

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA**

**Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**

**Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental**

**LÍGIA BARTHEL**

**ESTUDO DE BIOFILME DESENVOLVIDO EM REATOR DE LEITO  
FLUIDIZADO TRIFÁSICO AERÓBIO NO TRATAMENTO DE  
EFLUENTES TÊXTEIS**

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de Santa Catarina,  
como parte dos requisitos para obtenção do título de  
Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Profa. Dra. Reiane Helena Ribeiro da Costa

FLORIANÓPOLIS, SC  
Março, 1998

**ESTUDO DE BIOFILME DESENVOLVIDO EM REATOR DE LEITO  
FLUIDIZADO TRIFÁSICO AERÓBIO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES  
TÊXTEIS**

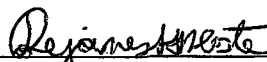
LÍGIA BARTHEL

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

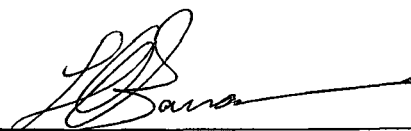
**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental.

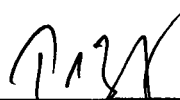
Aprovado por:



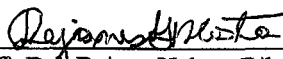
Prof.ª. Dr.ª. Rejane Helena Ribeiro da Costa



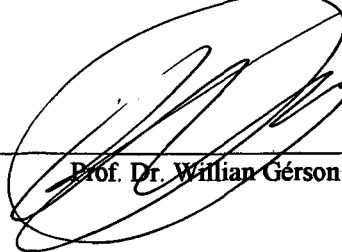
Prof. MSc. Lauro Eduardo Bacca



Prof. Dr. Paulo Belli Filho



Prof.ª. Dr.ª. Rejane Helena Ribeiro da Costa  
(Coordenadora)



Prof. Dr. Willian Gerson Matias

FLORIANÓPOLIS, SC - BRASIL  
MARÇO DE 1998

**Aos meus pais  
pelo incentivo aos estudos.**

## AGRADECIMENTOS

Aos meus familiares, em especial aos meus pais, tentando me redimir de tantos momentos ausentes de nosso convívio durante a elaboração deste trabalho.

À professora Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa, minha gratidão por sua atenção, apoio e orientação na realização desta pesquisa.

Aos professores Lauro Eduardo Bacca, Paulo Belli Filho e William Gérson Matias por terem aceito fazer parte da banca de dissertação.

Às indústrias Cremer e Karsten, pela doação de produtos químicos, receitas e informações necessários a realização da pesquisa experimental.

À empresa Bayer pela doação do anti-espumante.

Aos companheiros de equipe Delmira e Leandro, pela importância fundamental na realização da parte experimental da pesquisa.

Aos técnicos do Laboratório Integrado do Meio Ambiente pelo auxílio prestado.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

## RESUMO

O trabalho trata do estudo de biofilme desenvolvido em reator de leito fluidizado trifásico aeróbio para tratamento de um efluente têxtil sintético, tendo como meio suporte partículas poliméricas OSBG<sup>®</sup>. O acompanhamento do sistema de tratamento foi feito através das análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO), matéria em suspensão (MES), pH, Oxigênio Dissolvido (OD) e Temperatura. O biofilme foi quantificado em termos da concentração de polissacarídeos (PS) e proteínas (PN) da fase líquida e aderidos ao suporte. Foram feitas análises respirométricas do biofilme e observações de sua estrutura ao microscópio eletrônico de varredura. Foram aplicadas cargas orgânicas entre 29 e 74 kg DQO/m<sup>3</sup>.d, com DQO total entre 450 e 1200 mg/l. Os resultados obtidos mostraram uma eficiência de remoção de DQO total variando entre 26 e 62 %, e 90% para a DQO solúvel, com tempo de retenção hidráulica em torno de 23 min. O biofilme apresentou-se denso e coeso, havendo uma intensa coabitação de bactérias na superfície do suporte colonizado. O controle do biofilme é feito pelas forças físicas do reator (atrito e cisalhamento); a atividade respirométrica média do biofilme variou em torno de 0,05 e 0,26 mgO<sub>2</sub>/l.min., em função das condições operacionais do reator. A utilização de processo de biomassa fixa em reator de leito fluidizado trifásico aeróbio mostra-se viável e com grande potencial para o tratamento de efluentes têxteis.

Palavras-chave: biofilme, efluente têxtil, leito fluidizado trifásico, polissacarídeos, atividade respirométrica.

## ABSTRACT

This work presents the biofilm study on an aerobic three-phase fluidized-bed reactor for synthetic textile effluent treatment with the OSBG<sup>®</sup> polymeric particles support. The system accompanying was studied through Chemical Oxygen Demand (COD), suspended solids (SS), pH, dissolved oxygen (OD) and temperature analysis. The biofilm was determined by measuring polysaccharides (PS) and protein (PN) concentration in the biofilm suspended and attached to the support. Respirometric measurements and observations of the structure in an electron scanning microscope of biofilm was studied. Organic loads about 29 to 74 kg COD/m<sup>3</sup>.d were applied, with total COD between 450 to 1200 mg/l. The results showed a total COD removal efficiencies changing between 26 to 62 % and 90% of soluble COD with hydraulic retention around 23 min. The biofilm was dense and united, with intensive bacteria's cohabitation in the settling support surface. The biofilm control was made by reactor physics forces (attrition and shearing); the average respirometric activity of the biofilm changed around 0,05 to 0,26 mg O<sub>2</sub>/l.min because operations conditions. The utilization of the fixed biomass process in an aerobic three-phase fluidized-bed present feasible and with big potential to textile effluent treatment.

Key-words: biofilm, textile effluent, aerobic three-phase fluidized-bed reactor, polysaccharides, respiration rate.

## SUMÁRIO

	Pág.
<b>1 – INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
1.1 - Posicionamento do Problema	2
1.2 – Objetivos	5
<b>2 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b>	<b>6</b>
2.1 – Biofilmes: Características e Composição	6
2.2 - Desenvolvimento de Biofilmes Aeróbios	12
2.3 - Novas Tecnologias de Tratamento de Efluentes	24
2.4 - Efluentes Têxteis	30
<b>3 - MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>34</b>
3.1 – Sistema de Tratamento	34
3.2 – Substrato	37
3.3 – Condições Experimentais e Técnicas Analíticas	39
3.3.1 - Análises da fase líquida	40
3.3.2 - Análises do biofilme	40
3.3.3 – Métodos de cálculo	43
<b>4 - RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>	<b>44</b>
4.1 – Resultados Operacionais	44
4.2 – Estudos do Biofilme	51
<b>5 - CONCLUSÕES</b>	<b>67</b>
<b>6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>69</b>
<b>ANEXOS</b>	<b>77</b>

## ÍNDICE DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1 – Características médias dos efluentes têxteis de Blumenau / SC.	31
Tabela 2 – Concentração dos produtos utilizados no efluente têxtil sintético, g/l.	38
Tabela 3 – Concentração dos produtos nutrientes.	39
Tabela 4 – Condições operacionais do reator de leito fluidizado, valores médios.	39
Tabela 5 – Acompanhamento analítico dos experimentos em contínuo.	42
Tabela 6 – Resultados médios obtidos nos ensaios 1 a 6.	44
Tabela 7 – Resultados médios para as análises do biofilme ensaios 1 a 6.	51
Tabela 8 – Resultados médios para as análises da atividade respirométrica.	65



## ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Perfil de um biofilme aeróbio em fase exponencial de crescimento.	16
Figura 2. Perfil de biofilme aeróbio na fase de acumulação linear.	18
Figura 3. Perfil de biofilme aeróbio na fase de estabilização.	21
Figura 4. Perfil de biofilme aeróbio na fase de desprendimento.	23
Figura 5. Esquema geral da instalação piloto.	35
Figura 6. Reator de leito fluidizado trifásico.	36
Figura 7. DQO total na entrada (So) e na saída (Se) do reator, ao longo dos ensaios 1 a 6.	45
Figura 8. Evolução da eficiência de remoção da DQO total – ensaio 1.	46
Figura 9. Evolução da eficiência de remoção da DQO total – ensaio 2.	46
Figura 10. Evolução da eficiência de remoção da DQO total – ensaio 3.	47
Figura 11. Evolução da eficiência de remoção da DQO total – ensaio 4.	47
Figura 12. Evolução da eficiência de remoção da DQO total – ensaio 5.	48
Figura 13. Evolução da eficiência de remoção da DQO total – ensaio 6.	48
Figura 14. Evolução de PS e PN – ensaio 1.	52
Figura 15. Evolução de PS e PN – ensaio 2.	52
Figura 16. Evolução de PS e PN – ensaio 3.	53
Figura 17. Evolução de PS e PN – ensaio 4.	53
Figura 18. Evolução de PS e PN – ensaio 5.	54
Figura 19. Evolução de PS e PN – ensaio 6.	54
Figura 20. Evolução da relação PS/ PN do ensaio 1.	56
Figura 21. Evolução da relação PS/ PN do ensaio 2.	56

Figura 22. Evolução da relação PS/ PN do ensaio 3.	57
Figura 23. Evolução da relação PS/ PN do ensaio 4.	57
Figura 24. Evolução da relação PS/ PN do ensaio 5.	58
Figura 25. Evolução da relação PS/ PN do ensaio 6.	58
Figura 26. Vista frontal do biofilme – aumento 4000 x.	60
Figura 27. Desprendimento do biofilme –aumento 400 x.	61
Figura 28. Desprendimento do biofilme –aumento 2000 x.	61
Figura 29. Coabitação de bactérias sobre a superfície do suporte– aumento 2000 x.	62
Figura 30. Coabitação de bactérias no material OSBG <sup>®</sup> – aumento 2000 x.	62
Figura 31. OSBG <sup>®</sup> recoberto pelo biofilme – aumento 15 x.	63
Figura 32. OSBG <sup>®</sup> recoberto pela biomassa – aumento 14 x.	63
Figura 33. Perfil do suporte OSBG <sup>®</sup> recoberto pelo biofilme --aumento 250 x.	64
Figura 34. Suporte OSBG <sup>®</sup> recoberto pela biomassa microbiana – aumento variando entre 15 e 2000 x.	64
Figura 35. Evolução da atividade respirométrica ao longo do experimento.	66

## NOMENCLATURA

ADH – atividade desidrogenase  
ATP – adenosina trifosfato  
bs – coeficiente específico de desprendimento  
BSA – soro de albumina bovina  
COV – carga orgânica volumétrica  
DBO – demanda bioquímica de oxigênio  
DTO – demanda total de oxigênio  
DQO - demanda química de oxigênio  
DQOr – demanda química de oxigênio removida  
 $M_a$  – massa ativa do biofilme  
 $M_d$  – massa de biofilme inativa  
 $M_s$  – massa total do material suporte  
MES - matéria em suspensão  
MEV - microscópio eletrônico de varredura  
MS – matéria seca  
MV – matéria volátil  
OSBG<sup>®</sup> - Optimized support for biological growth  
OD - oxigênio dissolvido  
PN - proteínas  
PS – polissacarídeos  
Q – vazão de alimentação  
RLFT – reator de leito fluidizado trifásico  
 $S_{cons}$  – substrato consumido  
 $S_o$  – concentração da DQO afluente  
 $S_e$  – concentração da DQO efluente  
ST – sólidos totais  
SS – sólidos sedimentáveis

T - temperatura

Trh - tempo de retenção hidráulica

V<sub>mf</sub> - velocidade mínima de fluidização

X - concentração de biomassa à saída do reator

X<sub>pt</sub> - biomassa aderida ao suporte

η - eficiência de remoção da DQO

## ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo I - Protocolo experimental para medida de polissacarídeos.  
(Método de DUBOIS et al., 1956)

Anexo II - Protocolo experimental para medida de proteínas.  
(Método de LOWRY et al., 1951)

Anexo III - Protocolo experimental para medida da atividade respirométrica.

# 1. INTRODUÇÃO

---

O interesse da biomassa fixa no domínio do tratamento de água parece irrefutável no último decênio. A biomassa fixa tem um papel importante nos processos biológicos, tais como os filtros biológicos, biodiscos e reatores de leito fluidizado.

A otimização dos reatores biológicos de biomassa fixa depende, principalmente, de um bom conhecimento da cinética de crescimento e consumo do substrato. Vários trabalhos sobre biofilme já foram publicados, principalmente em meio aeróbio, onde foram estudados fundamentalmente estes fenômenos. Porém, a pesquisa de fundamentos biológicos necessita de uma melhor compreensão dos processos de crescimento do biofilme, que deve se apoiar essencialmente sobre observações experimentais.

Tratando-se de um processo onde aspectos fundamentais ainda não são bem conhecidos, para que esse tipo de reator possa ser usado com eficácia em escala industrial, deve-se manter o controle do biofilme. Isto é, manter a colonização do suporte em estado estacionário. Níveis muito baixos de colonização reduzem a taxa de remoção de substrato, eliminando uma das vantagens dos processos de biomassa fixa, enquanto níveis elevados de colonização podem conduzir a uma perda total da biomassa do reator.

No Estado de Santa Catarina, o Vale do Itajaí destaca-se no setor têxtil, devido ao grande número de indústrias instaladas na região. Encontram-se nesta região algumas das empresas nacionais mais importantes do setor.

Tais indústrias catarinenses, em geral, tratam seus efluentes pelo processo de lodos ativados. No entanto, este tratamento biológico com culturas livres tem limitações, exigindo grandes áreas, não podendo receber cargas orgânicas muito elevadas, sendo um processo muito sensível às cargas de choque, etc. Neste processo há simultaneamente remoção de matéria orgânica do despejo e a digestão aeróbia do lodo, produzindo um efluente altamente nitrificado, que opera com baixos fatores de carga, requerendo um tanque de aeração com

volume relativamente grande, o que constitui um fator limitante do seu emprego em sistemas de tratamento de efluentes de indústrias de médio e grande porte.

Os processos de biomassa fixa vêm a ser uma nova tecnologia disponível para o tratamento de águas residuárias. Aplicando maior carga orgânica no reator biológico, reduzindo custos e a área necessária para as estações de tratamento de efluentes, com conseqüente diminuição da produção de lodo e menor coloração no efluente final, esses processos têm mostrado excelente eficiência no tratamento.

## **1.1.Posicionamento do Problema**

A região industrial do Vale do Itajaí caracteriza-se pelo seu parque fabril têxtil bastante diversificado, tendo as cidades se desenvolvido em torno dessas indústrias. Dentre os principais produtos, destacam-se: artigos felpudos; artigos confeccionados em malha; linha cama, mesa e banho; cortinados e vários tipos de tecidos (FIESC, 1996).

As indústrias têxteis, do vestuário, calçados e artefatos de tecidos catarinenses ocupam a terceira posição nacional. Empregando noventa e sete mil trabalhadores (30% da mão-de-obra catarinense), em 1995, a produção têxtil foi responsável por 13,6% das exportações catarinenses, totalizando 360 milhões de dólares (FIESC, 1996). A indústria têxtil/vestuário representa para Santa Catarina cerca de 18% do Produto Interno Bruto (PIB) industrial, e 8% para o Brasil. Blumenau conta com 1,3 mil empresas têxteis e 40 mil empregos diretos, no Estado são 12.000 empresas empregando 84.000 pessoas (Jornal de Santa Catarina, 1996). A produção têxtil nacional aproximada em 1993 foi de 1.050.000 t, sendo que 430.000 t correspondem a malhas. Destas, estima-se que Santa Catarina participe numa faixa de 35 a 40%, ou seja, algo em torno de 160.000 t/ano de malhas (CASAROTTO FILHO et al., 1994).

Como decorrência da elevada produção, grande volume de resíduos (sólidos, líquidos e gasosos) são produzidos por estas empresas. Os efluentes líquidos têxteis apresentam composição muito variada, sendo produzidos 900 m<sup>3</sup>/h, na cidade de Blumenau, somente pelas grandes indústrias têxteis. Os efluentes têxteis são ricos em matéria orgânica e cor, pois

contêm corantes, alvejantes, alcalinizantes, gomas e fibras têxteis. Tendo como característica a baixa biodegradabilidade.

Esses resíduos líquidos são tratados nas Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) das próprias indústrias, pelo processo de lodos ativados. Estes processos, porém, apresentam limitações:

- quanto ao custo dos terrenos para instalar as unidades de tratamento, que são de tamanho considerável;
- quanto à eficiência do processo, limitada em consequência das cargas aplicadas e na remoção da cor do efluente.

A produção de lodo gerada nas ETEs é muito grande (em torno de 3.000 t/mês, em Blumenau), sendo um dos maiores problemas, na atualidade, para esta região. Na cidade de Blumenau, as seis maiores indústrias têxteis produzem 95% do lodo industrial.

Outro fator que deve ser considerado, é que a cada ano que passa acontece uma mudança na composição dos efluentes, em vista do uso cada vez maior de fibras sintéticas, polímeros e acabamentos especiais. Esses novos produtos são resistentes à degradação biológica e necessitam muitas vezes de tratamentos avançados.

Um outro aspecto importante é a mudança dos processos, conseqüentemente o efluente também mudará, por isso, uma instalação de tratamento deve ser construída com flexibilidade para que possa se adaptar à novas situações.

A utilização de processos biológicos de tratamento com biomassa fixa começou com os filtros biológicos de percolação (“trickling filters”), no início do século XX; na década de 50 surgiram os reatores de biodiscos, aperfeiçoados nos anos 70 com materiais plásticos mais leves. Mais recentemente, nos anos 80, surgiram os biofiltros de leito fixo e de leito fluidizado.

O grande interesse na utilização dos reatores biológicos de biomassa fixa está no fato de nesses conseguir-se elevadas eficiências de remoção, tanto para a matéria carbonácea, como para a matéria nitrogenada, com tempos de retenção hidráulica baixos. Apresentando, entre outras, as seguintes vantagens, (DINIZ LEÃO, 1984; COSTA, 1991; SAGBERG et

al., 1992; TAVARES, 1992; LAZAROVA & MANEM, 1993; DISTLER et al., 1995; ROVATTI et al., 1995):

- desempenho elevado na eliminação da matéria em suspensão e na eliminação da poluição dissolvida;
- ausência de risco de lixívia da biomassa;
- tempo de retenção hidráulica reduzido;
- menor produção de lodo gerado;
- rápida entrada em regime;
- eliminação de problemas de colmatção encontrados em leitos fixos;
- resistência aos choques de carga;
- menor área exigida para tratamento dos efluentes;
- aplicação de maior carga orgânica no reator biológico;
- rápida difusão do substrato através da biomassa;
- remoção de matéria carbonácea com eliminação concomitante de nutrientes ( N e P);
- redução da coloração no efluente final;
- redução de custos de instalação e operação sem comprometer o desempenho do processo de tratamento.

Os reatores biológicos de leito fluidizado representam uma recente inovação no processo de biomassa fixa, passíveis de serem aplicados a diversos efluentes industriais. Não há registros, porém, da utilização de biofilmes em reator de leito fluidizado trifásico aeróbio no tratamento de efluentes têxteis, sendo este trabalho pioneiro.

O Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, vêm pesquisando desde 1995, as questões relativas à minimização da produção de lodo têxtil, remoção da cor do efluente tratado e redução da área necessária para as instalações de tratamento, através do projeto de pesquisa: “Técnicas Avançadas Para o Tratamento de Efluentes Têxteis”, financiado pelo CNPq, CAPES e indústrias locais, o qual abrange os tratamentos empregando-se técnicas físico-químicas de ozonização e reator biológico de leito fluidizado trifásico aeróbio (MELO FILHO, 1997; WOLFF, 1997). Tendo a participação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, no desenvolvimento de seis dissertações de mestrado.



## 1.2. Objetivos

O *objetivo geral* deste trabalho é estudar o desenvolvimento do biofilme em reator de leito fluidizado trifásico aeróbio no tratamento de efluente têxtil.

Como *objetivos específicos* têm-se:

- testar uma nova tecnologia de tratamento para efluentes têxteis;
- determinar parâmetros bioquímicos do biofilme;
- estudar a atividade bacteriana do biofilme.

## 2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

---

### 2.1. Biofilmes: Características e Composição

As bactérias livres representam uma parte ínfima da população bacteriana do meio (0,02 a 0,04 %). A fixação representa o estado predominante das bactérias no ambiente. A fixação sobre suportes imersos representa o ponto de partida das cadeias alimentares para biodegradação dos detritos orgânicos, tendo importância fundamental considerável nos ciclos biogeoquímicos de moléculas elementares.

Segundo BLOCK & COLIN (1985), a comunidade bacteriana é muito diversa, heterogênea e estratificada, podendo ser dividida esquematicamente em quatro grupos:

- população livre ou planctônica: que concentra os indivíduos arrastados pela corrente d'água sob a forma de células efetivamente individualizadas;
- população sob a forma de pequenos agregados: composta de uma pluralidade de bactérias fixas sobre os materiais particulados em suspensão na água;
- população hapobêntica: que caracteriza as bactérias fixas sob suportes imersos (plantas aquáticas, pedras, suportes artificiais, ...);
- população bêntica: fixa ao nível dos bentos, na superfície e dentro da massa de sedimentos, onde predominam as condições de anaerobiose.

Esses autores, consideram que a fixação de bactérias ocorre devido a alguns fatores: aporte de moléculas nutritivas, modificação da atividade bacteriana, estabilização de enzimas, criação de uma micro-zona favorável às trocas, o efeito barreira e de proteção dos exopolissacarídeos (contra tóxicos, predadores, etc.). Esses fatores reforçam a competitividade das bactérias fixas comparativamente às livres, explicando assim sua superioridade numérica.

‡ O biofilme pode ser definido como um conjunto de microrganismos e de produtos que se fixam sobre um suporte sólido, tornando-se como uma camada volumosa e espessa. Sua estrutura pode parecer ainda uma espécie de esponja ou um emaranhado de organismos filamentosos; a estrutura externa não é totalmente regular e uniforme como vários autores supunham. O aparecimento de excrescências do tipo filamentoso faz surgir uma superfície mais rugosa (TRINET, 1988; NGUYEN, 1989).

Os biofilmes são muito diversos e uma das suas maiores características é a heterogeneidade. Eles consistem de vários microrganismos desenvolvidos em várias superfícies e sob várias condições. Biofilmes não são estruturas químicas inertes. Eles representam um sistema dinâmico em que vários componentes são sintetizados, modificados e finalmente quebrados dentro do ambiente (FLEMMING, 1995).

Entre os fatores que afetam a formação dos biofilmes, têm-se:

- *material polissacarídeo*: os microrganismos fixos secretam o material polissacarídeo que os mantém juntos. Este material possui grande propriedade absorviva, permitindo aos microrganismos do biofilme crescer em meio nutritivo extremamente diluído;
- *características do meio suporte*: as propriedades superficiais são importantes na formação inicial do biofilme. Os microrganismos aderem à superfície de um sólido quando nutrientes orgânicos, sais minerais e oxigênio estão presentes em quantidades suficientes para seu desenvolvimento;
- *espécies microbianas*: culturas heterogêneas têm mostrado uma apreciável superioridade sobre culturas puras no crescimento de biofilmes;
- *ambiente hidrodinâmico*: a taxa de colonização do suporte e a formação do biofilme são extremamente sensíveis aos efeitos físicos das forças de cisalhamento e do atrito entre as partículas presentes nos reatores;
- *concentração e característica do substrato*: a natureza do substrato afeta a produção de polissacarídeos no biofilme. Glicose e outros açúcares estimulam o crescimento do biofilme no meio superficial. O substrato tomado pelo biofilme é inibido pela presença de colóides inorgânicos. A disponibilidade de nutrientes como nitrogênio, fósforo e enxôfre no meio nutritivo também afeta a produção de polissacarídeos. O peso seco do biofilme aumenta quando a relação C/N aumenta;

- *condições ambientais*: a produção máxima de polissacarídeos em cultura microbiana e o crescimento do biofilme ocorrem em pH neutro. A análise de temperaturas ótimas com relação à fixação e ao crescimento do biofilme é variada, alguns estudos indicam que a produção de polissacarídeos é frequentemente maior em temperaturas que são inferiores às ótimas para o crescimento microbiano. Isto explica, em parte, a discrepância com referência às temperaturas ótimas (15 a 25 °C) para o crescimento e fixação das bactérias (SHIEH & KEENAN, 1986).

