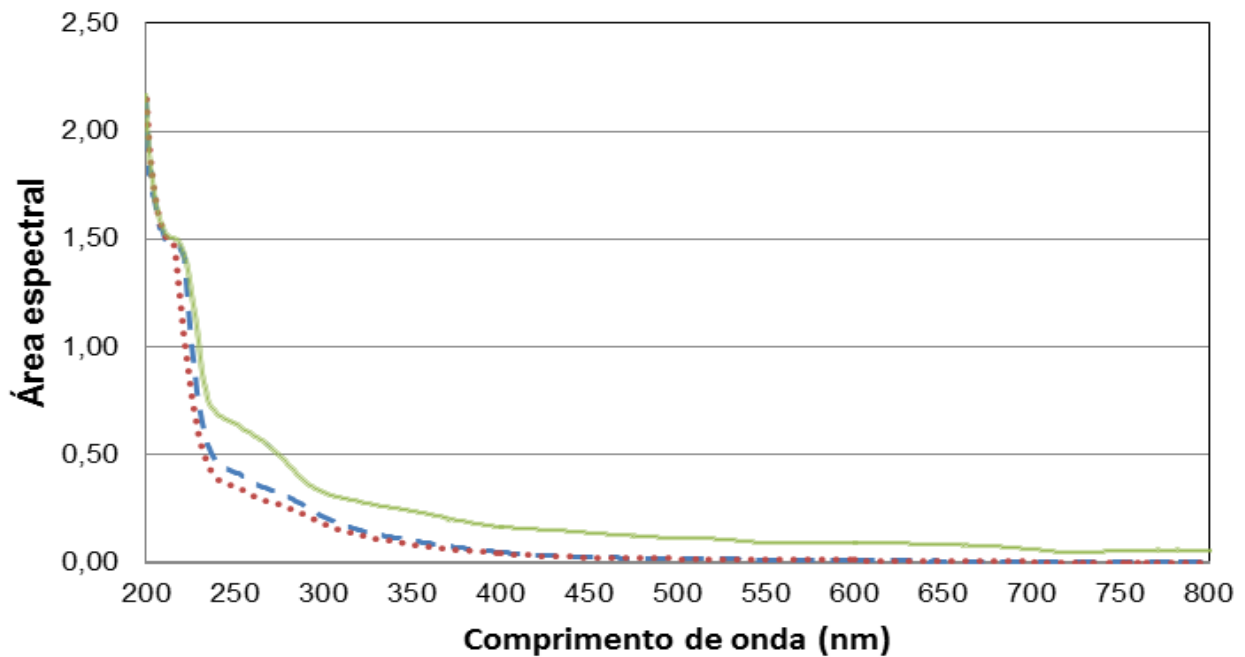


Figura 12: Remoção de área espectral no comprimento de onda de 200nm a 800nm, visualizado na COV de 1,2gDQO/L.d; afluente (—), efluente 44 dias de operação (- - -) e efluente 58 dias de operação(.....).

Como apresentado na Figura 13 a melhor remoção de área espectral ocorreu na COV de 1,2gDQO/L.d.

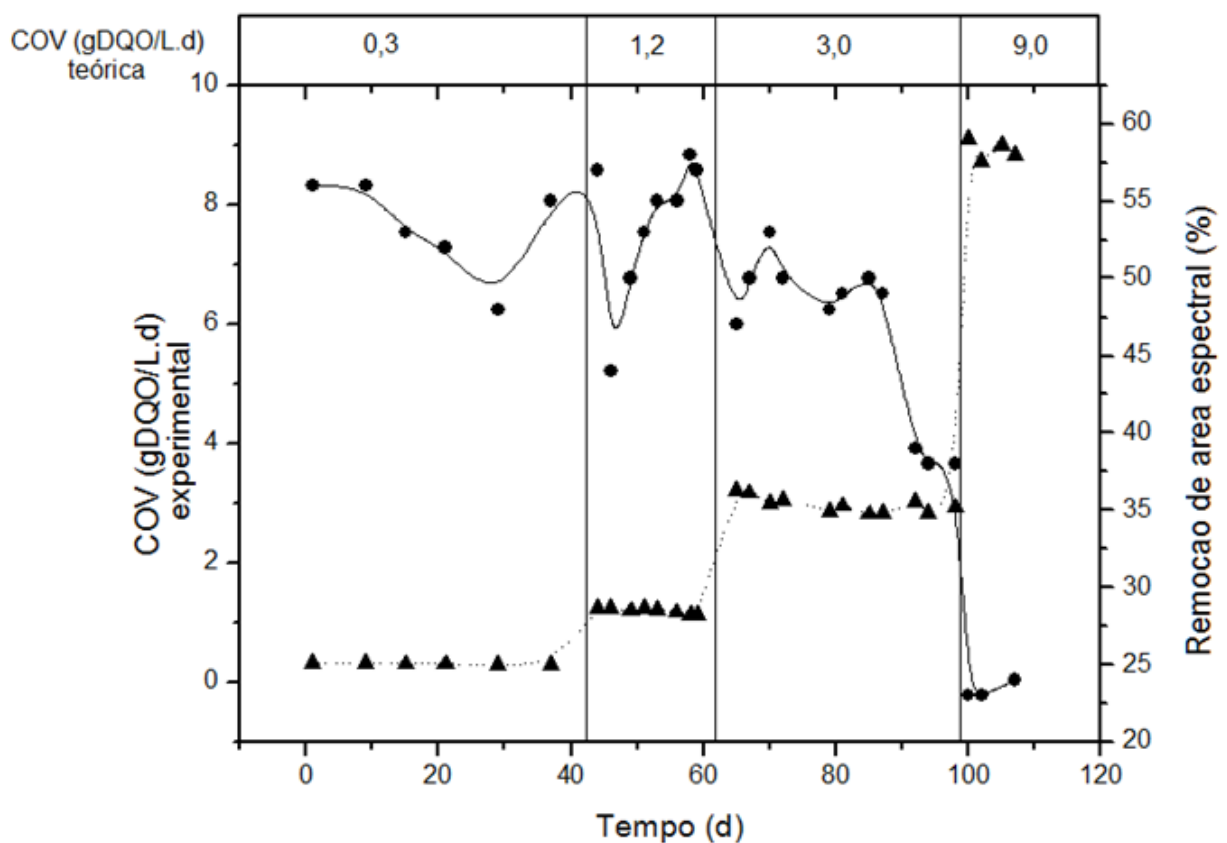


Figura 13: Remoção de área espectral no MBBR: (▲) COV; (●) remoção de área espectral (%).

Na COV de 1,2gDQO/L.d onde a redução foi de 58% quando comparado ao afluente do MBBR, seguido do tratamento com COV de 0,3gDQO/L.d que atingiu 56% de remoção e a COV de 3,0gDQO/L.d que atingiu remoção de 53% e com menor eficiência de remoção de área espectral ficou o tratamento com COV 9,0gDQO/L.d atingindo apenas 24% de remoção.

Para melhor visualização foi fotografado o afluente e efluente do reator de cada COV, comparado com água o que comprova a eficiência na remoção de cor do efluente conforme a Figura 14.

