

**CLAUDIO ARCANJO DE SOUSA**

**CONTROLE DO INTUMESCIMENTO FILAMENTOSO EM UM SISTEMA DE  
LIDOS ATIVADOS UTILIZANDO SELETORES BIOLÓGICOS**

**Tese apresentada à Universidade  
Federal de Viçosa como parte das  
exigências do Programa de Pós-  
graduação em Ciência Florestal,  
para obtenção do título de “Magister  
Scientiae”.**

**VIÇOSA  
MINAS GERAIS - BRASIL  
2002**

**CLAUDIO ARCANJO DE SOUSA**

**CONTROLE DO INTUMESCIMENTO FILAMENTOSO EM UM SISTEMA DE  
LADOS ATIVADOS UTILIZANDO SELETORES BIOLÓGICOS**

**Tese apresentada à Universidade  
Federal de Viçosa como parte das  
exigências do Programa de Pós-  
graduação em Ciência Florestal,  
para obtenção do título de “Magister  
Scientiae”.**

**APROVADA: 21 de outubro de 2002**

---

Prof<sup>ª</sup> Flávia Maria Lopes Passos  
(Conselheira)

---

Prof. José Lívio Gomide  
(Conselheiro)

---

Prof<sup>ª</sup> Ann Honor Munteer

---

Prof<sup>ª</sup> Teresa Cristina Brazil de Paiva

---

Prof. Cláudio Mudado Silva  
(Orientador)

*À minha doce amada “Shirley”*

*Ao meu rebento “Thiago”*

*Aos meus pais “Franquelino e Efigênia”*

*“Há ouro e abundância de pérolas, mas  
os lábios do conhecimento são jóias preciosas”.  
Provérbios 20:15*

## **AGRADECIMENTOS**

A Jesus Cristo pela vida em abundância;

À minha esposa Shirley que tanto me incentivou, me apoiando incondicionalmente durante todo o trabalho e apoiando-me nesta tarefa;

Ao professor Cláudio Mudado Silva pela orientação, atenção, disponibilidade, carinho e amizade durante este trabalho;

À Universidade Federal de Viçosa por aceitar-me no programa de mestrado, ao CNPq pela bolsa de estudo e a FAPEMIG pelo financiamento do projeto;

Demais professores Jorge Luiz Colodette, Rubens Chaves de Oliveira, José Lívio Gomide do Laboratório de Celulose e Papel, Ann Honor Munteer do Departamento de Engenharia Civil, Flávia Maria Lopes Passos do Departamento de Microbiologia e Frederico Vieira Passos do Departamento de Alimentos pelas preciosas instruções;

Aos colegas do curso de Pós Graduação pelo carinho e amizade e aos estudantes de iniciação científica Camila Amorim e André Tiensehausen pela ajuda nas análises de rotina;

Aos funcionários do Laboratório de Celulose e Papel que contribuíram para o êxito deste trabalho;

À Klabin Papéis e embalagens unidade Ponte Nova pela liberação dos efluentes e demais informação valiosas para execução deste trabalho;

## **BIOGRAFIA**

Cláudio Arcanjo de Sousa, filho de Franquelino Henrique de Sousa e Efigênia Maria de Sousa, nasceu em 29 de setembro de 1974 em Pará de Minas, Minas Gerais.

Em 1992 iniciou o curso Técnico em Agropecuária na Central de Ensino e Desenvolvimento Agrário de Florestal – CEDAF, na cidade de Florestal MG, em 1994 concluiu o respectivo curso.

Em 1995 iniciou o curso de Engenharia Florestal na Universidade Federal de Viçosa, Viçosa MG, em 2000 concluiu o respectivo curso.

Em 2000 iniciou o curso de mestrado em Ciência Florestal na Universidade Federal de Viçosa concluindo-o no ano de 2002.

## CONTEÚDO

	<b>Página</b>
LISTA DE QUADRO .....	viii
LISTA DE FIGURA .....	ix
LISTA DE SÍMBOLOS .....	xii
RESUMO .....	xiii
ABSTRACT .....	xv
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA .....	4
2.1. Lodos ativados: Histórico do processo .....	4
2.2. Lodos Ativados: princípios do processo .....	5
2.3. Alternativas dos sistemas de lodos ativados .....	7
2.3.1. Lodos ativados convencional .....	8
2.3.2. Lodos ativados aeração prolongada .....	8
2.4. Regime hidráulico dos reatores .....	9
2.5. Microorganismos no tratamento por lodos ativados .....	10
2.5.1. O floco biológico e o intumescimento filamentosos .....	13
2.5.2. Identificação e surgimento das bactérias filamentosas .....	13
2.5.3. Índice volumétrico do lodo .....	17
2.6. Medidas corretivas do intumescimento do lodo .....	18
2.6.1. Uso de substâncias tóxicas para o controle do intumescimento filamentosos .....	20
2.6.2. Seletores biológicos .....	21

2.7.	Parâmetros operacionais.....	24
2.7.1.	Concentração da massa microbiana no tanque de aeração .....	24
2.7.2.	Tempo de residência celular - Idade do lodo .....	25
2.7.3.	Tempo de retenção hidráulica.....	26
2.7.4.	Taxa alimento/microrganismo (A/M) e utilização de substrato (U) ....	27
2.7.5.	Concentração de oxigênio dissolvido .....	29
2.7.6.	Efeitos da temperatura .....	30
2.7.7.	Efeitos do pH.....	31
2.7.8.	Concentração de nutrientes .....	31
2.8.	Características dos efluentes para o tratamento biológico .....	32
3.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	34
3.1.	Estratégia Experimental .....	34
3.1.1.	Primeira fase .....	34
3.1.2.	Segunda fase .....	35
3.2.	Efluente .....	36
3.2.1.	Primeira Fase.....	36
3.2.2.	Segunda Fase.....	36
3.3.	Amostragem e métodos analíticos .....	37
3.3.1.	Primeira Fase.....	37
3.3.2.	Segunda fase .....	37
3.4.	Cloração .....	38
3.5.	Procedimentos analíticos .....	38
3.5.1.	Demanda química de oxigênio solúvel (DQO) .....	39
3.5.2.	Demanda bioquímica de oxigênio 5 dias (DBO5).....	39
3.5.3.	Sólidos suspensos totais (SST).....	40
3.5.4.	Carboidratos no efluente .....	40
3.5.5.	Exopolímeros e carboidratos no lodo .....	40
3.5.6.	Ácidos graxos voláteis (AGV).....	41
3.5.7.	Oxigênio dissolvido (OD).....	41
3.5.8.	pH.....	41
3.5.9.	Análise de sedimentabilidade - Índice volumétrico do lodo (IVL) .....	42
3.6.	Identificação e concentração de microrganismos filamentosos.....	42
3.7.	Parâmetros operacionais da planta .....	42
3.7.1.	Idade do lodo.....	42
3.7.2.	Relação A/M.....	43
3.7.3.	TRH.....	44

3.7.4. Concentração de OD.....	44
3.7.5. Análise de pH.....	44
3.7.6. Remoção de DQO.....	44
3.7.7. Remoção de demanda bioquímica de oxigênio .....	45
3.7.8. Remoção de ácidos orgânicos voláteis .....	45
3.7.9. Decantabilidade do lodo através do IVL.....	46
3.7.10..Concentração de SST nos seletores, reatores e efluentes tratados	46
3.7.11. Taxa de aplicação hidráulica (TAH) nos decantadores secundários	46
3.7.12. Taxa de aplicação de sólidos (TAS) nos decantadores secundários	47
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
4.1. Primeira fase .....	48
4.1.1. Características físico-químicas do efluente.....	48
4.1.2. Identificação dos microrganismos causadores do intumescimento...	49
4.1.3. Cloração.....	50
4.1.4. Seletores biológicos .....	52
4.2. Segunda fase .....	57
4.2.1. Características físico-químicas do efluente.....	57
4.2.2. Identificação dos microrganismos causadores de intumescimento...	58
4.2.3. Seletores aeróbios .....	59
4.2.3.1. Índice volumétrico do lodo (IVL).....	60
4.2.3.2. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no efluente final.....	63
4.2.3.3. Remoção de DQO nos diferentes sistemas de tratamentos ....	65
4.2.3.4. Remoção de DQO nos seletores .....	66
4.2.3.5. Remoção de ácidos graxos voláteis (AGV).....	69
4.2.3.6. Taxa de alimento/microrganismos .....	71
5. RESUMO E CONCLUSÕES .....	73
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	76
7. APÊNDICE .....	81



## LISTA DE QUADRO

	<b>Página</b>
Quadro 2.1 Causa para o surgimento de determinadas espécies de microrganismos filamentosos .....	16
Quadro 3.1. Programa de amostragem e análises físico-químicas na planta piloto durante a primeira fase do experimento.....	37
Quadro 3.2. Programa de amostragem e análises físico-químicas na planta laboratorial durante a segunda fase do experimento.....	38
Quadro 4.1. Características físico-químicas do efluente bruto durante a primeira fase de tratamento .....	48
Quadro 4.2. Características operacionais dos seletores biológicos durante a condução do experimento.....	53
Quadro 4.3. Características físico-químicas do efluente bruto coletado após o decantador primário da Klabin Papéis e Embalagens .....	58
Quadro 4.4. Principais características dos sistemas em paralelo.....	59
Quadro 4.5. Resultados dos quatro sistemas operando em paralelo .....	60

## LISTA DE FIGURA

	<b>Página</b>
Figura 2.1	Esquema simplificado do sistema de tratamento biológico por lodos ativados..... 6
Figura 2.2	Crescimento específico das bactérias formadoras de flocos e das filamentosas em função da concentração de substrato em um sistema de mistura completa. .... 22
Figura 3.1.	Fluxograma da planta-piloto de tratamento de efluentes da primeira fase..... 35
Figura 3.2.	Fluxograma da planta-laboratorial de tratamento de efluentes da segunda fase. .... 36
Figura 4.1	Comportamento do índice volumétrico do lodo durante a cloração na linha de recirculação do lodo. .... 51
Figura 4.2.	Efeitos do cloro no filamento de <i>Microthrix parvicella</i> (A) e as células sendo expelidas do interior do filamento (B), quando submetidos à 5 Kg de Cl <sub>2</sub> /Kg de SST.d. .... 52
Figura 4.3.	Redução do IVL através da utilização do seletor biológicos com uma câmara seletora aerada (A), duas câmaras seletoras aeradas (B) e quatro câmaras seletoras aeradas (C)..... 54
Figura 4.4.	Índice volumétrico do lodo dos quatro sistemas operando sem seletor, um seletor mistura completa TRH de 45', quatro seletores

	de fluxo em pistão TRH de 4x45' e um seletor de mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias.....	61
Figura 4.5.	Concentração de sólidos suspensos totais no efluente tratado, originados dos sistemas sem seletor, um seletor mistura completa TRH de 45', quatro seletores de fluxo em pistão TRH de 4x45' e um seletor de mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias. ....	64
Figura 4.6.	Remoção de DQO nos quatro sistemas de tratamento operando sem seletor, um seletor mistura completa TRH de 45', quatro seletores de fluxo em pistão TRH de 4x45' e um seletor de mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias.	66
Figura 4.7.	Remoção de DQO nos seletores biológicos de mistura completa TRH de 45', fluxo em pistão TRH de 4x45' e mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias. ....	67
Figura 4.8.	Remoção de DQO na primeira, segunda, terceira e quarta câmara do seletor 2 (fluxo em pistão) com idade do lodo de 10 e 20 dias. ....	68
Figura 4.9.	Remoção de AGV nos quatro sistemas de tratamento operando sem seletor, um seletor mistura completa TRH de 45', quatro seletores de fluxo em pistão TRH de 4x45' e um seletor de mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias.	69
Figura 4.10.	Remoção de AGV nos seletores biológicos de mistura completa TRH de 45', quatro seletores de fluxo em pistão TRH de 4x45' e mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias.	71
Figura 4.11.	Taxa A/M dos sistemas, sem seletor, seletor mistura completa TRH de 45', seletor com quatro câmaras seletoras em série (fluxo em pistão) TRH de 4x45' e seletor de mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias. ....	72

## LISTA DE SÍMBOLOS

$q_c$ -	Idade do lodo (dias)
A/M-	Taxa alimento/microrganismo (Kg DBO/Kg SST.dia)
AGV-	Ácidos graxos voláteis (mg/L)
COT-	Carbono orgânico total (mg/L)
DBO-	Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)
DBO <sub>5</sub> -	Demanda bioquímica de oxigênio cinco dias (mg/L)
DBO <sub>i</sub> -	Demanda bioquímica de oxigênio instantânea (mg/L)
DQO-	Demanda química de oxigênio (mg/L)
ETE-	Estação de tratamento de efluente
H <sub>0</sub> -	Altura da coluna de lodo no tempo 0 minuto (ml)
H <sub>30</sub> -	Altura da coluna de lodo no tempo 30 minutos (ml)
IVL-	Índice volumétrico do lodo (ml/g)
K <sub>S</sub> -	Constante de meia saturação (mg/L)
OD-	Oxigênio dissolvido (mg/L)
PHB-	Poli-β-hidroxibutirato
Q <sub>a</sub> -	Vazão afluyente (m <sup>3</sup> /dia)
Q <sub>d</sub> -	Vazão de descarte do lodo (m <sup>3</sup> /dia)
R-	Razão de recirculação
SST-	Sólidos suspensos totais (mg/L)
SSV-	Sólidos suspensos voláteis (mg/L)
SSV <sub>ta</sub> -	Sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (mg/L)

- TAH- Taxa de aplicação hidráulica nos decantadores secundários ( $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{hora}$ )
- TAS- Taxa de aplicação de sólidos nos decantadores secundários ( $\text{Kg}/\text{m}^2.\text{hora}$ )
- TEUO- Taxa específica de utilização de oxigênio
- TRH- Tempo de retenção hidráulica (horas)
- $V_{\text{ta}}$ - Volume do tanque de aeração ( $\text{m}^3$ )
- $X_{\text{d}}$ - Concentração de microrganismos descartados ( $\text{mg}/\text{L}$ )
- $X_{\text{e}}$ - Concentração de microrganismos no efluente tratado ( $\text{mg}/\text{L}$ )
- $X_{\text{ta}}$ - Concentração de microrganismos no tanque de aeração ( $\text{mg}/\text{L}$ )
- $\mu_{\text{m}}$ - Constante de crescimento máximo ( $\text{h}^{-1}$ )

## RESUMO

SOUSA, Cláudio Arcanjo, M. S., Universidade Federal de Viçosa, outubro de 2002. **Controle do intumescimento filamentoso em um sistema de lodos ativados utilizando seletores biológicos.** Orientador: Cláudio Mudado Silva. Conselheiros: Flávia Maria Lopes Passos e José Lívio Gomide.

Avaliou-se métodos de controle do intumescimento filamentoso em um sistema de tratamento de efluentes por lodos ativados de uma fábrica de papel reciclado. Em uma primeira fase utilizou-se uma planta piloto de 72,9 litros e na segunda fase uma planta laboratorial de 5,0 litros, composta por quatro sistemas em paralelo. Em ambas escalas pretendeu-se simular a planta industrial de lodos ativados da Klabin Papéis e Embalagens, unidade Ponte Nova – MG. O efluente obtido na indústria teve seu pH neutralizado e a relação DBO:N:P corrigida para 100:6:2. O controle do intumescimento filamentoso nas plantas piloto e laboratorial, foi avaliado introduzindo seletores biológicos, destinados proporcionar o crescimento balanceado das bactérias filamentosas e formadoras de flocos. Os seletores biológicos avaliados constituíram de três sistemas aerados, uma série de quatro tanques aerados dispostos em série com tempo de residência hidráulica (TRH) de 45 minutos cada (com TRH total de 180 minutos, simulando um sistema de fluxo em pistão), um único tanque aerado de mistura completa com TRH de 45 minutos e um tanque de mistura completa com TRH de 180 minutos. Um sistema controle sem seletores foi avaliado em paralelo. O tratamento com cloro foi também avaliado como meio de controlar as bactérias filamentosas. Hipoclorito de sódio, na concentração de 80 mg/L foi administrado na entrada do reator principal. Concentrações de 2, 3, 4 e 5 Kg de  $\text{Cl}_2$ /Kg SSV.d,

foram testadas. Os microrganismos filamentosos *Microthrix parvicella* e Tipo 0092 foram encontrados na planta piloto e *Sphaerotilus natans* e Tipo 021N foram encontrados na planta laboratorial. As presenças desses microrganismos foram relacionadas com o fenômeno do intumescimento filamentosos. O efluente apresentou demanda química de oxigênio (DQO) de 1422 e 2068 mg/L e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de 730 e 1447 mg/L e concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) de 204 e 804 mg/L para a planta piloto e planta laboratorial respectivamente. Quase a totalidade desses compostos foi removida no tratamento biológico. Dentre os sistemas estudados, o seletor com quatro câmaras em série com TRH total de 180 minutos, foi mais eficiente no controle do intumescimento filamentosos, para as idades do lodo de 10 e 20 dias, produzindo um lodo com índice volumétrico do lodo (IVL) de 195 e 111 ml/g respectivamente; e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) no efluente tratado de 124 e 104 mg/L respectivamente. A remoção de demanda química de oxigênio (DQO), chegou a 70,6 e 68,8%; a remoção de ácidos graxos voláteis (AGV), foi de 59,1 e 57,8% e a taxa inicial de alimento microrganismo (A/M) nos seletores foi de aproximadamente 21 e 11 Kg de DQO/Kg de SSV dia. Na cloração a dosagem mais eficiente no controle do intumescimento filamentosos foi a dosagem de 5 Kg de Cl<sub>2</sub>/Kg de SSV.dia A suspensão da aplicação do cloro foi determinada pela redução do IVL, pela mortandade das bactérias filamentosas em análise microbiológica e também pela turbidez no efluente tratado.

## ABSTRACT

SOUSA, Cláudio Arcanjo, M. S., Universidade Federal de Viçosa, october 2002.  
**Filamentous bulking control in activated sludge plant with biologic selectors.** Adviser: Cláudio Mudado Silva. Committee members: Flávia Maria Lopes Passos e José Lívio Gomide.