Há considerável discussão sobre o mecanismo, direto ou indireto, que induz a grande atividade da biomassa fixa. Alguns autores atribuem este fenômeno às modificações fisiológicas das células fixas: a ligação de alguns genes à superfície. Outros autores afirmam que as trocas no ambiente celular aumentam também a concentração local de nutrientes e enzimas; ou o efeito seletivo da matriz exopolímera do biofilme (seleção molecular ou função da troca iônica) de substâncias inibidoras ou tóxicas. Foi demonstrado que as culturas fixas são menos afetadas que as culturas suspensas para variações ambientais: temperatura, pH, concentração de nutrientes, produtos metabólicos e substâncias tóxicas. As bactérias fixas mineralizam mais de 50% da fração carbonácea em relação as bactérias livres (BLOCK & COLIN, 1985; NGUYEN, 1989; FLEMMING, 1995).

Os biofilmes podem ser caracterizados do ponto de vista biológico pela:

- natureza dos microrganismos que os formam;
- atividade destes microrganismos;
- produção de muco bacteriano ( COSTA ,1989).

O micro-ambiente físico-químico do biofilme conduz a seleção dos microrganismos que, em compensação, se modificam. Assim, sucessivamente, na colonização e no desenvolvimento do biofilme, os gradientes podem se formar e permitir a coabitação de muitas espécies microbianas no interior do próprio biofilme.

Em muitos casos, as formas filamentosas podem emergir no desenvolvimento do biofilme. *Hyphomicrobium*, *Sphaerotilus* e *Beggiatoa* são frequentemente identificados. No caso de carência do substrato, estas formas podem trazer uma vantagem ecológica do fato de

sua relação superfície/volume permitir invadir o fluxo líquido para melhor extrair o substrato (TRINET, 1988).

A atividade do biofilme não é proporcional a quantidade de biomassa fixa, mas pode ser acrescida pela espessura do biofilme a um determinado nível (espessura ativa). Acima deste nível, a difusão de nutrientes vem a ser um fator limitante, diferenciando biofilme ativo de biofilme inativo. Um biofilme fino, estável e ativo oferece numerosas vantagens no tratamento de águas residuárias (BELKHADIR, 1986).

Segundo BISHOP et al. (1995) dentro do biofilme há constantemente troca da população. Na superfície há multiplicação ativa das células devido a presença de alta concentração de substrato. Com a fixação na superfície, o substrato poderá ser limitante resultando no decaimento endógeno. A massa do biofilme pode ser perdida devido ao cisalhamento pela passagem do líquido. Ambientes biológicos podem ser desenvolvidos no biofilme quando fatores ambientais são ótimos para crescimento de organismos particulares. Crescimentos rápidos tendem a predominar próximo a superfície, enquanto crescimentos lentos ocorrem no seu interior degradando o substrato dos organismos de crescimento rápido. A presença de uma interface líquido/sólida cria um micro-ambiente particular responsável pelo comportamento diferenciado dos microrganismos fixos em relação aos microrganismos em suspensão. Em geral, os microrganismos fixos têm uma taxa de crescimento e rendimento de utilização do substrato maior que na fase livre. Esta atividade não é uma regra geral.

As medidas respirométricas são fonte valiosa de informação com respeito à cinética de bio-oxidação do substrato, podendo ser utilizadas para estimar o coeficiente de produção de biomassa. A literatura contém poucos dados relativos desta medida para biofilmes. COSTA (1989) obteve resultados para leito fluidizado trifásico, com substrato sintético, variando entre 0,5 e 3,5 g O<sub>2</sub>/h.

ROZICK & GAUDY (1992) encontraram valores de respirometria de lodos ativados de uma mistura de efluente doméstico e efluente de indústria química, variando entre 0,012 e 0,13 mg O<sub>2</sub>/l.min, para diversas diluições dessa mistura. Esses mesmos autores, estudaram a degradabilidade de cinco produtos químicos orgânicos, em reatores "batch", com bactérias aclimatadas, com o objetivo de estimar o impacto de cada um desses resíduos na qualidade

do efluente composto, obtendo valores entre 0,0066 e 0,024 mg O<sub>2</sub>/l.min . ANDRADE & COSTA (1990) conseguiram, para lodos ativados de esgoto doméstico, valores da atividade respirométrica da ordem de 0,4 mg O<sub>2</sub>/l.min

Os microrganismos, via de regra, suportam bem as mudanças súbitas na concentração do substrato, no entanto estas variações não devem ser muito grandes e o substrato limitante não deve ser o oxigênio dissolvido. Se isto ocorrer, a resposta dos microrganismos é bastante complexa, podendo levar o tratamento a um colapso.

É difícil generalizar a idéia de um aumento da atividade na fixação dos microrganismos. Entretanto, este fenômeno é observado e pode ser explicado por um armazenamento de energia sob a forma de ATP ao nível de membrana celular; o ATP pode ser utilizado pelas células fixas para se dividir e/ou para sintetizar os polímeros extracelulares (NGUYEN, 1989).

As fibras polissacarídeas são constituídas de moléculas glucídicas e são produzidas graças a enzimas bacterianas denominadas polimerases. Uma massa destas longas fibras adere à superfícies vizinhas, daí drenando na direção das bactérias diversos nutrientes: açúcares, ácidos aminados e íons minerais (TRINET, 1988).

O glicocalix bacteriano no biofilme é essencialmente composto de exopolímeros. Estes não são produtos da fase final exponencial de crescimento ou da fase estacionária. A produção destes exopolímeros é pequena quando o meio é rico e energeticamente favorável. Em ambientes desfavoráveis, estes polímeros são necessários à sobrevivência. Em ambientes naturais ou quando a competição é severa, as bactérias produtoras de exopolímeros são mais adaptadas e podem encontrar os elementos nutritivos mais facilmente, (COSTA, 1989). A concentração de polissacarídeos do biofilme é duas vezes maior que o valor obtido para biomassa suspensa (TAVARES et al., 1994).

Além da função de fixação, o glicocalix também atua:

- na constituição de um reservatório alimentar exocelular;
- na fixação de metais pesados;
- na proteção de células imobilizadas;

- na transferência intracelular de metabólitos;
- na transferência intracelular de material nuclear (COSTA, 1989).

O grau inicial para a formação do biofilme tem um importante papel e tem considerável impacto na estrutura e propriedades físico-químicas do biofilme maduro. Biofilmes homogêneos e mais rígidos são obtidos na presença de forte tensão de cisalhamento. Muitos estudos têm demonstrado que a adsorção de polímeros orgânicos e proteínas em particular melhoram o crescimento do biofilme mais fortemente que a adsorção de nutrientes. Propriedades do biofilme são também influenciadas pelo tipo de substrato disponível e por suas concentrações iniciais. A composição do biofilme é função não somente das condições físico-químicas, mas também da morfologia celular. A estrutura, rigidez e taxa de desprendimento do biofilme gerados por diferentes microrganismos difere na presença da tensão de cisalhamento e condições ambientais (BRYERS & HUANG, 1995).

Como observado em reatores biológicos, o biofilme é constituído por microrganismos e produtos de metabolismo, especialmente exopolímeros, como os polissacarídeos, que são componentes chave para o processo de adesão microbiana. Alguns autores têm usado a concentração de polissacarídeos como um indicador das características do biofilme desenvolvido nesses reatores. Variações operacionais, podem afetar essa concentração, observa-se que ela é mais elevada quando o reator é operado com altos valores de velocidade do ar (TAVARES et al. , 1995).

Outras variáveis e fatores podem também afetar a concentração de polissacarídeos, como: densidade e tamanho do suporte, tamanho das bolhas, características do sistema de distribuição do ar, concentração e composição do substrato, carga orgânica superficial, velocidade do ar, quantidade de suporte no reator, etc. (TAVARES et al., 1995).

O biofilme é composto por  $91 \pm 5\%$  de água; de  $2,5 \pm 0,5\%$  de matéria volátil e de  $6,7 \pm 4,8\%$  de matérias não voláteis (COSTA, 1989; TRINET, 1988). A composição inorgânica dos biofilmes varia com a composição do efluente e dos sistemas de troca. Os biofilmes, que possuem uma grande capacidade de adsorção, podem conter muitos tipos de materiais (areia, argila, sais minerais, etc). Esta composição afeta seriamente suas propriedades biológicas e físicas. Em particular, o cálcio, o magnésio e o ferro afetam as ligações intermoleculares entre os exopolímeros (SHIEH & KEENAN, 1986).

A composição orgânica do biofilme está estritamente dependente da fonte de energia e de carbono disponível pelo metabolismo bacteriano. Assim, uma carência em nitrogênio pode conduzir a produção de grandes quantidades de exopolímeros (SHIEH & KEENAN, 1986). A relação de massa de proteínas sobre polissacarídeos do biofilme está compreendida entre 0 a 10, os polissacarídeos estão expressos em equivalente glicose e as proteínas em equivalente caseína (TAVARES, 1992).

Do ponto de vista microscópico, um biofilme aeróbio apresenta na maioria bactérias aeróbias gram-negativas, tais como: *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Arthrobacter*, *Flavobacter*, *Achromobacter*, *Alcaligene* e bactérias filamentosas. As observações ao microscópio eletrônico permitem identificar a morfologia de diversos microrganismos, demonstrando o fenômeno de implantação de micro-colônias (LERTPOCASOMBUT, 1991).

Há a hipótese da estrutura do biofilme aeróbio ser constituída por duas espécies de bactérias diferentes dependendo da presença ou ausência do oxigênio, que cria duas zonas distintas: uma zona de bactérias aeróbias (substrato e oxigênio disponível) e uma zona de bactérias anaeróbias (limitação da difusão do oxigênio, devido a espessura). Estudos mostraram que não há limitação da difusão do oxigênio em biofilmes finos ( $\leq 200\mu\text{m}$ ). Em compensação, na observação da modificação da estrutura do biofilme aeróbio, para diferentes concentrações de oxigênio dissolvido, a estrutura do biofilme é constituída de filamentos e de poros que são menos densos a fortes concentrações de oxigênio dissolvido ( $\text{O}_2 \geq 5\text{mg/l}$ ). A espessura não é uma grande característica do crescimento do biofilme aeróbio (NGUYEN, 1989; TRINET, 1988).

## **2.2. Desenvolvimento de Biofilmes Aeróbios**

O desenvolvimento do biofilme pode ser considerado como o resultado dos processos físicos, químicos e biológicos. Existem três etapas: fixação bacteriana, produção do biofilme e desprendimento do biofilme. Podendo-se estabelecer cinco fases (BELKHADIR, 1986; COSTA, 1989):



- 1- transferência de moléculas orgânicas e de células de microrganismos na superfície de contato;
- 2- adsorção de moléculas orgânicas na superfície de contato;
- 3- adesão de microrganismos na superfície;
- 4- produção do biofilme pelos metabolismos dos microrganismos fixos;
- 5- desprendimento de porção do biofilme.

Os resultados experimentais mostram que o crescimento de um biofilme aeróbio é idêntico ao de um biofilme anaeróbio, que se baseia sobre o metabolismo de eliminação do substrato, do consumo de oxigênio e dos fenômenos de acumulação de biomassa sobre o suporte em relação às forças de fixação, desprendimento e cisalhamento (CAPDEVILLE & NGUYEN, 1989).

O crescimento de um biofilme pode ser descrito em seis fases: latência, exponencial, acumulação, estabilização, estacionária e desprendimento (BELKHADIR, 1986; NGUYEN, 1989).

#### **a - Fase de latência**

A fase de latência ou ativação corresponde ao tempo necessário para que qualquer microrganismo se implante à rugosidade do suporte, conforme as forças de interação eletrostáticas ou não-eletrostáticas; este fenômeno é chamado de adesão ou fixação bacteriana e é controlado por fatores biológicos e físico-químicos. É uma fase curta e rápida, onde os microrganismos aclimatam-se ao novo ambiente.

Os fatores biológicos baseiam-se sobre as curvas de consumo do substrato e curvas de concentração de oxigênio dissolvido, no constante fenômeno de adsorção da matéria orgânica (solúveis e macromoléculas) ao início do experimento. A duração deste fenômeno depende da concentração do substrato de entrada e das propriedades de superfície do suporte. Este consumo do substrato e do oxigênio medidos, evidenciam o fenômeno de adsorção de matéria orgânica e absorção de oxigênio.

Poucos trabalhos determinaram a velocidade de adsorção da matéria orgânica sobre a superfície inerte; uma vez que esta etapa é muito rápida e curta. A maioria dos autores está de acordo sobre o fato de que a etapa de adsorção da matéria orgânica sobre o suporte contribui benéficamente à implantação bacteriana. Este fenômeno depende também da concentração de substratos orgânicos, minerais, oxigênio, da natureza dos substratos, do metabolismo microbiano e de fatores físico-químicos como condutividade, temperatura, pH, propriedades do suporte, natureza dos materiais, etc.(NGUYEN, 1989).

No estudo de interpretação da fase de latência de biomassa fixa em leito fluidizado, constatou-se que o pH básico é desfavorável para a adesão das proteínas sobre o suporte, mas que não influencia a adesão dos polissacarídeos. O pH ácido (entre 4 e 5) é mais favorável para a fixação bacteriana hidrófila, pois o pH faz variar as forças de repulsão eletrostática do sistema célula/célula e célula/suporte.

Dentre os fatores de ordem físico-químicos, a propriedade e a natureza do suporte são os mais importantes. Este fenômeno pode ser definido em duas fases de adsorção (reversível e irreversível), dependendo do tempo, da morfologia das bactérias e das forças de Van der Waals (BELKHADIR, 1986; NGUYEN, 1989; TRINET, 1988). Este período é descrito como a justaposição de dois fenômenos: adsorção de moléculas sobre o suporte (fase passiva) e fixação de bactérias isoladas (fase ativa) (BLOCK & COLIN, 1985).

Deve-se notar que para o fator temperatura, a maioria das pesquisas com culturas fixas aeróbias é feita em temperatura ambiente (entre 15 e 25°C), pois a atividade biológica das bactérias é máxima neste intervalo de temperatura. Uma temperatura ótima de fixação corresponde a um ótimo da atividade fisiológica da bactéria. Acima de 30°C, o consumo de oxigênio é muito importante e pode ser limitante em meio aeróbio. Observações idênticas podem ser feitas para o pH, para diversos efluentes, as curvas descritas da atividade, expressam uma velocidade de consumo de oxigênio em função do pH, que está sensivelmente na mesma altura.

Pode-se distinguir o efeito da umidade, energia livre ou a carga de superfície particularmente eficaz sobre a fixação e a tensão de superfície. A quantidade de bactérias fixas depende do valor da tensão crítica da superfície. Os fatores de geometria da superfície e dos materiais suporte influenciam a fixação bacteriana (NGUYEN, 1989; TRINET, 1988).

A fixação bacteriana ocorre em duas etapas. A primeira é a adsorção das células sobre a superfície do suporte e a segunda, é o fenômeno de fixação das bactérias. Constatou-se que as paredes dos recipientes têm um papel primordial na velocidade de crescimento das bactérias. A fixação bacteriana é particularmente mais estudada por suas conseqüências sanitárias. No fenômeno da adesão, algumas enzimas intervêm na superfície bacteriana. Dentre estas enzimas, a glucosil-transferase provoca a polimerização da glicose em polissacarídeos de longas cadeias chamadas "glicane", insolúveis na água e que podem aderir diretamente à superfície. A segunda, a fructosiltransferase, permite igualmente a polimerização da frutose em polissacarídeos solúveis na água e há a liberação da glicose.

Muitos fatores afetam a fixação microbiana e o crescimento do biofilme, como: a natureza e concentração do efluente, características do material suporte, hidrodinâmica da fase líquida, condições operacionais, etc. (TAVARES et al., 1995).

A adesão microbiana é promovida pela ação de exopolímeros, que têm papel importante no crescimento e formação do biofilme. Os mecanismos e as substâncias envolvidas na adesão e formação do biofilme não são completamente conhecidos. A maioria dos estudos neste campo enfatiza a função chave dos polissacarídeos.

As fibras de polissacarídeos são na maioria cargas negativas (sub-unidade glucídica) e podem se fixar aos íons bivalentes positivos do suporte. No curso da fixação, as bactérias secretam matéria colante (glicocalix) e produzem exopolímeros, permitindo a fixação bactéria/sólido. A adição de polímeros catiônicos sintéticos (uma cadeia de 30 - 50 carbonos) aumenta o fenômeno de fixação bacteriana.

As bactérias se fixam sobre um suporte para equilibrar as forças eletrostáticas e forças atrativas de Van der Waals ou por numerosas forças não classificadas, tais como: iônicas, dipolares, pontes de hidrogênio, interação hidrofóbica e evidencia a influência de interação entre as forças eletrostáticas e não-eletrostáticas e de repulsão de célula-célula ou célula-suporte para diferentes espécies microbianas sobre diferentes suportes.

Do ponto de vista macroscópico, constata-se que ao curso desta fase, pequenas colônias bacterianas aparecem sob forma de manchas esbranquiçadas, esporádicas, dispersas, seguindo os locais privilegiados. À vista microscópica, a superfície é colonizada em geral de

maneira pontual e a implantação de micro-colônias é uniformemente replicada. A duração desta fase é muito breve. Ela depende da concentração do substrato e do suporte. Quanto à cinética de crescimento, é particularmente difícil de dominar nesta fase.

### **b - Fase exponencial**

A fase exponencial ou dinâmica corresponde a uma explosão do fenômeno. No início desta fase, o substrato orgânico e o oxigênio estão disponíveis em grande quantidade. Os microrganismos totalmente ativos se espalham sobre a superfície, colonizando o suporte e a taxa de crescimento é máxima. Estas colônias aumentam, estendem-se sobre toda a superfície, dando lugar ao surgimento de uma camada fina, característica de um filme bacteriano, ao final desta fase. A superfície vem a ser um fator limitante do crescimento. A Figura 1 apresenta um perfil do biofilme nesta fase (COSTA, 1985).



Figura 1. Perfil de um biofilme aeróbio em fase exponencial de crescimento – aumento 16x.

Fonte: COSTA (1985).

No decorrer desta fase constata-se:

- a taxa de produção de polissacarídeos e proteínas aumenta muito rapidamente;
- grande consumo de oxigênio. O teor inicial de oxigênio dissolvido é limitante e é necessário introduzir oxigênio de uma fonte exterior;

- acumulação de biomassa fixa.

Ao final desta fase, observa-se que a biomassa fixa se apresenta como uma camada muito fina (entre 30-90  $\mu\text{m}$  de espessura). A biomassa continua a se acumular. As bactérias filamentosas começam a aparecer sobre a camada periférica; este fenômeno depende do teor de oxigênio (se o teor de oxigênio é alto, os organismos filamentosos se desenvolvem muito). Neste momento, a superfície do biofilme é rugosa e não plana, conforme observações de alguns autores. A superfície rugosa é responsável pelo fenômeno difusional de turbulência da utilização de oxigênio e do substrato na superfície do biofilme, como os efeitos de cisalhamento entre o filme e o fluxo do líquido. Em conclusão, a superfície rugosa favorece as reações de troca na interface biofilme/líquido (NGUYEN, 1989).

Ainda segundo NGUYEN (1989), nesta fase observa-se que a concentração do substrato na saída tende a um valor limite não nulo mínimo ( $S_{\text{min}}$ ), quando a quantidade de oxigênio consumido já atingiu um valor máximo. Isto implica na capacidade do biofilme em consumir o substrato. Por consequência, a evolução de matéria seca total do biofilme ( $M_b$ ) não traduz esta etapa de equilíbrio. Para explicar este fenômeno, BELKHADIR (1986) propôs um novo conceito baseado sobre a existência de microrganismos ativos ( $M_a$ ) e microrganismos inativos ( $M_d$ ), constituindo o biofilme. Assim, a biomassa total ( $M_b$ ) é definida como:  $M_b = M_a + M_d$ .

Uma bactéria ativa ( $M_a$ ) é definida como uma bactéria que degrada o substrato e está situada na periferia das colônias. Esta pode constituir o ponto de partida de novas colônias ou participar do desenvolvimento de colônias já existentes em proliferação na periferia. Neste caso a superfície é inteiramente ocupada e o consumo de oxigênio atinge um valor máximo; a quantidade de biomassa ativa é máxima e constante ( $M_{a \text{ max}}$ ).

Uma bactéria inerte ou inativa ( $M_d$ ) é definida como uma bactéria que não tem nenhum papel no processo de degradação. Esta biomassa situada no interior das colônias, resulta da transformação de bactérias ativas que perdem sua capacidade de degradação do substrato, mas que conservam certas atividades enzimáticas. Esta inativação, ligada a um efeito de confinamento, devido em parte à acumulação de novas células, depende por outro lado, da fração da superfície ocupada.

Sendo de interesse do processo de despoluição, a fase de aceleração tem um papel importante; corresponde ao estabelecimento de um regime permanente em relação às bactérias ativas ( $M_a$ ), nisto resulta a denominação “fase dinâmica de crescimento”.

### **c - Fase de acumulação linear**

Ao final da fase exponencial, a massa dos organismos cresce linearmente em função do tempo. Considera-se esta etapa como um período de transição, de espessamento do biofilme, que aumenta sem cessar. A Figura 2 apresenta um perfil de biofilme aeróbio nestas condições (COSTA, 1985).



Figura 2. Perfil de biofilme aeróbio na fase de acumulação linear – aumento 6,4x.

Fonte: COSTA (1985).

A fase de crescimento linear do biofilme corresponde a uma taxa de acumulação da biomassa sobre o suporte. Ao curso desta fase, observa-se (NGUYEN, 1989):

- a concentração do substrato na saída do reator permanece constante e mínima e depende da concentração de oxigênio;

- consumo de oxigênio pelos microrganismos é constante e máximo;
- a espessura ou massa do biofilme continua aumentando de forma linear em função do tempo; isto é devido a acumulação da biomassa inativa, pois a biomassa ativa deve atingir um valor constante e máximo.

Sob o plano cinético, a velocidade de crescimento da biomassa total ( $M_b$ ) ou da biomassa inativa é da ordem zero em relação a esta concentração, ao passo que a cinética de crescimento de bactérias ativas é da ordem um em relação a concentração do substrato.

Sob o plano macroscópico, a estrutura da superfície do biofilme aeróbio é completamente diferente daquela do biofilme anaeróbio ao curso desta fase, se o teor de oxigênio dissolvido exceder 1 mg  $O_2/l$ . As elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na superfície do biofilme aeróbio tornam-o muito irregular e causam a presença de excrescências. Em compensação, quando a concentração de oxigênio dissolvido é inferior a 1 mg  $O_2/l$ , a estrutura da superfície e o perfil do biofilme parece aquele observado ao nível de um biofilme anaeróbio. Em condições de 3 mg  $O_2/l$ , vê-se as diferenças entre as estruturas dos biofilmes anaeróbios e aeróbios. Para o biofilme aeróbio, a estrutura é caracterizada por um emaranhado de filamentos de aspecto esponjoso, que permite dizer que há uma troca de espécies de microrganismos e que estão ligados a diferentes concentrações de oxigênio dissolvido. Para maiores concentrações de oxigênio dissolvido ( $O_2 > 2$  mg  $O_2/l$ ), a estrutura do biofilme se apresenta na forma de um emaranhado mais denso, devido a presença de bactérias filamentosas e estas conferem uma pseudo-espessura muito importante. No caso contrário, no biofilme denso e fino, há uma redução da densidade do biofilme proporcional ao aumento da concentração do oxigênio.

Sob o plano microscópico, constata-se que a estrutura interna do biofilme é porosa como uma esponja e contem filamentos, que expressa o biofilme no tempo, mais sensível às forças de cisalhamento. Em consequência, as matérias em suspensão na fase líquida aumentam de forma linear, criando um desequilíbrio do sistema. Por outro lado, observa-se que a concentração do substrato não se mantém mais em um valor constante mínimo, mas tende a decrescer de forma linear em função do tempo. Ao contrário, em baixas concentrações de oxigênio, as matérias em suspensão se mantêm em concentrações baixas e estáveis e a concentração do substrato na saída do reator permanece constante e mínima.