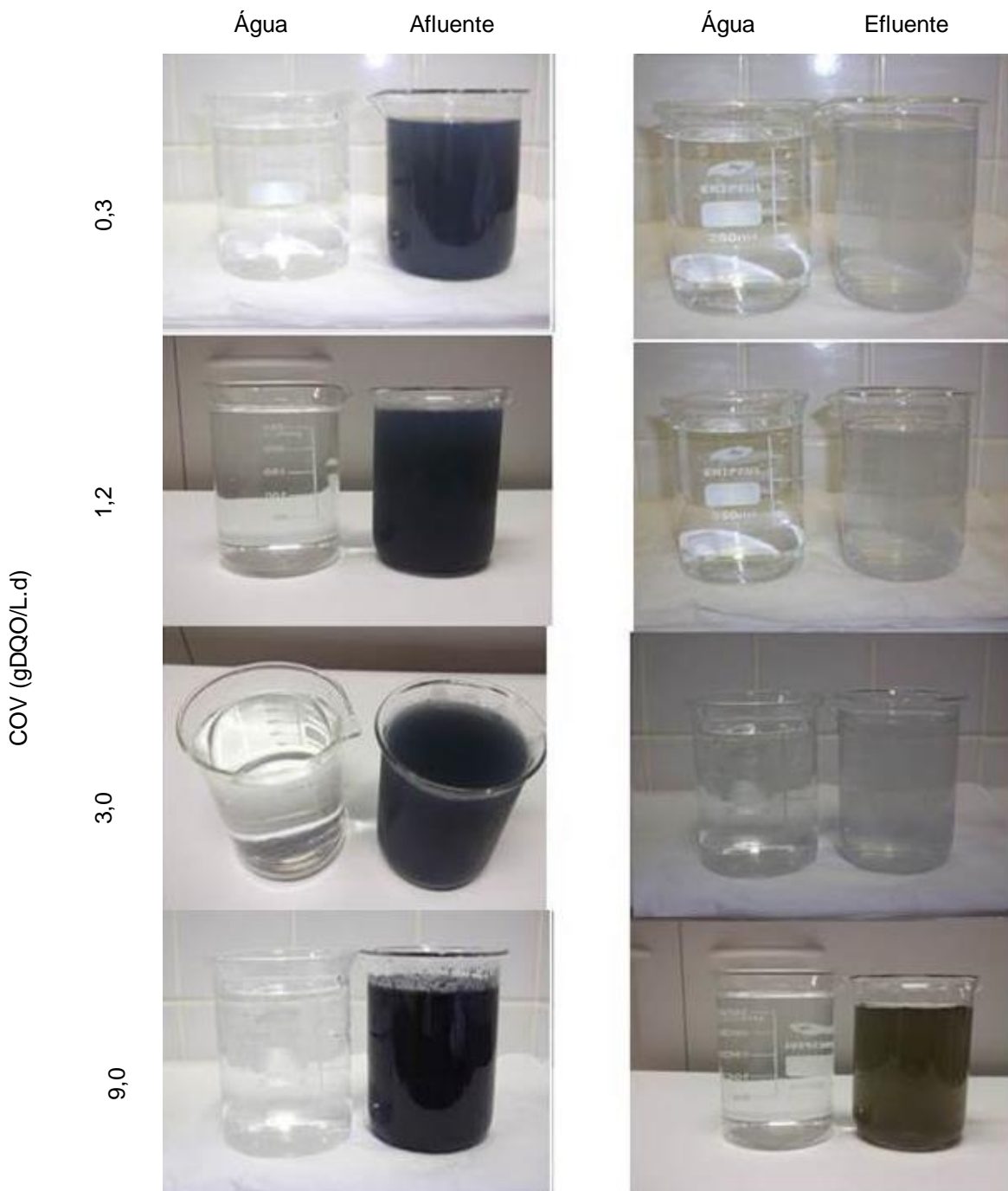


Figura 14: Afluentes e efluentes (direita) de cada COV do MBBR em comparação com água (esquerda).

### 5.3.3 Remoção de toxicidade

A realização dos ensaios de toxicidade demonstrou que na COV de 3,0gDQO/L.d houve 87% de remoção de toxicidade, pois o fator de diluição diminuiu de FT64 para FT8 após o tratamento do efluente têxtil por MBBR. Assim, após o tratamento deste se permite lançar o efluente segundo os limites exigidos por resoluções estaduais e nacionais (CEMA, 2010; BRASIL, 2005; BRASIL, 2011). A remoção obtida neste trabalho ficou acima da demonstrada por outros autores em tratamentos semelhantes como Wilke et al., (2008) que conseguiu remover 69% de toxicidade no efluente têxtil e Alvin (2011) que teve remoção de 77% da toxicidade, também em efluente têxtil. Na COV de 9,0gDQO/L.d o fator de toxicidade do efluente da indústria foi FT64 e após tratamento por MBBR houve redução da toxicidade, para um fator de FT16, o que implica em remoção de 75% na toxicidade aguda. Apesar de elevada remoção na toxicidade aguda o efluente tratado nestas condições está fora dos limites permitidos para lançamentos em corpos receptores, que é de FT8 e que para o próximo ano será de FT4 como propõe a resolução nº430 do CONAMA de 2011 (CEMA, 2010; BRASIL, 2005; BRASIL, 2011).

### 5.3.4 Remoção de Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Suspensos Voláteis

Os valores do SSV são mostrados na Figura 15 (a), onde é observado uma tendência no aumento dos SSV com o aumento das COVs. Os sólidos são referências no tratamentos biológico de efluentes devido ao crescimento de biomassa responsável pelo processo de biodegradação. Na Figura 16 (b) são mostrados os valores do SST no afluente e efluente do MBBR, onde a remoção máxima de SST, foi de 82,87% e a remoção média de 78,23%, verificando que o MBBR demonstra ser eficiente na remoção deste parâmetro.

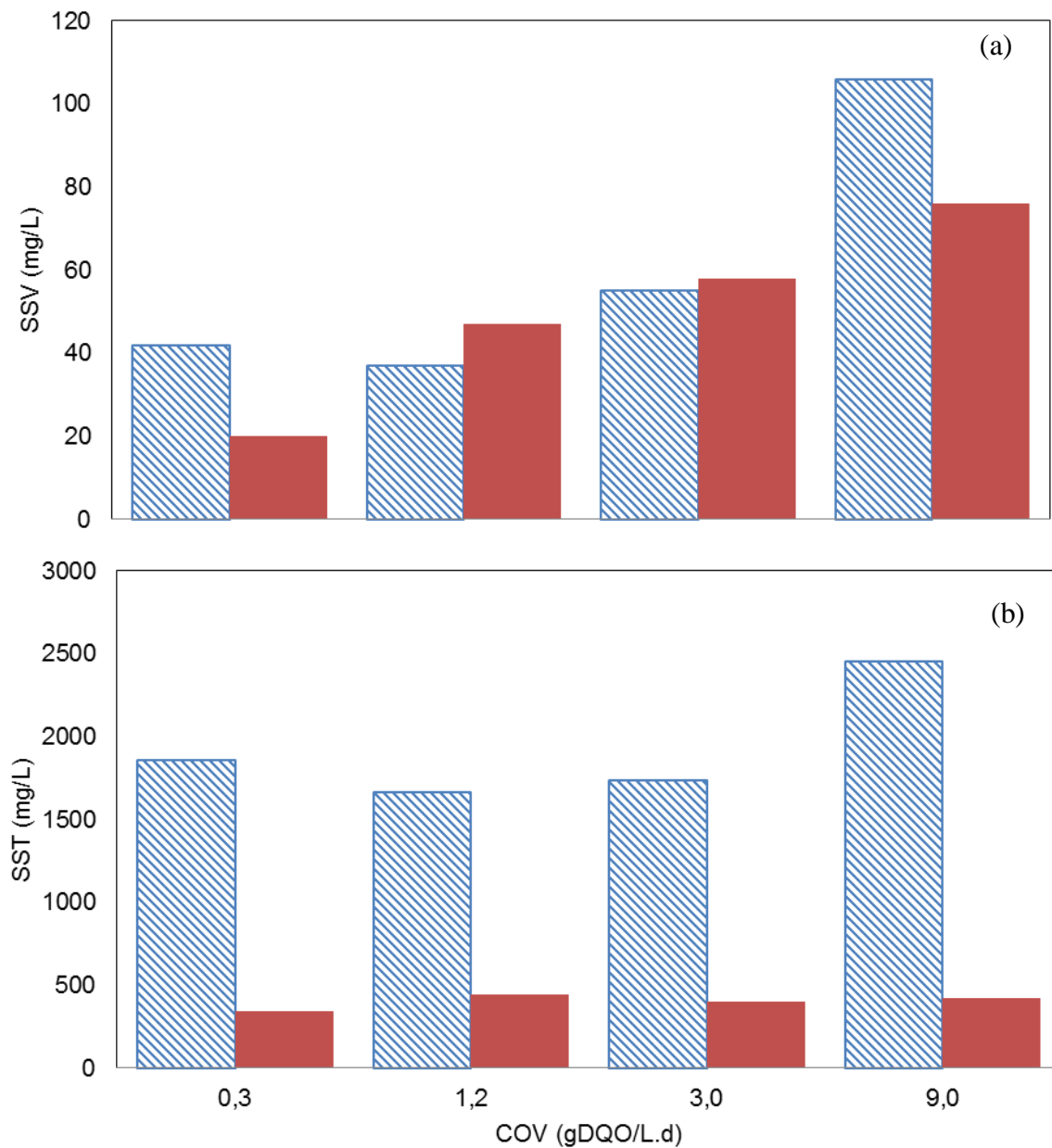


Figura 15: Concentração de (a) SSV do afluente ( ▨ ) e do efluente ( ■ ) do MBBR; (b) SST do afluente ( ▨ ) e do efluente ( ■ ) do MBBR de cada COV utilizada no tratamento.