It was evaluated methods for filamentous bulking control in an old corrugated cardboard mill activated sludge effluent treatment plant. In a first phase, a 72,9 liter capacity activated sludge pilot-plant was used, while in a second phase a 5,0 liter laboratory plant consisted of four parallel reactors was used. The aim of the study was to simulate the performance of the biological activated sludge plant of Klabin Papéis e Embalagens at Ponte Nova, MG. The pH of the mill effluent was neutralized and the ratio BOD:N:P was corrected to 100:6:2. The control of the filamentous bulking in both the pilot scale plant and laboratory plant was evaluated with the introduction of biological selectors aiming at a balanced growth of filamentous bacteria as well as a good floc formation. Three aerated biological selectors, were tested: first a series of four aerated tanks in series with hydraulic residence time (HRT) set to 45 minutes each (with total hydraulic residence time of (HRT) 180 minutes, simulating a plug flow system); second a single aerated complete mix tank with HRT of 45 minutes and a third complete mix tank with HTR of 180 minutes). A control system without selector was evaluated in parallel to the other three systems. Chlorine treatment was also



evaluated in order to control filamentous bulking bacteria. Sodium hypochlorite at 80 mg/L was applied at the main reactor inlet. Concentrations of 2, 3, 4 and 5 kg of elemental Chlorine per kg of VSS/day were tested. The filamentous *Microthrix parvicella* as well as TYPE 0092 microorganism were found in the pilot plant while *Sphaerotilus natans* and TYPE 021N microorganisms were found in the laboratory plant. The presence of these microorganisms was related to filamentous bulking. The effluent showed a chemical oxygen demand (COD) of 1422 to 2068 mg/L while the biochemical oxygen demand (BOD) was in the range of 730 to 1447 mg/L and the content of volatile fatty acids (VFA) ranged from 204 to 804 mg/L, namely, for the pilot plant and the laboratory plant. Most of these compounds were removed in the biological treatment system. Among the systems, the selector with four chambers in series, with total HRT of 180 minutes, was shown to be the most efficient in the control of filamentous bulking covering sludges with ages of 10 and 20 day, which produced a sludge with sludge volumetric index (SVI) of 195 and 111 mg/g and total suspended solids (TSS) in the treated effluent with of 1214 and 105 mg/L. The removal of chemical oxygen demand (COD) reached 70,6 and 68,8%; the removal of volatile fatty acids (VFA) was in the range of 59,1 and 57,8% and the initial rate of food/microorganisms (F/M) at the selectors were approximately 21 and 11 kg COD/kg of VSS/day. In the chlorination, the more efficient dosage for the control of filamentous bulking was 5,0kg per kg of VSS/day. The suspension of the chlorine dosing was determined by the reduction of SVI, by the rate of death of filamentous bacteria in microbiological analyses as well as by the turbidity of the treated effluent.

## 1. INTRODUÇÃO

No Brasil, estão instaladas diversas fábricas de celulose e papel, constituindo uma atividade industrial importante para a economia brasileira.

Grandes volumes de água são necessários para a produção de papel, que uma vez utilizada no processo fabril, esta água retorna ao meio ambiente em forma de efluentes que, de acordo com a legislação, devem ser tratados antes de serem encaminhados para corpos de água receptores.

Os efluentes provenientes de fábricas de papel apresentam elevado teor de matéria orgânica dissolvida e coloidal, que se lançada nos corpos de água receptores causará um impacto ambiental negativo como, por exemplo, a depleção do oxigênio dissolvido presente nesses corpos de água, podendo acarretar a morte de organismos aeróbios e tornar os corpos receptores impróprios para a biota aquática.

Por apresentar uma concentração de matéria orgânica biodegradável relativamente alta, o efluente deve ser tratado através de processos biológicos para que essa matéria orgânica dissolvida e coloidal seja removida. No tratamento biológico, microrganismos utilizam a matéria orgânica como fonte de energia e carbono para síntese de novas células. Microrganismos de crescimento disperso floculam juntamente com bactérias de crescimento filamentosas e separam da fase líquida por decantação.

Existem diversas variações nos processos de tratamento biológico destinados a remover o máximo da matéria orgânica dos efluentes. O processo

de lodos ativados é um dos mais utilizados mundialmente para tratamento biológico de efluentes industriais e domésticos.

Uma planta de lodos ativados é constituída basicamente por um reator aeróbio, onde ocorre oxidação da matéria orgânica e a síntese de novas células, um decantador secundário que separa a fase líquida da fase sólida, além de uma linha de recirculação do lodo do decantador secundário para o reator, mantendo elevada a concentração de sólidos no reator.

O processo de lodos ativados apresenta boa capacidade de remoção da matéria orgânica em curto tempo de retenção hidráulica. Por se tratar de um processo biológico, é necessário controlar no reator o pH, próximo do neutro, o oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg/L, bem como a concentração de nutrientes (N e P).

O problema operacional mais comum nos sistemas de lodos ativados está relacionado à separação da massa microbiana do meio líquido no decantador secundário.

Durante certo tempo acreditou-se que os problemas na separação da massa microbiana do meio líquido estavam relacionados a fatores de física e de engenharia. Com o avanço nas pesquisas, constatou-se que esses problemas estavam relacionados, principalmente, aos parâmetros biológicos, ou seja, com a formação de flocos de biomassa.

A maior população de microrganismos que atuam na depuração dos efluentes. Dentre a quais, as bactérias filamentosas servem de suporte para a formação de flocos, e outras bactérias que crescem aderidas nesses filamentos constituindo os flocos. Quando há um crescimento excessivo de bactérias filamentosas, em relação às formadoras de flocos, ocorre o fenômeno denominado intumescimento do lodo ou “bulking” filamentoso.

O floco biológico intumescido é menos denso e não sedimenta na unidade de decantação secundária, ocorrendo assim, perdas de biomassa no efluente tratado, e menor eficiência na remoção de compostos orgânicos, resultando em baixa qualidade do efluente tratado.

Existem diversos estudos envolvendo o controle do intumescimento do lodo, que consistem principalmente, em corrigir as causas que favorecem o crescimento excessivo das bactérias filamentosas, ou em criar condições favoráveis ao crescimento das bactérias formadoras de flocos. Por exemplo, o

aumento na concentração de nutrientes para os microrganismos favorece o crescimento de bactérias formadoras de flocos.

No Brasil o uso de seletores biológicos no controle do intumescimento filamentoso é ainda recente e raro. Assim o estudo desses seletores constitui uma contribuição importante, fornecendo subsídios para sua utilização nas estações de tratamento de efluentes por lodos ativados.

Os objetivos principais deste trabalho foram determinar a dosagem ideal de cloro e a configuração de seletores biológicos (fluxo em pistão ou mistura completa) no controle do intumescimento filamentoso de uma fábrica de papel reciclado, instalada na Zona da Mata de Minas Gerais, próximo à Universidade Federal de Viçosa

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. Lodos ativados: Histórico do processo**

Segundo SAWYER (1965), no final do século XIX, alguns cientistas europeus e norte-americanos tentaram introduzir ar nos esgotos, com a finalidade de reduzir sua septicidade. No entanto, o desenvolvimento do sistema de lodos ativados se deu a partir de 1914, com os pesquisadores Arden e Lockett, entretanto, muitos outros pesquisadores antes deste período já vinham estudando um sistema que pudesse melhorar a depuração dos esgotos, melhorando sua condição séptica.

Segundo VAN HAANDELL e MARAIS, (1999), em sua versão original o processo operava em batelada, onde a água residuária era introduzida em um reator biológico onde se encontrava o lodo biológico. Depois de encher o reator, o conteúdo era aerado até ser depurado. Desligados os aeradores, a massa microbiana separava-se da fase líquida através da sedimentação e o sobrenadante descarregado. Após a descarga da água residuária depurada iniciava-se um novo ciclo com a presença do lodo. Segundo o autor, o primeiro grande avanço do desenvolvimento do sistema de lodos ativados foi a transformação do regime de batelada em sistema contínuo através da adição de um decantador do lodo a jusante ao reator para armazenar o lodo produzido no reator biológico, após a sedimentação do lodo, este retornava ao reator biológico para reiniciar o processo de depuração.

A próxima etapa concernente ao desenvolvimento do processo foi a elaboração de uma teoria capaz de explicar as características não usuais dos lodos ativados. Até 1930 perdurou a discussão onde alguns pesquisadores baseados em suas teorias, defendiam que as ações do sistema eram físicas enquanto outros defendiam que as ações eram biológicas. No entanto a partir de 1930 com dados experimentais bem fundamentados, tornou-se unânime a teoria biológica do processo de lodos ativados (VAN HAANDELL e MARAIS, 1999).

## **2.2. Lodos Ativados: princípios do processo**

O processo de lodos ativados é o processo aeróbio mais utilizado no mundo para o tratamento de efluentes líquidos, domésticos e industriais. As principais aplicações de um sistema de tratamento biológico aeróbio são: (1) remoção de sólidos e matéria orgânica do efluente, medidos como demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), e carbono orgânico total (COT); (2) nitrificação; (3) desnitrificação; (4) remoção de fósforo; e (5) estabilização do esgoto (METCALF e EDDY, 1991; EIKELBOOM e GROVENSTEIN, 1998).

Embora seja amplamente utilizado no mundo inteiro, o processo de lodos ativados requer uma alta taxa de mecanização, implicando em alto consumo de energia e operação sofisticada.

O princípio básico do tratamento consiste em colocar o afluente líquido em contato com uma cultura heterogênea de microrganismos, os quais irão metabolizar a matéria orgânica no efluente em um reator aeróbio (METCALF e EDDY, 1991).

Dentre os microrganismos responsáveis pela oxidação da matéria orgânica, as bactérias são as principais responsáveis por essa oxidação, seguidas pelos protozoários (METCALF e EDDY, 1991; SPRINGER, 1993; BITTON, 1994; GRADY et al., 1999).

Segundo GRADY et al. (1999), existem quatro fatores comuns nos sistemas de lodos ativados:

- i. uma determinada comunidade microbiana com capacidades de flocular remove a matéria orgânica solúvel e particulada do afluente;

- ii. um sistema de separação separa a massa floculada da fase líquida, produzindo um efluente com baixas cargas de sólidos;
- iii. os sólidos decantados são recirculados do decantador para o biorreator;
- iv. o excesso de sólidos produzido é descartado para controlar o tempo de residência celular (Idade do lodo) no sistema.

Os sistemas de lodos ativados são compostos pelos seguintes elementos conforme mostrados na Figura 2.1:

- tanque de aeração (reator);
- tanque de decantação (decantador secundário); e
- linha de recirculação do lodo.
- descarte e tratamento do lodo

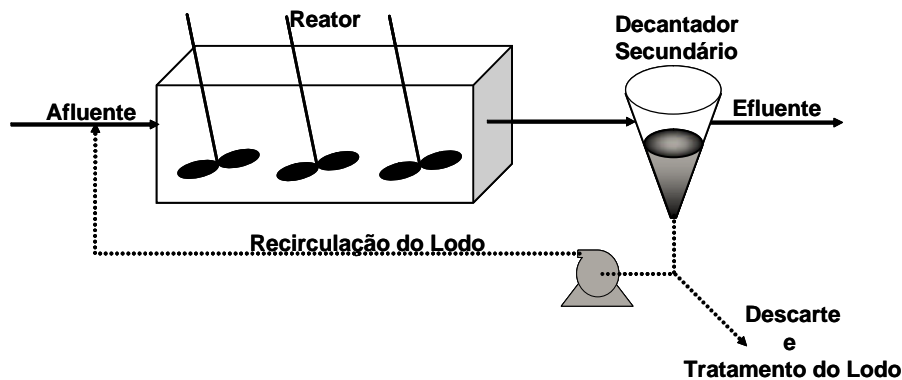


FIGURA 2.1 Esquema simplificado do sistema de tratamento biológico por lodos ativados.

No reator, ocorre a reação bioquímica de oxidação da matéria orgânica. A biomassa utiliza a matéria orgânica do esgoto bruto para desenvolver-se.

Segundo METCALF e EDDY (1991), no reator ocorre basicamente três processos simultâneos:

- oxidação da matéria orgânica, constituindo a produção e captura de energia;
- síntese ou produção celular;
- auto-oxidação ou respiração endógena, compreendendo a oxidação do próprio material celular para a obtenção de energia, no caso de ausência de substrato externo.

No decantador secundário, ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa) permitindo, assim, que o efluente final saia clarificado. Segundo

Carneiro (1984), citado por SILVA (1991), o sobrenadante constitui a água residuária tratada e deve ser livre de flocos.

Os sólidos sedimentados retornam para o reator, através da linha de recirculação do lodo, aumentando a concentração de sólidos nesta unidade, o que resulta na elevada eficiência do sistema.

A biomassa é facilmente separada no decantador devido à capacidade das bactérias em flocular. Tal fato ocorre principalmente em virtude das bactérias apresentarem uma matriz gelatinosa, que permite sua aglutinação com outros organismos, tais como os protozoários (VON SPERLING, 1996b).

O excesso de lodo produzido é descartado a fim de controlar o tempo de residência celular no sistema, comumente chamado de idade do lodo ( $q_c$ ).

Segundo VAN HAANDELL e MARAIS 1999, o lodo de excesso apresenta alguns aspectos indesejáveis, necessitando de tratamento:

- Instabilidade biológica: alta concentração de material orgânico biodegradável, torna o lodo putrescível;
- A qualidade higiênica do lodo é péssima, tendo uma grande variedade de vírus, bactéria e parasita;
- A concentração de sólidos suspensos no lodo é baixa (5 a 50 g/L), de modo que o volume de lodo de excesso é alto.

Os processos de tratamento do lodo visam reduzir o teor de material orgânico biodegradável, organismos patogênicos e o excesso de água, obtendo-se assim um material sólido e estável. Aplicam-se tratamentos biológicos como digestão aeróbia ou anaeróbia e a redução do teor de água é realizada por processos físicos tais como adensamento, filtração, flotação, evaporação, prensagem e centrifugação (VAN HAANDELL e MARAIS 1999).

### **2.3. Alternativas dos sistemas de lodos ativados**

Segundo METCALF e EDDY (1991), VON SPERLING (1996b), VAN HAANDELL e MARAIS (1999) o sistema de lodos ativados apresenta algumas variantes tais como, lodos ativados convencional, lodos ativados aeração prolongada e outros, cada qual com suas características distintas.



### **2.3.1. Lodos ativados convencional**

De acordo com VON SPERLING (1996b) no sistema de lodos ativados convencional, a idade do lodo é usualmente da ordem de 4 a 10 dias, e o tempo de retenção hidráulica no reator, da ordem de 6 a 8 horas. Com essa idade, o lodo de excesso retirado do sistema apresenta elevado teor de matéria orgânica instável, necessitando de tratamento posterior para sua estabilização.

No sistema convencional, há uma menor eficiência de remoção de DBO (85-93%), comparado ao sistema de tratamento por aeração prolongada, devido ao menor tempo de retenção hidráulica do efluente no sistema. Sistema de lodos ativados convencional requer menor área para implantação do sistema, menor potência de aeração, maior capacidade de tratamento do efluente por área, devido principalmente ao menor tempo de retenção do efluente no sistema (VON SPERLING, 1996a).

A taxa de Alimento/Microrganismo (A/M) em um sistema de lodos ativados convencional de acordo com VON SPERLING (1996a), assume valores de 0,3 a 0,8 Kg DBO/KgSSV.d, nessa faixa há um melhor equilíbrio entre as duas populações de bactérias presentes no sistema, que são as bactérias filamentosas e as bactérias formadoras de flocos, desse modo o controle do intumescimento filamentoso do lodo deve ser maior.

### **2.3.2. Lodos ativados aeração prolongada**

Segundo VON SPERLING (1996b) no sistema de lodos ativados aeração prolongada, a idade do lodo é usualmente da ordem de 18 a 30 dias, e o tempo de retenção hidráulica no reator, da ordem de 16 a 24 horas. Como as bactérias permanecem um tempo superior no reator, elas utilizam a própria matéria orgânica componente de suas células para sobreviver, essa matéria orgânica é convertida em gás carbônico e água através da respiração. Desse modo o lodo produzido nesse sistema é estabilizado no próprio reator biológico.

No sistema de aeração prolongada, a eficiência de remoção de DBO é elevada (93-98%), devido ao maior tempo de retenção hidráulica do efluente no sistema. Sistema de lodos ativados com aeração prolongada requer maior área para implantação do sistema, maior potência de aeração, menor capacidade de

tratamento do efluente por área, devido principalmente ao maior tempo de retenção do efluente no sistema (VON SPERLING, 1996a).

A taxa de Alimento/Microrganismo (A/M) em um sistema de lodos ativados aeração prolongada, de acordo com VON SPERLING (1996a), assumem valores de 0,08 a 0,15 Kg DBO/KgSSV.d, nesta faixa há uma maior proliferação das bactérias filamentosas, aumentando as possibilidades do fenômeno de intumescimento filamentoso do lodo.

#### **2.4. Regime hidráulico dos reatores**

Segundo METCALF e EDDY (1991), BAILEY e OLLIS (1986), SNAPE et al. (1995), VON SPERLING (1996a), os reatores podem apresentar as seguintes configurações: mistura completa, mistura completa em série e fluxo em pistão.

Segundo METCALF e EDDY (1991), VON SPERLING (1996a), um reator de fluxo em pistão funciona de forma que as partículas entram continuamente por uma extremidade, passam através do mesmo e saem pela outra extremidade, na mesma seqüência que entraram; o fluxo comporta-se como um êmbolo, as partículas mantêm suas características sem haver misturas longitudinais e estas permanecem no tanque por um período igual àquele de retenção hidráulica. Este tipo de fluxo é reproduzido em sistemas onde a relação comprimento-largura é elevada e a dispersão longitudinal é mínima.

Em um reator de mistura completa, as partículas que entram no sistema são imediatamente distribuídas ao longo do reator. O fluxo de entrada e saída é contínuo. Como as partículas são distribuídas aleatoriamente no reator, estas deixam-no à proporção de sua distribuição estatística, (METCALF e EDDY, 1991; VON SPERLING, 1996a).