Do ponto de vista do conceito “Ma.Md”, a evolução linear da biomassa total ( $M_b$ ) em função do tempo indica uma diminuição do processo em relação à fase dinâmica. As causas deste fenômeno, ligadas à saturação do suporte, são múltiplas: efeitos de inibição devido a densidade celular ou a acumulação de tóxicos. Os produtos do micro-ambiente das bactérias e de seus produtos no interior do biofilme podem criar condições ambientais que prejudicam a atividade bacteriana. O conjunto destes efeitos pode ser reagrupado sob o termo de confinamento.

Para explicar os efeitos inibidores dos produtos, pode-se distinguir três tipos de produtos (BELKHADIR, 1986):

- produtos primários: que são os metabólitos liberados na fase líquida no crescimento (no caso dos processos anaeróbios os produtos de fermentação como etanol e ácido acético);
- produtos secundários: metabólitos extra-celulares adsorvidos sobre a membrana (exemplo: exopolímeros);
- produtos terciários: que são os metabólitos intra-celulares, transformados e liberados da lise celular (metabólitos liberados).

Estes produtos podem ter duas ações diferentes:

- exatamente como empilhamento bacteriano, que pode modificar as condições de transferência em torno da célula e exercer um efeito de asfixia ou de mascaramento. Este papel é atribuído possivelmente aos produtos secundários;
- eles podem ter um efeito tóxico no sentido fisiológico (ação enzimática). Esta função pode interessar particularmente aos produtos primários e de metabólitos liberados.

Do ponto de vista prático, esta fase não apresenta muito interesse, dado que as potencialidades máximas do sistema já foram atingidas. Isto permite conduzir ao melhor desempenho do processo para biofilmes finos e ativos.

#### **d - Fase de estabilização**

Ao curso desta fase, os fenômenos físicos são preponderantes diante dos fenômenos biológicos. O biofilme é mais sensível em particular às forças de cisalhamento, sobretudo no caso de um biofilme aeróbio obtido com elevada concentração de oxigênio dissolvido, cuja



estrutura filamentosa é muito “frouxa”. Ela traduz uma transição ligada às forças hidrodinâmicas, das quais os efeitos aumentam como a espessura do biofilme, que impede a sua acumulação adicional. A Figura 3 apresenta um perfil de biofilme aeróbio nesta fase (COSTA, 1985).

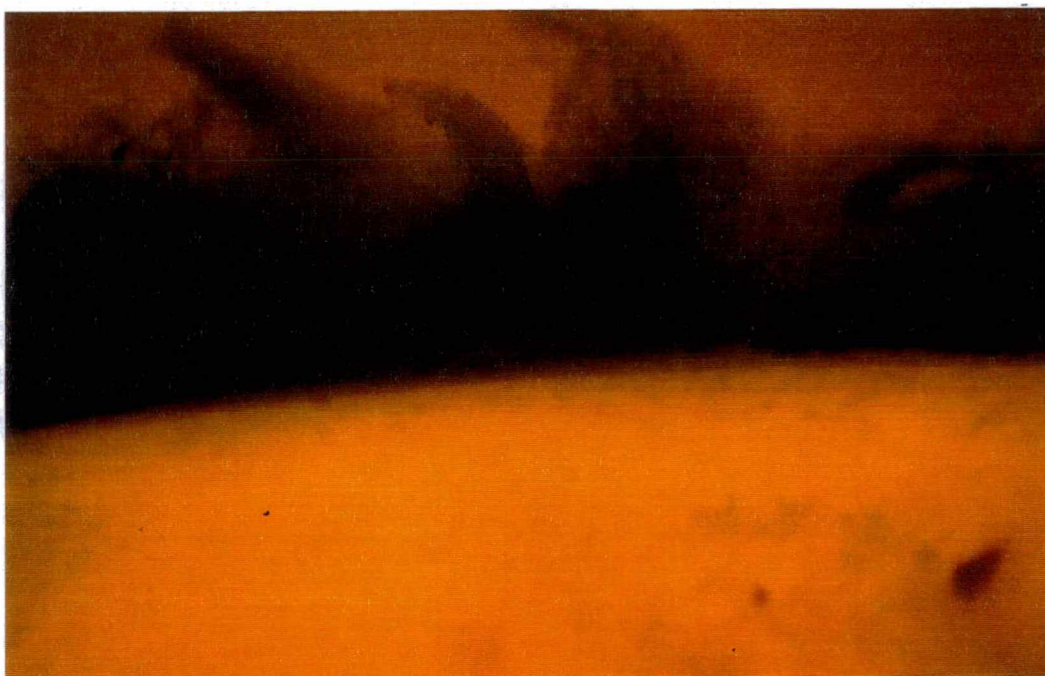


Figura 3. Perfil de biofilme aeróbio na fase de estabilização – aumento 6,4x.  
Fonte: COSTA (1985).

A massa total do biofilme, a espessura, a atividade bacteriana (ATP, ADH) e as taxas de proteínas e de polissacarídeos tendem a valores máximos, enquanto que as concentrações de oxigênio dissolvido e de substrato, na saída do sistema, estão em regime permanente em relação ao biofilme.

Deve-se notar que ao curso desta fase, as matérias em suspensão aumentam muito em função da taxa de oxigênio dissolvido. Através de observações ao microscópio eletrônico percebe-se que as matérias em suspensão representam o desprendimento do biofilme pelas forças de cisalhamento, uma vez que a estrutura interna do biofilme e as das matérias em

suspensão são quase idênticas. Observa-se que não há diferença na estrutura em relação àquela da fase precedente, mas o biofilme ficará mais denso ao longo do tempo.

#### **e - Fase estacionária**

Vários autores se baseiam sobre a hipótese de transferência de matéria (fenômeno difusional molecular) no biofilme. As diferenças são distinguidas entre a fase de estabilização do biofilme (correspondente a um equilíbrio fisiológico entre aerobiose e anaerobiose) e a fase estacionária. Esta última é caracterizada por um equilíbrio ecológico entre os microrganismos na fronteira das duas zonas. Em outro estudo de biofilme aeróbio e também anaeróbio, baseia-se sobre o conceito "Ma.Md", que mostra que as duas etapas não são distintas, observando que esta fase é curta e ela depende de certas condições operatórias, tal como a concentração do substrato (carbono e oxigênio). Esta fase parece inexistente. Dependendo deste período, a massa total do biofilme atinge valores máximos, que caracterizam um regime permanente em relação à fase sólida como o regime permanente na fase líquida é estável. Por estas razões, esta fase é denominada estacionária.

Na observação macroscópica, a morfologia do biofilme aeróbio, em baixa concentração de oxigênio dissolvido ( $OD \leq 1 \text{ mg/l}$ ), permanece praticamente sem mudanças, contrariamente a estrutura do biofilme aeróbio em elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, em que aparecem excrescências do tipo filamentosas em movimento na fase líquida.

#### **f - Fase de desprendimento**

O desprendimento do biofilme é um fenômeno aleatório que depende do comportamento das bactérias fixas diretamente ao suporte e do fato de acumulação demasiada do biofilme. Ela se caracteriza por dois fatores biológicos como lise celular em leitos profundos e as modificações das interações bactéria-suporte e por fatores físicos, tais como: as ações da força da gravidade e das forças tangenciais sobre a massa do biofilme.

Nesta fase, a matéria em suspensão aumenta e não há o regime permanente de funcionamento em relação às concentrações do substrato e da biomassa. Observa-se um aumento do substrato na fase líquida ligada a uma perda parcial ou total do biofilme. Um

fenômeno de continuação do crescimento de um novo biofilme se observa na parte que está se desprendendo. A Figura 4 apresenta um perfil de biofilme aeróbio nesta fase (COSTA, 1985).

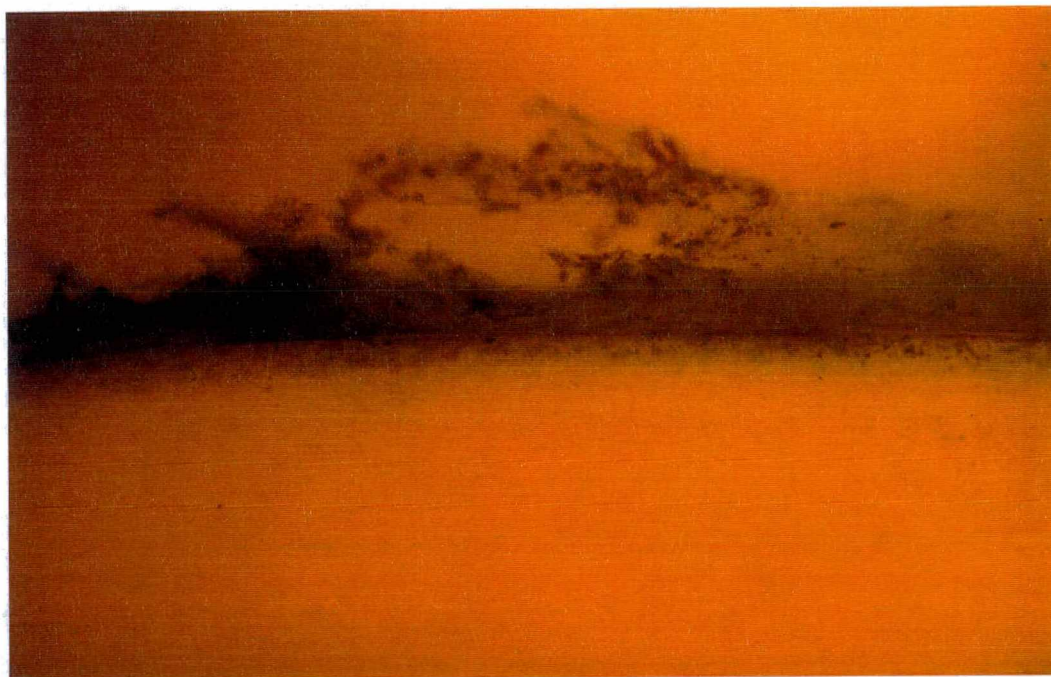


Figura 4. Perfil de biofilme aeróbio na fase de desprendimento – aumento 6,4x.  
Fonte: COSTA (1985).

Observa-se nesta fase uma queda na massa fixa total de proteínas e de polissacarídeos, na ATP e ADH do biofilme, e um aumento da matéria em suspensão (MES). Esta fase significa o fim do crescimento de um biofilme em geral.

### 2.3. Novas Tecnologias de Tratamento de Efluentes

Uma grande variedade de matérias primas, processos, produtos químicos e corantes é empregada na indústria têxtil. Neste aspecto, são exigidas uma permanente modernização de tecnologias de processamento têxtil e técnicas flexíveis dos processos de tratamento de efluentes, que podem ser modificadas sempre que necessário (GRAU, 1991; ORHON et al., 1992).

Até o presente, os processos biológicos aeróbios avançados com aplicação industrial estão limitados aos reatores de cultura suspensa e reatores de biofilme de leito fixo. Alguns exemplos são as pesquisas com *filtros biológicos aerados (BAF)* desenvolvidas por: PUJOL et al. (1992); SAGBERG et al. (1992); CLAPP et al. (1994); TIJHUIS et al. (1994); FU & BISHOP (1995); GONÇALVES (1996); GONÇALVES et al. (1996); KANEKAR et al. (1996); com *biodiscos*: OELLERMANN et al. (1992); ZAHID & GANCZARCZYK (1994); ZAOYAN et al. (1992); e com *reatores "air lift"*: GJALTEMA et al. (1995).

Na condição de se obter estações de tratamento de efluentes compactas, os reatores de biofilmes têm sido pesquisados, para assegurar maior confiança quanto ao tratamento. O processo de biofilmes foi aplicado para remover o carbono, porém, novos avanços nos processos de tratamento foram necessários para a eliminação do fósforo, nitrificação e desnitrificação (RYHINER et al., 1992; SAGBERG et al., 1992).

Processos de tratamentos biológicos como as lagoas aeradas e processos convencionais de lodo ativado são freqüentemente usados para tratar efluentes têxteis. Porém, são processos que exigem grande área de instalação e reagem com dificuldade às altas variações de carga orgânica. Estes processos são eficientes na remoção de sólidos suspensos e DQO, mas não são efetivos na remoção da cor da água residuária. A desnitrificação e a remoção biológica do fosfato necessita uma recirculação eficaz do lodo. Estes obstáculos e o aumento dos padrões de tratamento para nitrogênio, fósforo, micropoluentes, remoção de odor e barulho, têm estimulado o desenvolvimento de novos processos de tecnologia avançada.

Os processos de biomassa fixa oferecem muitas vantagens se comparados com tratamentos biológicos convencionais, respectivamente: alta carga volumétrica, aumento da estabilidade do processo e compacidade dos reatores (LAZAROVA & MANEM, 1993). A elevada concentração da biomassa assegura uma maior idade do lodo, o que resulta em uma produção mínima de excesso de lodo.

O melhoramento de estações de tratamento com integração de reatores de biomassa fixa vem ocorrendo em estações já existentes, sem maiores incomôdos. A imobilização de microrganismos possibilita operações com maiores concentrações bacterianas eliminando a necessidade de recirculação de lodo concentrado. O processo atinge assim melhor estabilidade, especialmente na ocorrência de picos de poluição não esperados (RYHINER et al., 1992).

Os processos de leito fixo em meio granular caracterizam os processos biológicos avançados, sendo muito estudados ainda por diversos pesquisadores. A grande atividade dos microrganismos exigiu a execução de novos reatores biológicos, assegurando condições ótimas para o metabolismo bacteriano e controle efetivo da espessura do biofilme e da transferência de oxigênio (LAZAROVA & MANEM, 1995; ROVATTI et al., 1995).

### **2.3.1. Reator de leito fluidizado**

O tratamento de águas residuárias carregadas em matéria orgânica solúvel, de origem urbana ou industrial, necessita de condições ambientais, como a presença de oxigênio, por exemplo. Por outro lado, deseja-se aumentar a velocidade de reação bioquímica aumentando a quantidade de biomassa ativa no reator. Nos processos convencionais, como o processo de lodos ativados, o aumento da biomassa é limitado principalmente pela eficiência da separação líquido/sólido. Os leitos fluidizados permitem resolver parcialmente este aspecto, graças aos microrganismos fixos sobre um suporte granular, que conduz a uma grande superfície por unidade de volume e uma elevada concentração de biomassa no interior do reator biológico.

A utilização deste tipo de reator iniciou-se com estudos em meados da década de 80, e somente no início dos anos 90 é que começaram a aparecer as primeiras instalações em

escala real (LAZAROVA & MANEM, 1993). Encontram-se em operação, atualmente na França, em torno de quinze estações de tratamento utilizando biofiltros (15.000 a 200.000 equivalente hab.), sendo que os primeiros protótipos de demonstração funcionam na Suécia, Itália, Dinamarca e Grã-Bretanha. Adaptando-se aos novos padrões de qualidade dos efluentes, as empresas de saneamento da região parisiense estão estudando alguns protótipos industriais. Cerca de 40 unidades de menor porte operam no Japão, onde o processo é utilizado para tratamento de despejos industriais, preferencialmente. Na América do Norte, há cerca de uma dezena destas estações de tratamento (HOLST et al., 1997). No Brasil, a utilização de biofiltros está apenas iniciando, com pesquisas nas Universidades Federais de Minas Gerais e Espírito Santo (leito fixo) e Universidades Federais de Santa Catarina e do Rio de Janeiro e USP - São Carlos (leito fluidizado), conforme GONÇALVES (1996).

Poucas pesquisas porém, tratam do estudo de biofilmes com efluentes têxteis. A remoção de corantes em águas residuárias tem merecido estudos como os efetuados por BISHOP (1996) e KANEKAR et al. (1996), para reatores do tipo biodiscos.

O processo de tratamento aeróbio com biomassa fixa utiliza um suporte granular de pequeno diâmetro, que é imerso e aerado. O efluente passa pelo reator, onde simultaneamente ocorrem os processos físicos (remoção de sólidos suspensos) e biológicos (transformação da matéria orgânica).

O reator biológico trifásico apresenta três fases:

- *fase sólida*: composta de material granular, permitindo a retenção de sólidos suspensos e fixação da biomassa;
- *fase líquida*: onde o material sólido é imerso; é renovado continuamente pelo suprimento do efluente;
- *fase gasosa*: criada pela entrada de ar no reator.

Um período de aclimação da biomassa é necessário para selecionar a própria biomassa (ROVATTI et al., 1995).

A fluidização consiste em colocar partículas sólidas em expansão por intermédio de uma corrente ascendente líquida ou gasosa, que permite melhor transferência de oxigênio e separação das fases nos reatores. O leito fluidizado trifásico utiliza simultaneamente a

injeção de gás e líquido, o que contribui para uma melhor transferência de massa líquida/sólida e induz alta tensão de cisalhamento que controla a espessura do biofilme, conforme LAZAROVA & MANEM (1993), MEYER et al. (1992) e SAGBERG et al. (1992).

O comportamento das partículas do leito é uma função da velocidade do líquido (sistema bifásico) e do líquido e do gás (sistema trifásico). O regime de escoamento de um leito fluidizado bifásico é admitido como um escoamento pistão e em leito trifásico a distribuição do tempo de residência é bastante próximo da mistura completa. De fato, a exploração de respostas impulsivas de um reator de leito fluidizado é muito delicada em relação a complexidade do processo, sendo difícil de estimar corretamente a variação e o ajustamento a um modelo clássico (HATZIFOTIADOU, 1989).

Pode-se explicar o efeito da velocidade ascensional do líquido no reator cilíndrico em leito fluidizado bifásico pelos seguintes fenômenos (COSTA, 1989) :

- *leito compacto*: com velocidade ascensional nula do líquido ( $U = 0$ ) e disposição aleatória das partículas na base do reator;
- *leito fixo ou pré-fluidizado*: a velocidade ascensional do líquido é inferior ao mínimo de fluidização ( $U_1 < U_{mf}$ ) e a disposição das partículas é caracterizada por uma interface horizontal entre o leito de partículas e o líquido. A altura do leito é independente da velocidade ascensional;
- *leito fluidizado*: as velocidades ascensionais estão compreendidas entre o mínimo e o máximo de fluidização ( $U_{mf} < U_1 < U_{máx}$ ) e as partículas sólidas são afastadas umas das outras, elas são estimuladas por movimentos desordenados. A altura do leito é uma função do crescimento da velocidade ascensional;
- *transporte hidráulico*: as velocidades ascensionais são superiores ao máximo de fluidização ( $U_1 > U_{máx}$ ) e as partículas sólidas são levadas para fora do reator. A altura do leito é considerada como nula.

A evolução da altura do leito é função da velocidade ascensional do líquido, assim que há o declínio da queda de pressão ou perda de carga, medida entre a base e a altura do leito, devido a presença de partículas sólidas (PONCELET et al., 1985 ).

No caso de leito fluidizado trifásico, não foi estudado ainda, para explicar corretamente, como se passam os fenômenos das velocidades ascensionais do gás e do líquido. Pode-se fazer uma analogia com o escoamento das bolhas de gás num sistema bifásico gás/líquido (no caso líquido + sólido = líquido viscoso) (COSTA, 1989).

O reator biológico de leito fluidizado (FBBR) é uma inovação recente na tecnologia de tratamento de águas residuárias. Em contraste com os reatores de biofilme convencionais, em que o meio é fixo no espaço por gravidade ou fixação direta nas paredes do reator. A imobilização dos microrganismos em pequenos suportes fluidizados, como biofilmes, possibilitam ao reator biológico: reter uma grande concentração de biomassa no seu interior devido a maior área superficial; melhorar o contato da biomassa com o substrato; operar em tempos de retenção hidráulica significativamente reduzidos; melhorar a eficiência na remoção da DQO; diminuir a produção do lodo; e reduzir a área necessária. A fluidização supera problemas de operação como colmatção do leito e queda de pressão, que poderão ocorrer se o suporte muito pequeno for empregado em reatores de biofilme convencionais. Uma vantagem posterior é a possível eliminação do clarificador secundário (MULCAHY & SHIEH, 1987; ROVATTI et al., 1995). Contudo, a utilização destes reatores está ainda confinada ao tratamento de efluentes de baixa concentração de DQO (geralmente menor que 300 mg/l) (TAVARES, 1992; TAVARES et al., 1995).

A expansão do reator biológico de leito fluidizado contendo o suporte coberto pelo biofilme depende de características físicas da fase líquida, velocidade superficial e espessura do biofilme. A expansão do leito é observada, via de regra, quando se empregam partículas de densidades baixas, independentemente das vazões do gás e do líquido (TAVARES, 1992). A formação do biofilme e seu crescimento é um aspecto complexo na operação de reatores de leito fluidizado. O controle da espessura do biofilme é reconhecido como um dos mais importantes parâmetros influenciando a eficiência e o desempenho do processo. Está demonstrado que os bioreatores trifásicos asseguram o aumento das relações de reações biológicas completas e um controle efetivo do biofilme (COSTA, 1989; LERTPOCASOMBUT, 1991).

Os materiais suporte de alta densidade utilizados em reatores de leito fluidizado (argila, areia, etc.) para atingirem a condição adequada de fluidização, exigem a utilização de partículas de pequeno diâmetro. Neste caso, a elevada velocidade de fluidização requer uma



operação do reator mais onerosa. Para sobreviver este problema, LERTPOCASOMBUT et al. (1988) usaram material suporte de baixa densidade, com partículas de polímeros, anteriormente submetidas a tratamento químico para melhorar suas características de superfície (porosidade e carga elétrica) conhecidas como OSBG<sup>®</sup> (Optimized Support for Biological Growth). As partículas suporte de polímeros geralmente apresentam grande área superficial para a colonização microbiana. A densidade da biopartícula praticamente não muda durante o crescimento e a formação do biofilme, assegurando distribuição homogênea das partículas no leito fluidizado.

MOREAU et al. (1993) obtiveram os seguintes resultados, para remoção carbonácea:

- dois regimes estacionários: um relacionado a fase líquida e outro ao biofilme;
- biofilmes muito finos de 15 a 35  $\mu\text{m}$  podem remover de 9 a 13 kg DQO/ $\text{m}^3/\text{d}$ ;
- influência do escoamento gasoso na retenção do biofilme: não há perda da atividade em biofilmes finos com alta taxa de escoamento. De fato, para uma velocidade do ar de 57 m/h, a acumulação de biofilmes diminui a atividade específica, mas permanece constante a capacidade de remoção da demanda total de oxigênio - DOT. Quando se aumenta o escoamento do ar, parte do biofilme se desprende, então a atividade específica, medida como INT, aumenta, enquanto permanece constante a remoção de DOT. Assim, esses resultados mostram a influência das forças de cisalhamento na espessura dos biofilmes e confirmam, para biofilmes autótrofos, que a atividade específica do biofilme não está ligada a sua espessura,

A operação adequada de reator de leito fluidizado aeróbio é atingida se a colonização do suporte em regime permanente é assegurada e se o biofilme é mantido fino. Para chegar a estas condições, a escolha do material suporte é um aspecto essencial, bem como o controle de variáveis que afetam a hidrodinâmica do reator. A velocidade superficial do ar é uma importante variável operacional para o controle da densidade do biofilme e acumulação da biomassa em reator de leito fluidizado trifásico (TAVARES et al., 1995).

Os reatores de leito fluidizado trifásico são fonte de estudo em relação à sua operação em grande escala e com efluentes tóxicos, pois podem apresentar problemas de alimentação e distribuição das fases líquida e gasosa na base do reator. Para melhor compreender esse processo biológico de tratamento de efluentes é necessário o conhecimento de alguns aspectos sobre a adesão microbiana, a formação do biofilme e seu desenvolvimento em

suportes sólidos. É indispensável o conhecimento e a determinação dos fatores que afetam a concentração de polissacarídeos no biofilme, como uma medida da adesão bacteriana. É de grande interesse o conhecimento dos fatores que afetam a concentração da biomassa em reatores de leito fluidizado, uma vez que o aumento desta concentração permite reduzir o tamanho do reator (BERGAMASCO et al., 1997).