Outros autores conseguiram valores semelhantes como Schineider (2010) que encontrou valores na remoção de SST em MBBR de 77,5%, e por Reis (2007) que obteve remoção de 72,8% dos SST em MBBR com COVs semelhantes. Os resultados encontrados foram proporcionais na faixa de remoções entre 60 e 80%, acarretando maior remoção na COV 9,0gDQO/L.d.



#### 5.4 ANALISES DE SÓLIDOS NO MBBR

De acordo com Queda e Duarte (2008), o teor de sólidos em um reator refere-se à quantidade de matéria suspensa ou dissolvida contida nele. O SST e o SSV do reator e aderidos a biomassa permitem estimar o grau de mineralização desta. Além disso, em processos biológicos as concentrações de SSV nos reatores tem sido utilizada para se estimar a concentração de biomassa e seus microrganismos decompositores da matéria orgânica. Na Figura 16 são apresentadas fotos de amostras dos meios suportes do MBBR obtidas para as diferentes COVs.

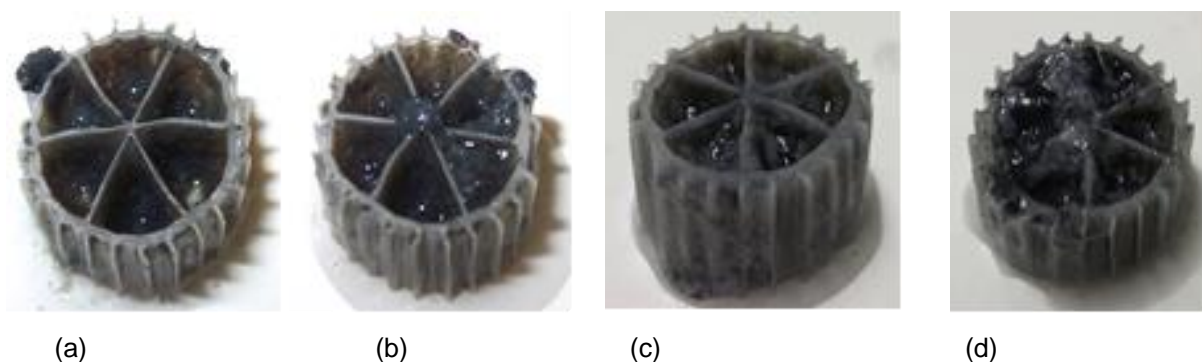


Figura 16: Meios suportes utilizados no método de determinação dos sólidos aderidos em cada carga orgânica no reator: (a) COV de 0,3gDQO/L.d, (b) COV de 1,2gDQO/L.d, (c) COV de 3,0gDQO/L.d e (d) COV de 9,0gDQO/L.d.

Nesta observa-se que a primeira é a menos preenchida com biomassa, enquanto a última está praticamente colmatada.

Na Tabela 4 observam-se os valores da razão A/M aplicado ao MBBR.

Tabela 4 - Relação alimento/microrganismo

COV(gDQO/L.d)	A/M (gDBO/gSSV.d)	
	Suspensos	Aderidos
0,3	0,68	2,99
1,2	0,61	1,74
3,0	0,37	1,17
9,0	0,24	0,71

Nela se apresenta que com o aumento da COV, ocorre diminuição da razão A/M, de 0,68gDBO/gSSV.d (COV 0,3gDQO/L.d) para 0,24gDBO/gSSV.d (COV 9,0gDQO/L.d) devido ao alto teor de sólidos suspensos no reator. Quando a razão A/M é baixa ( $A/M \leq$

0,10gDBO/gSSV.d, a quantidade de alimento é insuficiente para manter o crescimento celular. A razão ótima para reatores MBBR é a mesma que para lodos ativados, 0,15 e 0,99 gDBO/gSSV.d (SCHNEIDER, 2010; VANZETTO, 2012).

Observa-se na Figura 17 que a concentração de SST em suspensão no reator ficou entre 3997mg/L para COV 0,3gDQO/L.d e 8017mg/L na COV 9,0gDQO/L.d.

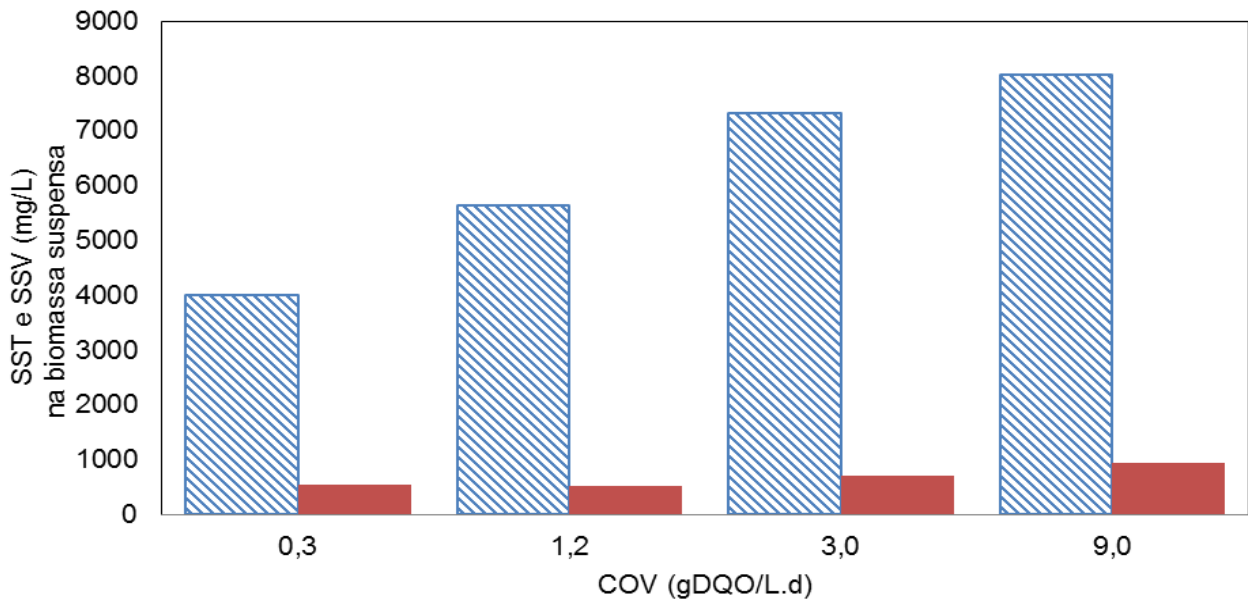


Figura 17: Concentração de SST ( ■ ) e SSV ( ■ ) em suspensão para cada COV aplicada no tratamento.

Em Reis (2007) foram encontrados valores próximos entre 2000mg/L e 8000mg/L para SST em suspensão no MBBR. Com relação ao SSV em suspensão no MBBR os valores foram de 537mg/L (COV 0,3gDQO/L.d), 512mg/L (COV 1,2gDQO/L.d), 714mg/L (COV 3,0gDQO/L.d) e 929mg/L (COV 9,0gDQO/L.d). O que indica um aumento na biomassa em suspensão (SSV) no reator com o tempo de funcionamento do mesmo, como o encontrado por VANZETTO (2012) entre 200 e 900mg/L e em REIS (2007) entre 200 e 400mg/L.

Quanto a biomassa aderida nos meios suportes, observa-se na Figura 18 que no início da operação a quantidade de SST era de 447mg/L na COV 0,3gDQO/L.d e atingiu 752mg/L na COV 9,0gDQO/L. Os dados mostram a variação com as diferentes COVs.