Os reatores de mistura completa em série são usados para modelar os regimes hidráulicos que existem entre os regimes de mistura completa e de fluxo em pistão. Se a série for composta de um único reator, o sistema comportará como um sistema único de mistura completa, entretanto, se o sistema for composto por um número infinito de reatores de mistura completa,

este comportará como um sistema de fluxo em pistão (METCALF e EDDY, 1991; VON SPERLING 1996a).

## **2.5. Microorganismos no tratamento por lodos ativados**

As bactérias constituem o maior componente do floco no lodo ativado e são as principais responsáveis pela oxidação da matéria orgânica presente no efluente. Elas produzem polissacarídeos e outros materiais poliméricos, que contribuem para a biofloculação (BITTON, 1994). Sezgin et al. (1978) citado por JENKINS et al. (1993) observando microscopicamente o floco, e realizando algumas medidas físicas, sugeriram dois níveis de estruturas em um floco biológico, as quais foram denominadas microestrutura e macroestrutura do floco. Segundo o autor a microestrutura era formada pelos microrganismos formadores de flocos, que possuem habilidade para formar agregados, enquanto a macroestrutura era formada pelos microrganismos que apresentavam capacidade de formar filamentos, que são responsáveis pelo formato dos flocos, pois o floco cresce na direção que as bactérias filamentosas desenvolvem, (JENKINS et al., 1993). Estes microrganismos formam verdadeiras cadeias e servem de suporte para o crescimento dos microrganismos formadores de flocos que têm a capacidade de aderir, agregar e bioflocular.

O crescimento de microrganismos com filamentos longos e fortes permite a formação de flocos macroscópicos, que mantêm-se intactos, mesmo em ambientes com fortes turbulências. Entretanto, quando os microrganismos filamentosos crescem em excesso, a sedimentabilidade do lodo diminui por duas razões: primeiro, porque o floco fica menos denso e sua estrutura fica difusa; e segundo, porque a aproximação de um floco com outro é dificultada em virtude dos filamentos existentes entre os flocos servirem de barreira para esta aproximação, (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Quando o lodo apresenta excesso de microrganismos filamentosos em sua estrutura, ele é denominado lodo intumescido.

As bactérias filamentosas presentes em alta concentração produzem um floco com estrutura aberta e difusa (JENKINS et al., 1993; BITTON 1994; VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; GRADY et al., 1999). Por outro lado, é possível

que o crescimento de microrganismos filamentosos seja insuficiente. Neste caso, a estrutura do floco é fraca, desintegrando-se facilmente com a turbulência do tanque formando os denominados flocos cabeça-de-alfinete, produzindo um lodo pulverizado, que se sedimenta muito lentamente, produzindo um efluente turvo. O ideal é que haja um equilíbrio entre o crescimento dos microrganismos filamentosos e aqueles formadores de flocos, formando flocos fortes, compactos e com boa sedimentação, (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Segundo JENKINS et al. (1993) e BITTON (1994), desde a introdução de reatores de fluxos contínuos para lodos ativados, o intumescimento do lodo tem sido um dos maiores problemas afetando o sistema de tratamento de efluentes.

Segundo Dias e Bhat (1964), Pike (1972), Tabor (1976) citado por JENKINS et al. (1993), a base formadora de um floco são as bactérias heterotróficas, que incluem alguns gêneros como: *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Citrosomonas* e *Zooglea*. Dentre as bactérias responsáveis pela macroestrutura do floco, existem, aproximadamente, vinte espécies de maior importância que podem estar associadas com ao intumescimento do lodo.

De acordo com GRADY et al. (1999), as bactérias predominantes nos sistemas de lodos ativados são as bactérias heterotróficas, que usam compostos orgânicos, como doadores de elétrons, e fonte de carbono para síntese de novas células. Em baixíssimas concentrações, são encontradas também as espécies autotróficas, que utilizam os compostos inorgânicos, como doadores de elétrons, e o dióxido de carbono como fonte de carbono.

Outra característica importante das bactérias é o tipo de acceptor final de elétrons por elas utilizadas. O acceptor final mais utilizado é o oxigênio. As bactérias são classificadas em: aeróbias estritas, que só utilizam o oxigênio como acceptor final de elétrons; anaeróbias estritas, que não sobrevivem na presença de oxigênio; e facultativas, que utilizam ou podem utilizar o oxigênio como acceptor final de elétrons, assim como outro composto como o  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{4-}$ . Algumas das bactérias facultativas são fermentativas, utilizando compostos orgânicos como acceptor final de elétrons alternativo na ausência de oxigênio, produzindo compostos finais orgânicos reduzidos (GRADY et al.

1999). Quanto ao acceptor final de elétrons, na cadeia respiratória, as espécies que predominam no sistema de lodos ativados são as espécies facultativas (GRADY et al. 1999).

Outro grupo de grande importância, presente nos sistemas de lodos ativados, é o grupo dos protozoários. Segundo METCALF e EDDY (1991), os protozoários são microscópicos, unicelulares, geralmente aeróbios, heterotróficos e apresentam motilidade. Quanto ao tamanho, varia de 5 a 5.000 µm, sendo que a maioria está dentro da faixa de 30 a 300 µm de comprimento (CETESB, 1999). Aproximadamente, 230 espécies de protozoários já foram encontrados em sistemas de lodos ativados, contribuindo com aproximadamente, 5% da biomassa do sistema (JENKINS et al., 1993 e GRADY et al., 1999).

Os protozoários exercem um importante papel no sistema de lodos ativados, pois alimentam-se de matéria orgânica coloidal e bactérias dispersas, reduzindo, assim, a turbidez remanescente, depois da decantação. Eles exercem também importante papel na floculação, através da produção de pellet fecal e muco (JENKINS et al., 1993). Esta função, porém é bem menos importante, comparada com aquela das bactérias formadoras de flocos. Alguns protozoários podem utilizar compostos orgânicos solúveis para o crescimento, competindo com as bactérias e exercendo importante papel na redução da DBO do efluente. Os protozoários são os principais predadores das bactérias dispersas (GRADY et al., 1999).

A taxonomia dos protozoários é baseada, primeiramente, em sua motilidade (JENKINS et al., 1993). As principais classes de protozoários presentes no sistema de lodos ativados são os flagelados, ciliados livres natantes, ciliados fixos ou pedunculados e os rizópodes (amebas) (BITTON, 1994).

Dentre os grupos de protozoários presentes no lodo, o grupo dos ciliados predominam, tanto numericamente quanto em massa (JENKINS et al., 1993; GRADY et al., 1999).

Outro grupo presente no sistema de lodos ativado é o grupo dos metazoários, representado pelos rotíferos, que segundo METCALF e EDDY (1991) são aeróbios, heterotróficos e multicelulares. Os rotíferos alimentam-se de bactérias dispersas, e de pequenas partículas de flocos mal formados. Sua

presença no sistema indica alta eficiência no sistema de tratamento, sendo um bioindicador da qualidade do tratamento.

### **2.5.1. O floco biológico e o intumescimento filamentoso**

A teoria clássica da floculação do lodo baseia-se no princípio de que os lodos ativados são constituídos, em grande parte, pela bactéria *Zooglea ramigera*, que caracteriza-se por possuir uma matriz gelatinosa; esta característica seria responsável pela absorção de partículas em suspensão dando origem ao floco. No entanto, estudos posteriores verificaram que, a ausência dessas bactérias no lodo não impede que as demais bactérias formem flocos. Estudos mais recentes verificaram que a formação de flocos não é atributo, somente, das bactérias que formam muco. Foi observado que grandes números de bactérias, mesmo não produzindo tais secreções, são capazes de flocular, dependendo das características ecológicas que as cercam (CETESB, 1999).

O floco apresenta uma estrutura heterogênea, que contém material orgânico adsorvido, material inerte dos efluentes, material microbiano produzido para a matriz, células vivas e mortas (VON SPERLING, 1996a). Dentre os microrganismos componentes do floco, além das bactérias e protozoários, podem ser encontrados fungos, rotíferos, nematóides e até larvas de insetos (Branco, 1978 citado por VON SPERLING, 1996).

### **2.5.2. Identificação e surgimento das bactérias filamentosas**

Eikelboom e Van Buijsen, 1981 citados por JENKINS et al. (1993) e VAN HAANDEL e MARAIS (1999), realizaram um trabalho notável, desenvolvendo um sistema de identificação de bactérias filamentosas baseado em observações microscópicas, usando parâmetros como morfologia, agrupamento, relação com outros microrganismos, forma do floco e outras características. Quando não era possível identificar o microrganismo como de uma espécie já conhecida, era atribuída, a este, um número para caracterizar o organismo filamentoso. Este sistema encontrou boa aceitação, sendo, ainda hoje, o principal método utilizado para identificação dos microrganismos filamentosos.

As técnicas utilizadas para identificação dos microrganismos filamentosos são de observação do lodo em microscopia de luz direta e de contraste de fase e técnicas de coloração de diferencial de Gram, coloração de Neisser para observar a presença de grânulos de reserva de poli-fosfatos, coloração para observar a presença de grânulos de Poly- $\beta$ -Hidroxibutirato, coloração para identificação da presença de bainha, denominada como estrutura transparente que recobre as células do filamento e teste bioquímico de oxidação de enxofre. Estas informações são lançadas em uma chave dicotômica, para obtenção da espécie do microrganismo ou seu tipo (CETESB, 1999).

Eikelboom e Van Buijsen (1981), citados por VAN HAANDEL e MARAIS (1999), desenvolveram um trabalho simultâneo de identificação dos microrganismos, e obtiveram dados experimentais quanto às condições que estimulam o crescimento excessivo desses microrganismos, o que possibilitou correlacionar o surgimento de certos tipos de microrganismos filamentosos com as condições operacionais do sistema, ou as condições do efluente. Esses estudos mostraram que, no máximo, 10 tipos de bactérias filamentosas são responsáveis por mais de 90% dos problemas relacionados à má decantabilidade do lodo nas estações de tratamento de efluentes por lodos ativados.

Segundo JENKINS et al. (1993), BITTON (1994), existem fatores específicos que influenciam o surgimento dos microrganismos filamentosos, sendo os mais comuns apresentados a seguir.

1. Baixa concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração.  
Segundo BITTON (1994), o crescimento de certas bactérias filamentosas, tais como *Sphaerotilus natans*, *Haliscomenobacter hydrossis* e Tipo 1701, têm sido favorecido por uma concentração baixa de oxigênio dissolvido no tanque de aeração. O autor considera que os tanques de aeração deveriam ser operados com um nível mínimo de 2 mg/L de oxigênio dissolvido.
2. Deficiência nas concentrações de nutrientes principalmente N e P.  
BITTON (1994) afirma que as deficiências de nitrogênio, fósforo, ferro, ou elementos traços podem causar o intumescimento do lodo. EPA

(1987), citado por BITTON (1994) associou o crescimento de *Thiothrix* sp., *Sphaerotilus natans* e Tipo 021N à deficiência de nitrogênio (N), fósforo (P), ferro (Fe) e elementos traços.

3. Baixo pH.

O baixo pH favorece o crescimento de fungos. Willian e Unz (1985), citado por BITTON (1994), em pesquisa realizada em estações de tratamento de efluentes, na Pensilvânia, observaram a presença de fungos em 10% das amostras de lodos com pH baixo.

4. Septicidade do esgoto apresentando concentrações de sulfetos e ácidos orgânicos.

As altas concentrações de sulfeto, no tanque de aeração, podem causar o crescimento excessivo de algumas bactérias tais como *Thiothrix* sp., *Beggiatoa*, e Tipo 021N, que utilizam o sulfeto como fonte de energia, oxidando-o para enxofre, sendo os grânulos de enxofre armazenados intracelularmente (JENKINS et al., 1993 e BITTON, 1994).

5. Natureza orgânica do substrato, como por exemplo, substâncias facilmente biodegradáveis e carboidratos.

De acordo com BITTON (1994), os afluentes com elevadas concentrações de carboidratos podem promover o surgimento de intumescimento do lodo. Carboidratos compostos de glicose, maltose e lactose favorecem o crescimento de *Sphaerotilus natans*, *Thiothrix* spp. e Tipo 021N. O Tipo 021N parece ser favorecido pelos compostos orgânicos facilmente biodegradáveis, enquanto outros como *Microthrix parvicella* e Tipo 0041 são capazes de usar substratos de baixa biodegradabilidade (JENKINS et al., 1993 e BITTON, 1994).

6. Baixa relação A/M

JENKINS et al. (1993) reportam que quando há baixa disponibilidade de substrato biodegradável no meio, alguns microrganismos filamentosos mesmo em baixas concentrações, conseguem utilizar estes substratos. Devido a esta habilidade, esses microrganismos se sobressaem em relação aos demais. Dessa forma a baixa relação A/M beneficia esses microrganismos. De acordo com JENKINS et al. 1993 são eles: *Microthrix parvicella*, Tipo 0041, Tipo 0675, Tipo 1851 e Tipo 0092.



7. Zonas de contato anóxico/aeróbio

Casey et al (1994), citado por VAN HAANDEL e MARAIS (1999) demonstraram que a presença dos microrganismos *Microthrix parvicella*, *Haliscomenobacter hydrossis*; *Nocardia* sp; Tipo 021N, Tipo 0042, Tipo 0675, Tipo 0092, Tipo 0581, Tipo 0961 e Tipo 0803 só ocorriam em sistemas de lodos ativados com zonas de contato aeróbio/anóxico/aeróbio para a remoção de N e P, e não ocorriam em sistemas estritamente aeróbios.

O Quadro 2.1. apresenta, resumidamente, as principais condições que favorecem o surgimento do lodo filamentoso, bem como o tipo de bactéria predominante em tais condições.

**Quadro 2.1** Causa para o surgimento de determinadas espécies de microrganismos filamentosos

Causas	Bactérias filamentosas predominantes
OD baixo	<i>Sphaerotilus natans</i> , <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> , Tipo 1701
Baixo A/M	<i>Microthrix parvicella</i> , Tipo 0041, 0092, 0675, 1851
Esgoto séptico/S <sup>-2</sup> e ácidos orgânicos de cadeia curta, como ácido acético	<i>Thiothrix</i> sp; <i>Beggiatoa</i> e Tipo 021N, Tipo 0914
Deficiência de N e P	<i>Thiothrix</i> sp.; <i>Sphaerotilus natans</i> , Tipo 021N; possivelmente <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> ; Tipo 0041 e Tipo 0675
pH baixo	Fungos
Sistemas anóxicos/aeróbios	<i>Microthrix parvicella</i> , <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> ; <i>Nocardia</i> sp; Tipo 021N, Tipo 0042, Tipo 0675; Tipo 0092, Tipo 0581, Tipo 0961 e Tipo 0803

Adaptado de VAN HAANDEL e MARAIS (1999); JENKINS et al. (1993); GRADY et al. (1999).

Segundo BITTON (1994) e VAN HAANDEL e MARAIS (1999), a dominância de uma determinada espécie no tanque de aeração, pode ser correlacionada com as condições do meio. No entanto, podem surgir mais de

uma espécie em razão das características do meio promoverem o crescimento de diversas espécies. Por exemplo, pode ocorrer simultaneamente uma baixa concentração de oxigênio dissolvido e uma baixa relação A/M, o que favoreceria o aparecimento simultâneo de duas espécies distintas. Entretanto pode ocorrer o contrário, ou seja, mais de uma condição distinta no meio, porém, ocasionando o surgimento de apenas um tipo de microrganismo.

### **2.5.3. Índice volumétrico do lodo**

Há uma correlação direta da sedimentabilidade do lodo no decantador secundário com o intumescimento filamentosos. O índice volumétrico do lodo (IVL), é importante para avaliar no laboratório, o comportamento de sedimentabilidade do lodo na unidade de decantação secundária.

A análise do IVL determina o volume ocupado por 1 g de lodo, após uma decantação por 30 minutos. O método consiste em colocar uma amostra de lodo, devidamente homogeneizada e com concentração de sólidos conhecida, em uma proveta graduada e, após 30 minutos, anotar a altura da interface de sedimentação do lodo e calcular o volume ocupado por cada grama de lodo (Equação 2.1).

De acordo VON SPERLING (1996b), o teste tradicional do IVL sofre a limitação da concentração inicial de sólidos no lodo (denominador da Equação 2.1), pois para uma mesma altura de sedimentação após 30 minutos, um lodo que apresenta baixa concentração de sólidos, terá um valor de IVL superior a outro lodo com elevada concentração de sólidos.

Uma forma de minimizar essa interferência é realizar o teste em concentração de sólidos padronizada. A concentração selecionada é 3,5 g/L por apresentar uma concentração usual dos valores de sólidos nos tanques de aeração do processo de lodos ativados. Efetua-se o teste para diferentes valores de sólidos (diluição) e interpola o resultado para valores de 3,5 g/L (VON SPERLING, 1996b).

PALM et al. (1980), correlacionaram o comprimento total dos filamentos com o índice volumétrico do lodo, e verificaram que existe uma correlação direta destes. Os pesquisadores verificaram que o IVL aumentava rapidamente

acima de 100 ml/g, para valores do comprimento do filamento acima de  $10^7$   $\mu\text{m/mL}$ .

Existem diferentes faixas para os valores de IVL verificando o comportamento de sedimentabilidade do lodo. VON SPERLING (1996b), faz uma interpretação aproximada dos resultados do IVL e classifica-os da seguinte forma: valores de IVL na faixa de 50 a 100 mL/g são bons; valores de IVL entre 100 e 200, médios, valores na faixa de 200 a 300 mL/g, ruins, e valores de IVL acima de 300 mL/g são péssimos para uma estação de tratamento biológico por lodos ativados.

$$\text{IVL} = \frac{H_{30} \cdot 10^6}{H_0 \cdot \text{SST}} \quad (2.1)$$

Onde,

IVL = Índice volumétrico do lodo (mL/g)

$H_{30}$  = Altura da coluna de lodo no tempo 30 minutos

$10^6$  = Conversão de mg em g e de L em mL

$H_0$  = Altura da coluna de lodo no tempo 0 minuto (mL)

SST = Sólidos suspensos totais (mg/L)

## 2.6. Medidas corretivas do intumescimento do lodo

Quando há problemas na separação da fase sólida da fase líquida, no decantador secundário, causados pelo intumescimento do lodo, deve-se buscar medidas para solucioná-los.