Observa-se a complexidade das características dos biofilmes, conforme trabalhos apresentados anteriormente, devido, entre outros fatores, à natureza do substrato, à diversidade das espécies microbianas presentes no processo, à natureza e ao tipo de suporte, etc. Há que se notar também que, as pesquisas ainda não apontam para uma consolidação dos conhecimentos relativos a reatores de leito fluidizados trifásicos.

## 2.4. Efluentes têxteis

A indústria têxtil envolve uma sequência complexa de tecnologias de produção e acabamento, refletidas na estrutura e grande quantidade de água residuária, extremamente variável e complexa em sua composição, geralmente contendo concentrações variáveis de DBO, DQO e numerosos poluentes. A caracterização dos despejos têxteis é um fator de difícil descrição absoluta, onde a característica deste tipo de efluente é sua descontinuidade e diversidade. No processo têxtil as principais etapas que contribuem com despejos, constituindo o efluente têxtil, são:

- *tingimento de fios*: contém corantes, soda cáustica e detergentes;
- *engomagem, desengomagem e lavagem*: o despejo é composto de gomas, enzimas ácidas, detergentes, sabões e emolientes, contribuindo com elevada DBO;
- *alvejamento*: utiliza-se o peróxido de hidrogênio ou o hipoclorito de sódio, sendo produtos químicos bastante agressivos;
- *mercerização e estampagem*: os despejos contém soda cáustica, corantes e gomas;
- *amacramento*: o despejo pode conter gomas e resinas; (CETESB, 1991; e MARTINS, 1997).

A Tabela 1 apresenta características médias de efluentes têxteis de Blumenau/SC, cujos dados foram coletados durante visitas efetuadas à algumas das maiores indústrias locais, que possuem estações de tratamento por lodos ativados.

Tabela 1. Características médias dos efluentes têxteis de Blumenau/SC.

PARAMETRO	EFLUENTE BRUTO	EFLUENTE TRATADO
pH	10,0	7,40
DQO (mg/l)	879	65
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	246	11
Sólidos Sedimentáveis (ml/l)	----	< 0,1
Detergentes (mg/l)	----	0,16
Óleos e Graxas (mg/l)	----	27
Cor (PtCo)	2037	116
Nitrogênio (mg/l)	10,23	6,07
Fósforo (mg/l)	6,76	1,25

O desenvolvimento de tecnologias melhorou o desempenho dos processos existentes e possibilitou inovações no tratamento biológico de águas residuárias, enfocando a remoção de cor em indústrias têxteis. As estações de tratamento de efluentes do Vale do Itajaí, em geral, são do tipo convencional com tratamentos primário e secundário e uma relação DBO<sub>5</sub>/DQO de 0,3. Em termos de DBO<sub>5</sub>, as maiores cargas vêm da desengomagem; quanto aos sólidos, as maiores cargas são da etapa de tingimento. A poluição devido ao tingimento representa de 30 a 40 % do conjunto da poluição orgânica de uma indústria de beneficiamento têxtil. Geralmente, as estações aumentam o investimento no máximo em 3 % do valor do produto final vendido pela indústria, sendo que a média entre as têxteis de Blumenau é de 1,5 % (MARTINS, 1997).

Os corantes apresentam concentrações significantes e somente cerca de 47 % dos corantes comumente usados na indústria têxtil são biodegradáveis (PAGGA & BROWN, 1986, citados por ORHON et al., 1992). Conseqüentemente a magnitude dos componentes não-biodegradáveis nos efluentes têxteis assume um papel decisivo na avaliação da capacidade e limitações do tratamento biológico.

Os corantes são moléculas complexas de natureza aromática com propriedades variáveis. Os corantes reativos estão sendo muito empregados na indústria têxtil, sendo que 80% destes corantes apresentam o grupo azóico. Em 1985, os corantes reativos representavam 12% do mercado mundial, devido principalmente às suas características que incluem a formação de um vínculo químico na fibra têxtil, simples aplicação e baixo consumo de energia. O maior problema com os corantes reativos, no entanto, é a competição entre a reação dos corantes com a água. Atualmente, as taxas de fixação podem variar de 60 a 90%, deixando uma grande concentração de corante, não fixo nas fibras têxteis, na água residuária (CAMP & STURROCK, 1990).

Os processos de tratamento de águas residuárias comumente usados não removem suficientemente estes corantes (GRAU, 1991; HU, 1992). Os corantes usados na indústria são principalmente ácidos do tipo pré-metalizado (90 %), sendo os 10 % restantes corantes reativos dispersos, que resultam na presença de metais na água residuária (RIGONI-STERN et al., 1996).

A produção mundial de corantes atualmente é de cerca de 700.000 ton/ano, sendo que mais de 50% é utilizado para tingir tecidos. A maioria dos corantes azóicos normalmente não possui efeitos carcinogênicos, mutagênicos ou citotóxicos, mas as aminas aromáticas produzidas pela quebra da ligação possuem estes efeitos. Aproximadamente 100.000 ton/ano de corante são dispostos nos efluentes vindo das operações de tinturaria. Os processos de filmes fixos freqüentemente mostram serem mais amenos para a remoção de xenobióticos que os sistemas de crescimento suspenso, uma vez que eles oferecem nichos especializados ao crescimento bacteriano, podendo estes se desenvolver sem competição de bactérias de crescimento mais rápido (HAMER & BISHOP, 1992). O tempo de retenção dos microrganismos pode também ser maior, dando a eles uma vantagem e a camada de polissacarídeos em torno das bactérias protege-os (BISHOP, 1996).

A biodegradabilidade de um efluente é caracterizada pela taxa DQO/DBO<sub>5</sub>. No caso de efluentes emitidos da indústria têxtil, esta taxa varia entre 2,5 e 6,0, segundo a presença e quantidade de certos corantes, sais ou solventes. Esta fraca biodegradabilidade pode estar associada a fenômenos de inibição ou de toxicidade frente à atividade celular. Os metais pesados são conhecidos como inibidores da atividade pela interação com as proteínas e os

ácidos nucleicos, que bloqueiam a divisão celular e a síntese enzimática. Certos corantes e surfactantes podem igualmente ser inibidores.

A maioria dos corantes não é particularmente tóxica. A cor tem sido vista por muitos como um parâmetro que tem pouco impacto na biota das estações de tratamento de efluentes, porém, o descarte de efluentes com alta concentração de corantes não é aceito esteticamente, podendo impedir a penetração da luz, prejudicando ou inibindo os processos biológicos no corpo d'água receptor. A ação dos corantes sobre o ambiente mostra que eles apresentam uma característica tóxica no meio aquático e reduzem a eficiência do tratamento biológico (SOUABI et al., 1996). HU (1992) e MEYER et al. (1992) observam que a remoção de corantes de efluentes de forma econômica permanece um problema para as indústrias.

Os corantes utilizados em grande quantidade na indústria têxtil são facilmente detectáveis (concentrações de 1 mg/l) e relativamente pouco biodegradáveis. A passagem dos tecidos por diferentes etapas contribui com o aumento da poluição. Habitualmente, os efluentes da indústria têxtil são responsáveis por veicular todas as substâncias tóxicas, biodegradáveis ou não. Evidencia-se a presença de mais de 70 elementos minerais no lodo, mostrando que estes rejeitos apresentam uma característica mineral dominante (0,99 g/g de lodo). Os efluentes têxteis estão entre os rejeitos industriais que induzem aos mais importantes incômodos. O tipo de rejeito é caracterizado por um forte teor em compostos orgânicos, expressos em DQO e DBO e de concentrações importantes em elementos metálicos (EL-GEUNDI, 1991).

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

---

#### 3.1. Sistema de Tratamento

O sistema de tratamento, em escala piloto, utilizado neste experimento constituiu-se de um reator de leito fluidizado trifásico e outros componentes como decantador, tanques, bombas, medidores de vazão, etc. O reator é formado por uma coluna de acrílico transparente de 200 cm de altura e 9 cm de diâmetro interno. Na sua parte superior encontra-se uma zona de tranquilização, que permite separar as fases líquida e gasosa, através de dois tubos concêntricos de PVC, com diâmetros internos de 10 e 20 cm, respectivamente, e alturas de 15 e 6,5 cm. A parte inferior da coluna possui um dispositivo tronco cônico em nylon, com altura de 15 cm e diâmetro interno de 9 cm, com aberturas para a entrada do efluente líquido e do ar. Este último é introduzido por meio de três difusores porosos posicionados em um ângulo de 120°. As Figuras 5 e 6 apresentam um esquema da instalação piloto e uma foto do sistema de tratamento, respectivamente.

A alimentação do reator foi feita pela diluição contínua do substrato concentrado, agitado mecanicamente, com água da rede (vazão da torneira). O efluente diluído era levado ao reator através de bomba Masterflex, cujas vazões foram medidas por rotâmetro de água.

O efluente líquido passava então para um decantador, com volume de 40 litros, para recolher o lodo produzido e o material suporte, que porventura fosse arrastado, e após para um tanque, de onde era recirculado ao reator através de bomba centrífuga, para garantir a fluidização do suporte.

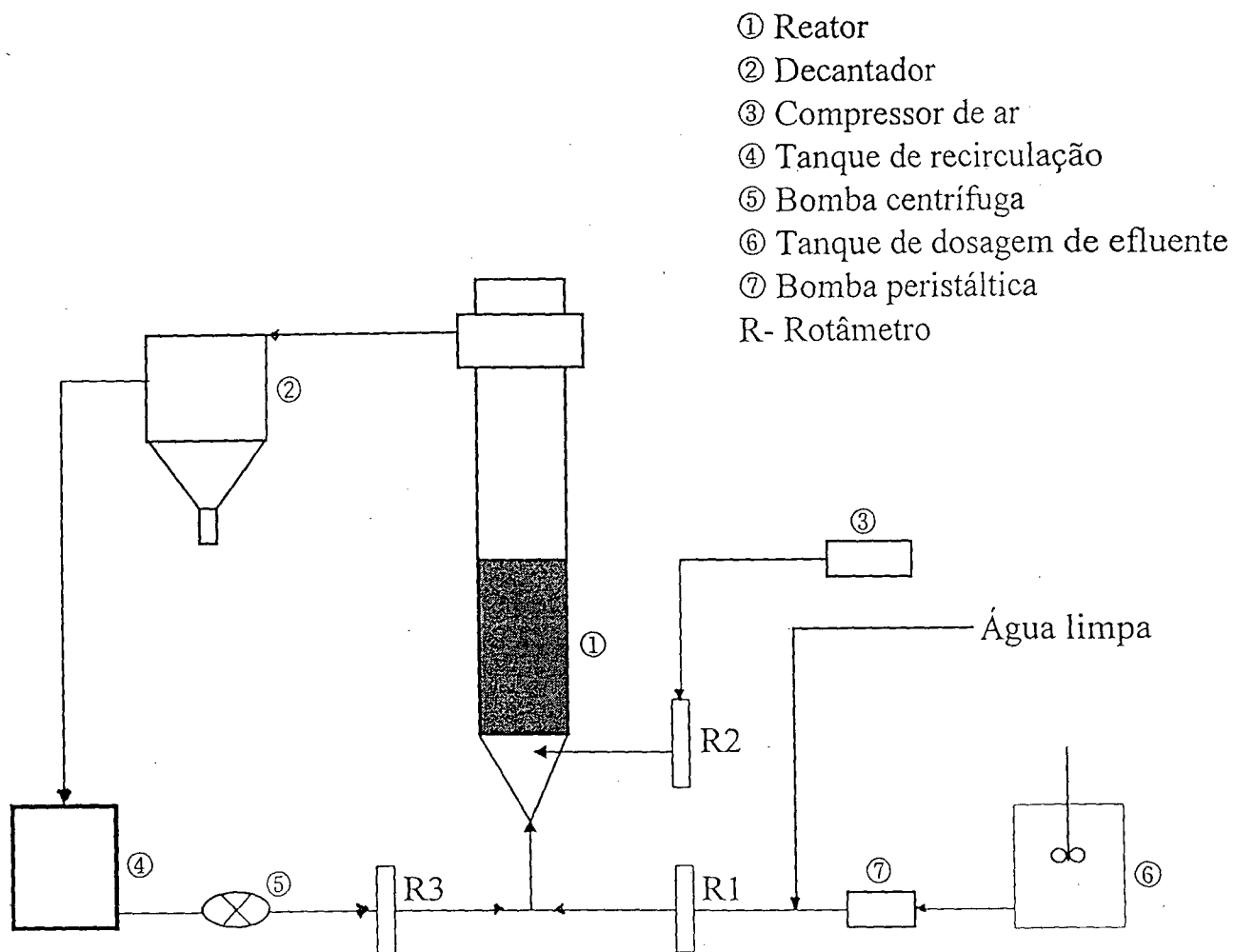


Figura 5. Esquema geral da instalação piloto.



Figura 6. Reator de leito fluidizado trifásico aeróbio.



O Material suporte utilizado foi o OSBG<sup>®</sup> ( Optimized Support for Biological Grow – French patent # 8703611, 1987), com diâmetro médio de 2,7 mm e densidade de 1180 kg/m<sup>3</sup>, já testado por outros pesquisadores (LERTPOCASOMBUT, 1991; TAVARES, 1992). A utilização desse suporte faz parte de um programa de pesquisas conjuntas entre o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFSC e a “Unité de Recherche Traitement Biologique” do Institut National des Sciences Appliquées, URTB/INSA-Toulouse (França). O reator foi preenchido com OSBG<sup>®</sup> até uma altura de 50 cm, após tratamento superficial das partículas com solução sulfocrômica, para garantir-lhes características de rugosidade.

### 3.2.Substrato

O reator de leito fluidizado trifásico foi alimentado com um substrato sintético, correspondente a um efluente têxtil (90%), e nutrientes simulando a mistura com o esgoto sanitário (10%). Assumindo-se que o efluente tenha passado por um tratamento primário: remoção de fibras, ajustes de pH e temperatura, etc.

A escolha de trabalhar com água residuária sintética foi devido às seguintes razões:

- a dificuldade de estocar grandes quantidades de efluente têxtil necessário à operação;
- a possibilidade de um controle mais preciso das características da água a tratar.

Para a composição do efluente têxtil, considerou-se um dia de trabalho de uma determinada indústria. O efluente foi produzido em laboratório, em menor escala, considerando apenas a perda das substâncias que não ficaram impregnadas no tecido e admitindo que 10 % do corante não foi fixado, de acordo com MELO FILHO (1997). A Tabela 2 apresenta a composição dos produtos do efluente têxtil concentrado.

Tabela 2. Concentração dos produtos utilizados no efluente têxtil sintético, em g/l.

PRODUTO	PRÉ- ALVEJAMENTO	SOLUÇÃO AZUL	SOLUÇÃO VERMELHA	SOLUÇÃO LARANJA
Dispersante	0,028	0,05	0,082	0,048
Umectante	0,036	0,004	0,006	0,004
Soda Cáustica	0,09	0,052	-	-
Peróxido de Hidrogênio	0,028	-	-	-
Acido Acético Glacial	0,028	0,016	-	-
Deslizante	-	0,010	0,016	0,010
Sal refinado	-	0,210	0,500	0,222
Barrilha	-	0,017	0,150	0,060
Detergente	-	0,017	0,041	0,031
Corante azul	-	0,021	-	-
Corante vermelho	-	0,0021	-	0,00018
Corante laranja	-	-	-	0,00646

Todos os produtos discriminados na Tabela 2, com exceção do ácido acético glacial (Quimidrol), soda cáustica e sal refinado, foram doados pelas indústrias Karsten e Cremer, de Blumenau-SC.

Os corantes reativos utilizados foram: Azul BTE eniativo RN, vermelho BTE eniativo supra 2B e Laranja BTE eniativo 3R. Como o efluente continha muitas substâncias surfactantes, foi necessário adicionar uma pequena concentração de anti-espumante.

A solução de nutrientes preparada em laboratório foi feita a partir dos produtos apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Concentração dos produtos nutrientes.

PRODUTO	CONCENTRAÇÃO (g/l)
Acetato de Amônio	1,00
Glicose Anidra	0,74
Fosfato de Potássio Dibásico	0,70
Cloreto de Cálcio	0,06
Sulfato de Magnésio	0,06
Cloreto Férrico	0,06

### 3.3. Condições Experimentais e Técnicas Analíticas

O experimento foi efetuado em seis ensaios, com diferentes cargas orgânicas volumétricas aplicadas (COV) e expansão do leito. As condições operatórias são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4. Condições operacionais do reator de leito fluidizado, valores médios.

Ensaio	S <sub>0</sub> (mgDQO/l)	COV Aplicada (kgDQO/m <sup>3</sup> .d)	Q <sub>total</sub> (l/h)	Q <sub>rec.</sub> (l/h)	Q <sub>ar</sub> (l/h)	T <sub>rh</sub> (min)	Duração do ensaio (dias)	Expansão do leito (%)
1	591	41	252	222	120	21	15	14
2	1132	74	432	402	120	22	25	44
3	972	62	648	618	100	23	12	80
4	751	47	720	690	110	23	12	100
5	608	38	720	690	110	23	13	100
6	454	29	720	690	110	23	10	100

A partida do reator, para os ensaios 1 e 2, deu-se em circuito fechado, após inoculação de 2 litros de lodo ativado proveniente da ETE da Lagoa da Conceição. Após 5 h, iniciava-se a operação em contínuo, aumentando-se gradativamente a vazão de alimentação

até atingir o valor estabelecido. Para os ensaios seguintes não houve necessidade de inoculação prévia.

A velocidade mínima de fluidização foi de 22,63 m/h ou 0,6286 cm/s, determinada em estudo paralelo (WOLFF, 1997).

O funcionamento do reator de leito fluidizado trifásico aeróbio foi feito com medidas da fase líquida : matéria em suspensão (MES), oxigênio dissolvido (OD), pH e demanda química de oxigênio (DQO); e medidas do biofilme: proteínas (PN) e polissacarídeos (PS), aderidos e/ou suspensos e atividade respirométrica.

### **3.3.1. Análises da fase líquida**

As análises da fase líquida foram efetuadas em amostras coletadas instantaneamente na entrada e na saída do reator. Mediu-se o pH, a DQO, a MES e a concentração de oxigênio dissolvido(OD). A MES foi medida no interior do reator e o OD somente na saída.

A determinação da DQO foi feita pelo micro-método (COD Reactor HACH e espectrofotômetro HACH DR/4.000 U). A concentração de MÊS foi determinada através de prévia filtração à vácuo da amostra em papel de filtro Millipore (0,45  $\mu$ ) e posterior pesagem do resíduo filtrado seco (APHA, 1992). A concentração de oxigênio dissolvido foi medida por meio de oxímetro ATI Orion modelo 835. Para medida do pH foi utilizado um pH-metro Digimed DM2.

Foram feitas ainda, coletas da biomassa em suspensão no reator, cujas amostras foram congeladas para análises posteriores de proteínas e polissacarídeos.

### **3.3.2. Análises do biofilme**

A concentração de polissacarídeos do biofilme foi determinada conforme o método de DUBOIS et al. (1956), (Anexo I) e as proteínas, pelo método de LOWRY et al. (1951),

(Anexo II). As amostras para determinação de proteínas e polissacarídeos foram congeladas para posterior análise.

A matriz extracelular do biofilme é freqüentemente denominada como biopolímero devido aos polissacarídeos. De fato, estes representam acima de 65% dos materiais extracelulares. Outras substâncias também estão presentes como as proteínas, ácidos nucléicos e lipídeos. A concentração de carboidratos pode ser estimada por métodos colorimétricos que envolvem o aquecimento da amostra com ácido sulfúrico e adição de um reagente, como o fenol, para apresentar a cor. O mecanismo deste método é que os polissacarídeos são hidrolisados para monossacarídeos, onde são desidratados para derivados furfurálicos reagindo com reagentes específicos. O método proposto por DUBOIS et al. (1956) é o mais comumente usado para tratamento de águas residuárias. A maior vantagem é sua alta especificidade para carboidratos e igualmente intensidade de cor para todos os açúcares medidos.

Outro componente importante do biofilme é a proteína. O peso seco de bactérias é formado pelos seguintes biopolímeros: proteínas 50%, parede celular 15%, RNA 10-20%, DNA 3% e lipídeos 10%. As proteínas também estão presentes na matriz extracelular, consistindo acima de 10-15% de sua massa total (LAZAROVA & MANEM, 1995).

A atividade respirométrica é freqüentemente usada como parâmetro em tecnologia de tratamento de água, para determinar a atividade microbiana (SPANJERS et al., 1994). A principal desvantagem é a impossibilidade para diferenciar metabolismo primário e secundário. Porém, é um bom método para quantificar as necessidades em oxigênio para o tratamento biológico aeróbio (LI & ZHANG, 1996). Outros métodos empregados são: a contagem de microrganismos, atividade desidrogenase, concentração de DNA, concentração de ATP, concentração de nitrogênio orgânico, concentração de proteínas, determinação da produção de lodo biológico (TRINET, 1988; NGUYEN, 1989).

A atividade respirométrica foi determinada através de medidas de OD (oxigênio dissolvido) relacionando-as com a massa do biofilme, sendo adaptada para as partículas poliméricas, (Anexo III). A literatura relaciona medidas de consumo de oxigênio e DBO, mostrando excelente correlação com os valores medidos destes dois parâmetros. As técnicas respirométricas têm sido muito utilizadas em estudos de processos de biodegradação

aeróbios, por sua simplicidade e rapidez, obtida em uma fração de horas. A DBO determinada convencionalmente necessita de cinco dias para se obter os valores baseados no consumo de oxigênio (ROZICK & GAUDY, 1992).

As observações ao microscópio eletrônico de varredura (Philips XL 30) do Laboratório de Materiais do Departamento de Engenharia Mecânica da UFSC, foram feitas com as biopartículas e tiveram dois objetivos: verificar a fixação bacteriana em toda superfície do suporte e observar a estrutura do biofilme. Todas as microfotografias apresentadas neste trabalho foram executadas durante o ensaio 6.

A Tabela 5 sumariza o acompanhamento analítico do experimento em contínuo das fases líquida e sólida, indicando os parâmetros medidos e sua frequência analítica e diária.

Tabela 5. Acompanhamento analítico dos experimentos em contínuo.

PARÂMETRO	FREQUÊNCIA ANALÍTICA	FREQUÊNCIA DIÁRIA
<i>Corrente de entrada</i>		
DQO	Diária	Duplicata
pH	Diária	Instantânea
<i>Interior do reator</i>		
Polissacarídeos (aderidos)	Diária	Triplicata
Proteínas (aderidos)	Diária	Triplicata
MES	Diária	Única
Atividade respirométrica	Semanal	Única
<i>Corrente de saída</i>		
Polissacarídeos (suspensão)	Diária	Triplicata
Proteínas (suspensão)	Diária	Triplicata
pH	Diária	Instantânea
OD	Diária	Instantânea
DQO	Diária	Duplicata

### 3.3.3. Métodos de cálculo

a) A eficiência de remoção foi calculada através do consumo de DQO:

$$\eta (\%) = [(S_o - S_e) / S_o] \times 100 \quad (\text{eq. 1})$$

onde:  $S_o$  e  $S_e$  são as concentrações de DQO (mg/l) do efluente na entrada e na saída do reator, respectivamente.

b) A produção de lodo no caso de um substrato sintético solúvel, onde não existe material em suspensão, representa a taxa de conversão definida como a quantidade de biomassa produzida (expressa em termos de material em suspensão) por unidade de massa de substrato consumido em DQO, podendo ser calculada pela seguinte expressão (LERTPOCASOMBUT, 1991):

$$Y = X_e / S_{\text{cons}} \quad (\text{eq. 2})$$

onde:  $X_e$  = concentração de biomassa na saída (kg MES/l);

$S_{\text{cons}}$  = concentração de substrato consumido (kg DQO/l).

c) O coeficiente específico de desprendimento do biofilme ( $b_s$ ) é a relação entre o fluxo de biomassa não aderida e perdida no efluente de saída e a biomassa aderida às partículas (RITTMANN, 1992).