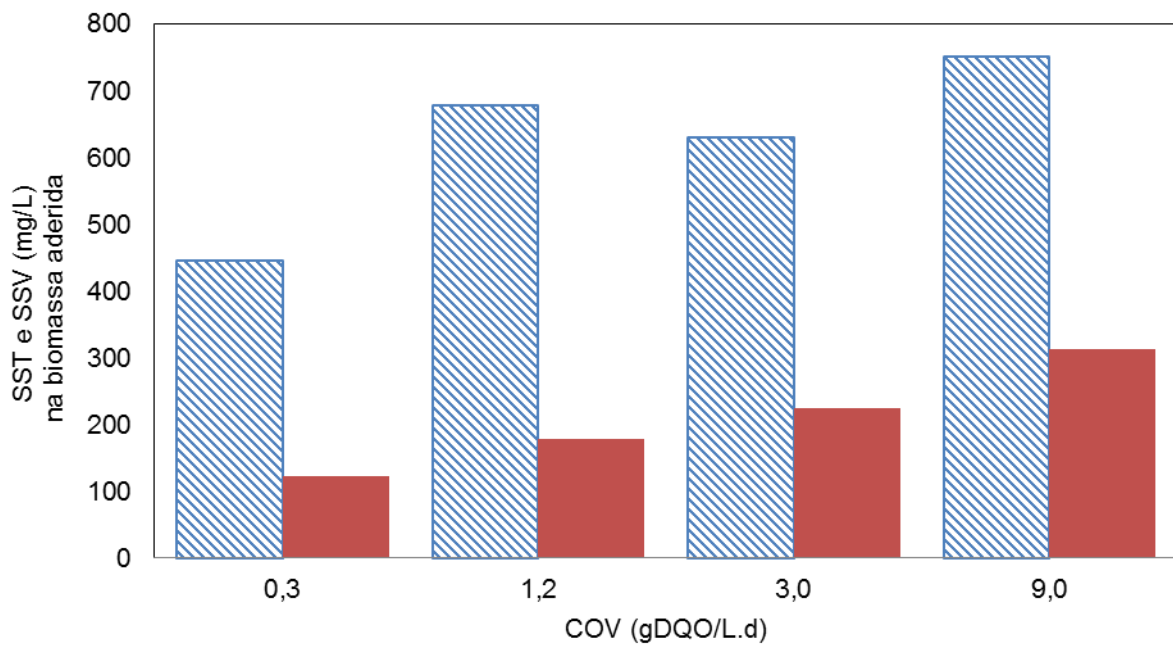




Figura 18: Concentração de SST (  ) e SSV (  ) aderidos no meio suporte em cada COV utilizada no tratamento.

Por outro lado, o SSV apresentou um aumento da biomassa aderida no decorrer do experimento apresentando 123mg/L ao fim da COV 0,3gDQO/L.d, 178mg/L na COV 1,2gDQO/L.d, 225mg/L na COV de 3,0gDQO/L.d, e 314mg/L na COV 9,0gDQO/L.d. Esses valores caracterizam um crescimento da biomassa aderida aos meios suportes como observado por outros autores que ficou entre 76mg/L e 459mg/L (REIS, 2007; VANZETTO, 2012).

## 5.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Na Figura 19, é possível visualizar as médias percentuais de remoção de DQO.

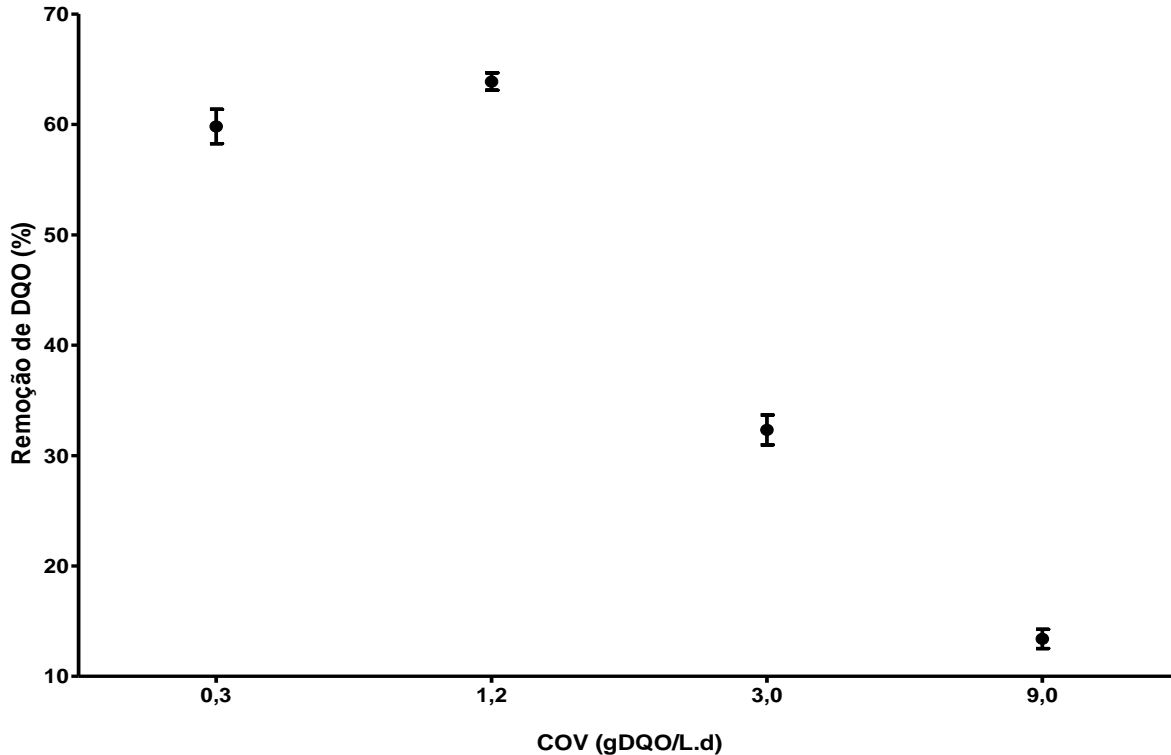


Figura 19: Remoção média de DQO por COV.

As maiores remoções foram alcançadas nas menores COVs, com remoção máxima na COV de 1,2 gDQO/L.d. Pelo Teste Tukey, pode-se também afirmar que os resultados encontrados na análise demonstrou que as COVs são diferentes entre si, exceto na comparação das COVs de 0,3gDQO/L.d e 1,2gDQO/L.d. O valor P da análise foi menor que 0,0001, o que confirma a confiabilidade do teste; o valor de F calculado foi de 258,6, demonstrando que a diferença entre os grupos é alta e o  $R^2$  foi de 0,97. O ajuste apontado pelo valor de  $R^2$  sugerem diminuição da remoção com o aumento da COV aplicada.

A Figura 20 apresenta a médias de remoção de  $DBO_5$  em cada COV do processo, as maiores remoções foram encontradas nas COVs de 0,3gDQO/L.d e 1,2gDQO/L.d.