De acordo com JENKINS et al. (1993) e VAN HAANDEL e MARAIS (1999), o primeiro passo consiste em observar o lodo no microscópio e, identificar o microrganismo filamentosamente dominante, que está causando o intumescimento do lodo. Identificado esse microrganismo, deve-se relacionar seu surgimento às possíveis causas, procurando, então, corrigi-las.

VAN HAANDEL e MARAIS (1999), reportam que, se as causas forem simples, permitindo uma retificação imediata, deve-se tomar as devidas providências como:

- se a água residuária é séptica, usar pré-cloração para oxidar estes compostos;
- se há falta de N e P, introduzir esses nutrientes;
- se o pH é baixo, adicionar alcalinidade ao efluente, dosando água de cal; e
- se tiver nitrato entrando na zona aerada, conseqüentemente sendo transformado em nitrito, diminuir a recirculação de lodo para a zona anóxica. A presença de nitrito inibe o consumo de oxigênio (conseqüentemente o consumo de material orgânico) dos formadores de flocos. Nesta condição, os organismos filamentosos apresentam maiores possibilidades de metabolizar o material orgânico disponível, pois estes são redutores de nitrato e não são inibidos pela presença de nitrito no meio.

Se a razão for complexa, não permitindo uma retificação imediata, como é o caso da falta de aeração, pode-se adotar as seguintes providências:

- manipular a recirculação do lodo;
- manipular os pontos de introdução do efluente no reator;
- utilizar substâncias que aumentem a sedimentabilidade do lodo como polieletrólitos e polímeros; e
- usar substâncias tóxicas para eliminação seletiva dos microrganismos filamentosos;

JENKINS et al. (1993) reportam que um baixo fator A/M inviabiliza a correção do bulking por meio de um método simplificado. Um modo de aumentar a relação A/M consiste em aumentar a carga orgânica, ou reduzir a concentração de sólidos no tanque de aeração, medidas essas muitas vezes inviáveis. O modo de corrigir a baixa relação A/M, que favorece algumas espécies de microrganismos filamentosos, consiste em utilizar seletores biológicos, antes do reator principal (JENKINS et al. 1993, BITTON 1994, GRADY et al. 1999, RICHARD e MARSHALL 1999).

### **2.6.1. Uso de substâncias tóxicas para o controle do intumescimento filamentoso**

De acordo com JENKINS (1993), GRADY et al. (1999) e VAN HAANDEL e MARAIS (1999), a aplicação de agentes oxidantes no lodo ativado pode ser usada para controlar o crescimento de bactérias filamentosas. A aplicação de agentes oxidantes deve ser feita de tal forma que mate os microrganismos filamentosos, presentes no exterior dos flocos, entretanto, esta dosagem não pode ser alta a ponto de inibir, significativamente, o crescimento das bactérias formadoras de flocos (Kim et al., 1994, citado por RAMIREZ et a., 2000).

Basicamente, dois oxidantes são utilizados no controle seletivo das bactérias filamentosas, o cloro ( $\text{Cl}_2$ ) e o peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ). Segundo JENKINS et al. (1993) e GRADY et al. (1999) o cloro é o oxidante mais utilizado por ser de baixo custo e facilmente encontrado no comércio. VAN HAANDEL e MARAIS (1999) afirmam que todas as espécies de microrganismos filamentosos e formadores de flocos são sensíveis ao cloro.

Pode se utilizar tanto a forma gasosa quanto a forma líquida como hipoclorito de sódio ou cálcio. O local da aplicação deve ser um local de boa mistura, que atinja todo o lodo, podendo ser no próprio tanque de aeração, entretanto o ponto mais utilizado para a aplicação é na linha de recirculação de lodo, não somente por ser um ponto de boa mistura, mas sobretudo, por ser um ponto onde há baixas demandas de cloro, o que é importante, pois permite que a dose aplicada seja efetivamente utilizada no controle das bactérias filamentosas (JENKINS et al., 1993; VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Segundo, VAN HAANDEL e MARAIS (1999) o nitrito e o sulfeto são oxidados rapidamente pelo cloro e que a amônia, quando disponível em quantidade suficiente, forma a monocloramina, que é um desinfetante muito menos potente que o próprio cloro, desse modo deve-se atentar pela presença desses compostos no efluente e ou no reator biológico quando da cloração.

GRADY et al., (1999), reportam que a dosagem de oxidantes requerida varia de acordo com o grau de severidade das bactérias filamentosas e com o tempo de resposta da adição do oxidante, verificado de acordo com a velocidade com que o IVL decresce; em geral este valor está entre 2 e 6 g de  $\text{Cl}_2$ /Kg de SSV. d. (JENKINS et al., 1993).

DAIGGER et al. (1988) aplicaram 2 g de  $Cl_2$ /Kg de SSV. d na linha de recirculação, durante 19 dias, conseguindo reduzir o IVL de 270 para 200 mL/g. Segundo JENKINS et al. (1993), a aplicação de cloro para controle do bulking não altera os índices de remoção de DBO e de DQO. SOUSA (2001), utilizando uma planta piloto, dosou de 2 a 5 g de  $Cl_2$ /Kg de SSV, para controle do bulking, e não encontrou reduções nas taxas de remoção de DQO. No entanto DAIGGER et al. (1988) observaram que a remoção de fósforo foi reduzida, em uma estação de tratamento para remoção de nutrientes, quando se utilizou uma dosagem de 8 g de  $Cl_2$ /Kg de SSV.d, durante 19 dias, mas a remoção do fósforo a ser eficiente cinco dias após a suspensão completa da cloração.

### **2.6.2. Seletores biológicos**

O principal objetivo de se utilizar os seletores biológicos nos sistemas de tratamento biológico por lodos ativados de indústria de celulose e papel, segundo JÄRVINEN e JAUHAINEN (1999), é reduzir os altos índices de microrganismos filamentosos, nas estações de tratamento de efluentes.

Chudoba (1973), citado por BITTON (1994) e VAN HAANDEL e MARAIS (1999), numa tentativa de explicar a razão do surgimento de lodo filamentoso em sistemas de lodos ativados considerou a hipótese que o lodo ativo compõe-se, basicamente, de dois tipos de organismos, ou seja, os organismos que tendem a formar flocos e os organismos que tendem a formar lodo filamentoso. Entretanto, as duas constantes cinéticas relevantes, taxa específica de crescimento máximo ( $\mu_m$ ) e constante de meia saturação ( $K_s$ ) para os dois microrganismos eram diferentes. Dependendo das condições operacionais no sistema de tratamento, um ou outro tipo terá a maior taxa de crescimento e, conseqüentemente, predominará no sistema. Chudoba (1973), citado por VAN HAANDEL e MARAIS (1999) adotou a cinética de Monod para a utilização de um substrato, rapidamente biodegradável, tanto para as bactérias formadoras de flocos quanto para as bactérias filamentosas. Ele atribuiu valores de  $\mu_m$  e  $K_s$  menores para as filamentosas, do que aqueles adotados para as formadoras de flocos. Nestas condições, abaixo de uma determinada concentração de substrato ( $S_1$ ), a taxa específica de crescimento das bactérias filamentosas excede aquelas das bactérias formadoras de flocos e assim, um

lodo filamentoso será formado. Entretanto, para um lodo com maiores concentrações de substrato ( $S_2$ ), a taxa de crescimento das bactérias formadoras de flocos será maior, quando comparada com aquela das bactérias filamentosas, produzindo, assim, um lodo com características desejáveis e condições adequadas de decantabilidade (Figura 2.2).

De acordo com VAN HAANDEL e MARAIS (1999) como o objetivo no tratamento de efluente é produzir um efluente com concentrações baixas de material orgânico, sempre será favorável o surgimento daquelas bactérias filamentosas capazes de crescer em baixas concentrações de substrato ( $S_1$ ).

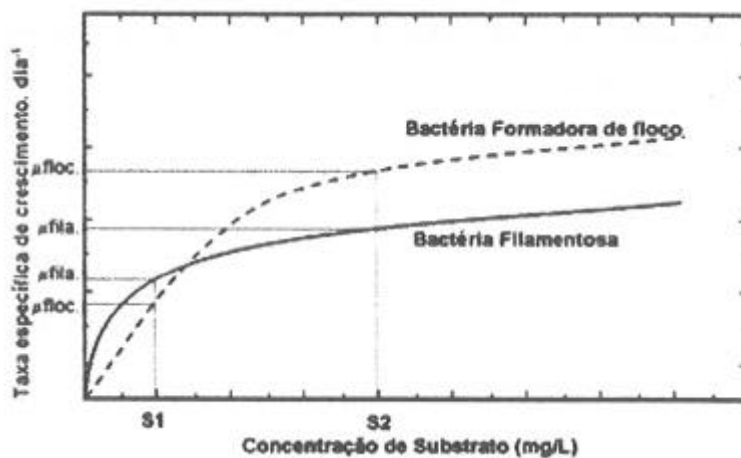


FIGURA 2.2 Crescimento específico das bactérias formadoras de flocos e das bactérias filamentosas em função da concentração de substrato em um sistema de mistura completa.

A mesma hipótese usada para explicar o surgimento das bactérias filamentosas, dá uma indicação de como evitá-las. Chudoba (1973), citado por VAN HAANDEL e MARAIS (1999), sugeriu a aplicação um reator aeróbio pequeno, o qual denominou de “seletor”.

Nesse seletor, coloca-se o lodo de retorno em contato com o efluente na entrada, onde a concentração de material orgânico será elevada, o que favorecerá o surgimento de bactérias formadoras de flocos. Quando o lodo atinge o reator principal do sistema, a concentração de material orgânico será baixa e o crescimento dos microrganismos filamentosos será maior do que aqueles das formadoras de flocos. Entretanto tal fato não compensará a vantagem que os últimos terão, em relação às primeiras. Embora não controlando o crescimento das bactérias filamentosas, ocorrerá um

balanceamento entre as bactérias filamentosas e as bactérias formadoras de flocos (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Van Niekerk et al. (1987), citado por JENKINS (1993), trabalhou com dois microrganismos diferentes, a *Zooglea ramigera*, formadora de floco, e o Tipo 021N, um filamentosos. Os autores utilizaram o acetato como substrato e demonstraram que, para uma baixa concentração de acetato, o *Zooglea ramigera* não foi capaz de competir com o Tipo 021N. Entretanto, quando a concentração de acetato foi aumentada, a taxa de crescimento do *Zooglea ramigera* ultrapassou àquela do Tipo 021N.

Os parâmetros de funcionamento dos seletores, basicamente, são uma elevada relação A/M e um baixo tempo de retenção hidráulica.

Segundo SAMPAIO e VILELA (1993), para que haja um efetivo controle das bactérias filamentosas por meio dos seletores, elas devem apresentar as seguintes características:

- utilizar compostos orgânicos solúveis simples;
- não apresentar altas taxas de remoção de substrato;
- apresentar capacidade reduzida de armazenamento de substrato;
- apresentar incapacidade para desnitrificar de forma rápida ou completa;
- apresentar incapacidade para utilizar a hidrólise de polifosfato para geração de energia.

De acordo com JENKINS et al. (1993), o uso dos seletores será efetivo se o substrato for composto por substâncias rapidamente assimiláveis, uma vez que os microrganismos deverão transportar esse substrato para o interior de suas células, estocando-o para utilizá-lo, posteriormente quando a condição de escassez for predominante.

Segundo SAMPAIO e VILELA (1993), não se deve esperar que os seletores sejam efetivos, para controle do bulking filamentosos, em que as causas estão associadas às condições de baixo pH, concentração insuficiente de nutrientes e baixa concentração de oxigênio dissolvido, uma vez que estas unidades não terão efeito satisfatório.

O curto TRH no seletor, não é suficiente para propiciar o crescimento das bactérias, tanto as formadoras de flocos quanto as filamentosas, entretanto esses microrganismos armazenam o substrato e crescem no reator. O



microrganismos que apresentar capacidade de absorver e armazenar, terá seu crescimento beneficiado com o uso dos seletores, (JENKINS et al., 1993).

JENKINS et al., (1993) cita três modelos distintos de seletores, quanto ao suprimento de oxigênio, isto é, aeróbio, anóxico e anaeróbio. No entanto, RICHARD e MARSHALL (1999) relatam que somente os seletores aeróbio e anaeróbio podem se utilizados em sistemas de tratamento de efluentes de indústria de celulose e papel, uma vez que nos seletores anóxicos, os microrganismos utilizando o nitrato como acceptor final de elétrons e o efluente de celulose e papel é, geralmente, pobre em nitrogênio, sendo mais usado em sistemas de tratamento de efluentes domésticos e sanitários. Os autores relatam também, que os seletores biológicos têm sido utilizados em sistemas de tratamento de efluentes por lodos ativados para tratar efluentes domésticos e residenciais. Entretanto, sua aplicação para efluentes industriais de fábricas de celulose e papéis é ainda recente.

## **2.7. Parâmetros operacionais**

A estação do tratamento de efluentes por lodos ativados é caracterizada pelos seguintes parâmetros.

### **2.7.1. Concentração da massa microbiana no tanque de aeração**

Muitas estações de tratamento de efluentes por lodos ativados adota a concentração de sólidos no reator como parâmetro de controle, por ser uma medida de fácil determinação.

A massa das células microbianas é expressa em termos de sólidos suspensos totais (SST), uma vez que a biomassa no reator é constituída de sólidos que estão em suspensão no reator. Nem toda massa presente no reator biológico participa integralmente da transformação da matéria orgânica, pois existe uma fração inorgânica que não desempenha funções de tratamento biológico.

Desse modo, a biomassa, é freqüentemente, expressa em termos de sólidos suspensos voláteis (SSV), que representam a fração orgânica da biomassa (VON SPERLING, 1996a; VON SPERLING, 1996b).

Entretanto segundo MARAIS e EKAMA (1976); ECKENFELDER (1980), VON SPERLING (1996b) e GRADY et al. (1999), nem toda fração orgânica da biomassa é ativa. Assim, os SSV podem ser, ainda, divididos em uma fração ativa e uma fração não-ativa. A fração ativa é que tem real participação no processo de depuração da matéria orgânica.

De acordo com VAN HAANDELL e MARAIS (1999), dependendo das condições de operação, o lodo ativo é composto, basicamente por bactérias e por organismos de formas de vida eucariontes superiores tais como os protozoários ciliados e flagelados, os rotíferos, dentre outros. A composição da comunidade microbiana também pode variar dependendo da composição do efluente. No entanto, existe uma grande limitação na determinação da fração ativa do lodo, devido às diversidades existentes. Para o controle operacional das concentrações de biomassa de uma ETE, utilizam-se valores de SSV, que consiste numa análise simples e rápida que proporciona resultados satisfatórios.

VON SPERLING (1996b) cita uma faixa típica de valores de SSV na ordem de 1.500 a 3.500 mg/L para sistema de lodos ativados convencional, e de 2.500 a 4.000 mg/L para sistema de lodos ativados de aeração prolongada.

De acordo com GRADY et al. (1999), a concentração de SST no reator biológico é tão importante, que desde o projeto inicial do sistema, esta informação deve estar disponível. Para que o sistema possa ser dimensionado e determinado suas condições operacionais. Segundo GRADY et al. (1999), a concentração de SST no reator pode variar de 2.000 a 5.000 mg/L. Uma concentração mínima de SST é necessária para que a floculação ocorra com a formação dos flocos ideais. A faixa mínima de concentração do SST está entre 500 a 1.000 mg/L.

### **2.7.2. Tempo de residência celular - Idade do lodo**

O tempo de residência celular, ou idade do lodo, pode ser definido como a concentração da massa total de microrganismos do tanque de aeração dividido pela massa total de microrganismos, retirada do sistema, diariamente:

$$q_c = \frac{\text{Massa de sólidos no tanque de aeração}}{\text{Massa de sólidos retirada do sistema por unidade de tempo}}$$

Se o descarte for feito pela linha de recirculação tem-se a Equação 2.2,

$$q_c = \frac{V_{ta} \cdot X_{ta}}{Q_d \cdot X_d + (Q_a - Q_d) X_e} \quad (2.2)$$

Onde,

- $q_c$  = Idade do lodo (dias)
- $V_{ta}$  = Volume do tanque de aeração ( $m^3$ )
- $X_{ta}$  = Concentração de sólidos no tanque de aeração ( $Kg/m^3$ )
- $Q_d$  = Vazão de descarte do lodo ( $m^3/dia$ )
- $X_d$  = Concentração de sólidos descartados ( $Kg/m^3$ )
- $Q_a$  = Vazão afluyente ( $m^3/dia$ )
- $X_e$  = Concentração de sólidos no efluente tratado ( $Kg/m^3$ )

Em alguns casos, a concentração de SST no efluente final é baixa, comparada com  $X_{ta}$  e  $X_d$ , podendo ser desprezada. Desse modo, a equação (2.2) passa a ser,

$$q_c = \frac{V_{ta} \cdot X_{ta}}{Q_d \cdot X_d} \quad (2.3)$$

Se o descarte for feito no reator, o  $X_d$  será igual a  $X_{ta}$ . a equação (2.3) será simplificada a (2.4), uma vez que a concentração de SSV no numerador será igual à do denominador,

$$q_c = \frac{V_{ta}}{Q_d} \quad (2.4)$$

De acordo com VON SPERLING (1996b), a idade do lodo varia de sistema para sistema. Para um sistema de lodos ativados convencional, os valores variam de 4 a 10, enquanto para um sistema de aeração prolongada eles variam de 18 a 30 dias.

### 2.7.3. Tempo de retenção hidráulica

Tempo de retenção hidráulica (TRH) é definido como o tempo médio de permanência do líquido no tanque de aeração. Para um sistema contínuo o tempo de retenção hidráulica é determinado, dividindo-se o volume do tanque de aeração pela vazão afluyente, (Equação 2.5).

$$TRH = \frac{V_{ta}}{Q_a} \quad (2.5)$$

Onde,

TRH = Tempo de retenção hidráulica (horas)

$V_{ta}$  = Volume do tanque de aeração ( $m^3$ )

$Q_a$  = Vazão afluyente ( $m^3$ /hora)

METCALF e EDDY (1991) citam valores médios de TRH, para os sistemas de lodos ativados convencional fluxo em pistão, de 4 a 8 horas, para sistema convencional mistura completa, de 3 a 5 horas e para o sistema de aeração prolongada de 18 a 36 horas.