BERGAMASCO (1997) utilizou os teores de proteínas (PN) como parâmetro de medida da biomassa. Assim, o coeficiente específico ( $b_s$ ) foi calculado pela expressão:

$$b_s = Q X_e / M_s X_p \quad (\text{eq. 3})$$

onde:  $Q$  = vazão de alimentação (l/dia);

$X_e$  = concentração de proteína do material em suspensão (mgPN/l);

$M_s$  = massa total de material suporte (g);

$X_{pt}$  = biomassa aderida ao suporte (mg PN/ g suporte).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1. Resultados Operacionais

Os resultados obtidos nos ensaios 1 a 6 (valores médios) para os parâmetros: DQO na entrada e na saída do reator (DQO<sub>e</sub>, DQO<sub>s</sub>), eficiência de remoção da DQO ( $\eta$ ), carga orgânica volumétrica (COV) aplicada e removida, tempo de retenção hidráulica (Trh), OD, porosidade do leito e matéria em suspensão (MES), são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Resultados médios obtidos nos ensaios 1 a 6.

PARAMETRO	1	2	3	4	5	6
DQO <sub>e</sub> (mg/l)	590 ± 96	1132 ± 234	972 ± 185	751 ± 86	608 ± 176	454 ± 158
DQO <sub>s</sub> (mg/l)	434 ± 68	845 ± 180	573 ± 105	383 ± 57	271 ± 89	147 ± 94
$\eta$ (%)	26 ± 6,5	25 ± 6	40 ± 11	49 ± 8	55,5 ± 5	61 ± 15
COV aplic. (kgDQO/m <sup>3</sup> .dia)	41 ± 6,6	74 ± 15	62 ± 12	47 ± 5	38 ± 11	29 ± 10
COV remov. (kgDQO/m <sup>3</sup> .dia)	11 ± 3,5	19 ± 6,5	25 ± 10	23 ± 6	21,5 ± 6	13 ± 4
Trh (min)	21	22	23	23	23	23
OD (mg/l)	1,28	1,63	2,85	3,30	3,15	4,60
Porosidade do leito	0,40	0,48	0,56	0,59	0,59	0,59
MES (mg/l)	160 ± 30	200 ± 47	165 ± 34	154 ± 25	133 ± 37	142 ± 77

No ensaio 6 também foi medida a DQO solúvel, cujos resultados médios são:

DQO<sub>sol e</sub> = 313 ± 134 (mg/l);

DQO<sub>sol s</sub> = 29 ± 28 (mg/l);

Eficiência de remoção ( $\eta$ ) = 89 ± 11 (%).



Durante todo o experimento o pH foi mantido na faixa de 7,0 a 7,5 e temperatura no líquido em torno de  $23 \pm 3$  °C, favoráveis ao desenvolvimento bacteriano.

Os ensaios 1 a 6 foram mantidos sob uma concentração de oxigênio dissolvido de 1,3 a 5,0 mg/l. O experimento demonstrou que em concentrações inferiores a 2 mg OD/l, o oxigênio é fator limitante ao bom rendimento do tratamento. Por outro lado, quando o reator opera com concentração acima de 3 mg OD/l, caracteriza condição ideal ao desenvolvimento bacteriano.

A DBO relativamente baixa comparada com a alta DQO, mostra que a maioria dos contaminantes nos efluentes têxteis não são biodegradáveis.

A Figura 7 apresenta os resultados obtidos quanto a evolução de DQO, durante os ensaios 1 a 6.

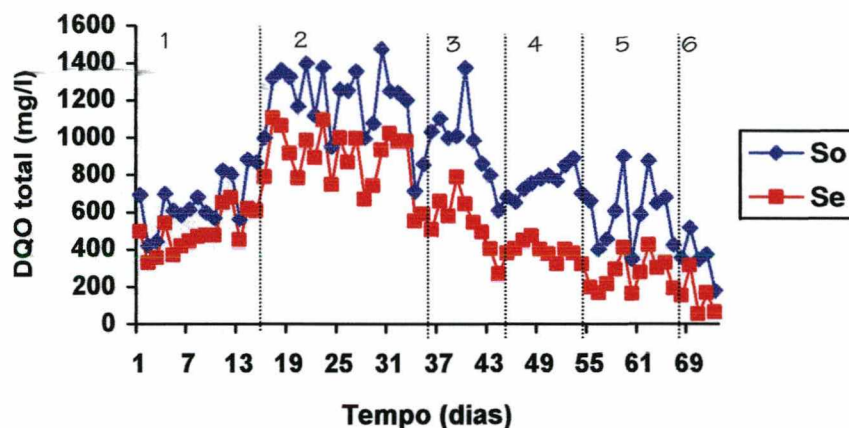


Figura 7. DQOtotal na entrada (So) e na saída (Se) do reator, ao longo dos ensaios 1 a 6.

A dificuldade de manutenção de uma concentração  $S_0$  relativamente constante à entrada do reator, impôs uma importante flutuação da eficiência de remoção ao longo do tempo de operação. As concentrações médias de DQOtotal na entrada foram variadas de ensaio para ensaio, situando-se entre 350 a 1450 mg/l. Os dados mostram uma eficiência de

remoção de DQO<sub>total</sub> na faixa de 26 a 62 %. Nos ensaios 5 e 6 os resultados obtidos são promissores quando comparados com outros sistemas aeróbios de tratamento.

As Figuras 8 a 13 mostram a evolução de remoção da DQO individualmente, para os ensaios 1 a 6.

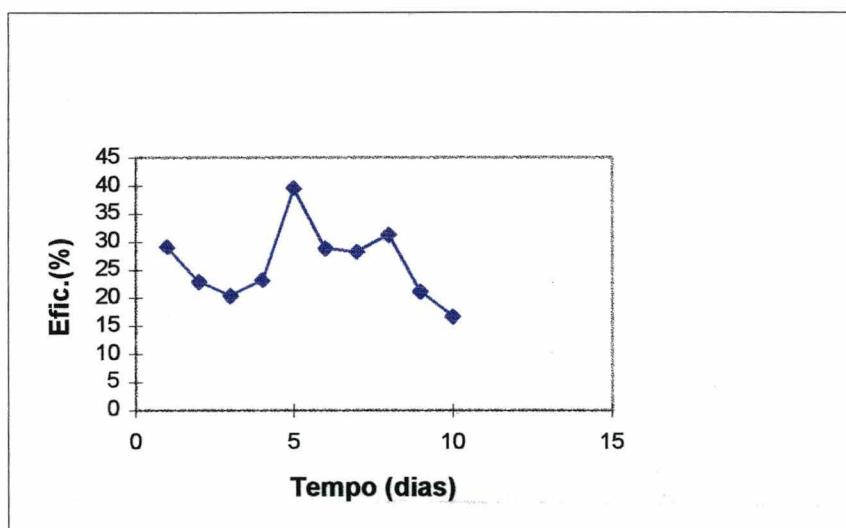


Fig. 8 – Evolução da eficiência de remoção da DQO<sub>total</sub> - ensaio 1.

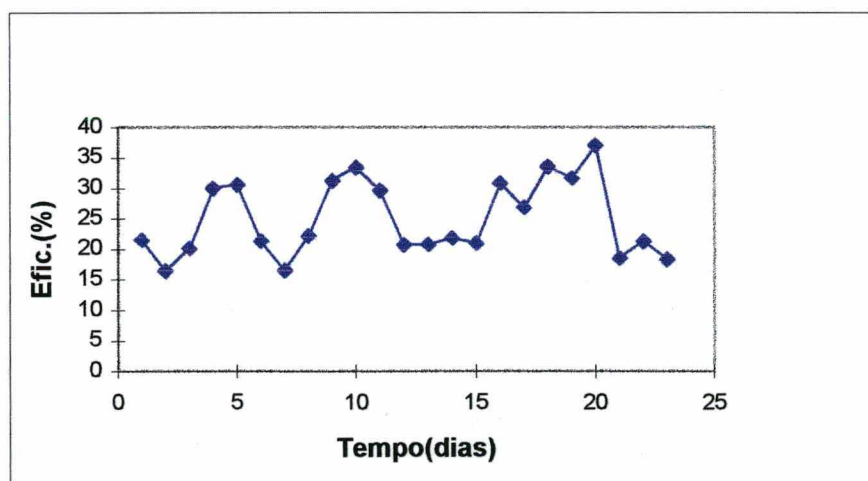


Figura 9. Evolução da eficiência de remoção da DQO<sub>total</sub> - ensaio 2.

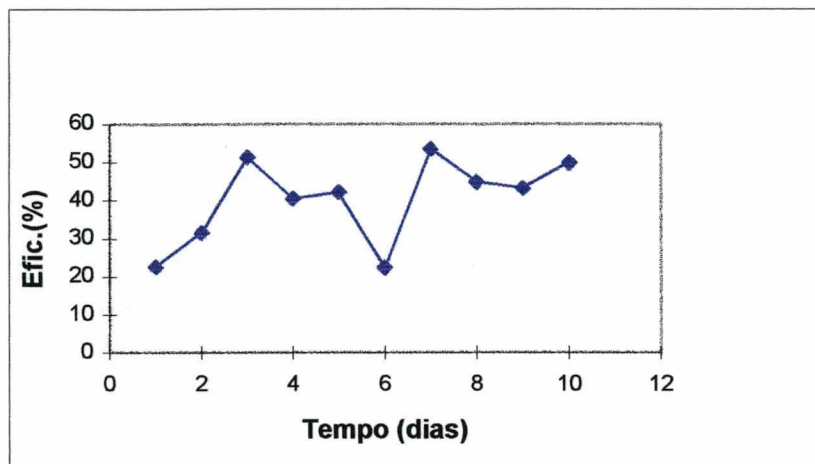


Figura 10. Evolução da eficiência de remoção da DQOtotal – ensaio3.

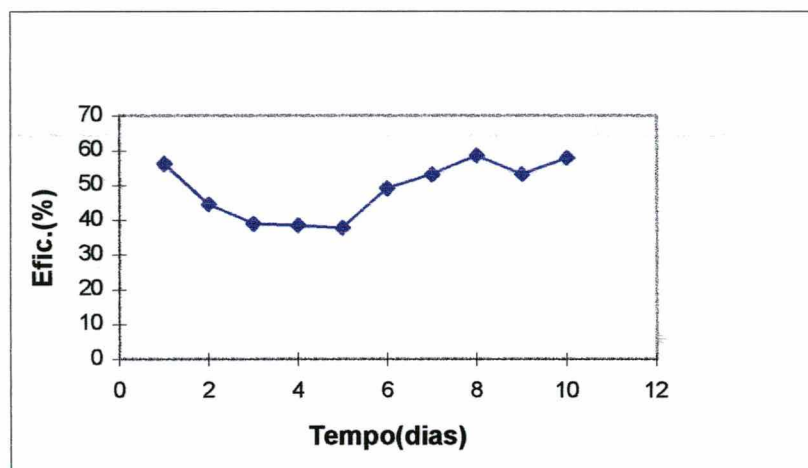


Fig. 11 – Evolução da eficiência de remoção da DQOtotal - ensaio 4.

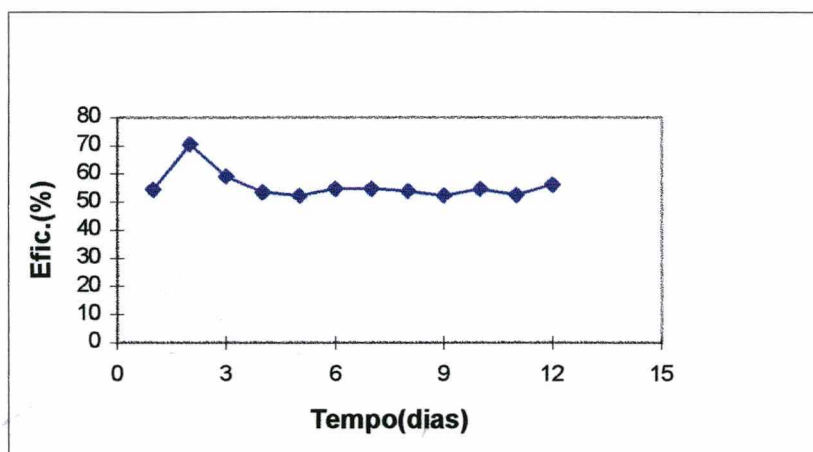


Figura 12. Evolução da eficiência de remoção da DQOtotal – ensaio 5.

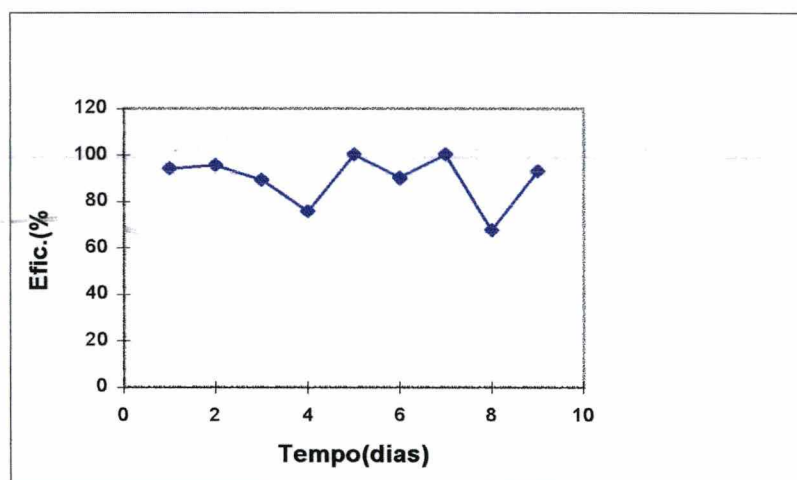


Figura 13. Evolução de eficiência de remoção da DQOsolúvel – ensaio 6.

As eficiências médias de remoção da DQOtotal variaram principalmente em função da expansão do leito, da COV e do OD.

A comparação das eficiências médias de remoção mostra que estas crescem no decorrer dos ensaios em função do aumento da expansão do leito. Por outro lado, um aumento na carga orgânica volumétrica implica em redução na eficiência de remoção de DQO, em concordância ao reportado por COSTA (1989).

Quanto ao aumento da expansão do leito, sucessivamente nos ensaios, até chegar-se a 100%, observou-se que o teor médio de oxigênio dissolvido foi mais elevado para os ensaios com maior porosidade (expansão do leito), em função de uma melhor distribuição do ar no interior do reator, favorecendo a eficiência do tratamento.

Observando-se na Tabela 6, para condições próximas de COV (aproximadamente 40 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia), nos ensaios 1 e 5, verifica-se que a eficiência na remoção de DQO<sub>total</sub> passa de 26% para aproximadamente 55%, quando a expansão do leito passa de 14% para 100% e conseqüente aumento de OD de 1,28 mg/l para 3,15 mg/l.

Igualmente, nos ensaios 4, 5 e 6, com condições iguais de expansão do leito (100%) e teores de OD superiores a 3,0 mg/l, a eficiência de remoção da DQO<sub>total</sub> aumenta com a redução da COV (Tabela 6).

A DQO residual pode ser atribuída a compostos recalcitrantes originalmente presentes no efluente ou parcialmente modificados ou ainda a produtos do metabolismo celular, que pelas suas características moleculares podem ser resistentes à degradação.

Eficiências na remoção de DQO em reator de leito fluidizado foram obtidas na ordem de 75 % por TAVARES (1992), com efluente sintético de fácil degradabilidade. GONÇALVES (1996) trabalhou com efluentes de lavanderia em reator de leito fixo e obteve eficiências de 66 a 72 % com diluições de 15 e 30 %. MARAGNO & CAMPOS (1991) trabalharam com concentrações de 557 e 700 mg DQO/l e obtiveram eficiência de remoção de 62 e 71 %, com efluente sintético, composto por extrato de fígado bovino, glicose, bicarbonato de sódio e acetato de amônia. DISTLER et al. (1995) obtiveram eficiência de remoção de DQO compreendidas entre 44 a 76 % para efluente doméstico.

No ensaio 6 houve um acompanhamento da DQO solúvel, havendo uma eficiência média de remoção de DQO de 90 %. Comparando-se ao desempenho obtido por outros processos UASB (50 - 80 %) e filtros biológicos (65 - 85 %), observa-se que os valores de remoção apresentados pelo reator de leito fluidizado trifásico aeróbio correspondem aos melhores resultados daqueles sistemas, chegando próximos aos dos lodos ativados (75 - 95 %), embora operando com tempo de retenção hidráulica menor e cargas volumétricas maiores que os usualmente empregados nesses sistemas.

A capacidade de degradação do substrato no reator de leito fluidizado trifásico pode ser interpretada em função da carga volumétrica aplicada. Os dados operacionais mostram que a carga orgânica volumétrica empregada (28 a 73 kg DQO/m<sup>3</sup>d) foi muito maior que àquelas de outras experiências, que empregaram 2,8 a 25 kg DQO/m<sup>3</sup>d. Uma carga orgânica elevada conduz a um aumento da densidade das células sobre a superfície do suporte.

Os resultados operacionais do reator de leito fluidizado trifásico mostram também que o material OSBG permite obter um funcionamento mais estável do reator para eliminação da poluição carbonácea.

A matéria em suspensão (MES) corresponde às perdas do biofilme durante os ensaios. Para os ensaios 1 e 2, efetuados com fraca expansão e forte COV, verificou-se que a MES tende a aumentar com a COV (ensaio 2); a medida que a expansão do leito aumenta, os teores de MES tendem a ficar mais estáveis. Considera-se que a velocidade de produção de MES na saída do reator é igual a velocidade de crescimento do biofilme em regime permanente, para o carbono ligado à biomassa fixa.

A produção diária de lodo, medida para o ensaio 5, foi de 0,69 kgST/m<sup>3</sup>. A concentração de sólidos totais no decantador variou entre 1600 mg/l e 1200 mg/l; os sólidos sedimentáveis foram da ordem de 33,30 ml/l. É interessante observar sob o plano industrial, o fato de que a produção de lodos é menor que nos processos convencionais, indicando uma predominância de reações de oxidação direta do substrato em gás carbônico.

## 4.2. Estudos do Biofilme

A Tabela 7 mostra os resultados obtidos nas análises do biofilme: polissacarídeos (PS), proteínas (PN), produção específica de lodo (Y) e coeficiente específico de desprendimento (bs).

Tabela 7. Resultados médios para as análises do biofilme ensaios 1 a 6.

PARAMETRO	1	2	3	4	5	6
PS aderido mg glic./g sup.	1,15±0,22	0,84±0,20	1,53±0,50	2,59±0,37	1,58±0,37	0,58±0,12
PS suspenso mg glic./ l	0,52±0,19	0,84±0,46	1,57±0,62	0,36±0,17	1,58±0,33	---
PN aderida mg BSA/g sup.	0,26±0,07	0,34±0,12	0,27±0,07	1,24±0,41	0,62±0,28	0,74±0,19
PN suspensa mg BSA/ l	0,78±0,45	1,64±0,35	1,57±0,62	1,65±0,58	1,58±0,33	---
PS/PN aderido	4,54±0,81	2,98±1,69	6,14±2,58	2,38±1,09	3,34±2,22	0,83±0,30
PS/PNsuspenso	0,81±0,53	0,54±0,38	0,50±0,33	0,21±0,05	0,22±0,06	---
Y(kgMES/ kgDQOrem.)	1,02	0,70	0,41	0,42	0,21	0,46
bs (dia <sup>-1</sup> )	1,20	1,61	1,82	0,42	2,55	---

A biomassa aderida ao suporte (biofilme), na maioria dos trabalhos desenvolvidos, é apresentada em termos de quantidade de matéria volátil, fixada sobre o suporte, determinada em estufa a 105° C e calcinação em mufla a 550°C (COSTA, 1989). Pode ser ainda determinada através de correlações entre o teor de polissacarídeos ou de proteínas aderidos ao suporte e no material em suspensão (na saída do efluente), em função do tempo (TAVARES, 1992). Como o suporte plástico (OSBG<sup>®</sup>) utilizado nesta pesquisa impossibilita a quantificação da matéria volátil fixa, o biofilme foi quantificado por este último método.

Os resultados experimentais da evolução da concentração em polissacarídeos (mg glic. /g sup) e proteínas (mg BSA/ g sup) do biofilme aderido ao suporte, e da biomassa em suspensão na fase líquida (mg glicose ou mg BSA/ l), são apresentados nas Figuras 14 a 19.

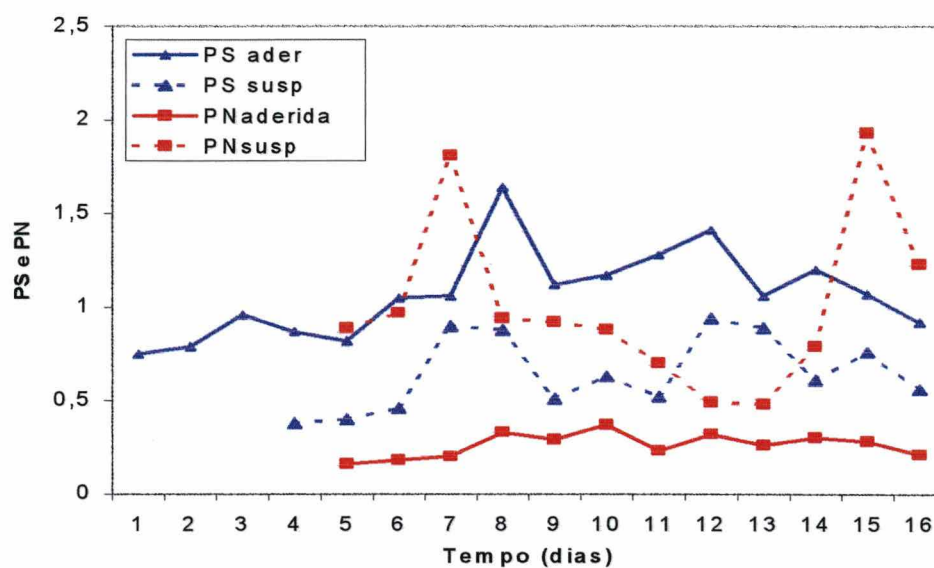


Figura 14. Evolução de PS e PN (mg glic. ou BSA/g sup.) e (mg glic. ou BSA/l) – ensaio 1.

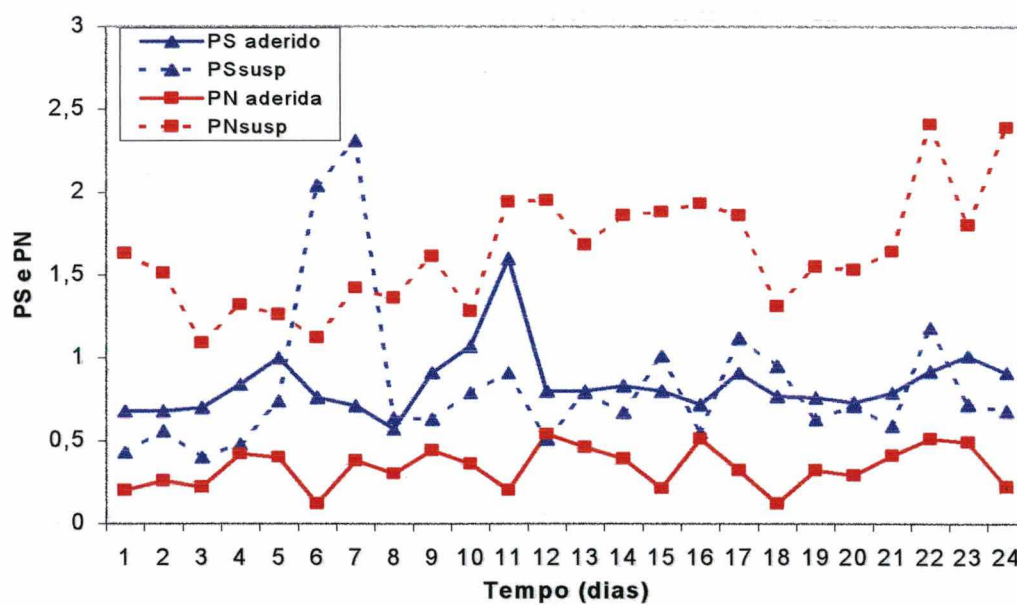


Fig. 15 – Evolução de PS e PN (mg glic. ou BSA/g sup.) e (mg glic. ou BSA/l) - ensaio 2.