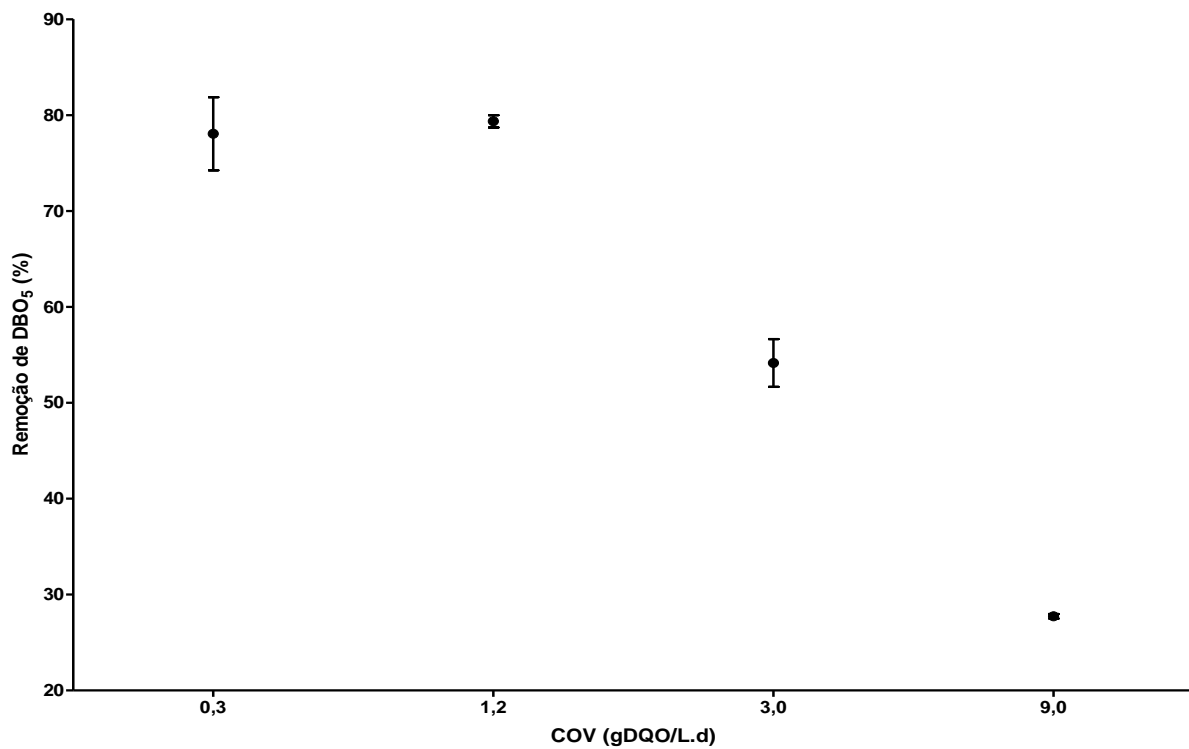


Figura 20: Remoção média de DBO<sub>5</sub> por COV.

Através do Teste Tukey pode-se confirmar que não houve diferença significativa entre essas duas COVs, fato que ocorreu nas outras comparações realizadas. O valor do P na análise foi de 0,0001, valor de F calculado foi de 56,07 e o  $R^2$  foi de 0,90. Este também indica diminuição da remoção da DBO<sub>5</sub> com o aumento da COV. Como também observado por Vanzetto, (2012).

Na Figura 21 são apresentadas as remoções médias percentuais da área espectral nas diferentes COVs.

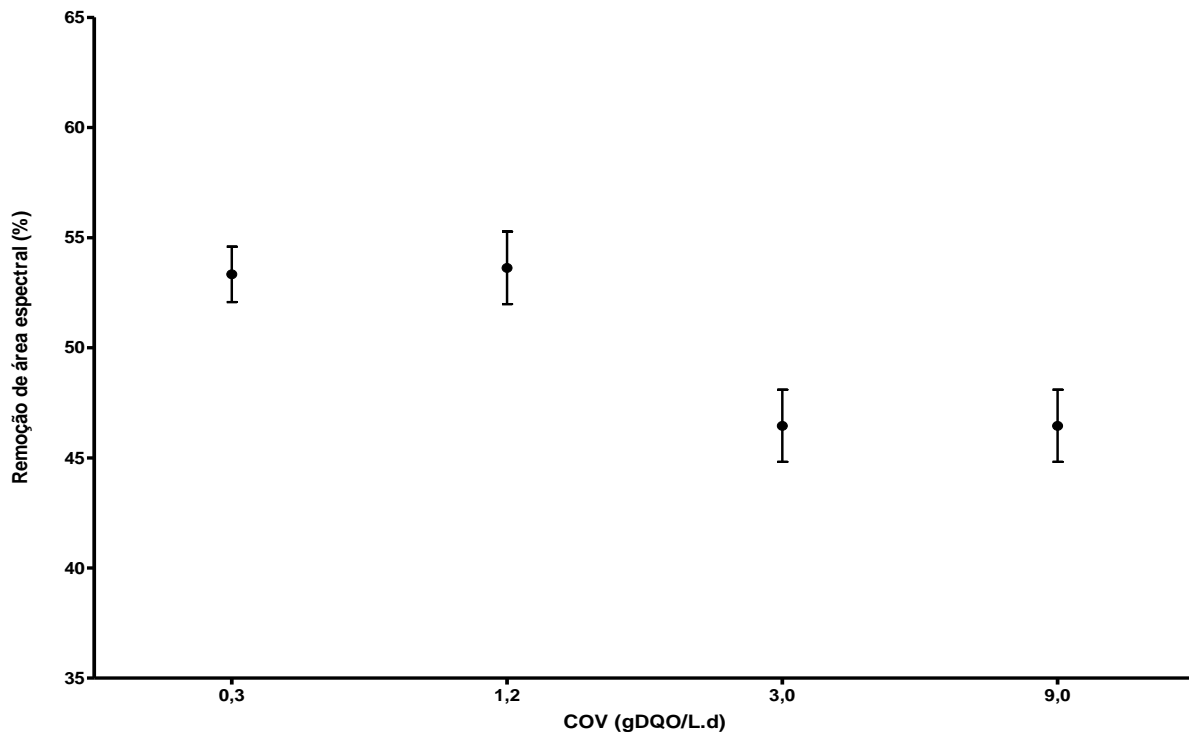


Figura 21: Remoção média de Área espectral por COV.

As maiores remoções foram alcançadas nas COVs 0,3gDQO/L.d e 1,2gDQO/L.d. O Teste Tukey demonstrou que não há diferenças significativas entre as COVs de 0,3gDQO/L.d versus 1,2gDQO/L.d e entre a 3,0gDQO/L.d versus 9,0gDQO/L.d. Nas demais comparações houve diferenças significantes. Sendo o valor de P igual a 0,0029, o F calculado foi de 5,75 e o  $R^2$  foi de 35,02. O que indica menor tendência ao decréscimo da remoção para as maiores COVs.

Na Figura 22 estão relacionadas as remoções percentuais médias de SST nas diferentes COVs.

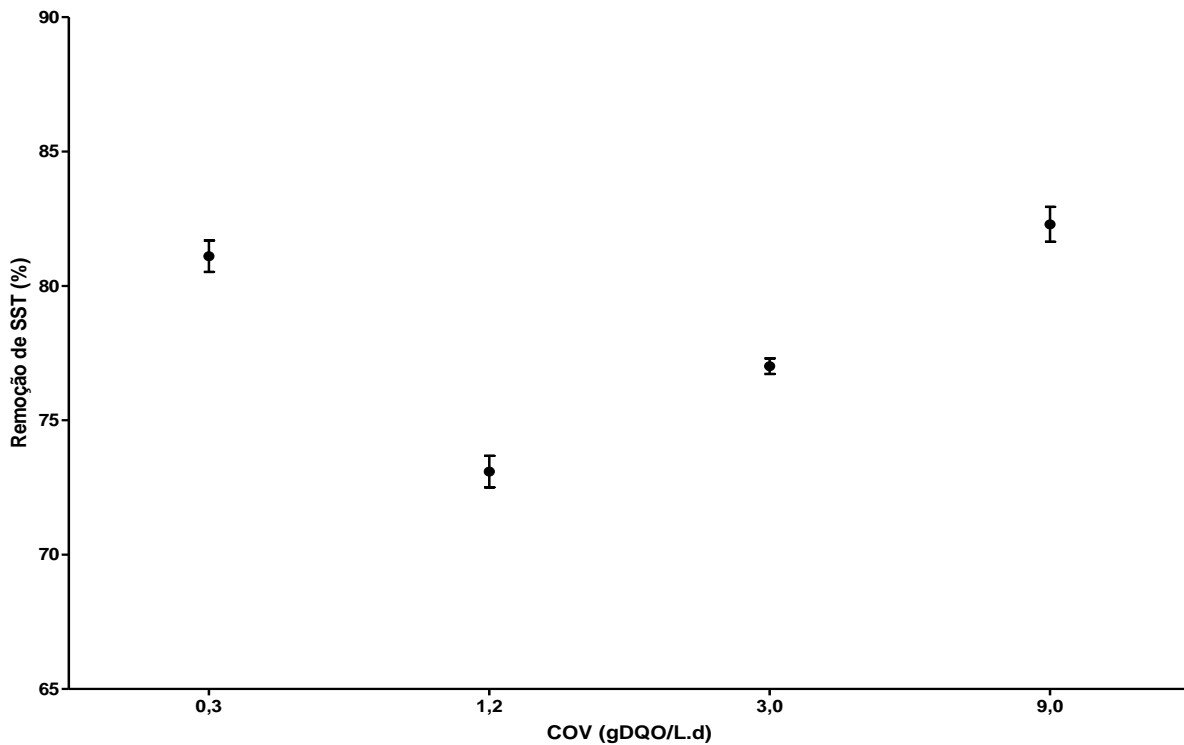


Figura 22: Remoção média de SST por VCO.