#### **2.7.4. Taxa alimento/microrganismo (A/M) e utilização de substrato (U)**

As taxas A/M (alimento/microrganismo) e U (taxa de utilização de substrato), são importantes para o controle de estações de tratamento de efluentes. A taxa A/M mede a relação entre a carga orgânica que é introduzida no sistema, e a concentração de microrganismos presentes no tanque de aeração (Equação 2.6).

Segundo VON SPERLING (1996b), a relação A/M não tem nenhuma correlação com a remoção da matéria orgânica que ocorre no reator, já que A/M quantifica somente a carga que é aplicada (disponível), dessa forma a taxa U expressa a relação entre o substrato disponível e o substrato consumido pelos microrganismos, (Equação 2.7). A taxas A/M e U geralmente são expressas em Kg de DBO ou DQO/Kg de SSVta.d.

$$A/M = \frac{Q_{ta} \cdot DBO_a}{V_{ta} \cdot X_{ta}} \quad (2.6)$$

$$U = \frac{Q_{ta} \cdot (DBO_a - DBO_e)}{V_{ta} \cdot X_{ta}} \quad (2.7)$$

Onde,

$A/M$  = Taxa alimento/microrganismo (Kg DBO/Kg SSV.dia)

$DBO_a$  = Demanda bioquímica de oxigênio do afluente (Kg/m<sup>3</sup>)

$DBO_e$  = Demanda bioquímica de oxigênio do efluente (Kg/m<sup>3</sup>)

$Q_a$  = Vazão afluente (m<sup>3</sup>/dia)

$V_{ta}$  = volume do tanque de aeração (m<sup>3</sup>)

$U$  = Taxa de utilização de substrato (Kg DBO/Kg SSV.dia)

$X_{ta}$  = Concentração de microrganismos no tanque de aeração (Kg/m<sup>3</sup>)

A taxa  $A/M$  exerce papel fundamental no controle da qualidade de formação de flocos biológicos. Uma menor taxa  $A/M$  pode favorecer a formação de um lodo tipicamente filamentososo, enquanto uma alta relação pode favorecer a formação de um lodo com baixas concentrações de bactérias filamentosas, originando os flocos tipo cabeça de alfinete (pin-point flocs). Com uma alta concentração de alimentos no reator, as bactérias tenderiam a crescer de forma dispersa em vez de formar flocos (CETESB, 1999).

Segundo BITTON (1994), os polímeros produzidos por alguns microrganismos são os principais responsáveis pela formação dos flocos. Pavone et al. (1972) citado por BITTON (1994) mostraram a correlação entre a floculação microbiana e a produção de polímeros extra-celulares pelos microrganismos presentes no sistema de lodos ativados. Segundo esses autores, estes polímeros são produzidos durante a fase estacionária de crescimento, colaborando para a formação de pontes entre uma célula e outra. Esta teoria elucidada a razão pela qual as células não tendem a formar flocos quando estão em crescimento exponencial.

Para uma relação A/M maior que 0,8 Kg DBO/Kg SSV.d no reator, as bactérias formadoras de flocos se sobressaem em relação às filamentosas, entretanto não há formação de flocos, devido ausência das bactérias filamentosas (BITTON, 1994; GRADY et al., 1999; VAN HAANDELL e MARAIS, 1999).

A relação A/M é um parâmetros de controle operacional muito utilizado nas estações de tratamentos biológicos por lodos ativados, pela seguinte razão: primeiro, por ser de fácil determinação, e segundo porque tem uma implicação muito grande nas concentrações de bactérias filamentosas e formadoras de flocos no sistema.

Segundo VON SPERLING (1996b) a taxa de A/M varia, dependendo do sistema de lodos ativados, ou seja, para um sistema de lodos ativados convencional, esta faixa varia de 0,3 a 0,8 Kg DBO/Kg SSV.d enquanto para um sistema de lodos ativados aeração prolongada ela varia de 0,08 a 0,15 Kg DBO/Kg SSV.d. Operar uma ETE, dentro dessa faixa é ideal, pois garantirá o crescimento balanceado entre os microrganismos formadores de flocos e os microrganismos filamentosos, proporcionando, assim, a formação de flocos fortes e pesados (CETESB 1998).

#### **2.7.5. Concentração de oxigênio dissolvido**

Em um sistema de lodos ativados, o oxigênio deve ser fornecido através de aeradores, para suprir as seguintes demandas: oxidação do material orgânico e, eventualmente, da amônia; e respiração endógena das células bacterianas.

O oxigênio ou ar introduzido no reator tem ainda como função misturar o lodo ao efluente e manter a concentração de sólidos em suspensão (VON SPERLING, 1996b; VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

GRADY et al. (1999) apresentam valores de 1,40 e 1,00 g O<sub>2</sub>/g DQO; 1,98 e 1,42 g O<sub>2</sub>/g SSV, com e sem nitrificação, respectivamente. No entanto, VAN HAANDEL e MARAIS (1999) mostram que na prática essa concentração crítica de oxigênio dissolvido (OD) raramente excede 0,5 a 1,0 mg/L na remoção de material orgânico e de 1,0 a 2,0 mg/L na nitrificação.

Baixos níveis de OD no tanque de aeração causam a proliferação de organismos filamentosos, propiciando o intumescimento do lodo (METCALF e EDDY, 1991; JENKINS et al., 1993; SPRINGER, 1993; BITTON, 1994; GRADY et al., 1999 e VAN HAANDELL e MARAIS, 1999).

Os microrganismos filamentosos associados com o intumescimento filamentoso, que são capazes de desenvolver em baixas concentrações de oxigênio dissolvido, são: *Sphaerotilus natans*, Tipo 1701 e *Haliscomenobacter hydrossis* (JENKINS et al., 1993; RICHARD, 1994).

#### **2.7.6. Efeitos da temperatura**

De acordo com BITTON (1994), a temperatura é um dos mais importantes fatores que afetam o crescimento e a sobrevivência dos microrganismos. Segundo a temperatura à qual sobrevivem, os microrganismos são classificados em mesófilos, psicrófilos e termófilos. Segundo GRADY et al. (1999), a temperatura afeta o desempenho do sistema de lodos ativados, causando impacto nas taxas de reações biológicas. A faixa máxima de temperatura, para operação de um sistema típico de lodos ativados, está entre 35 e 40 °C, o que corresponde à máxima temperatura aceitável para o crescimento dos microrganismos mesofílicos (GRADY et al., 1999).

Segundo METCALF e EDDY (1991), um decréscimo de 10 °C na temperatura pode reduzir a taxa de reação pela metade aproximadamente. No entanto, na maioria dos casos, essa mudança ocorre gradativamente, sendo possível a adaptação dos microrganismos à mudança.

O efeito da variação da temperatura é mais drástico quando se têm menores idades do lodo, devido o lodo estar menos adaptado ao meio (ECKENFELDER, 1980 e VON SPERLING, 1996b), não tendo grande influência em sistemas com elevadas idades do lodo, como aeração prolongada; (COOK, 1983; MATSUI e KIMATA, 1986; VON SPERLING e LUMBERS, 1989 e VON SPERLING 1996b).

De acordo com Winkler (1981), citado por VON SPERLING (1996b), a adaptação às mudanças bruscas de temperatura parece ser bem mais lenta em temperaturas mais elevadas. O autor observou serem necessários vários meses para adaptação da biomassa à uma mudança de 5 °C, na faixa de

temperatura de 30 °C, enquanto apenas duas semanas foram necessárias para uma adaptação similar na faixa de 15 °C.

#### **2.7.7. Efeitos do pH**

O pH exerce um papel fundamental nas reações metabólicas dos microrganismos, bem como em seu crescimento. De acordo com METCALF e EDDY (1991), a maioria das bactérias não tolera pH acima de 9,5, ou menor que 4,0. Geralmente, a faixa ótima de pH para o máximo crescimento está entre 6,5 e 7,5.

METCALF e EDDY (1991) citam, ainda, que baixos valores de pH inibem o crescimento de bactérias nitrificantes e favorecem o crescimento de fungos.

#### **2.7.8. Concentração de nutrientes**

Os nutrientes de maior interesse, encontrados nos efluentes, são o nitrogênio (N) e fósforo (P), devido estes serem os mais exigidos. De acordo com SPRINGER (1993), os efluentes gerados nas fábricas de papel apresentam, tradicionalmente, uma baixa concentração destes nutrientes, tendo, portanto, uma alta relação C/N. Dessa forma, torna-se necessário adicionar nitrogênio e fósforo ao efluente para o tratamento biológico por lodos ativados.

Segundo JENKINS et al. (1993), a suplementação do efluente é necessária para suprir as exigências nutricionais dos microrganismos. A quantidade de nutrientes a ser adicionada varia de acordo com a concentração de DBO do efluente. Assim, a quantidade de nitrogênio e fósforo a ser adicionada segue a seguinte relação: DBO:N:P igual 100:5:1. Esta relação é baseada no máximo valor teórico das necessidades de N e P de uma bactéria, assumindo-se um rendimento de 0,5 g de células por grama de DBO removida e um lodo com 10 e 2% de peso seco de N e P, respectivamente. Menores adições de nutrientes são, freqüentemente, usadas em algumas indústrias, taxas de 100:2,5-3,0:0,4-0,6 têm sido usadas em estações de tratamento de efluentes de várias fábricas de papéis resultando bons resultados (JENKINS et al., 1993).



A deficiência de N e P, associada com pH menor que 6,5, leva ao crescimento de alguns microrganismos filamentosos, tais como *Thiothrix* spp., TIPO 021N, 0041 e 0675 (RICHARD, 1994).

JENKINS et al. (1993) afirmam que a deficiência de nutrientes pode causar um lodo viscoso, apresentando significantes quantidades de polissacarídeos extracelulares. A determinação quantitativa destes polissacarídeos extracelulares no lodo é feita, aplicando-se o teste com antrona. Uma concentração de polissacarídeos maior do que 20-25% de peso base seca, está associada ao aumento na viscosidade do lodo.

A formação de espuma no tanque de aeração e no decantador secundário, na ausência de *Nocardia* spp., *Microthrix parvicella* ou TIPO 1863, seguida por concentrações significativas de material extracelular, também, pode ser um indício de deficiência de nutrientes.

## **2.8. Características dos efluentes para o tratamento biológico**

Segundo GRADY, et al. (1999), o principal objetivo de um sistema biológico de tratamento de efluentes é proporcionar a remoção da matéria orgânica solúvel. Desse modo, para que haja êxito no tratamento biológico de efluentes, o ideal, é que o efluente tenha uma concentração suficiente destes compostos, que proporcione o crescimento dos microrganismos envolvidos no tratamento.

Os parâmetros mais importantes do efluente para o tratamento de efluente são: DBO, DQO, concentração de carboidratos, ácidos orgânicos, sulfetos, temperatura, pH, alcalinidade e compostos tóxicos como metais pesados.

Dependendo do processo de fabricação do papel e do grau de fechamento do circuito de água na fábrica, pode ocorrer maior ou menor geração de ácidos graxos voláteis, originados dos tanques de estocagem de massa e de água. O valor de ácidos orgânicos geralmente é incrementado, quando há o fechamento de circuito do sistema de água branca no processo de fabricação do papel. Atualmente, as fábricas têm buscado este fechamento de circuito, em virtude da necessidade de reduzir a captação de água e minimizar

a geração de efluentes para o tratamento, incrementando as concentrações dos AGV nos efluentes.

GELLER e GÖTTSCHING (1982) e GUDLAUSKI (1996) mediram a concentração de ácidos orgânicos gerados, antes e depois do fechamento de circuito, em máquina de papel reciclado e constataram um incremento da ordem de 700% nas concentrações dos AGV após o fechamento de circuito.

O problema de separação da massa microbiana do meio líquido, devido ao intumescimento filamentososo é o principal problema das estações de tratamento biológico que utilizam o processo de lodos ativados em todo o mundo. Existem diversas fábricas de papel no Brasil, que utilizam o processo de lodos ativados para tratar o efluente, e grande parte destas indústrias apresentam problemas de intumescimento filamentososo. Entretanto, nestas fábricas que possuem estações de tratamento de efluentes pelo processo de lodos ativados e, apresentam problemas de intumescimento do lodo, que não ocasionado por causas comuns, não adotam os seletores biológicos para o controle do bulking. Este fato deve-se principalmente, à falta de conhecimento técnico e dos resultados obtidos pela utilização dessas unidades no controle do intumescimento filamentososo do lodo.

Neste estudo foi simulado uma estação de tratamento de efluentes por lodos ativados de uma fábrica de papel reciclado. Para tal, utilizou-se duas plantas: piloto e laboratorial, a fim de verificar em quais condições haveria controles mais efetivos do intumescimento filamentososo. Estas duas plantas operaram em dois regimes hidráulicos distintos, mistura completa e mistura completa em série (fluxo em pistão) e dois tempos de retenção hidráulicas.

O principal objetivo deste trabalho é conhecer a dinâmica de funcionamento e a capacidade dos seletores biológicos em controlar o intumescimento filamentososo de uma estação de tratamento de efluentes pelo processo de lodos ativados de uma fábrica de papel reciclado.

### **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **3.1. Estratégia Experimental**

O experimento constou de duas fases. A primeira envolvendo uma planta piloto instalada na estação de tratamento de efluentes da fábrica de papel reciclado da Klabin Papéis e Embalagens, localizada na cidade de Ponte Nova, estado de Minas Gerais, e a segunda em escala laboratorial, instalada no Laboratório de Celulose e Papel, da Universidade Federal de Viçosa, estado Minas Gerais.

##### **3.1.1. Primeira fase**

Foi utilizada uma planta-piloto constituída por um reator biológico com 72,9 litros, seguido de um decantador circular com área superficial de 0,0415 m<sup>2</sup>. A idade do lodo foi mantida em 10 dias, o descarte do lodo foi efetuado na linha de recirculação do lodo, sendo a razão de recirculação igual a 1,0, e o OD mantido acima de 2,5 mg/L. Foram testados separadamente três configurações de seletores adaptados ao sistema: um seletor biológico com tempo de retenção hidráulica (TRH) de 45 minutos; um outro com duas câmaras seletoras e TRH de 30 e 45 minutos, totalizando um TRH de 75 minutos e um terceiro seletor com quatro câmaras seletoras e TRH de 45 minutos por câmara seletora, totalizando um TRH de 180 minutos. Além disso, testou-se o sistema

sem nenhum seletor. O sistema usado na primeira fase é esquematizado na Figura 3.1.

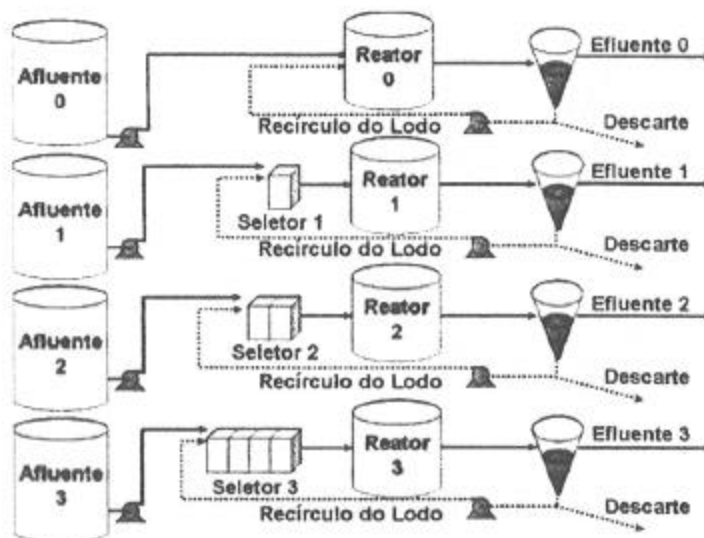


FIGURA 3.1. Fluxograma da planta-piloto de tratamento de efluentes da primeira fase.

### 3.1.2. Segunda fase

Foi utilizada uma planta laboratorial composta por quatro tratamentos, operando simultaneamente em paralelo. O primeiro tratamento constituiu-se de um tanque de aeração de mistura completa com volume igual a 5 litros, seguido por um decantador secundário circular, com área superficial de  $0,0079 \text{ m}^2$ , contendo uma linha de recirculação do lodo. O segundo tratamento foi idêntico ao primeiro, exceto por possuir um seletor biológico constituído de uma única câmara com TRH de 45 minutos. O terceiro tratamento constituiu-se de um seletor com quatro câmaras seletoras com TRH de 45 minutos, por câmara, perfazendo um tempo de residência total de 180 minutos. O quarto tratamento constituiu-se de uma única câmara seletora com tempo de residência de 180 minutos. Como o sistema operava em paralelo, a taxa de recirculação do lodo era igual para os quatro sistemas, assim como a vazão inicial e o TRH no tanque de aeração. O TRH do reator foi de 25 horas, a razão de recirculação do lodo variou de 0,5 a 5,0, dependendo das condições de sedimentabilidade do lodo. O fluxograma da segunda fase do experimento é apresentado na Figura 3.2.

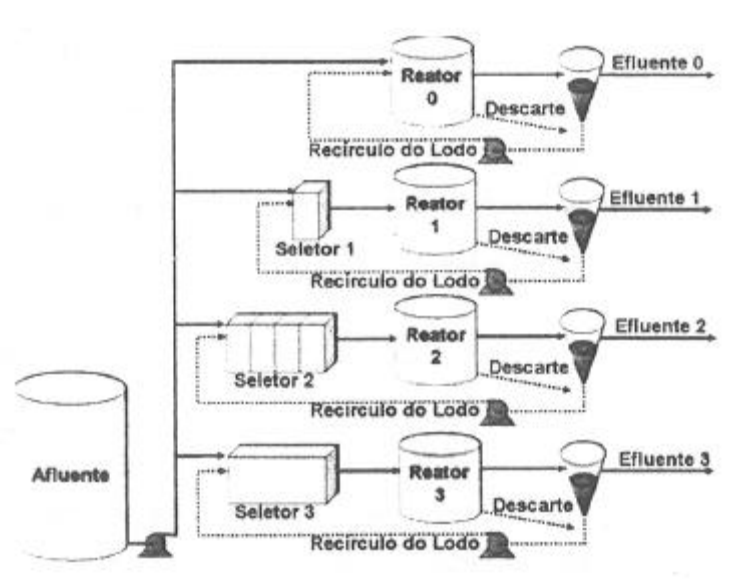


FIGURA 3.2. Fluxograma da planta-laboratorial de tratamento de efluentes da segunda fase.