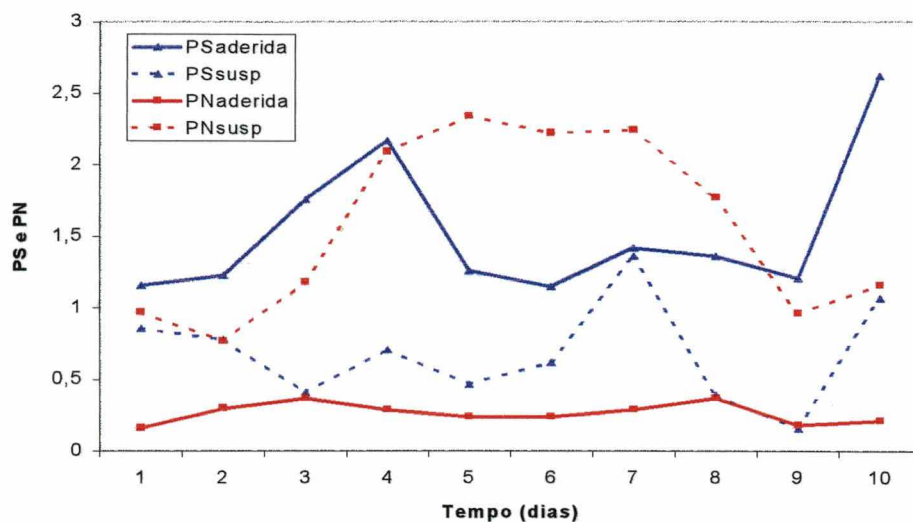


Figura 16. Evolução de PS e PN (mg glic. ou BSA/g sup.) e (mg glic. ou BSA/l) – ensaio 3.

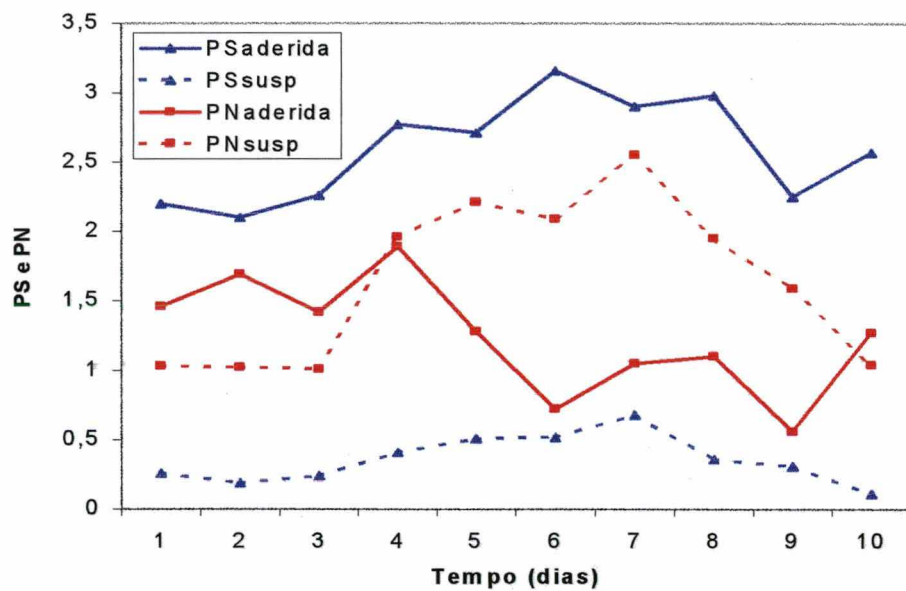


Fig. 17 – Evolução de PS e PN (mg glic. ou BSA/g sup.) e (mg glic. ou BSA/l) – ensaio 4.

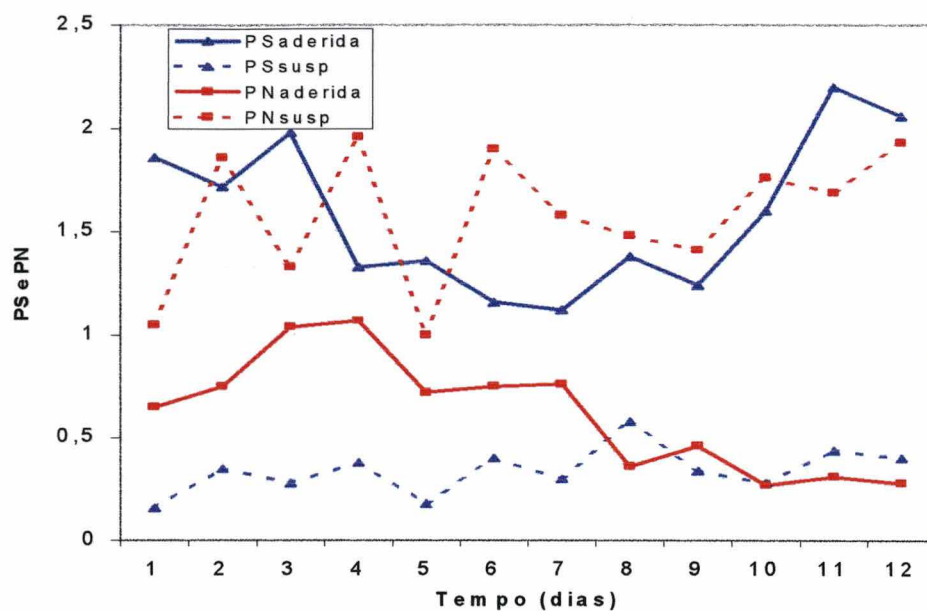


Fig18 – Evolução de PS e PN (mg glic. ou BSA/g sup.) e ( mg glic. ou BSA/ l) –ensaio 5.

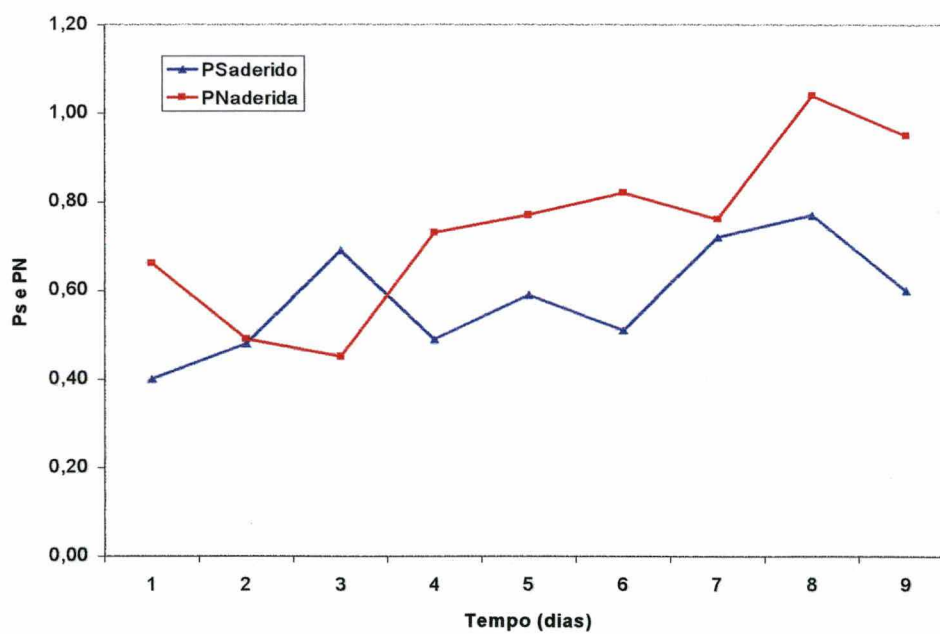


Figura 19. Evolução de PS (mg glic./g sup.) e PN ( mg BSA/g sup.) – ensaio 6

Os valores obtidos para os polissacarídeos aderidos variaram entre 0,5 e 1,5 mg glic/g suporte, semelhantes àqueles obtidos por TAVARES (1992) e TAVARES et al. (1995), exceto no ensaio 4, cujos valores situam-se em torno de 2,5 mg glic/g suporte, devido a problemas operacionais no suprimento de ar no reator, ocorridos no período que antecedeu ao ensaio 4. Para reconstituição da biomassa perdida, no período de anaerobiose, houve uma alteração na composição do substrato, diminuindo-se a concentração do efluente têxtil e aumentando-se proporcionalmente a concentração de nutrientes, induzindo ao aumento considerável no teor de polissacarídeos. Estes resultados vêm a confirmar aqueles obtidos por MIAN et al. (1978), JARMAN et al. (1978) e outros, citados em TAVARES (1992), os quais verificaram que o aumento na razão C/N aumenta a produção de polissacarídeos. Nestas condições, o biofilme formado é mais denso e coeso, estando menos sujeito ao arraste pela ação do cisalhamento, de fato, neste ensaio 4 o coeficiente de desprendimento ( $b_s$ ) foi bem menor.

Os resultados encontrados para a relação PS/PN são maiores na biomassa fixa que em suspensão, estando em acordo com os resultados obtidos por LERTPOCASOMBUT (1991) e TAVARES (1992), os quais, em regime permanente, encontraram que esta relação é duas a três vezes maior para o biofilme que para a biomassa em suspensão. O resultado é inverso para a concentração de proteínas.

Os polissacarídeos excretados pelas células microbianas também são importantes na etapa de formação e estabilização do biofilme, embora os mecanismos e as substâncias envolvidas não sejam totalmente conhecidos. A importância do teor de polissacarídeos no processo de adesão do biofilme pode ser avaliada através da relação PS/PN ilustradas nas Figuras 20 a 25.

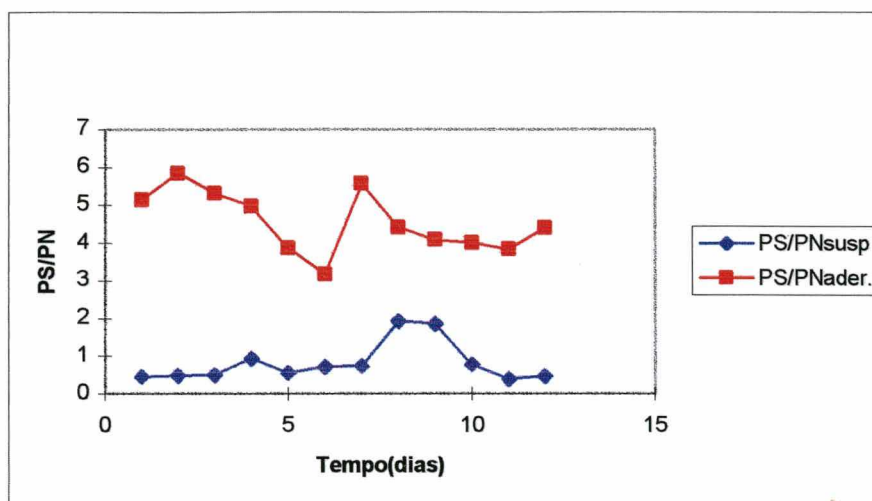


Fig. 20 – Evolução da relação PS/PN do ensaio 1.

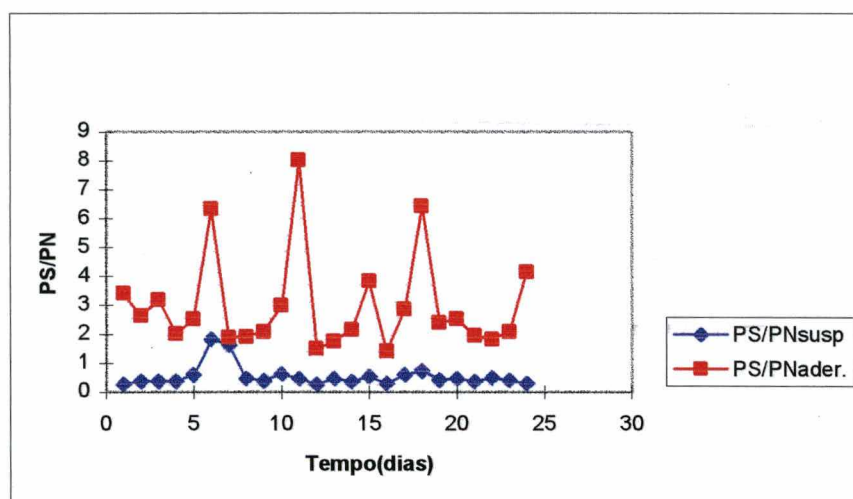


Fig. 21 – Evolução da relação PS/PN do ensaio 2.

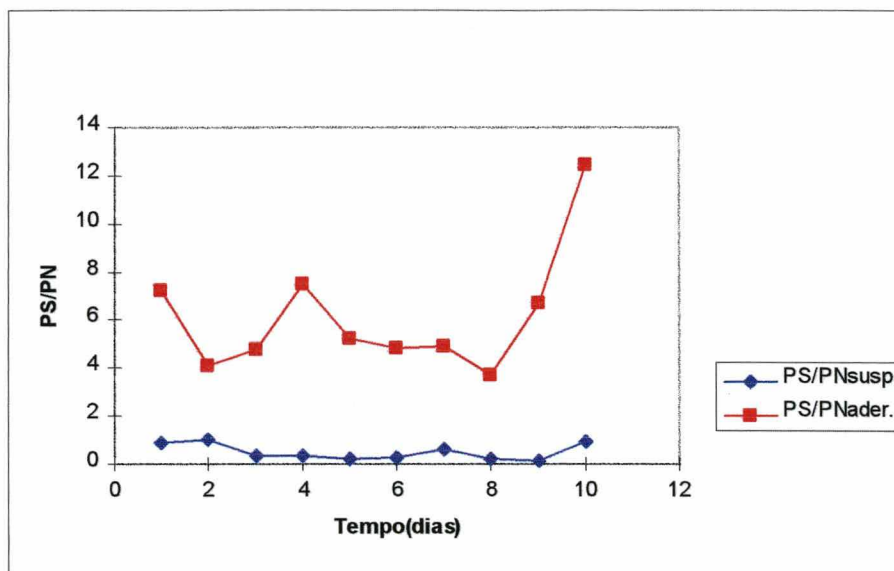


Fig. 22 – Evolução da relação PS/PN do ensaio 3.

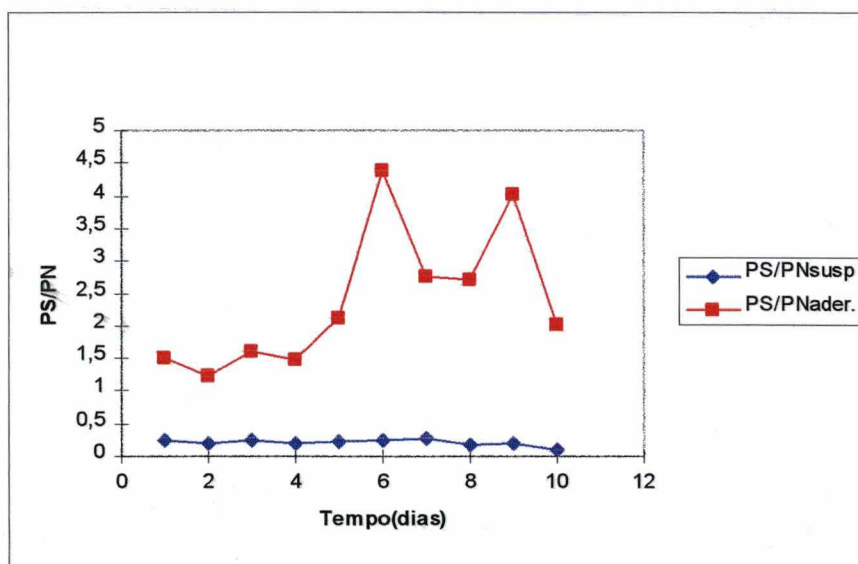


Fig. 23 – Evolução da relação PS/PN do ensaio 4.

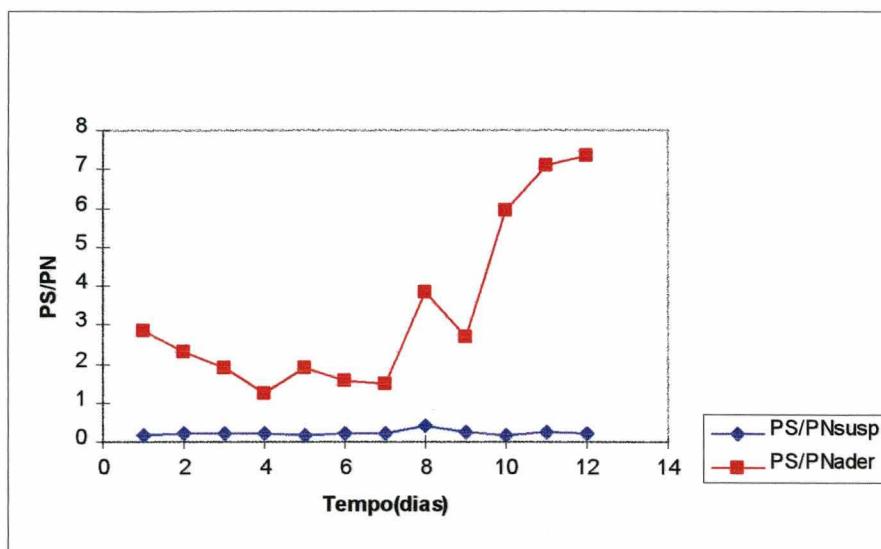


Figura 24- Evolução da relação PS/PN do ensaio 5.

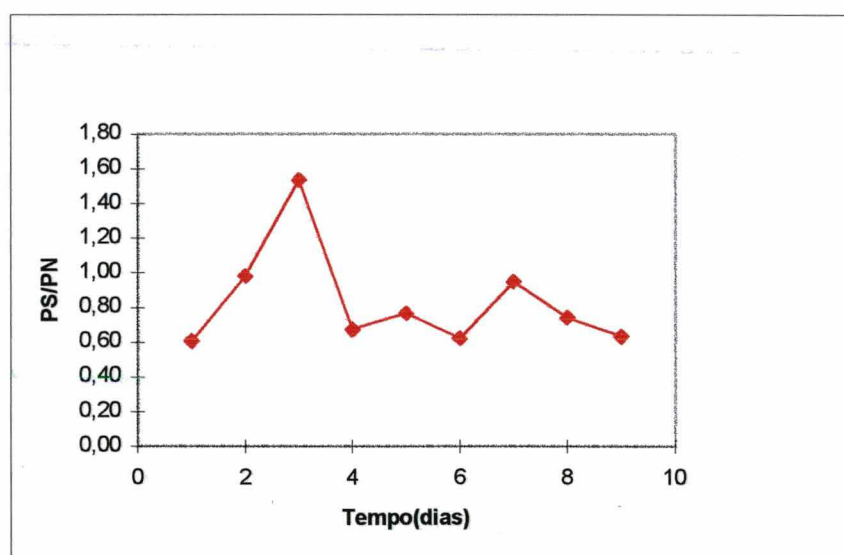


Figura 25 – Evolução da relação PS/PN aderido do ensaio 6.

A relação PS/PN aderido foi sempre maior que a PS/PN em suspensão, favorecendo a existência de um biofilme mais coeso ao meio suporte, uma vez que os polissacarídeos desempenham um papel fundamental na adesão microbiana.

Os teores mais elevados de proteínas e a relação PS/PN aderido mais baixa, verificados no ensaio 6 podem ser explicados devido a mudanças no funcionamento do reator (compressor de ar). Por outro lado, NIELSEN et al. (1997) observaram que o conteúdo relativo de proteína cresce com a idade do biofilme (a razão ainda não é conhecida), fator que deve ser investigado na seqüência dos estudos.

A produção específica de lodo ( $Y$ ), mostra-se mais elevada nos ensaios 1 e 2, quando a taxa de conversão foi mais baixa, tendendo a baixar à medida que as condições operacionais do reator foram melhores (expansão do leito e OD), permitindo uma melhor eficiência no tratamento (Tabela 7). Os resultados são porém superiores àqueles obtidos por TAVARES (1992) (0,17 a 0,32 kgMES/kgDQOrem), estando próximos dos encontrados por DISTLER et al. (1995) (0,36 kgMES/kgDQOrem), os quais trabalharam com efluentes de elevada biodegradabilidade. Para os ensaios com 80 e 100% de expansão do leito (3, 4, 5 e 6) a produção específica de lodo (0,2 a 0,4 kgMES/kgDQOrem) apresenta-se em média inferior aos processos de tratamento convencionais com biomassa em suspensão (lodos ativados: 0,40 a 0,60 kgMES/kgDQOrem), o que demonstra uma vantagem do reator de leito fluidizado trifásico na redução da área necessária para sedimentação e disposição do lodo.

As Figuras 26 a 34 mostram fotos do biofilme, realizadas durante as observações ao microscópio eletrônico de varredura, para o ensaio 6.

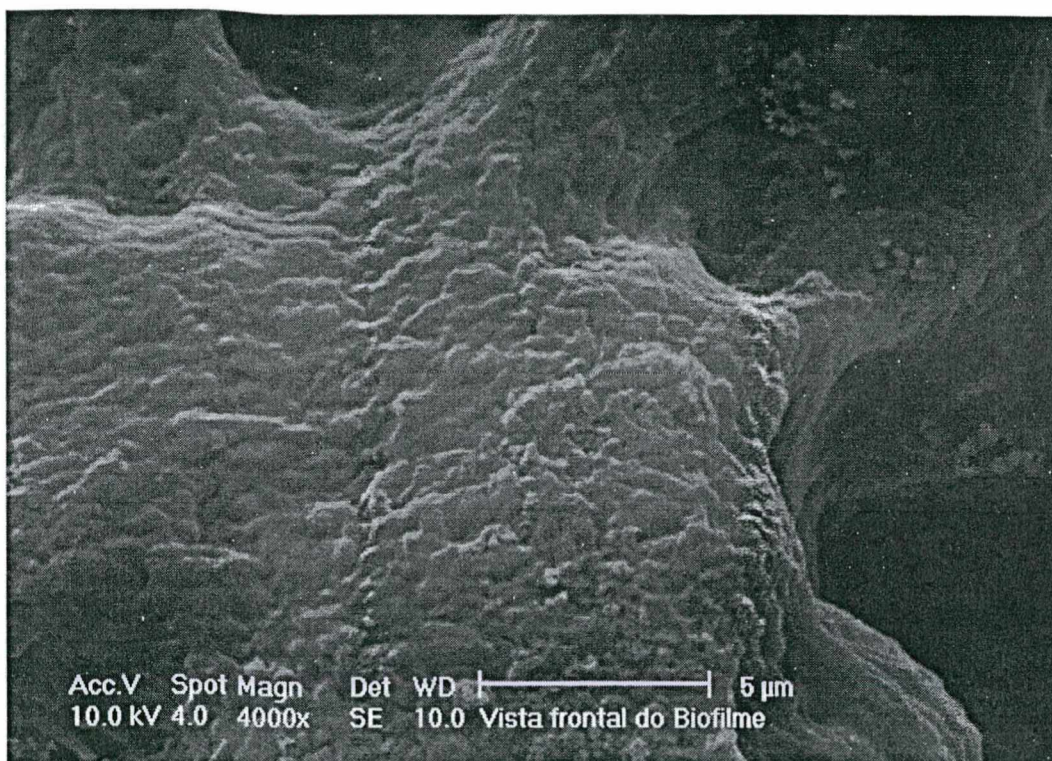


Fig. 26 – Vista frontal do biofilme– aumento 4000 x.

A colonização do suporte pelo biofilme está, de uma certa maneira, relacionada com o coeficiente de desprendimento do biofilme ( $bs$ ). Biofilmes espessos (suportes fortemente colonizados) podem permitir o arraste das partículas do interior do reator, como consequência da diminuição da densidade da biopartícula, porém levariam a um outro problema, baixa taxa volumétrica de remoção de matéria orgânica.