A maior eficiência foi encontrada na COV de 9,0gDQO/L.d seguida pela COV 0,3gDQO/L.d. O Teste Tukey confirma que há diferenças significativas entre os dados encontrados em cada COV, exceto na comparação entre a COV de 0,3gDQO/L.d versus 9,0gDQO/L.d. O valor de P foi  $<0,0001$ , o F calculado foi de 58,98 e o  $R^2$  foi de 95,67. Neste caso a tendência é o aumento de remoção com o aumento da COV, exceto para a COV 0,3gDQO/L.d aplicada.

## 5.6 CINÉTICA DE DEGRADAÇÃO

Através da Figura 23, obtida como descrito na seção 4.5, foi determinada uma constante cinética (K) igual a  $0,0048\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ . O valor de (K) encontrado demonstra-se satisfatório quando comparados com outros valores na literatura como  $0,003\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  encontrado por Vanzetto, 2012 e de  $0,62\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  por Reis, 2007. E indica que o efluente têxtil tem maior degradação por área e por tempo que o efluente Kraft (Vanzetto, 2012), mas seu valor de degradação é aproximadamente 100 vezes menor que o obtido pelo efluente doméstico (Reis, 2007).

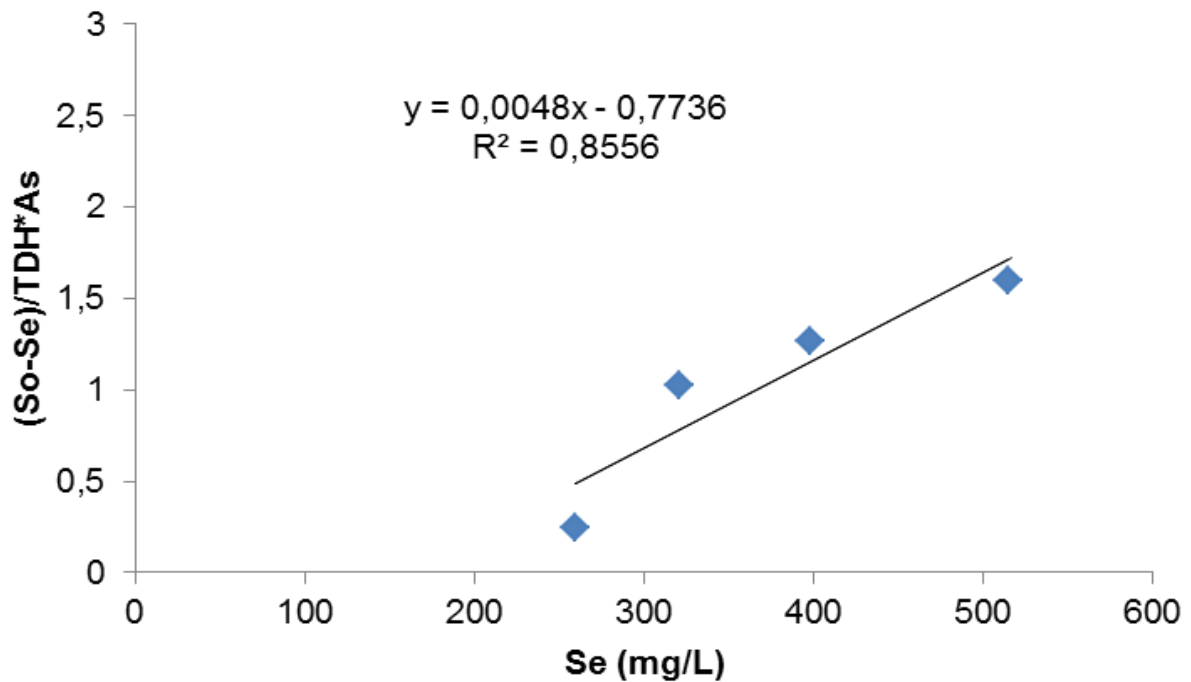


Figura 23: Cinética de primeira ordem da constante de biodegradação do substrato.

Com a constante cinética ( $K$ ) foi calculada a taxa de biodegradação do substrato e também o consumo específico máximo de substrato, pela razão  $r_s/SSV$  aderido no meio suporte. Este valor calculado foi de  $0,027d^{-1}$  sendo encontrado na literatura valores  $0,03d^{-1}$  por Ødegaard, (2006),  $0,007d^{-1}$  por Vanzetto, 2012 e  $3,54d^{-1}$  por Liu et al., (1993).

O consumo específico máximo obtido indica que a mesma concentração de biomassa com SSV, degrada mais efluente têxtil de que efluentes recalcitrantes como o Kraft. No entanto, este valor remete a menor degradação deste efluente que o efluente doméstico, mas se encontra da mesma ordem do obtido pela biomassa do tratamento de efluente têxtil encontrado por Ødegaard, (2006).



## 5.7 RESUMO DE OPERAÇÃO DO MBBR

Dados esses que podem ser interpretados através da observação da Tabela 5 abaixo.

Tabela 5 - Resumo de operação do reator MBBR.

Parâmetros	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3	Etapa 4
Tempo de operação (d)	1 – 40	41 – 62	63 – 98	99 - 107
TDH (h)	61,7	14,4	5,05	1,6
COV (gDQO/L.d)	0,31 ± 0,01	1,21 ± 0,05	2,96 ± 0,14	8,92 ± 0,17
SST (mg/L)	3997	5632	7321	8017
SST aderido (mg/L)	447	678	631	752
SSV (mg/L)	537	512	714	929
SSV aderido (mg/L)	123	178	225	314
<b>Remoção (%)</b>				
DQO	59,5 ± 3,8	63,8 ± 2,3	31,5 ± 4,5	13,0 ± 1,7
DBO <sub>5</sub>	76,4 ± 9,34	80,2 ± 1,43	56,4 ± 6,6	27,8 ± 0,01
Área espectral	34,3 ± 2,99	35,0 ± 4,55	29,3 ± 5,3	3,5 ± 0,5
Toxicidade (FT)	-	-	87,5 ± 3,0	75,0 ± 2,7
SST suspenso	81,3 ± 3,87	73,3 ± 4,14	77,1 ± 3,6	82,9 ± 4,8

## 6 CONCLUSÕES

Durante cento e sete dias foi avaliada a utilização do MBBR no tratamento de efluente de indústria têxtil, com a utilização das análises DQO,  $DBO_5$ , absorvância máxima, SST, SSV e toxicidade. Para tratamento desse efluente foi utilizado o sistema MBBR em 4 diferentes COVs. Na COV de 0,3gDQO/L.d, com TDH de 61,7h, ou seja, dois dias e meio, foi alcançada a melhor remoção de  $DBO_5$  94,07%, com média geral de 78,06%. Enquanto que a COV de 1,2gDQO/L.d. com TDH de 14,4h (0,6d), apresentou a maior média geral de remoção de DQO de 63,89%.

Com a utilização das COVs de 3,0 gDQO/L.d com TDH de 5,1h e a COV de 9,0 gDQO/L.d. com TDH de 1,6h, foi possível verificar que houve redução na eficiência de remoção da matéria orgânica. Apresentando média de remoção de DQO de 28,0% e 13,4% e remoção de  $DBO_5$  de 54,2% e 28,1% para 3,0gDQO/L.d e 9,0gDQO/L.d respectivamente. Quanto a remoção de absorvância a melhor remoção obtida foi na COV de 1,2gDQO/L.d, atingindo a 38,36%. No que tange aos sólidos suspensos totais contidos no efluente têxtil a remoção média de todas as COVs foi de 78,62%. A maior remoção encontrada foi 82,87% na COV de 9,0 gDQO/L.d. A remoção da toxicidade demonstrou-se promissora na COV 3,0gDQO/L.d, atingindo níveis para padrões de emissões líquidas permitido pelas leis vigentes. Verificou-se que remoção de  $DBO_5$  diminuiu apenas 30% quando passado de 1,2 para 3,0 gDQO/L.d, já para DQO a remoção sofreu redução de 50%. Limitando a escolha a COV de 1,2gDQO/L.d.