## 3.2. Efluente

### 3.2.1. Primeira Fase

Nesta fase, a planta piloto foi instalada na fábrica de papel reciclado da Klabin Papéis e Embalagens, Ponte Nova, Minas Gerais. A vazão de efluente necessária para o tratamento na planta piloto foi desviada da planta industrial para a planta piloto, dessa forma o efluente que entrava na planta piloto, era o mesmo efluente encaminhado para a planta industrial. Entretanto, o efluente utilizado na planta piloto sofria alguns tratamentos tais como, passar por um segundo decantador primário para remoção das fibras e plásticos remanescentes do decantador industrial, correção do pH para a faixa de 6,5 a 7,5 e adição de nutrientes (N e P) para a relação DBO:N:P igual a 100:6:2 de modo a suprir as deficiências desses nutrientes no tratamento.

### 3.2.2. Segunda Fase

Na segunda fase, a planta piloto foi instalada no Laboratório de Celulose e Papel da Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. Um volume de efluente necessário para o tratamento durante uma semana foi coletado na mesma fábrica da primeira fase e estocado à 5°C em câmara fria. Para o

tratamento na planta laboratorial, um volume necessário para o tratamento durante um período de 24 horas foi adicionado à planta. O efluente antes de ser tratado passava por uma peneira de 150 mesh para remoção das fibras e plásticos remanescentes, o pH corrigido para a faixa de 6,5 a 7,5 e adicionado nutrientes (N e P) para a relação DBO:N:P igual a 100:6:2.

### 3.3. Amostragem e métodos analíticos

#### 3.3.1. Primeira Fase

O programa de amostragem e as análises físico-químicas realizadas na planta piloto, durante a primeira fase do experimento, são apresentadas no Quadro 3.1.

**Quadro 3.1.** Programa de amostragem e análises físico-químicas na planta piloto durante a primeira fase do experimento

Análises	Local da Amostragem										Amostragem e Periodicidade							
	Afluente				Seletor1				Seletor2			Seletor3		Reatores	Efluentes			
	0	1	2	3	E	S	E	S	E	S		0	1			2	3	
DQO, mg/L					X	X	X	X	X	X							C/D	
DBO, mg/L	X														X		C/S	
AGV, mg/L	X														X		C/D	
SST, mg/L	X				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		S/D
OD, mg/L					X	X	X	X	X	X				X				S/D
IVL, ml/g														X				S/D
Temperatura, °C	X														X			S/D
pH	X												X		X			C/D
Sulfetos	X																	C/S
Carboidratos, mg/L	X																	C/S
Observações Microscópicas													X					S/D

C/D= Composta e Diária      S/D= Simples e Diária      C/S= Composta e Semanalmente  
E= Entrada do Seletor      S= Saída do Seletor

#### 3.3.2. Segunda fase

O programa de amostragem e as análises físico-químicas realizadas na planta laboratorial, durante a segunda fase do experimento, são apresentadas no Quadro 3.2.

**Quadro 3.2.** Programa de amostragem e análises físico-químicas na planta laboratorial durante a segunda fase do experimento

Análises	Local da Amostragem								Amostragem e Periodicidade	
	Afluente	S1		S2			S3	Reatores 0 1 2 3		Efluentes 0 1 2 3
		C1	C1	C2	C3	C4	C1			
DQO, mg/L	X	X	X	X	X	X	X		X	C/2D
DBO, mg/L	X								X	C/S
AGV, mg/L	X	X				X	X		X	C/2D
SST, mg/L	X	X	X	X	X	X	X	X	X	S/D
OD, mg/L		X	X	X	X	X	X	X		S/D
IVL, ml/g								X		S/D
Temperatura, °C	X								X	S/D
pH	X							X	X	C/D
Sulfetos	X									C/S
Carboidratos, mg/L	X									C/S
Observações Microscópicas								X		S/D

C/D= Composta e Diária  
Diária S/D= Simples e Diária  
S1, S2, S3= Seletor 1, 2 e 3  
C/2D= Composta e de dois em dois dias  
C/S= Composta e Semanalmente  
C1, C2, C3 e C4= Câmara 1, 2, 3 e 4

### 3.4. Cloração

Na primeira fase do experimento, foi testada uma cloração com a finalidade de reduzir as concentrações das bactérias filamentosas na planta piloto. As dosagens foram de 2, 3, 4 e 5 Kg de Cl<sub>2</sub>/Kg SSV.dia na entrada do reator principal, junto da recirculação do lodo. A cloração foi realizada utilizando-se uma solução de hipoclorito de sódio com 80 mg/L de cloro ativo. A aplicação do cloro foi efetuada utilizando-se uma bomba peristáltica para pequenas dosagens.

### 3.5. Procedimentos analíticos

As seguintes análises foram realizadas no efluente, para ambas as fases: demanda química de oxigênio solúvel (DQO), demanda bioquímica de oxigênio 5 dias solúvel (DBO<sub>5</sub>), sólidos suspensos totais (SST), ácidos graxos voláteis (AGV), temperatura e oxigênio dissolvido (OD). Para as análises, foram utilizadas as metodologias do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (1998).

### **3.5.1. Demanda química de oxigênio solúvel (DQO)**

O método utilizado para a análise de DQO, foi colorimétrico, refluxo fechado. O método baseia-se que grande parte dos compostos orgânicos presentes no efluente possam ser oxidados, quando digeridos na presença de dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ) e ácido sulfúrico concentrado ( $H_2SO_4$ ). Após a digestão o  $K_2Cr_2O_7$  remanescente é lido em espectrofotômetro a 600 nm. O  $K_2Cr_2O_7$  consumido e o material orgânico oxidado é calculado em termos de equivalente de oxigênio.

Foi utilizada uma cubeta de reação onde foram colocados 2,5 ml da amostra previamente filtrada em membrana de 1,2  $\mu m$ , 1,5 ml da solução de digestão e 3,5 ml de reagente de ácido sulfúrico. A amostra foi digerida durante 120 minutos à temperatura de 148 °C em um termoreator da marca MERCK modelo TR300.

Após a digestão a amostra foi resfriada e lido em um fotômetro a 600 nm. Para o cálculo da concentração de DQO foi feita uma curva padronizada de 100 a 1000 mg/L de DQO, utilizando o fitalato hidrogênio de potássio ( $HOOC C_6 H_4 COOK$ ).

Esta metodologia está de acordo com Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (1998).

### **3.5.2. Demanda bioquímica de oxigênio 5 dias (DBO<sub>5</sub>)**

O método para determinação da DBO<sub>5</sub> foi o método respirométrico simplificado – OXITOP™. Este método baseia-se numa amostra transferida para dentro de uma garrafa âmbar, sob quantidade suficientes de microrganismos e nutrientes, e temperatura controlada de 20°C  $\pm$  1°C e que por meio de agitação, o oxigênio presente na câmara de ar se dissolva no líquido. Os microrganismos respiram este oxigênio dissolvido no efluente, durante o processo de degradação da matéria orgânica, exalando gás carbônico. O gás carbônico é absorvido pelo hidróxido de sódio, ou lítio, contido na chupeta de borracha, produzindo uma diferença de pressão na garrafa, que é medida pelo sensor OXITOP. A amostra para determinação da demanda bioquímica de oxigênio 5 dias (DBO<sub>5</sub>), foi filtrada em membrana de 1,2  $\mu m$ .



Esta metodologia está de acordo com os princípios propostos por Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (1998).

### **3.5.3. Sólidos suspensos totais (SST)**

As concentrações de SST foram quantificadas filtrando-se 100 mL de amostra em membranas previamente secas e taradas, após a filtração, as amostras foram levadas à estufa à temperatura de  $103 \pm 2^\circ\text{C}$ , para determinação de peso seco, as amostras permaneciam na estufa, até atingir peso constante. A concentração de SST era efetuada por diferença de massa do filtro com e sem amostra.

### **3.5.4. Carboidratos no efluente**

A concentração de carboidratos no efluente foi determinada por Cromatografia Líquida de Alta Pressão (HPLC). A amostra para análise de carboidratos foi filtrada em membrana de  $0,2 \mu\text{m}$  e centrifugada a 8.000 rpm durante 10 minutos. A concentração dos açúcares arabinose, manose, glicose, celobiose, galactose e xilose presentes na amostra foi determinada por comparação dos picos obtidos com os dos padrões.

A coluna utilizada foi a Aminex HPX-87P - BIORAD® que é específica para análise de polpa de madeira hidrolisada. O tempo de corrida utilizado foi de 22 minutos. O eluente utilizado foi água ultra pura, com um fluxo de  $0,6 \text{ mL/minuto}$ . A temperatura da coluna foi mantida em  $85^\circ\text{C}$ .

### **3.5.5. Exopolímeros e carboidratos no lodo**

Os exopolímeros presentes no lodo foram detectados utilizando-se o teste com o corante inverso da Índia e observações em microscopia de contraste de fase a fim de detectar a presença de polissacarídeos.

O teste com o corante da Índia consiste, basicamente, em colocar uma gota do lodo e uma gota de uma suspensão de partículas de carbono (nanquim), sobre uma lâmina microscópica, cobre-se a lâmina com uma lamínula. Em seguida, observa-se em microscopia de contraste de fase em aumento de 100 vezes. Os halos de polissacarídeos em volta do floco

apresentam-se como áreas claras, enquanto os espaços entre os flocos tingem-se de preto. Este procedimento está de acordo com JENKINS et al. (1993).

A concentração de carboidratos do lodo foi determinada pelo teste do antrona, conforme JENKINS et al. (1993). Esse teste baseia-se no princípio de que os carboidratos (pentoses e hexoses), quando fervidos com ácido sulfúrico concentrado, formam furfural e hidroximetilfurfural, que reage com amina aromática formando produtos coloridos. Esses produtos são medidos, espectrofotometricamente a 625 nm. a determinação da concentração de carboidratos no lodo, é obtida através de uma curva padrão com soluções de glicose e correlação com as absorvâncias obtidas.

#### **3.5.6. Ácidos graxos voláteis (AGV)**

Os AGV foram quantificados através do método Kapp, proposto por BUCHAUER (1998). Esta técnica consiste em titular uma amostra de volume conhecido com ácido sulfúrico diluído e padronizado. Titula-se a amostra em três valores diferentes de pH final (5,0, 4,3 e 4,0) e mede-se o volume gasto do titulante, para cada valor de pH no ponto de viragem. A técnica baseia-se no princípio que os AGV exercem um poder-tampão nestas faixas de pH e, conseqüentemente, uma maior concentração de AGV consumirá um maior volume de titulante. Os valores dos AGV são expressos em mg/L de AGV como ácido acético.

#### **3.5.7. Oxigênio dissolvido (OD)**

A concentração de OD foi determinada utilizando um oxidímetro da marca WTW, modelo OXI 320.

#### **3.5.8. pH**

os índices de pH foram determinados utilizando um phmetro da marca WTW, modelo pH 315i.

### **3.5.9. Análise de sedimentabilidade - Índice volumétrico do lodo (IVL)**

Para a determinação da sedimentabilidade do lodo, realizou-se a análise do IVL. O índice volumétrico do lodo foi determinado colocando-se em repouso durante 30 minutos, 100 mL do lodo de concentração de sólidos conhecida, em uma proveta graduada de 100 mL, após o período de repouso, procedia-se a leitura da altura da coluna de lodo sedimentado e calculava-se o IVL.

### **3.6. Identificação e concentração de microrganismos filamentosos**

A identificação dos microrganismos foi realizada com observações microscópicas do lodo e, de acordo com a chave dicotômica para determinação da espécie adaptada no APÊNDICE e disponível em JENKINS et al. (1993). A técnica permite observar a forma dos filamentos e das células, bem como a relação destes com os flocos e as medidas de diâmetro e comprimento das células e filamentos.

Lâminas com preparações fixadas de amostras de lodo foram submetidas à coloração de Gram, coloração de Neisser (grânulos de polifosfatos), coloração de PHB e observadas em aumento de 1000 vezes em microscopia de luz direta. Lâminas com preparações frescas foram submetidas a observações em 1000 vezes de aumento em contraste de fase para determinação do teste de oxidação do sulfeto (grânulos de enxofres) e identificação da bainha nos filamentos. Esta metodologia está de acordo com a metodologia desenvolvida por Eikelboom 1981 citado por JENKINS et al. (1993).

A concentração de microrganismos filamentosos foi estimada, visualmente, conforme JENKINS et al. (1993).

### **3.7. Parâmetros operacionais da planta**

Os parâmetros operacionais de controle da planta-piloto durante a condução do experimento, foram:

#### **3.7.1. Idade do lodo**

A idade do lodo foi determinada através das análises das concentrações de SST do reator principal, do efluente tratado e do lodo de descarte. Na primeira fase o descarte do lodo foi realizado pela linha de recirculação e na segunda fase pelo reator principal. Os cálculos para a determinação da idade do lodo foram efetuados de acordo com a fórmula 3.1.

$$q_c = \frac{V_{ta} \cdot X_{ta}}{Q_d \cdot X_d + (Q_a - Q_d) X_e} \quad (3.1)$$

Onde,

- $q_c$  = Idade do lodo (dias)
- $V_{ta}$  = Volume do tanque de aeração ( $m^3$ )
- $X_{ta}$  = Concentração de sólidos no tanque de aeração ( $Kg/m^3$ )
- $Q_d$  = Vazão de descarte do lodo ( $m^3/dia$ )
- $X_d$  = Concentração de sólidos no lodo de descarte ( $Kg/m^3$ )
- $Q_a$  = Vazão afluente ( $m^3/dia$ )
- $X_e$  = Concentração de sólidos no efluente tratado ( $Kg/m^3$ )

### 3.7.2. Relação A/M

A relação A/M foi determinada através das análises de DQO e DBO do afluente, das concentrações de SST no reator principal e da vazão de entrada do afluente na planta de tratamento. Os cálculos para a determinação da relação alimento/microrganismos foram efetuados de acordo com a fórmula 3.2.

Para os cálculos do A/M utilizou-se valores de  $DBO_i$  transformando os valores de DQO em DBO, através da relação DBO/DQO.

$$A/M = \frac{Q_{ta} \cdot DBO_a}{V_{ta} \cdot X_{ta}} \quad (3.2)$$

Onde,

- A/M = Taxa alimento/microrganismo ( $Kg\ DBO/Kg\ SSV.dia$ )

- $DBO_a$  = Demanda bioquímica de oxigênio do afluente (Kg/m<sup>3</sup>)  
 $V_{ta}$  = Volume do tanque de aeração (m<sup>3</sup>)  
 $Q_a$  = Vazão afluente (m<sup>3</sup>/dia)  
 $X_{ta}$  = Concentração de sólidos no tanque de aeração (Kg/m<sup>3</sup>)

### 3.7.3. TRH

O TRH foi determinado através dos valores das vazões de entrada dos efluentes e dos volumes das unidades. Os cálculos para a determinação do tempo de retenção hidráulica foram efetuados de acordo com a fórmula 3.3.

$$TRH = \frac{V_{ta}}{Q_a} \quad (3.3)$$

Onde,

- $TRH$  = Tempo de retenção hidráulica (horas)  
 $V_{ta}$  = volume das unidades (m<sup>3</sup>)  
 $Q_a$  = Vazão afluente (m<sup>3</sup>/hora)

### 3.7.4. Concentração de OD

As concentrações de OD das unidades foram obtidas diretamente por oxidímetro com um eletrodo para determinação de oxigênio.

### 3.7.5. Análise de pH

As leituras de pH foram obtidas diretamente por phmetro.

### 3.7.6. Remoção de DQO

As taxas de remoção de DQO foram determinadas através dos valores de DQO de entrada e DQO de saída das unidades. Os cálculos para a determinação da remoção de DQO foram efetuados de acordo com a fórmula 3.4.

$$\%DQO = \frac{DQO_a - DQO_e}{DQO_a} \times 100 \quad (3.4)$$

Onde,

$\%DQO$  = Remoção de DQO (%)

$DQO_a$  = DQO afluyente (entrada) (kg/m<sup>3</sup>)

$DQO_e$  = DQO efluente (saída) (kg/m<sup>3</sup>)

### 3.7.7. Remoção de demanda bioquímica de oxigênio

As taxas de remoção de DBO foram determinadas através dos valores de DBO de entrada e DBO de saída das unidades. Os cálculos para a determinação da remoção de DBO foram efetuados de acordo com a fórmula 3.5.

$$\%DBO = \frac{DBO_a - DBO_e}{DBO_a} \times 100 \quad (3.5)$$

Onde,

$\%DBO$  = Remoção de DBO (%)

$DBO_a$  = DBO afluyente (entrada) (kg/m<sup>3</sup>)

$DBO_e$  = DBO efluente (saída) (kg/m<sup>3</sup>)

### 3.7.8. Remoção de ácidos orgânicos voláteis

As taxas de remoção de AGV foram determinadas através dos valores de AGV de entrada e AGV de saída das unidades. Os cálculos para a determinação da remoção de AGV foram efetuados de acordo com a fórmula 3.6

$$\%AGV = \frac{AGV_a - AGV_e}{AGV_a} \times 100 \quad (3.6)$$

Onde,

%AGV = Remoção de AGV (%)

AGVa = AGV afluyente (entrada) (kg/m<sup>3</sup>)

AGVe = AGV efluente (saída) (kg/m<sup>3</sup>)

### 3.7.9. Decantabilidade do lodo através do IVL

A decantabilidade do lodo foi efetuada através de análises de sedimentabilidade do lodo pelo teste do IVL, e dos valores de sólidos do lodo das amostras analisadas. Os cálculos para a determinação do IVL foram efetuados de acordo com a fórmula 3.7.

$$IVL = \frac{H_{30} \cdot 10^6}{H_0 \cdot SST} \quad (3.7)$$

Onde,

IVL = Índice volumétrico do lodo (mL/g)

H<sub>30</sub> = Altura da coluna de lodo no tempo 30 minutos

10<sup>6</sup> = Conversão de mg em g e de L em mL

H<sub>0</sub> = Altura da coluna de lodo no tempo 0 minuto (mL)

SST = Sólidos suspensos totais da amostra (mg/L)

### 3.7.10. Concentração de SST nos seletores, reatores e efluentes tratados

As concentrações dos SST nos seletores, reatores e efluentes tratados eram efetuadas de acordo com metodologias descritas para SST.