Os resultados encontrados para o  $bs$  (0,4 a 2,5  $\text{dia}^{-1}$  - Tabela 7) são bastante inferiores aos obtidos por DISTLER et al. (1995), que encontraram um valor médio de  $bs$  igual a 9  $\text{dia}^{-1}$ . Porém, os poucos dados encontrados na literatura preenchem uma ampla faixa (0,5 a 17  $\text{dia}^{-1}$ ), decorrente da diversidade das condições operacionais em que foram obtidos e das diferentes metodologias utilizadas para a determinação da biomassa aderida. O  $bs$  depende de muitas variáveis, incluindo: hidrodinâmica da fase líquida, morfologia do biofilme e



características do efluente e do suporte, cujas relações ainda não estão bem definidas (RITTMANN, et al., 1992; COSTA, 1989; TAVARES, 1992).

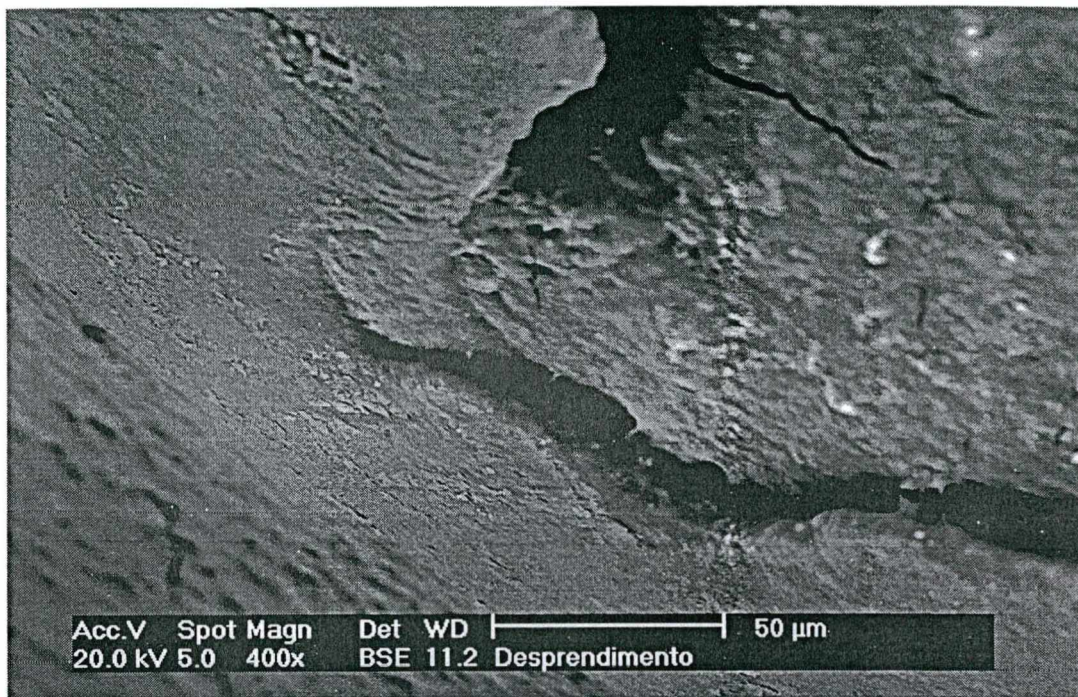


Fig. 27 – Desprendimento do biofilme– aumento 400 x.

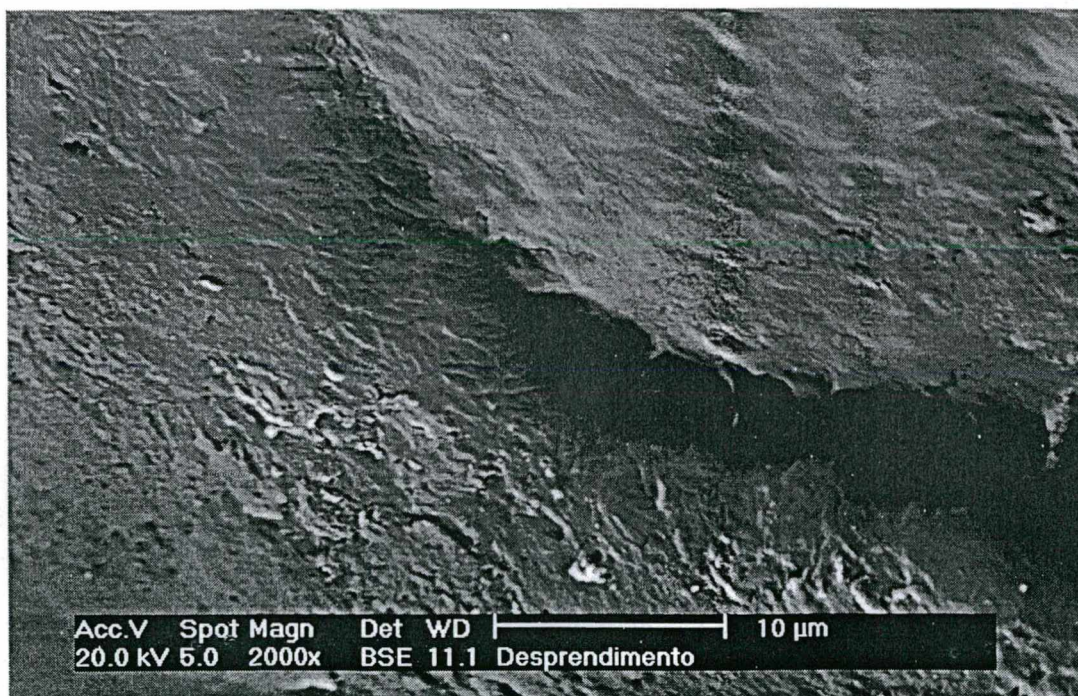


Fig. 28 – Desprendimento do biofilme– aumento 2000 x.

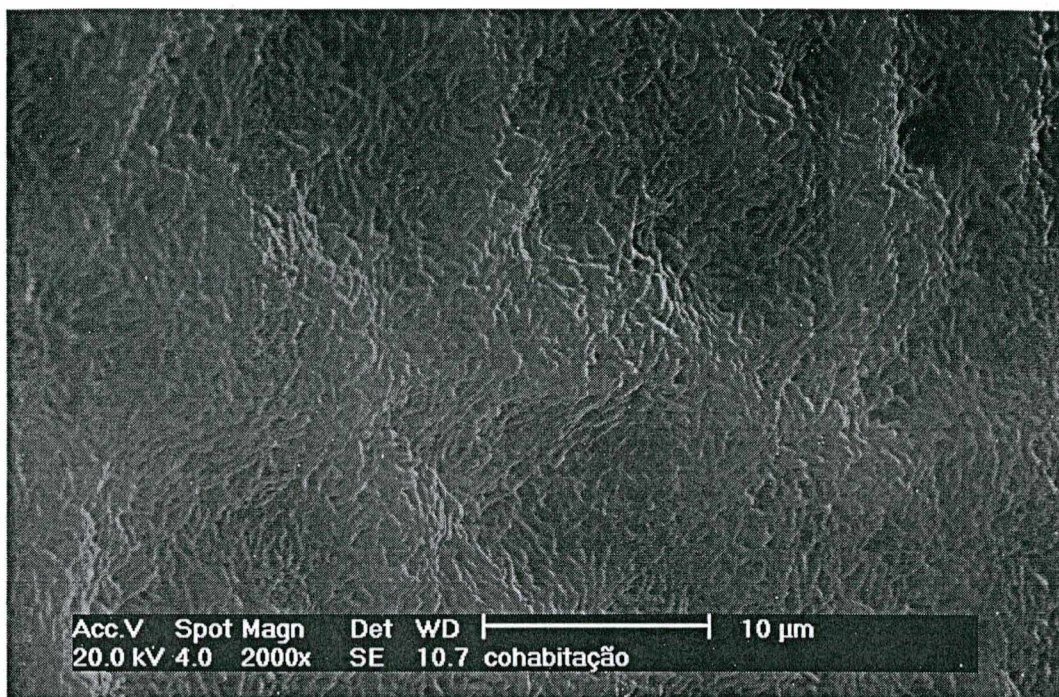


Fig. 29 – Coabitação de bactérias sobre a superfície do suporte– aumento 2000 x.

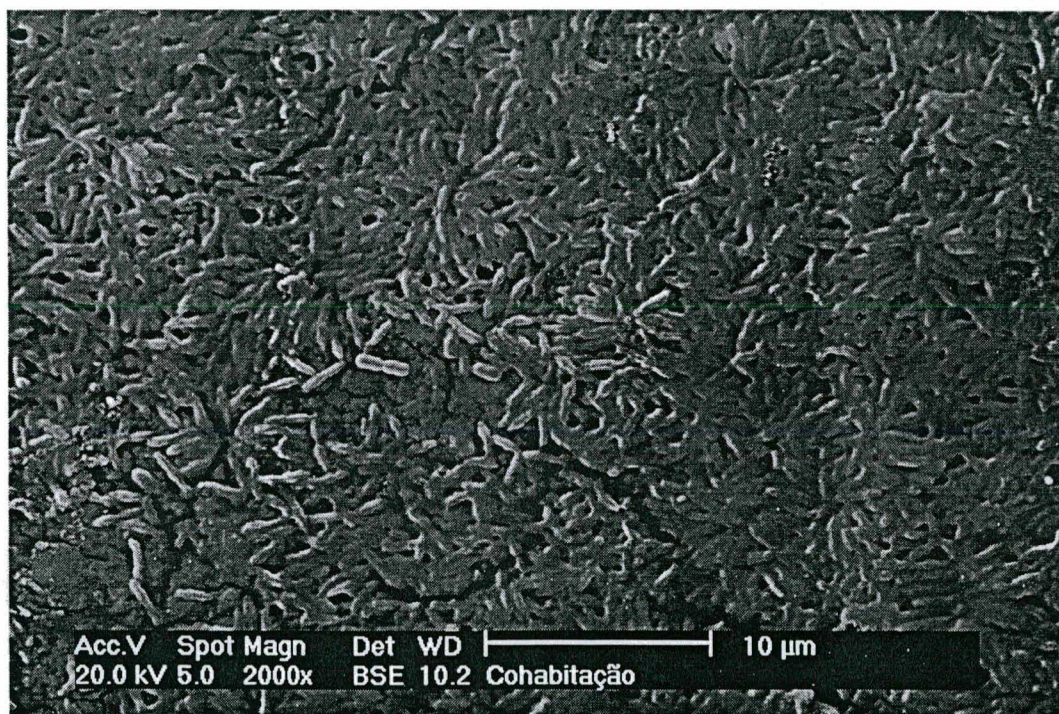


Fig. 30 – Coabitação de bactérias no material OSBG<sup>®</sup> – aumento 2000 x.

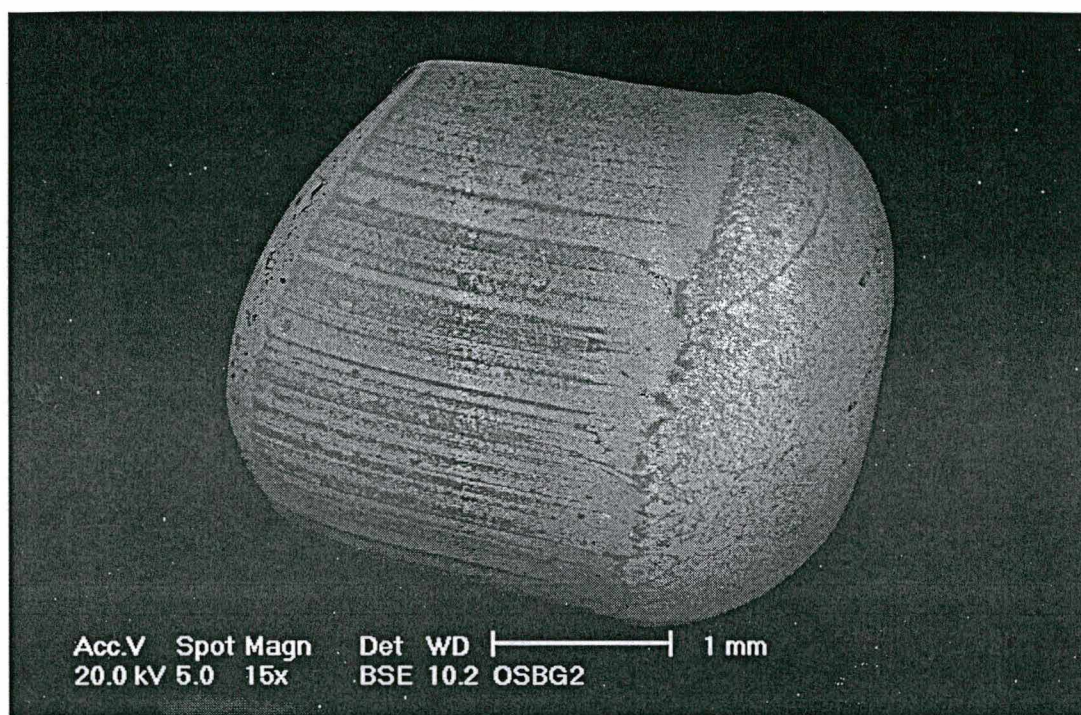


Fig. 31 – OSBG® recoberto pelo biofilme– aumento 15 x.

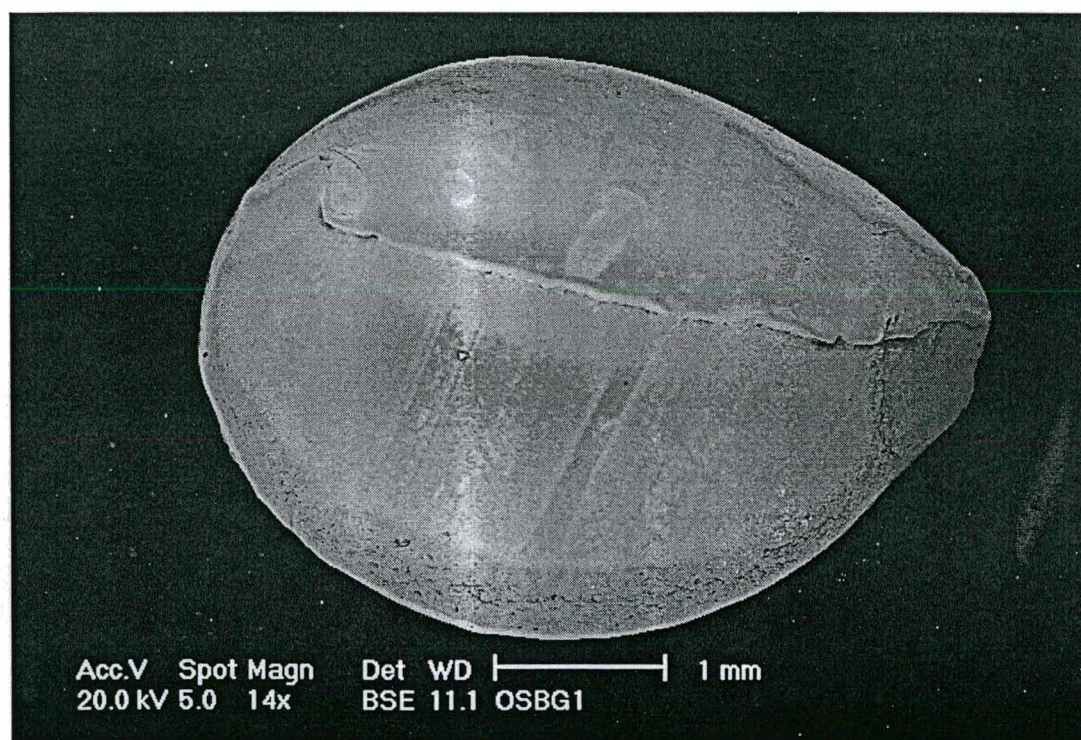


Fig. 32 – OSBG® recoberto pela biomassa– aumento 14 x.

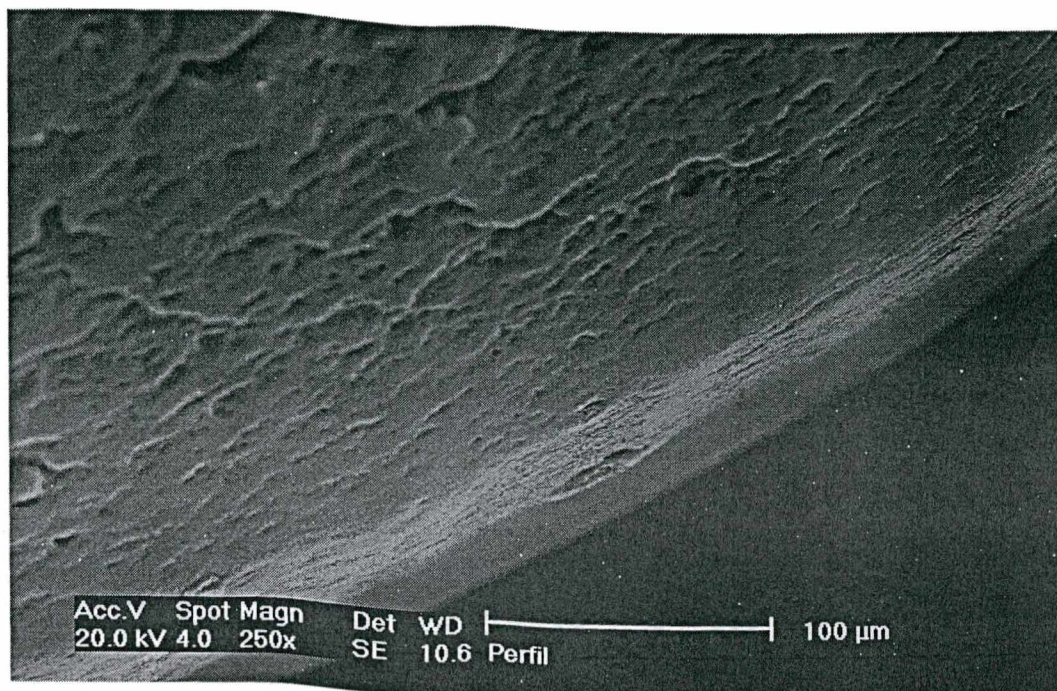


Fig. 33 – Perfil do suporte OSBG<sup>®</sup> recoberto pelo biofilme – aumento 250 x.

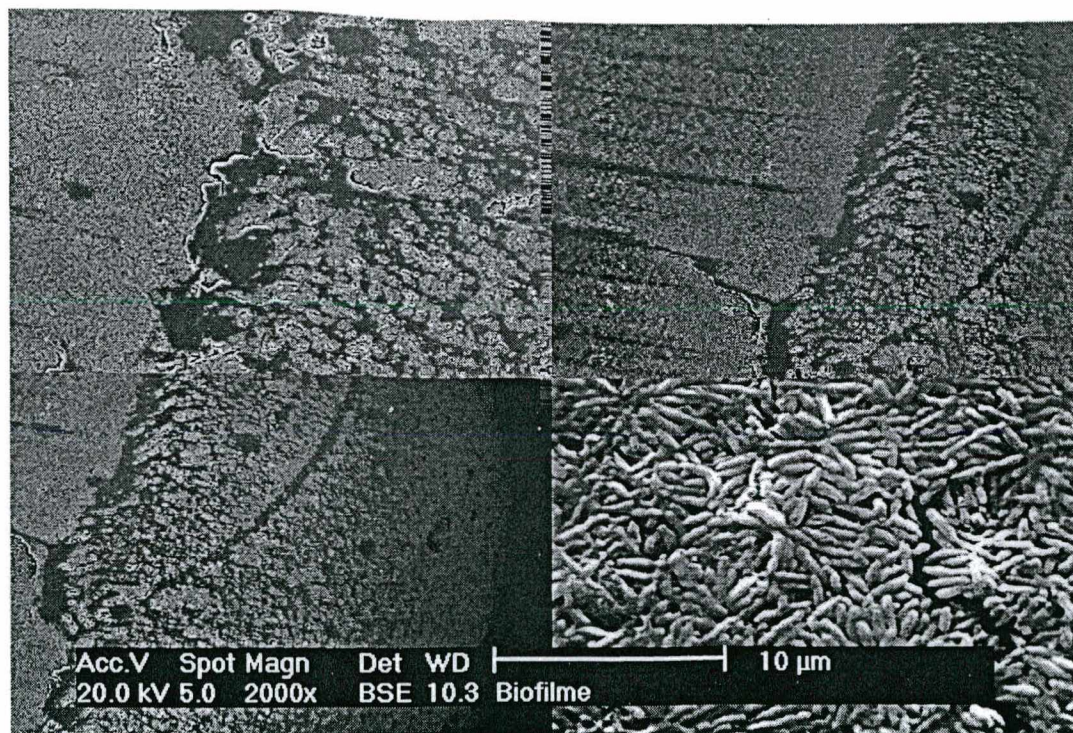


Fig. 34 – Suporte OSBG<sup>®</sup> recoberto pela biomassa microbiana – aumento variando entre 15 e 2000 x.

A composição e a concentração do efluente, entre outros fatores, exercem um papel muito importante na evolução do processo de tratamento biológico, pois a população é constituída de uma mistura de diversas espécies, onde pode ocorrer todo tipo de interação e o espectro de espécies, que compõem esta população, se modifica. Os tipos de microorganismos fixos têm uma grande influência sobre a concentração de polissacarídeos e proteínas aderidos ao suporte.

O suporte OSBG<sup>®</sup> empregado nesta pesquisa pode ser observado nas Figuras 31 a 34, sendo totalmente recoberto pela biomassa, mostrando que a colonização ocorreu de forma intensa, e que o biofilme é denso e ativo. A vantagem das partículas não serem esféricas está na relação superfície/volume que é aumentada, criando uma grande área superficial para transferência de massa (Figuras 31 e 32). O mínimo de fluidização e a velocidade ascensional do líquido são suficientes para provocar a expansão das partículas sólidas do leito de OSBG<sup>®</sup>.

Os valores médios da atividade respirométrica obtidos nos ensaio 1 a 6, são apresentados na Tabela 8. A Figura 35 ilustra a evolução dos dados da respirometria ao longo dos ensaios. As medidas efetuadas mostram uma oscilação ao longo do experimento, devido às diferentes condições operacionais do reator

Tabela 8. Resultados médios para as análises da atividade respirométrica.

ENSAIO	1	2	3	4	5	6
Atividade respir. (mg O <sub>2</sub> /l.min.)	0,26	0,23	0,21	0,18	0,12	0,053

Os resultados obtidos nos ensaios 1 a 6 (0,053 a 0,26 mgO<sub>2</sub>/l.min) são próximos àqueles obtidos por ROZICK & GAUDY (1992) para lodos ativados de uma mistura de efluente doméstico com efluentes de indústria química (0,012 a 0,13 mgO<sub>2</sub>/l.min) e superiores aos lodos ativados dos efluentes químicos sem mistura (0,007 a 0,024 mgO<sub>2</sub>/l.min); e comparáveis aos obtidos por ANDRADE & COSTA (1990), os quais conseguiram para lodos ativados de esgotos domésticos, valores da atividade respirométrica da ordem de 0,40 mgO<sub>2</sub>/l.min, na fase de crescimento exponencial, utilizando o mesmo método de medida.

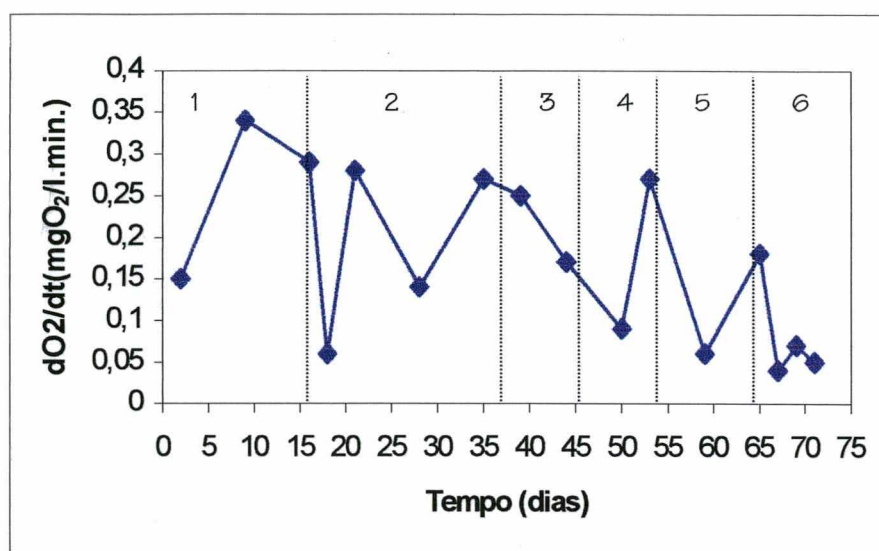


Fig. 35 – Evolução da atividade respirométrica ao longo do experimento.