Os resultados da cinética do reator foram interessantes, pois as constantes cinéticas calculadas demonstram que a cinética de degradação obtida para o efluente têxtil é menor que os valores obtidos para efluentes domésticos, mas maior que aquele obtido para efluentes recalcitrantes como os de celulose. Assim o MBBR demonstra-se ser uma tecnologia muito promissora desde que respeitado as variáveis: COV; TDH; razão VS/VR, SSV/SST,  $DBO/DQO$ , A/M, entre outros.

## **7 PUBLICAÇÕES**

SOLER, C. R.; CUNHA, C. M. I.; XAVIER, C. R. Tratamento de efluente de industria têxtil por reator biológico com leito móvel (MBBR). In: **IV MOSTRA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO DO CÂMPUS CURITIBA DA UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**, 2012.

SOLER, C. R.; XAVIER, C. R. Tratamento de efluente de industria têxtil por reator biológico com leito móvel. In: **VIII SEMANA DE QUÍMICA E BIOLOGIA E II SIMPÓSIO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL NA UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ, CÂMPUS ECOVILLE/ CURITIBA**, 2013.

SOLER, C. R.; XAVIER, C. R. Tratamento de efluente de industria têxtil por reator biológico com leito móvel. In: **IV SIMPÓSIO AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ, CÂMPUS CAMPO MOURÃO**, 2013.

## 8 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para trabalhos futuros se sugerem as seguintes ações:

- Avaliar detalhadamente o desempenho do o MBBR para a faixa da COV de 3,0g.DQO/L.d a 6,0g.DQO/L.d.
- Realizar análises microscopias.

## 9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, **NBR 10357**: Águas e Efluentes Líquidos – Determinação da demanda química de oxigênio (DQO) – Métodos de refluxo aberto, refluxo fechado – titulométrico e refluxo fechado colorimétrico. Rio de Janeiro, 1998.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, **NBR 10664**: Águas e Efluentes Líquidos – Determinação de resíduos (sólidos) – Método gravimétrico. Rio de Janeiro, 1989.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, **NBR 12614**: Águas e Efluentes Líquidos – Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) – Método de incubação (20°C, 5 dias). Rio de Janeiro, 1992.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, **NBR 12713**: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp (Crustacea, Cladocera) . Rio de Janeiro, 2009.

ABREU, M. C. S.; SILVA-FILHO, J. C. L.; OLIVEIRA, B. C.; HOLANDA-JÚNIOR, F. L. **Perfis estratégicos de conduta social e ambiental: estudos na indústria têxtil nordestina**. Gestão & Produção, São Carlos, v. 15, p. 159-172, 2008.

ALMEIDA, E.; ASSALIN, M. R.; ROSA, M. A.; DURAN, N. **Tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos na presença de ozônio**. Química Nova, v. 27, p.5, 2004.

ALVIN, L. B.; KUMMROW, F.; BEIJO, L. A; LIMA, C. A. de A.; BARBOSA, S. **Avaliação da citogenotoxicidade de efluentes têxteis utilizando *Allium cepa* L.** Ambi-Agua, Taubaté, v. 6, p. 255-265, 2011.

**ANOX KALDNES.**, 2011. Suportes com Biofilme. Disponível em: <http://www.anoskaldnes.com>. Acesso em: 31 de jun. de 2012.

APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1998. **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**. 19 ed. Washington: American Public Health Association, 1998.

APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2001. **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Health Association, 2001.

APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005. **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ARAUJO, P. L. A.; TAVARES, G. R. C.; COSSICH, S. E., 2011. **Remoção de DQO e cor de efluente da indústria de celulose e papel**. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Porto Alegre/RS – Brasil.

**ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TEXTIL E DE CONFEÇÕES.**, 2012.

Disponível em:

<http://www.abit.org.br>. Acesso em: 03 de fev. de 2012.

AYGUN, A., NAS, B., BERKTAY, A. **Influence of high organic loading rates on COD removal and sludge production in moving bed biofilm reactor.** Environmental Engineering Science, v. 25, n. 9, pp. 1311-1316, 2008.

BARRETO, W. J.; BERNADINO, N. D.; AFONSO, R. **Biodegradação de uma mistura de corantes têxteis usando o fungo *Ganoderma* sp: um estudo cinético.** Química Nova, v. 34, p. 568-572, 2011.

BARTHEL, L. **Estudo de Biofilme Desenvolvido em Reator de Leito Fluidizado Trifásico Aeróbio no Tratamento de Efluentes Têxteis.** 1998. Dissertação de Mestrado, UFSC, Florianópolis, SC, 80p. 1998.

BISHOP, P.L. Biofilm Structure and Kinetics. **Water Science & Technology**, v. 36, p.287-294.1997.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A.; **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais.** CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo, 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, 2005.**

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, 2011.**

BOTROUS, A.E.F., DAHAB, M.F., MIHÁLTZ, P. **Nitrification of high-strength ammonium wastewater by a fluidized-bed reactor.** Water Science and Technology, v. 49, n. 5-6, pp. 65-71, 2004.

CETESB. **Microbiologia de Lodos Ativados.** Séries Manuais, 1992.

COGO, M. C. **Estudo de caracterização e disposição dos recursos de uma indústria têxtil do estado do Rio Grande do Sul.** Química Nova, v. 34, p. 68-72, 2011.

Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 430/2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. CONAMA, out 2011.

COSTERTON, J.W. **Introduction to biofilm – Discussion.** International Journal of Antimicrobial Agents, v. 11, pp. 217-221, 1999.

DEZOTTI, M., BASSIN, J.P., BILA, D.M. **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos.1ª Edição**, E-papers, Rio de Janeiro, 2008.

FREITAS, K. R. **Caracterização e reuso do Efluente do Processo de Beneficiamento da Indústria Têxtil**. 2002. Florianópolis: Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Dissertação (Mestrado) 2002.

GUARANTINI, C. C. I.; ZANONI, M. V. B. **Corantes têxteis**. Química Nova, v. 23, p. 71-78, 2000.

HALL-STOODLEY, L., STOODLEY, P. **Developmental regulation of microbial biofilms**. Current Opinion in Biotechnology, v. 13, pp. 228-233, 2002.

HESSEMER, M.E.; SENS, M.L. **Tratamento do efluente de uma indústria têxtil. Processo físico-químico com ozônio e coagulação/floculação**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 7, p. 30-36, 2002.

IMMICH, A. P. S. **Remoção de corantes de efluentes têxteis utilizando folhas de *Azadirachta indica* como adsorvente**. 2006. Florianópolis. Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina. Dissertação (Mestrado) 2006.

**INSTITUTO DE ESTUDOS E MARKETING INDUSTRIAL.**, 2012. Disponível em: <http://www.iemi.com.br>. Acesso em: 14 de out. de 2012.

JAHREN, S.J., RINTALA, J.A., ØDEGAARD, H. **Aerobic moving bed biofilm reactor treating thermomechanical pulping whitewater under thermophilic conditions**. Water Research, v. 36, pp. 1067-1075, 2002.

JOU, C. G., HUANG, G. **A pilot study for oil refinery wastewater treatment using a fixed-film bioreactor**. Advances in Environmental Research, v. 7, pp. 463-469, 2003.

KAMIDA, H. M.; DURRANT, L. R.; MONTEIRO, R. J. R.; ARMAS, E. D. **Biodegradação de efluente têxtil por *Pleurots sajor-caju***. Química Nova, v. 28, p. 629-632, 2005.

LAZAROVA, V. ; MANEM, J. **Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment**. Water Science and Technology, v. 29, n. 10, pp. 2227-2245, 1995.