### 3.7.11. Taxa de aplicação hidráulica (TAH) nos decantadores secundários

A TAH corresponde ao quociente entre a vazão afluyente à estação e a área superficial dos decantadores. A TAH foi calculada através dos valores das vazões do afluyente e da área útil dos decantadores secundários. Os cálculos para a determinação da TAH foram efetuados de acordo com a fórmula 3.8.

$$TAH = \frac{Q_a}{S_d} \quad (3.8)$$

Onde,

- TAH= Taxa de aplicação hidráulica (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d)  
 Q<sub>a</sub>= Vazão afluente (m<sup>3</sup>/d)  
 S<sub>d</sub> = Área útil do decantador secundário (m<sup>2</sup>)

### 3.7.12. Taxa de aplicação de sólidos (TAS) nos decantadores secundários

Corresponde ao quociente entre a carga de sólidos aplicada e a área superficial dos decantadores. Os cálculos para a determinação da TAS foram efetuados de acordo com a fórmula 3.9.

$$TAS = \frac{(Q_a + Q_r) \cdot X_{ta}}{A_d} \quad (3.9)$$

Onde,

- TAS = Taxa de aplicação de sólidos (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d)  
 Q<sub>a</sub>= Vazão afluente (m<sup>3</sup>/d)  
 Q<sub>r</sub>= Vazão de recírculo do lodo (m<sup>3</sup>/d)  
 X<sub>ta</sub> = Concentração de sólidos no tanque de aeração (Kg/m<sup>3</sup>)  
 S<sub>d</sub> = Área útil do decantador secundário (m<sup>2</sup>)



## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Primeira fase

#### 4.1.1. Características físico-químicas do efluente

O efluente bruto na primeira fase do experimento, coletado na fábrica da Klabin Papéis e Embalagens, apresentou as características físico-químicas apresentadas no Quadro 4.1.

**QUADRO 4.1.** Características físico-químicas do efluente bruto durante a primeira fase de tratamento

Parâmetros analisados	Valores
DQO (mg/L)	1422
DBO (mg/L)	730
SST (mg/L)	86
Ph	7,4
AGV <sup>1</sup> (mg/L)	204
Temperatura <sup>2</sup>	36
Sulfeto (mg/L) <sup>3</sup>	ND
Glicose (mg/L)	110
Xilose (mg/L)	30

<sup>1</sup>Como ácido acético; <sup>2</sup>Temperatura de tratamento na planta-piloto; <sup>3</sup>Teste qualitativo. Os demais carboidratos não foram detectados.

O efluente apresentou uma elevada concentração de matéria orgânica representada pelos valores de DQO e DBO. As concentrações de sólidos foram baixas, justificada pela coleta do efluente após o decantador primário da planta industrial. O pH próximo do neutro, é adequado para o tratamento biológico. A temperatura de 36 °C, favorece o tratamento biológico por microrganismos mesofílicos. Os níveis de carboidratos foram relativamente baixos, entretanto as concentrações de ácidos orgânicos voláteis foram elevadas. Segundo JENKINS et al., (1993), a presença de compostos facilmente biodegradáveis ou ácidos graxos de cadeia curta favorece o surgimento de determinadas espécies de bactérias filamentosas como *Sphaerotilus natans*, *Thiothrix* sp. e Tipo 021N.

#### **4.1.2. Identificação dos microrganismos causadores do intumescimento**

De acordo com a escala de concentração de organismos filamentosos proposta por JENKINS et al. (1993), observou-se uma presença abundante de *Microthrix parvicella* e presença muito comum do TIPO 0092.

As principais características observadas para identificação da espécie *Microthrix parvicella* foram, Gram positivo; Neisser negativo para o filamento e positivo para os grânulos intracelulares; negativo para teste com enxofre; positivo para poli-β-hidroxibutirato; filamento com diâmetro inferior a 1,0 μm e comprimento superior a 50 μm; de formato enrolado; não-septado; os filamentos estavam associados aos flocos; sem presença de bainha e crescimento epifítico.

As principais características observadas para identificação da espécie Tipo 0092 foram, Gram negativo; Neisser positivo para o filamento e negativo para os grânulos intracelulares; negativo para teste com enxofre; positivo para poli-β-hidroxibutirato; apresentando filamento com diâmetro inferior a 1,0 μm; e comprimento menor que 60 μm; formato irregular, septado, geralmente associado ao floco; suas células apresentavam formato retangular; e não apresentava bainha nem crescimento epifítico.

Um problema operacional observado tanto na planta industrial, quanto na planta piloto durante a condução do experimento, foi o surgimento de espumas no tanque de aeração, segundo JENKINS et al. (1993), esta espuma está relacionada à presença excessiva de *Microthrix parvicella*. Quando houve

um controle efetivo deste microrganismo, foi observada uma redução nos índices de espuma na planta de tratamento.

As presenças dessas espécies em estações de tratamento de efluentes ainda são desconhecidas. Segundo JENKINS et al. (1993) e GRADY et al. (1999) vários fatores podem estar relacionados a essas bactérias, como a ocorrência de zonas de crescimento anaeróbias, anóxicas, aeradas no tanque de aeração, um longo tempo de residência celular (idade do lodo elevada) relacionado a uma baixa relação A/M e, ainda, um possível crescimento devido a subprodutos de hidrólise. Assim, dentre estes fatores, a alta idade do lodo de 10 dias pode ter sido determinante na presença desses tipos no presente caso. Segundo JENKINS et al. (1993) e TANDOI et al. (1998), a idade do lodo ideal para controlar a proliferação da *Microthrix parvicella* deve ser inferior a cinco dias. Há de se considerar também que pode ter havido formação de subprodutos da hidrólise dos carboidratos com a formação de ácidos orgânicos que são utilizados por este microrganismo.

#### **4.1.3. Cloração**

Na primeira etapa, foi realizada uma cloração na linha de recirculação do lodo a fim de minimizar as concentrações de bactérias filamentosas nele presentes.

Na Figura 4.1., pode-se observar os efeitos das dosagens de cloro na redução do IVL. A concentração inicial de 2 Kg de  $Cl_2$ /Kg de SST. d, durante quatro dias, não foi suficiente para reduzir o IVL a valores ideais. Após esse período de quatro dias, essa dosagem foi aumentada para 3 Kg de  $Cl_2$ /Kg de SST. d. Com este aumento na dosagem, houve um decréscimo no IVL da ordem de 900 para 600 mL/g. Entretanto esta dosagem não demonstrou ser suficiente para manter os índices de sedimentabilidade em valores adequados, pois de acordo com VON SPERLING (1996b) os valores de IVL acima de 300 mL/g são considerados péssimos, havendo dessa forma arrastes de lodos no efluente tratado. Assim, a dosagem de cloro foi aumentada de 3 Kg de  $Cl_2$ /Kg de SST.d. para 4 Kg de  $Cl_2$ /Kg de SST.d, resultando em 31% os valores do IVL. Este valor permaneceu constante por um período de seis dias, a perda de sólidos, que antes era acentuada, reduziu. Como a concentração de sólidos

aumentou em razão da não ocorrência de perdas no reator, a aplicação de cloro de 4 Kg de  $\text{Cl}_2/\text{Kg}$  de SST.d., não foi mais suficiente, isto é, houve uma redução relativa na dosagem de cloro de 4 Kg de  $\text{Cl}_2/\text{Kg}$  de SST.d para, aproximadamente, 3,1 Kg de  $\text{Cl}_2/\text{Kg}$  de SST.d, permitindo então, que as bactérias filamentosas voltassem a crescer, e conseqüentemente aumentando o IVL aumentou (aproximadamente 500 mL/g). A dosagem de cloro de 5 Kg de  $\text{Cl}_2/\text{Kg}$  de SST.d., reduziu o IVL da ordem de 44%. Ao final de quatro dias com a dosagem de 5 Kg de  $\text{Cl}_2/\text{Kg}$  de SST.d, o efluente apresentou uma aparência turva, indicando excesso de cloro. Segundo VAN HAANDEL e MARAIS (1999), um aumento da turbidez no efluente é um sinal de que a dosagem de cloro está destruindo o lodo ativo. KIM et al. 1994, também ressaltaram que a dosagem de cloro não pode ser excessiva, pois poderá inibir as bactérias formadoras de flocos.

JENKINS et al. (1984), citado por RAMIREZ et al. (2000) recomendam para controle do intumescimento filamentos do lodo, sem afetar os demais microrganismos, concentração de 35 mg/L. Entretanto, neste trabalho foi utilizado, dosagem de 80 mg/L e estes microrganismos não foram eliminados, uma vez que as remoções de DQO solúveis permaneceram inalteradas, sempre acima de 90%.

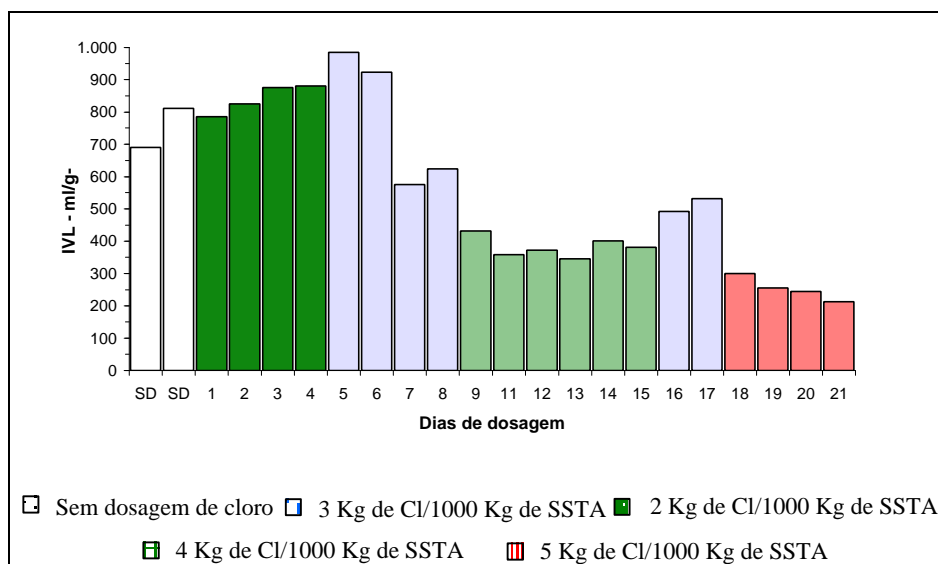


FIGURA 4.1 Comportamento do índice volumétrico do lodo durante a cloração na linha de recirculação do lodo.

Os níveis de remoção de DQO solúvel acima de 90% durante aplicação do cloro, confirmam as informações de JENKINS et al. (1993). Estes pesquisadores afirmam que o controle adequado da aplicação do cloro, não causa redução nas taxas de remoções de DQO e DBO.

A Figura 4.2 apresenta os efeitos da dosagem de cloro sobre o filamento de *Microthrix parvicella*. O cloro destrói o filamento, quebrando-o e liberando as bactérias nele presentes. Na Figura 4.2. (A), os filamentos aparecem quebrados em vários locais, enquanto, na Figura 4.2. (B) as bactérias, que estavam dentro do filamento, são expelidas para fora.

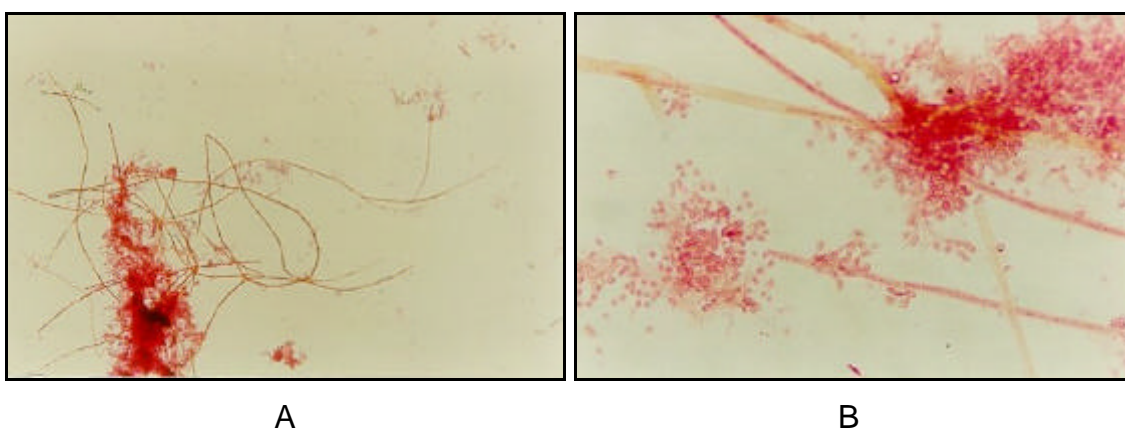


FIGURA 4.2. Efeitos do cloro no filamento de *Microthrix parvicella* (A) e as células sendo expelidas do interior do filamento (B), quando submetidos à 5 Kg de Cl<sub>2</sub>/Kg de SST.d.

A grande vantagem da análise microscópica para acompanhamento da aplicação do cloro, é que esta possibilita identificar a fonte de turbidez do efluente, que pode ser bactérias filamentosas quebradas ou bactérias formadoras de flocos dispersas.

#### 4.1.4. Seletores biológicos

As características operacionais dos três seletores biológicos utilizados durante o experimento são apresentadas no Quadro 4.2.

**QUADRO 4.2.** Características operacionais dos seletores biológicos durante a condução do experimento

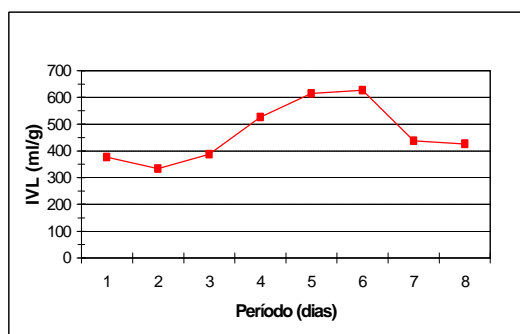
Parâmetros	Seletores		
	Uma câmara	2 Câmaras	4 Câmaras
A/M (Kg DQO/Kg SST.d)	33,0	37,8	26,1
Remoção de DQO (%)	61,2	71,3	56,8

A Figura 4.3 mostra o comportamento do IVL ao longo dos dias nos sistemas onde foram introduzidos os seletores biológicos.

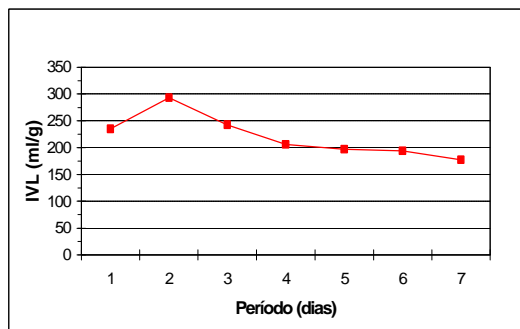
O primeiro teste, Figura 4.3. (A), foi conduzido, usando-se um seletor biológico com uma única câmara seletora. Uma única câmara seletora não teve nenhum efeito na redução do IVL, durante um período de 8 dias. Ao contrário, durante os primeiros cinco dias, o valor de IVL aumentou, de 400 para 600 mL/g e, logo em seguida, para o valor inicial de 400 mL/g.

O segundo teste, Figura 4.3.(B), foi realizado, utilizando-se um seletor composto de duas câmaras seletoras em série. Com este seletor, observou maior decantabilidade do lodo, a julgar pela redução do IVL. Após um período de sete dias, o IVL alcançou um valor de, aproximadamente, 150 mL/g. Vale ressaltar que, antes de iniciar o teste com este seletor, o IVL estava próximo de 250 mL/g, ou seja, seu valor inicial não era muito elevado.

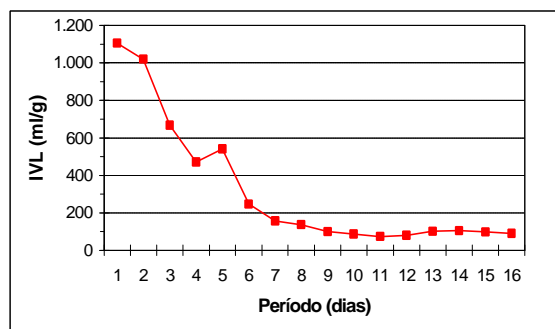
O terceiro teste, Figura 4.3. (c), foi realizado, utilizando-se um seletor com quatro câmaras seletoras. O uso deste seletor proporcionou uma melhoria significativa na sedimentabilidade do lodo, reduzindo, significativamente, os valores de IVL. O lodo apresentava, no início do tratamento, uma concentração muito elevada de bactérias filamentosas com o seletor composto por quatro câmaras seletoras. As reduções do IVL, ocasionadas pelo uso deste seletor, foram verificadas logo nos primeiros dias de tratamento.



(A)



(B)



(C)

FIGURA 4.3. Redução do IVL através da utilização do seletor biológicos com uma câmara seletora aerada (A), duas câmaras seletoras aeradas (B) e quatro câmaras seletoras aeradas (C).

Menores valores de IVL indicam maior decantabilidade no decantador secundário, reduzindo deste modo o arraste de sólidos no efluente tratado, melhorando assim, sua qualidade.

Uma vantagem do lodo com boas características de sedimentabilidade, é a possibilidade de operar com maior flexibilidade na estação, isto é, havendo o aumento na capacidade de tratamento, eventualmente a estação de tratamento de efluentes poderá receber um maior volume de efluente, sem ocasionar arraste de sólidos para o efluente tratado. Dessa forma pode-se reduzir o volume de recirculo do lodo, conseqüentemente reduz-se os gastos de energia elétrica com o bombeamento do lodo para o tanque de aeração.