Em geral, os valores da atividade respirométrica apresentam-se superiores para os ensaios 1 e 2, com COV elevadas e baixa expansão do leito, o que induz à formação de um biofilme fino e ativo, devido ao atrito entre as partículas; nos ensaios seguintes (3, 4, 5 e 6) para maior expansão do leito, as forças de cisalhamento atuam mais intensamente, controlando igualmente a espessura do biofilme, que permanece com características de um biofilme fino, denso e ativo.

Para condições similares quanto às forças de cisalhamento (ensaios 3 a 6), a atividade respirométrica aumenta em função da carga orgânica aplicada (COV). E para condições próximas de COV ( ensaios 1 e 5), a atividade diminui em função das forças de cisalhamento (maior expansão do leito), isto é, maior desprendimento (bs) do biofilme ativo ( Tabelas 7 e 8).

Nos ensaios 1 e 2, onde o atrito é a força preponderante no controle do biofilme (menor expansão do leito), a atividade diminui em função do aumento do bs, embora a COV tenha aumentado (Tabelas 7 e 8).

## 5. CONCLUSÕES

---

Neste trabalho estudou-se o desenvolvimento do biofilme em reator de leito fluidizado trifásico aeróbio no tratamento de efluente têxtil, com meio suporte polimérico OSBG®.

Analisou-se a fase líquida e o biofilme aderido ao suporte, para diferentes condições operacionais quanto à expansão do leito e à carga orgânica aplicada. Os resultados obtidos nos ensaios, sob essas condições, levam às seguintes conclusões:

a) Quanto à operação do reator e eliminação da DQO:

- o sistema de tratamento mostrou-se capaz de tratar cargas superiores a 25 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia, apresentando eficiências variando entre 26 e 62% para DQO total e 90% para DQO solúvel, em função da expansão do leito e da oxigenação do meio;
- a concentração de oxigênio dissolvido é fator limitante ao tratamento, devendo ser mantido teores superiores a 3,0 mg/l;
- a expansão do leito melhora a distribuição de OD no interior do reator;
- a produção diária média de lodo é da ordem de 0,69 kgST/m<sup>3</sup>.

b) Quanto ao biofilme:

- uma relação PS/PN aderida maior que PS/PN em suspensão, favorecendo o desenvolvimento de um biofilme mais coeso ao meio suporte e menos sujeito ao arraste pela corrente fluida;
- o desprendimento do biofilme (bs) apresenta-se maior nos ensaios com maior expansão do leito (maior vazão de recirculação), em consequência das forças de cisalhamento;
- a produção específica de lodo (Y) é maior quando a taxa de conversão do substrato for mais baixa;
- o biofilme apresentou-se colonizado de forma intensa, havendo uma coabitação de bactérias na superfície do suporte;

- o desenvolvimento de um biofilme fino e coeso, controlado pela força de atrito entre as partículas (fraca expansão do leito) ou pelo cisalhamento devido ao fluxo líquido (forte expansão do leito), mantém a atividade respirométrica das bactérias elevada;

As análises do biofilme e os resultados operacionais do reator, indicam a viabilidade deste sistema de tratamento para efluentes têxteis, justificando novos estudos de forma mais aprofundada, antes de sua inserção em escala industrial. Desse modo, recomenda-se:

- novas pesquisas sobre este tipo de reator procurando-se conhecer os microrganismos presentes e a cinética de degradabilidade do efluente, principalmente quanto aos corantes e outros compostos tóxicos;
- estudos tendo por objetivo estabelecer ligação entre a morfologia do biofilme e sua atividade biológica;
- testes específicos sobre a toxicidade do efluente na saída do reator;
- utilização de novos meios suporte poliméricos produzidos no Brasil.



## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

- ANDRADE, M.S. & COSTA, R.H.R. Estudo da Cinética e Modelização do Crescimento Bacteriológico do Esgoto Domiciliar Afluente da ERO – Lagoa da Conceição, Utilizando Célula de Aeração. Relatório de Pesquisa, UFSC/PRPG/DAP, 1990. 27p.
- APHA. Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater. 18<sup>th</sup> Ed., APHA-AWWA-WEF, Washington, D.C., 1992. 979p.
- BELKHADIR, R. Etude Fondamentale des Biomasses Fixées - Description et Modélisation des Films Biologiques Anaérobies. Thèse de Doctorat, INSA, Toulouse, 1986. 237p.
- BERGAMASCO, R., TAVARES, C.R. E COSSICH, E.S. Tratamento de efluentes tóxicos em reator de leito fluidizado trifásico. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu, PR. ABES, editoração eletrônica, 1997.
- BISHOP, P. L. The biodegradation of textile dyes using biofilm treatment systems. IN: Biodegradación de Compuestos Orgánicos Industriales. Instituto de Ingeniería, UNAM, México, D.F., 1:1-10, 1996.
- Redin* BISHOP, P.L. , ZHANG, T.C. and FU, Y. Effects of biofilm structure, microbial distributions and mass transport on biodegradation processes. Wat. Sci. Tech., 31(1):143-52, 1995.
- BLOCK, J. C. & COLIN, F. Fixation des bactéries. IN: Point sur l'épuration et le traitement des effluents (eau, air). Ed. Lavoisier Technique et Documentation, vol. 2.2, 1985. 145p.
- BRYERS, J.D. & HUANG, C. Recombinant plasmid retention and expression in bacterial biofilm cultures. Wat. Sci. Tech., 31(1):105-15, 1995.

- CAMP, S.R. & STURROCK, P. The identification of the derivatives of C.I. reactive blue 19 in textile wastewater. Wat. Res., 24(10):1275-8, 1990.
- CAPDEVILLE, B. & NGUYEN, K.M. Kinetics and modelling of aerobic and anaerobic film growth. Congrès IAWPRC-CFRP-AGHTM /Récents développements technologiques dans les réacteurs à cultures fixées. France, 1989.
- CASAROTTO FILHO, N. et al. Indústria têxtil catarinense, tinturarias de malhas de algodão: informe setorial. Florianópolis, BRDE, 1994. 23p.
- CETESB. Nota Técnica Sobre Tecnologia de Controle de Indústria Têxtil: NT-22. 1991. 31p.
- CLAPP, L. W., TALARCZYK, M.R. and BOYLE, W.C. Performance comparison between activated sludge and fixed film processes for priority pollutant removals. Wat. Env. Res., 66(2):153-60, 1994.
- COSTA, R.H.R. L'Etude D'Une Installation Pilote D'Épuration D'Eau A Biomasse Fixée En Aerobiose. DEA, INSA-Toulouse, 1985. 50p.
- COSTA, R.H.R. Etude du Contrôle du Biofilm Développé Dans un Lit Fluidisé Triphasique en Épuration Carbonée Aérobie. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées (INSA). Toulouse, 1989. 256p.
- COSTA, R.H.R. Estudo do controle do biofilme desenvolvido em um leito fluidizado trifásico em fase carbonácea aeróbia - I. Análise do efeito de parâmetros operacionais sobre as características físicas do biofilme. Anais do 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Goiânia, Go., ABES, Tomo I, 2(1-4):51-69, 1991.
- DINIZ LEÃO, M. M. Contribution à l'Etude du Comportement des Particules Dans un Réacteur Biologique de Dépollution à Llit Fluide. Thèse de Doctorat, INSA, Toulouse, 1984. 70p.

- DISTLER, G. A., RUSSO, C. e SANT'ANNA Jr., G.L. Tratamento de esgoto em reator aeróbio de leito fluidizado trifásico. Anais do 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Salvador, Ba, ABES, editoração eletrônica, 1995.
- DUBOIS, M. et al. Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. Analytical Chemistry, 28(3):350-6, 1956.
- EL-GEUNDI, M.S. Colour removal from textile effluents by adsorption techniques. Wat. Res., 25(3):271-3, 1991.
- FIESC. Santa Catarina Em Dados. Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina. Setor Econômico-Estatístico. Florianópolis, SC, FIESC, vol.7, 1996. 112p.
- FLEMMING, H-C. Sorption sites in biofilms. Wat. Sci. Tech., 32(8):27-33, 1995.
- FU, Y.C. & BISHOP, P. The evaluation of respiration rate in fixed-film systems under various organic loading rates. Wat. Env. Res., 67(7):1036-43, 1995.
- GJALTEMA, A., TIJHUIS, L., VAN LOOSDRECHT and HEIJNEN, J. Detachment of biomass from suspended nongrowing spherical biofilms in airlift reactors. Biotechnology and Bioengineering, 46(3):58-69, 1995.
- GONÇALVES, M.F.F. Caracterização e Estudo de Tratabilidade Pelas Vias Físico-química e Biológica Aeróbia dos Efluentes Líquidos das Lavanderias Industriais de Colatina (ES). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, 1996. 141p.
- GONÇALVES, M.F.F. e GONÇALVES, R.F. Tratamento de efluentes de indústrias têxteis e de lavanderias industriais através de reatores de alta taxa com biofilme. III SIBESA, Gramado, RS, ABES/ ANDIS, editoração eletrônica, 1996.
- GRAU, P. Textile industry wastewaters treatment. Wat. Sci. Tech., 24(1):97-103, 1991.
- HARMER, C. & BISHOP, P.L. Transformation of azo dye AO-7 by wastewater biofilms. Wat. Sci. Tech., 26(3-4):627-36, 1992.

HATZIFOTIADOU, O. Contribution a l'etude de l'hydrodynamique et du transfert de matière gaz-liquide dans un réacteur a lit fluidisé triphasique. Thèse de Doctorat, L'Institut National des Sciences Appliquées (INSA). Toulouse, 1989, 174p.

HU, T. L. Sorption of reactive dyes by Aeromonas biomass. Wat. Sci. Tech., 26(1-2):357-66, 1992.

HOLST, T.C., TRUC, A. and PUJOL, R. Anaerobic Fluidized Beds: Ten Years of Industrial Experience. Wat. Sci. Tech., 36(6-7):415-422, 1997.

JORNAL DE SANTA CATARINA. Suplemento de Economia. Blumenau, 181:3, 1996.

KANEKAR, P. SARNAIK, S. and KELKAR, A. Microbial technology for management of phenol bearing dyestuff wastewater. Wat. Sci. Tech., 33(8):47-51, 1996.

LAZAROVA, V. & MANEM, J. Advance in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. IN: Second International Specialized Conference on Biofilm Reactors, Paris, France, IAWQ, pp.411-415, 1993.

LAZAROVA, V. & MANEM, J. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. Wat. Res., 29(10):2227-45, 1995.

LERTPOCASOMBUT, K. , CAPDEVILLE, B. and ROQUES, H. Application of aerobic biofilm growth in a three-phase fluidized-bed reactor for biological wastewater treatment. IN: 2nd Asian Conference on Water Pollution Control in Asia, Bangkok, Thailand, 1988.

LERTPOCASOMBUT, K. Epuration carbonée par film biologique mince dans un reactor à lit fluidisé triphasique. Thèse de Doctorat, L'Institut National des Sciences Appliquées (INSA), Toulouse, 1991. 204 p.

LI, K.Y. & ZHANG, Y.B. Oxygen transfer limitation in a respirometer. Water Environment Research, 68(1):36-41, 1996.

- LOWRY, O.H. et al. Protein Measurement with the Folin Phenol Reagent. Journal of Environmental Engineering, 112(4):718-27, 1951.
- MARAGNO, A. & CAMPOS, J. Potencialidade de reator anaeróbio de leito fluidizado para tratamento de águas residuárias. Anais do 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Goiânia, Go, ABES, Tomo IV, 2, 1991.
- MARTINS, G. B.H. Práticas Limpas Aplicadas às Indústrias Têxteis de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado, UFSC. Florianópolis, SC, 1997. 125 p.
- MELO FILHO, L. C. Efeito da Pré-ozonização na Geração de Lodo em Processos de Coagulação-floculação no Tratamento de Efluentes Têxteis. Dissertação de Mestrado, UFSC. Florianópolis, SC, 1997. 102p.
- MEYER, V. , CARLSSON, F.H.H. and OELLERMANN, A. Decolourization of textile effluent using a low cost natural adsorbent material. Wat. Sci. Tech. 26(5-6):1205-11,1992.
- MOREAU, M. , LIU, Y., CAPDEVILLE, B., AUDIC, J.M. and CALVES, L. Kinetic behavior of heterotrophic and autotrophic biofilms in wastewater treatment processes. In: Second International Specialized Conference on Biofilms Reactors. Paris, France, IAWQ, pp.479-86, 1993.
- MULCAHY, L. & SHIEH, W. Fluidization and reactor biomass characteristics of the denitrification fluidized bed biofilm reactor. Wat. Res., 21(4):451-8, 1987.
- NGUYEN, K. M. Description et modélisation des films biologiques aérobies. Thèse de Doctorat, L'Institut National des Sciences Appliquées (INSA), Toulouse, 1989. 235 p.
- NIELSEN, H., JAHN, A. and PALMGREN, R. Conceptual model for production and composition of exopolymers in biofilms. Wat. Sci. and Tech., 36, (1):11-19, 1997.

- OELLERMANN, R. , RONEN, T. and MEYER, V. Biodegradation of wool scouring effluent on a laboratory scale. Wat. Sci. Tech., 26(9-11):2101-4, 1992.
- ORHON, D. , ARTAN, N., BÜYÜKMURAT, S. and GÖRGÜN, E. The effect of residual COD on the biological treatability of textile wastewaters. Wat. Sci. Tech., 26(3-4):815-25, 1992.
- PONCELET, D. , BINOT, R., BOL, T., NAVEAU, H. and J-NYNS, E. Biotechnologie des lits fluidisés en réacteur cylindrique et tronc-conique. Trib. Cebedeau, 494(38):3-12, 1985.
- PUJOL, R. , CANLER, J.P. and IWEMA, A. Biological aerated filters: an attractive and alternative biological process. Wat. Sci. Tech., 26(3-4):693-702, 1992.
- RIGONI-STERN, S. , SZPYRKOWICZ, L. and ZILIO-GRANDI, F. Treatment of silk and lycra printing wastewaters with the objective of water reuse. Wat. Sci. Tech., 33(8):95-104, 1996.
- RITTMANN, B. E., TRINET, F., AMAR, D. and CHANG, H.T. Measurement of the activity of a biofilm: effects of surface loading and detachment on a three-phase, liquid-fluidized-bed reactor. Wat. Sci. Tech., 26(3-4):585-94, 1992.
- ROVATTI, M. , NICOLELLA, C., CONVERTI, A., GHIGLIAZZA, R. and DIFELICE, R. Phosphorus removal in fluidized bed biological reactor (FBBR). Wat. Res., 29(12):2627-34, 1995.
- ROZICK A . F. and GAUDY, Jr., A . F. Design and Operation of Activated Sludge Processes Using Respirometry. Lewis Publishers, INC., New Jersey , 1992 . 185p.
- RYHINER, G. , BIROU, B. and GROS, H. The use of submerged structured packings in biofilm reactors for wastewater treatment. Wat. Sci. Tech., 26(3-4):723-31, 1992.

- SAGBERG, P., DAUTHUILLE, P. and HAMON, M. Biofilm reactors: a compact solution ✓  
for the upgrading of waste water treatment plants. Wat. Sci. Tech., 26(3-4):733-42,  
1992.
- SHIEH, W. & KEENAN, J. Fluidized bed biofilm reactor for wastewater treatment. IN:  
Advances in Biochemical Engineering/ Biotechnology. Berlin, Ed. Flechter A., vol. 33,  
pp.131-69, 1986.
- SOUABI, S., YAACOUBI, A . FROUJI, A . and BELKHADIR, M. Etude de l'élimination  
des colorantes des rejets de l'industrie textile. TSM, 3:181-5, 1996.
- SPANJERS, H., OLSSON, G. and KLAPWIJK, A. Determining short-term biochemical  
oxygen demand and respiration rate in an aeration tank by using respirometry and  
estimation. Water Research, 28(7):1571-1583, 1994.
- TAVARES, C. R. G. Tratamento Aeróbio de Efluentes em Bio-reactores de Leito Fluidizado ✓  
Trifásico. Tese de Doutorado, UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 1992. 203 p.
- TAVARES, C.R.G. , RUSSO, C. and SANT'ANNA Jr., G.L. Aerobic treatment of  
wastewaters in a three-phase fluidized bed bioreactor: a comparison of two types of  
polymeric supports. Env. Tech., 15:687-93, 1994.
- TAVARES, C.R.G. , SANT'ANNA Jr., G.L. and CAPDEVILLE, B. The effect of air  
superficial velocity on biofilm accumulation in a three-phase fluidized-bed reactor. Wat.  
Res., 29(10):2293-8, 1995.
- TIJHUYS, L., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. and HEIJNEN, J.J. Formation and growth of  
heterotrophic aerobic biofilms on small suspended particles in Airlift Reactors.  
Biotech./Bioeng., 44(5):595-608, 1994.
- TRINET, F. Etude du biofilm d'un réacteur à lit fluidisé triphasique en épuration d'une  
pollution carbonée. D.E.A. Université de Technologie de Compiègne et Société  
Lyonnaise des Eaux, Compiègne, France, 1988. 71p.

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

ZAHID, W.M. & GANCZARCZYK, J. J. Structure of RBC biofilms. Wat. Env. Res., 66(2):100-6, 1994.

ZAOYAN, Y., KE, S., FAN, Y., GUANGLIANG, S., JINSHAN, D. and HUANIAN, M. Anaerobic-aerobic treatment of a dye wastewater by combination of RBC with activated sludge. Wat. Sci. Tec., 26(9-11):2093-6, 1992.



## ANEXOS

### ANEXO I

#### Protocolo experimental para medida de polissacarídeos (Método de DUBOIS et al., 1956)

*Princípio:* o princípio desta medida baseia-se sobre a formação de derivados furfurálicos pelo aquecimento de oses neutras em meio sulfúrico concentrado, os quais juntos com os fenóis formam um composto de cor amarela, que pode ser medida por espectrofotometria.

#### a) reagentes utilizados

- ácido sulfúrico concentrado (95,5% e densidade específica 1,84)
- solução fenol (50 g/l)
- solução de fosfato de potássio (10 mM e pH=7)
- pesar 0,36 g de dihidrogênio fosfato de potássio ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ), diluir em 500 ml e ajustar o pH a 7,0 com NaOH 1N, completar o volume para 1.000 ml com água destilada.

#### b) Curva padrão

Preparar uma série de amostras-padrão de glicose, variando de 10 a 100 mg/l, a partir de uma solução-padrão de glicose a 100 mg/l. Essas amostras são preparadas usando a solução tampão de fosfato de potássio de 10 mM, pH = 7, conforme tabela:

glicose (mg/l)	volume solução glicose (ml)	volume solução tampão(ml)
0	0,0	1,0
10	0,1	0,9
30	0,3	0,7
50	0,5	0,5
80	0,8	0,2
100	1,0	0,0

#### c) Determinação

Em um tubo de ensaio colocar:

- 1 ml de amostra e 1 ml da solução de fenol, agitar vigorosamente;
- 5 ml de ácido sulfúrico concentrado (colocar com cuidado, inclinando o tubo), misturar bem; deixar em repouso e no escuro durante 10 min.; agitar bem;
- colocar os tubos em banho-maria a 25-30°C durante 10 a 20 min.
- traçar o espectro da glicose entre 400 e 600 nm ou ler as absorbâncias a 490 nm e traçar a curva padrão.

Obs.: a cor é estável durante várias horas e as leituras poderão ser efetuadas mais tarde, se necessário.

## ANEXO II

**Protocolo experimental para medida de proteínas  
(Método de LOWRY et al., 1951)**

*Princípio:* o método se baseia na formação de um complexo azul entre as ligações peptídicas e as curvas de sais sobre a redução do reagente de Folin aos agrupamentos fenóis dos constituintes das proteínas (tirosina).

*a) reagentes utilizados*

- reagente A  
2 g  $\text{Na}_2\text{CO}_3$   
+ 0,02 g de tartarato duplo de sódio e potássio  
em 100 ml de NaOH 0,1N
- reagente B  
0,5 g de  $\text{CuSO}_4$   
+ 2 gotas de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado  
em 100 ml de água destilada
- reagente C (preparar antes da medida)  
50 ml de A + 1 ml de B
- reagente de Folin 1N (conservar ao abrigo da luz)
- solução padrão de soro de albumina de boi (B.S.A.) (conservar a 4 °C)

*b) Extração de proteínas do biofilme com NaOH 1N a 80°C:* 5 ml de solução padrão de BSA ou de amostra, 5 ml de NaOH 1N. Agitar e recobrir com papel alumínio, deixar em banho-maria a 80 °C por 30 minutos. Agitar com ultrassom.

*c) Padronização:* preparar uma série de soluções de B.S.A. de 10 a 100 mg/l a partir de uma solução de B.S.A. a 100 mg/l

B.S.A. (mg/l)	volume B.S.A.(ml)	volume de NaOH (ml)
0	0	1
10	0,1	0,9
30	0,3	0,7
50	0,5	0,5
80	0,8	0,2
100	1	0

*c)Protocolo:*

em um tubo de ensaio: -1 ml de uma solução de proteínas a medir

-3 ml da solução AB

-agitar ao vortex até 10 min. exatos ao abrigo da luz

-acrescentar 0,3 ml da reação de Folin 1N

-agitar imediatamente ao vortex (a reação não dura mais que alguns segundos)

-deixar 30 min. ao abrigo da luz

-traçar o espectro da solução B.S.A. entre 600 e 900 nm

-leia a densidade óptica (760 nm) e traçar a curva padrão (efetuar a medida em menos de 30 min.).

### ANEXO III

#### Protocolo experimental para medida da atividade respirométrica do biofilme.

*Objetivo:* caracterizar a velocidade de consumo de oxigênio do biofilme.

$$dO_2/dt = (a' \cdot dS/dt) + (b' \cdot X)$$

onde:

$dO_2/dt$  = velocidade de consumo de OD ( $mgO_2/l.min$ )

$dS/dt$  = velocidade de consumo do substrato ( $mg DQO/l.min$ )

$a'$  = taxa de conversão ( $mg O_2/mg$  de substrato)

$X$  = concentração de biomassa ( $mg/l$ )

$b'$  = taxa de respiração ( $mgO_2/g$  de biomassa.min)

*a) Determinação de  $b'$ :* em um vidro de DBO escuro colocar um pouco de água de diluição de DBO, em seguida adicionar 50 ml de biopartículas (OSBG + biofilme), completar o volume do vidro de DBO com água de diluição. Deixar sob agitação magnética. Colocar a sonda para medida de OD e medir a diferença durante alguns minutos.

*b) Determinação de  $a'$ :* pegar 500 ml de substrato preparado (50 ml do efluente + 450 de água de diluição). Colocar um pouco desse substrato no vidro de DBO, acrescentar 50 ml de biopartículas, completar o vidro de DBO com o substrato preparado. Manter sob agitação magnética. Medir o OD até que este chegue a níveis mais baixos, pois deve haver consumo de substrato. Determinar a DQO do substrato preparado (solução inicial) e da solução final, após filtração. Determinar a biomassa.

*c) Cálculos*

$$b' = (\Delta O_2 / \Delta t) / X \quad (mg O_2/g \text{ biomassa} \cdot min)$$

$$a' = [\Delta O_2 - (b \cdot X \cdot \Delta t)] / \Delta S \quad (g O_2/mgS)$$

$$S_e = DQO_{inicial} \quad (mg O_2/l)$$

$$S_o = DQO_{final} \quad (mg O_2/l)$$

$$\Delta S = S_o - S_e \quad (mg O_2/l)$$