LACERDA, C. A. M. **Avaliação da efetividade de remoção de cor de soluções corantes e efluentes têxteis pelo tratamento fotocatalítico com óxidos de ferro recobertos com dióxido de titânio**. 2010. Ouro Preto, Universidade Federal de Ouro Preto. Instituto de ciências exatas e biológicas. Programa de mestrado em engenharia ambiental. Dissertação (Mestrado) 2010.

LEE, Y. H.; PAVLOSTATHES, S. G. **Decolorization and toxicity of reactive anthraquinone textile dyes under methanogenic conditions**. Water Research, v. 38, p. 1838-1852, 2004.

LEVSTEK, M.; PLAZL, I. **Influence of carrier tyoe on nitrification in the moving-bed process**. Water Science and Tecnology, v. 59, n.5, p 875-882, 2009.

LIU, R.; CHIU, H. M.; SHIAU, C. S.; YEH, R. Y. L.; HUNG, Y. T. **Degradation and sludge production of textile dyes by Fenton and photo-Fenton processes.** *Dyes and Pigments*, v. 73, p.1-6, 2007.

LOPES, C. S. D. **Análise ambiental da fase de acabamento do jeans.** *Revista de Saúde, Meio Ambiente e sustentabilidade*, v. 6, p. 42-46, 2011.

MANENTI, D.R. **Tratamento de efluente têxtil utilizando o processo foto-fenton.** 2011. Toledo: Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Dissertação (mestrado) 2011.

METCALF; EDDY, **Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse**, 3.Ed. New York: Mcgraw Hill, P.83, 90-93, 364-369, 374-377, 384-389, 531-546, 1265-1266, 1275-1277, 1991.

NIGAM, P.; BANAT, I. M.; SINGH, D.; MARCHANT, R.; **Microbial process for the decolorization of textile effluent containing azo, diazo and reactive dyes.** *Process. Bioch.*, v. 31, p. 435, 1996.

ØDEGAARD, H., RUSTEN, B., WESTRUM, T. **A new moving bed biofilm reactor – applications and results.** *Water Science and Technology*, v. 29, n. 10- 11, pp. 157-165, 1994.

ØDEGAARD, H. **Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm Process.** *Water Science Technology*, v. 53, n. 9, pp. 17-33, 2006.

OLIVEIRA, D. M.; LEÃO, M. D. **Avaliação da biodegradabilidade de efluentes têxteis do beneficiamento secundário de malhas de poliéster tratados com reagente de fenton.** *Química Nova*, v. 32, p. 2282-2286, 2009.

OLIVEIRA, D. V. M. **Caracterização dos Parâmetros de Controle e Avaliação de Desempenho de um Reator Biológico com Leito Móvel (MBBR).** 2008. Rio de Janeiro: Engenharia Civil. COPPE, Universidade Federal Rio de Janeiro. Dissertação (mestrado) 2008.

PALACIO, S. M. **Aplicação do processo de eletro-coagulação seguido por degradação fotocatalítica utilizando TiO<sub>2</sub> no tratamento de efluente têxtil.** 2009. Maringá: Química, Universidade Estadual de Maringá, Tese (Doutorado) 2009.

QUEDA, A.; DUARTE, L. **Guia de métodos de análise laboratorial para às sessões laboratoriais.** Universidade Técnica de Lisboa. 2008

RAMOS, I. R. A. **Aplicação de Membranas Dinâmicas ao Tratamento de Efluentes da Indústria Têxtil.** 2002. Portugal: Engenharia Textil, Universidade do Minho, Dissertação (Mestrado) 2002.

REIS, G.G. **Influência da carga orgânica no desempenho de reatores de leito móvel com biofilme (MBBR).** 2007. Rio de Janeiro: COPPE, Universidade Federal Rio de Janeiro, Dissertação (Mestrado) 2007.



ROBINSON, T.; MC-MULLAN, G.; MARCHANT, R.; NIGAM, P. **Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative.** Bioresource Technology, v. 77, p. 247-255, 2001.

RODGERS, M; XIN-MIN, Z. **Advanced biofilm technologies for water and wastewater treatment.** Biochemical Engineering Journal, 2004.

RODRIGUÊS, K.; VIDAL, C. B.; BARBOSA, C. A. B.; PESSOA, C. R. W.; DUARTE, I. C. S.; MARINHO, G. **Viabilidade do tratamento de água residuária sintética têxtil em reator aeróbio de leito fixo.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 15, p. 49-57, 2010.

ROUSE, J.D., BURICA, O., STRAŽAR, M. et al. **A pilot-plant study of a moving-bed biofilm reactor system using PVA gel as a biocarrier for removals of organic carbon and nitrogen.** Water Science and Technology, v. 55, n. 8-9, pp. 135-141, 2007.

RUSTEN, B., EIKEBROKK, B., ULGENES, Y., LYGREN, E. **Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors.** Aquacultura IEnginnering, v. 34, p. 322-331, 2006.

RUSTEN, B., MCCOY, M., PROCTOR, R., SILJUDALEN, J.G. **The innovative moving bed biofilm reactor/solids contact reaeration process for secondary treatment of municipal wastewater.** Water Environment Research, v. 70, p. 5-9, 1996.

SANTANA, V. S.; MACHADO, N. R. C. F. **Degradação fotocatalítica de efluentes de indústria têxtil empregando  $TiO_2$  e  $NbO_5$ , sob irradiação visível.** Acta Scientiarum, Maringá, v.24, p.1681-1686, 2002.

SALVETTI, R., AZZELLINO, A., CANZIANI, R., BONOMO, L. **Effects of temperature on tertiary nitrification in moving-bed biofilm reactors,** Water Research, v. 40, p. 2981-2993, 2006.

SCHINEIDER, E. E. **Avaliação de um reator de leito móvel com biofilme para tratamento de efluente da indústria do petróleo, com posterior ozonização acoplada a carvão ativado granular com biofilme –** Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2010.

SILVA, R. L. B.; BARRA, C. M.; MONTEIRO, T. C. N.; BRILHANTE, O. M. **Estudo da contaminação de poços rasos por combustíveis orgânicos e possíveis consequências para a saúde pública no Município de Itaguaí.** Rio de Janeiro. Caderno Saude Publica, v. 18, p.1599-1607, 2002.

SIMAN, R.R. **Reator de leito expandido em escala plena com zonas aeróbia e anaeróbia sobrepostas: remoção conjunta de matéria orgânica e nutrientes e estudo do comportamento microbiológico do biofilme, por respirometria e microsensor de OD.** (tese) Doutorado. Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Os dados mostram a variação com as diferentes VCOs 2007.

SOARES, J. L. **Remoção de Corantes Têxteis por Adsorção em Carvão Mineral Ativado com Alto Teor de Cinzas.**1998. Dissertação de Mestrado, Curso de Pós-

Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 1998.

STEWART, P.S. **Diffusion in biofilms**, *Journal of Bacteriology*. v. 185, n. 5, pp. 1485-1491. 2003.

VANZETTO, S. C. **Controle do Tratamento de efluentes de indústria de celulose kraft e estudos de viabilidade de tratamento destes por MBBR**. 2012. Curitiba, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de pós-graduação em ciência e tecnologia ambiental. Dissertação (Mestrado) 2012.

VEOLIA., 2008. **Presentation on AnoxKaldenes fixed film biological process and its applications to refinery wastewater treatment**. Palestra apresentada na Petrobras Veolia Meeting, Rio de Janeiro, RJ.

VEOLIA., 2008. Esquema operacional. Disponível em: [http://www.veoliawaterst.com/mbbr/en/technical\\_details.htm](http://www.veoliawaterst.com/mbbr/en/technical_details.htm). Acesso em: 21 de ago. de 2012.

WANNER, J. **Activated sludge bulking and foaming control**. Technomic Publishing Company, Lancaster, 1994.

WILKE, B. M.; RIEPERT, F.; KOCH, C.; KÜHNE, T. **Ecotoxicological characterization of hazardous wastes**. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 70, p. 283-293, 2008.

WOLFF, D.B. **Estudo da Tratabilidade de Um Efluente Têxtil Por Biomassa Fixa Através de Um Reator de Leito Fluidizado Trifásico Aeróbio**. 1997. Dissertação de Mestrado, UFSC, Florianópolis, SC, 90p, 1997.