Outro fator importante é que uma vez ajustada a estação, pode-se reduzir a relação DBO:N:P, reduzindo o consumo de nutrientes. De igual modo, pode-se operar com menores concentrações de oxigênio no tanque de aeração, reduzindo desse modo os gastos com fornecimento de oxigênio, proporcionando a redução no custo do tratamento. Todas estas modificações,

entretanto, deve ser bem estudadas e ajustadas a fim de não causar nenhum impacto imprevisto no sistema de tratamento e no efluente tratado.

Outro fator a ser considerado, é quando há necessidade de desaguar o lodo, que apresentará um melhor adensamento, apresentando melhor desidratação, possibilitando ganhos no consumo de polímeros e de energia para seu desaguamento.

Terminada esta fase e de posse destes resultados, algumas explicações e questões ficaram pendentes, relativamente ao uso do melhor seletor para controle das bactérias filamentosas e a razão pela qual o seletor de quatro câmaras seletoras funcionou melhor no controle das bactérias filamentosas. Para responder a estas questões, são feitas as seguintes deduções:

- i. O TRH do terceiro seletor foi maior (4x45), totalizando 180 minutos, permitindo o crescimento de bactérias formadoras de flocos, devido ao maior tempo de contato entre bactéria e efluente;
- ii. As constantes mudanças físico-químicas que ocorrem no afluente, uma vez, que este era o afluente industrial, poderão ter influenciado, positivamente, o crescimento das bactérias formadoras de flocos, em relação às filamentosas;
- iii. A ocorrência de mudanças nas características físico-químicas do efluente, durante este período, pode ter alterado a espécie do microrganismo filamentoso predominante no sistema, levando a mudanças no controle desse microrganismo;

Baseando-se nos fatores que ocasionam o surgimento desses dois microrganismos JENKINS et al. (1993) e GRADY et al. (1999), sugerem manter uniformemente e adequada à concentração de OD na zona aeróbia e reduzir a idade do lodo. JENKINS et al. (1993) e SAMPAIO e VILELA (1993), reportam alguns microrganismos que não são controlados por meio de seletores, dentre os quais encontram-se *Microthrix parvicella* e Tipo 0092. Portanto, eles não indicam o uso de seletores para controle destes dois microrganismos. Entretanto JENKINS et al. (1993) relatam um caso histórico do surgimento de *Microthrix parvicella* em uma planta de tratamento de efluentes domésticos, em que foi utilizado um seletor biológico aerado, e a mudança durante a expansão da estação de tratamento do sistema de aeração para ar difuso, com estas modificações, foi verificado um controle destes microrganismos. MADONI e



DAVOLI (1993) e MADONI e DAVOLI, (1997) não conseguiram controlar, completamente a bactéria *Microthrix parvicella*, mas conseguiram suprimi-la bastante a ponto de reduzir a presença de espuma no tanque, causada pela presença excessiva deste microrganismo. Quando estes pesquisadores adotaram uma zona de contato aeróbio, simulando os seletores biológicos, eles verificaram uma redução nos valores do IVL. PUJOL e CANLER (1994), analisaram 12 estações de planta de lodos ativados, afetadas por bulking e espuma, e verificaram que o estabelecimento de uma zona de contato aeróbio resultou na remoção de espumas e reduziu os valores de IVL nos tanques de aeração.

Apesar do terceiro tratamento possuir um TRH maior, este tratamento apresentou uma menor taxa de remoção de DQO nos seletores (Quadro 4.2). Este fato supõe que as mudanças nas características físico-químicas do afluente, provavelmente, possam ter ocorrido. É importante salientar que as análises que foram realizadas visavam somente o controle operacional da planta, tais como análises de DQO, pH, temperatura e OD, não sendo possível inferir sobre a qualidade e as alterações na qualidade do efluente, usando-se os dados obtidos.

Outra causa do melhor controle das bactérias filamentosas pelo terceiro seletor pode ter ocorrido devido ao surgimento de outro microrganismo filamentoso que não seja *Microthrix parvicella* e o Tipo 0092, causado principalmente pelas mudanças físico-químicas que porventura tenha ocorrido no efluente. As análises de identificação do microrganismo filamentoso foram feitas no início do estudo, não sendo possível comprovar tal afirmativa.

Terminada esta primeira fase, surgiram as seguintes questões:

- Qual foi o fator mais importante para o controle do bulking: o tempo de retenção hidráulica nos seletores ou a configuração dos seletores (fluxo em pistão ou mistura completa)?
- Um seletor de mistura completa, com o mesmo TRH das quatro câmaras seletoras, teria o mesmo controle no intumescimento do lodo?
- As variações físico-químicas, que porventura possa ter ocorrido no efluente, influenciaram o controle das bactérias filamentosas utilizando diferentes tipos de seletores?

Com os dados obtidos nesta primeira fase, foi possível traçar uma metodologia de pesquisa para uma segunda fase, numa tentativa de responder a estas e outras questões que não foram possíveis responder apenas com estes resultados.

## **4.2. Segunda fase**

### **4.2.1. Características físico-químicas do efluente**

O Quadro 4.3 mostra os valores médios das características apresentadas pelo efluente, durante a segunda fase do experimento.

Observam-se diferenças significativas quanto às características físico-químicas do efluente, entre a primeira e a segunda fase do experimento, principalmente nas concentrações de DQO, DBO, SST e AGV.

Entre a primeira e a segunda fase, foram realizadas mudanças operacionais na unidade da Klabin Papéis e Embalagens, com intuito de reduzir o consumo de água fresca na fabricação do papel. Com a redução do consumo da água fresca, houve uma maior recirculação de água branca no processo, e conseqüentemente, menores volumes de efluentes.

Com a redução da vazão, proporcionada pelo fechamento da água branca, ocorreu um aumento nas concentrações de carga (Quadro 4.3). Comparando-se o Quadro 4.1 com o Quadro 4.3, observam-se acréscimos nas concentrações de DQO, DBO, SST e AGV. No entanto, houve redução nas concentrações de carboidratos. Este fato pode ser explicado devido o fechamento de circuito aumentar as populações de microrganismos no processo de fabricação do papel. O aumento dessas populações no processo de fabricação do papel, ocasiona o aumento da hidrólise dos carboidratos a AGV. Segundo GELLER e GÖTTSCHING (1982), existem diversos microrganismos aeróbios, coliformes, anaeróbios e leveduras no processo de fabricação de papel. GELLER e GÖTTSCHING (1982) e GUDLAUSKI (1996) verificaram aumento na concentração de ácidos orgânicos, principalmente ácido acético em uma fábrica de papel, da ordem de 190 mg/L num sistema aberto para 2650 mg/L num sistema completamente fechado. Esses autores relatam ainda, que houve um aumento na concentração de sólidos, uma queda

no valor do pH e um aumento na temperatura do efluente quando operado num sistema fechado.

**QUADRO 4.3.** Características físico-químicas do efluente bruto coletado após o decantador primário da Klabin Papéis e Embalagens

Parâmetros analisados	Valores
DQO (mg/L)	2068
DBO (mg/L)	1447
SST (mg/L)	360
pH	7,2
AGV <sup>1</sup> (mg/L)	804
Temperatura <sup>2</sup>	25
Sulfeto (mg/L)	ND
Glicose (mg/L)	68
Xilose (mg/L)	12

<sup>1</sup>Como ácido acético; <sup>2</sup>Temperatura de tratamento na planta-piloto. Os demais carboidratos não foram detectados.

#### 4.2.2. Identificação dos microrganismos causadores de intumescimento

De acordo com a escala de concentração de organismos filamentosos proposta por JENKINS et al. (1993), nesta segunda fase, observou-se uma presença abundante de *Sphaerotilus natans* e a presença muito comum do TIPO 021N.

As principais características que permitiram identificar a espécie *Sphaerotilus natans* foram: presença de ramificação falsa, (característica exclusiva da espécie), filamento com diâmetro superior a 1,0 µm e comprimento maior que 500 µm, com formato irregular, septado e suas células apresentam o formato de salsichas estendendo para o exterior do floco; Gram negativo; Neisser negativo para o filamento e grânulos intracelulares e positivo para poli-β-hidroxibutirato;

As principais características observadas para a espécie Tipo 021N foram: Gram negativo; Neisser negativo para o filamento, grânulos intracelulares, às vezes positivo; teste positivo para oxidação do enxofre e

positivo para poli- $\beta$ -hidroxibutirato; apresentando filamento com diâmetro superior a 1,0  $\mu\text{m}$  e comprimento maior que 250  $\mu\text{m}$ , com formato irregular tendendo para curvado, septado, estendendo para o exterior do floco, bainha ausente, crescimento epifítico ausente; células em formas de barril, muitas vezes retangulares.

JENKINS et al. (1993), GRADY et al. (1999) relacionam a causa do surgimento da bactéria *Sphaerotilus natans* com a presença de substrato facilmente biodegradável, como açúcares simples e ácidos graxos de cadeia curta, baixa concentração de OD e uma ampla faixa de idade do lodo. O crescimento excessivo da bactéria Tipo 021N, também está relacionado à presença de substrato facilmente biodegradável, mas principalmente os de baixa massa molar, como ácidos orgânicos, idade do lodo de média a alta, enxofre estocado como grânulos de enxofres e deficiência de nutrientes.

A variação nas espécies de microrganismos filamentosos da primeira para a segunda fase é devida, provavelmente, às mudanças nas características do efluente, bem como às condições em que as plantas-piloto operavam.

#### 4.2.3. Seletores aeróbios

Os quatro sistemas montados em paralelo operavam com os seguintes parâmetros apresentados no Quadro 4.4.

**QUADRO 4.4.** Principais características dos sistemas em paralelo

Parâmetros Operacionais	Sistema 0	Sistema 1	Sistema 2	Sistema 3
TRH Total	34,1	34,9	37,1	37,1
Tx Apl. Hidráulica ( $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ )	0,025	0,025	0,025	0,025
Tx Apl. Sólidos ( $\text{Kg}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ )	0,47	0,43	0,51	0,49
SST nos reatores (mg/L)	4.270	3.818	4.573	4.745
OD (mg/L)	2,7	2,7	3,1	3,2
Temperatura °C	25 $\pm$ 1,5	25 $\pm$ 1,5	25 $\pm$ 1,5	25 $\pm$ 1,5
Regime hidráulico do seletor	-	MC	FP	MC

MC- Mistura completa; FP- Fluxo em pistão.

Essas condições de operação foram usadas para simular as condições operacionais da planta industrial da Klabin papéis e embalagens unidade Ponte Nova – MG.

No Quadro 4.5. são apresentados os resultados obtidos nos diferentes sistemas, sem seletor, com seletor de mistura completa TRH= 45', seletor quatro câmaras seletoras em série (fluxo em pistão) com 45' por câmara TRH= 180' e seletor de mistura completa TRH= 180', para os Sistemas 0, 1, 2 e 3 respectivamente, com os respectivos coeficientes de variação.

**QUADRO 4.5.** Resultados dos quatro sistemas operando em paralelo

Idade do Lodo (dias)	Sistema 0		Sistema 1		Sistema 2		Sistema 3	
	10	20	10	20	10	20	10	20
Parâmetro								
IVL (ml/g)	214	175	236	200	193	111	229	126
CV (%)	10,7	20,0	28,6	14,4	21,5	15,3	23,1	25,2
SST Tratado (mg/L)	561	304	280	726	124	104	279	247
CV (%)	51,5	59,4	47,4	27,2	37,5	36,4	43,0	35,0
AM Reatores (Kg DQO/Kg SST.d)	0,55	0,39	0,09	0,06	0,05	0,03	0,06	0,03
CV (%)	9,2	30,7	35,6	38,7	42,8	40,6	19,5	33,7
Remoção DQO Sistema (%)	83,9	87,5	91,4	92,3	95,1	92,9	93,5	90,8
CV (%)	17,2	4,3	4,0	2,4	1,1	2,6	1,9	3,1
Remoção DQO Seletores (%)	-	-	54,4	50,2	76,0	65,5	60,9	63,0
CV (%)	-	-	42,3	44,0	15,8	19,3	2,3	14,2
Remoção AGV Sistema (%)	94,0	92,1	92,1	89,9	93,9	92,7	94,1	92,8
CV (%)	3,5	7,0	2,7	4,8	1,3	4,1	0,8	3,9
Remoção AGV Seletores (%)	-	-	51,2	35,2	59,1	57,8	52,7	55,9
CV (%)	-	-	39,4	47,0	22,1	42,8	2,3	14,2

#### 4.2.3.1. Índice volumétrico do lodo (IVL)

No início do tratamento, os sistemas operaram durante uma semana sem aquisição dos dados referente ao IVL, sendo controlado apenas a concentração de sólidos para ajustes das idades do lodo nos diversos tratamentos. A partir de então iniciou-se a coleta de dados. Os valores do índice volumétrico do lodo com 10 e 20 dias são apresentados na Figura 4.4.

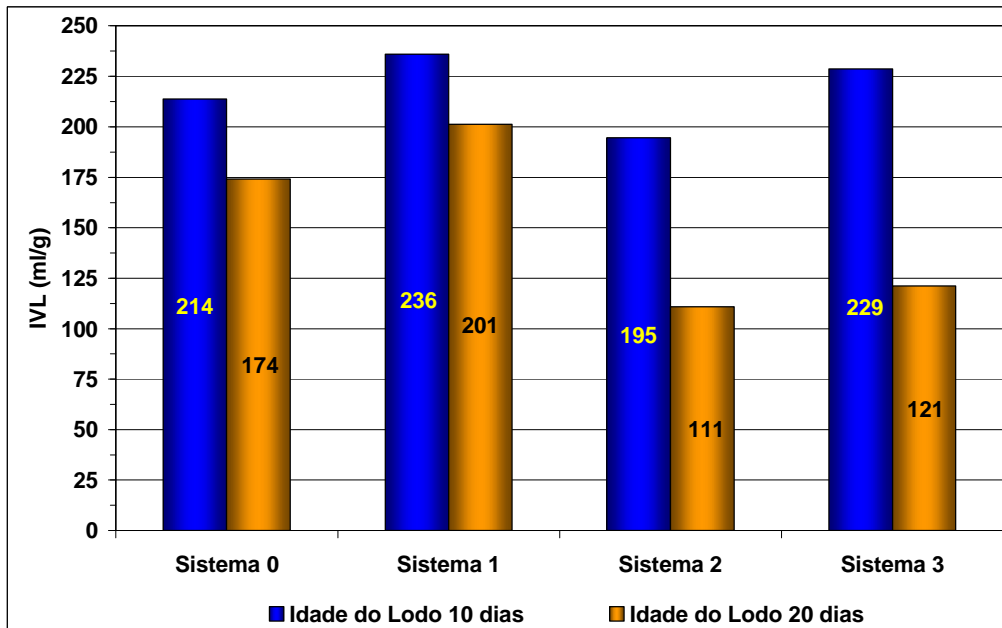


FIGURA 4.4. Índice volumétrico do lodo dos quatro sistemas operando sem seletor, um seletor mistura completa TRH de 45', quatro seletores de fluxo em pistão TRH de 4x45' e um seletor de mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias.

Apesar de não se observarem valores ideais na faixa de 50 a 100 ml/g, os tratamentos que obtiveram menores valores de IVL foram os que utilizaram o seletor biológico com quatro câmaras seletoras dispostas em série, simulando um fluxo em pistão com TRH de 45 minutos por câmara e TRH total de 180 minutos, em seguida, o sistema com um seletor com TRH de 180 minutos, porém, mistura completa.

Quanto à influência do TRH nos seletores para controle do intumescimento filamentoso, o Sistema 1 que operou com um seletor de mistura completa, e TRH de 45 minutos, foi menos efetivo no controle do intumescimento filamentoso, em comparação com o Sistema 3 que operou com um seletor de mistura completa e TRH de 180 minutos. Observou-se que um maior TRH nos seletores melhora a produção de um lodo com menor concentração de bactérias filamentosas, propiciando um lodo com melhores características de decantabilidade. Este resultado concorda com JÄRVINEN e JAUHAINEN (1999) que estudaram o desempenho de três seletores com diferentes números de câmaras seletoras, em plantas de lodos ativados, na Finlândia, comparando a qualidade do lodo produzido. Esses autores

concluíram que o seletor com seis câmaras seletoras produziu um lodo com melhores qualidades de decantabilidade do que o lodo produzido com duas câmaras, e que a absorção de compostos orgânicos nos seletores é maior quando há um maior TRH.

Essa maior absorção devido a um maior TRH nos seletores pode ser observada nas Figuras 4.7 e 4.10, em que o Seletor 3 que possui um TRH de 180 minutos, apresentou maior taxa de remoção de DQO e de AGV respectivamente, em comparação com o Seletor 1 com TRH de 45 minutos.

Na Figura 4.4, observa-se que o Seletor 2 de fluxo em pistão foi mais efetivo no controle do intumescimento filamentoso do que o Seletor 3 de mistura completa, para o mesmo TRH, produzindo assim um lodo com menores valores de IVL. Entretanto, o efeito da configuração dos seletores, fluxo em pistão versus mistura completa, para a redução do IVL, foi menor, comparado com o efeito do TRH de 45 minutos versus 4x45 minutos.

De acordo com GRADY et al. (1999), vários fatores devem ser considerados, quando se trata da escolha do tipo e do tamanho do seletor a ser construído, pois, é difícil generalizar sobre os parâmetros cinéticos de crescimento das bactérias formadoras de flocos e das bactérias filamentosas, bem como quantificar a concentração de material facilmente biodegradável existente no efluente a ser tratado, em relação às variações de carga que ocorrem no sistema. O ideal seria que o seletor tivesse capacidade para remover todos os compostos facilmente biodegradáveis do efluente. O autor sugere que, para a construção de um seletor biológico, o ideal seria que este fosse construído com o mínimo de três estágios.

De acordo com as definições dos regimes hidráulicos de reatores, o Seletor 2 com quatro câmaras seletoras em série, é aquele que mais se assemelha ao sistema de fluxo em pistão para a redução do IVL.

Um das possíveis causas do Seletor 2 (fluxo em pistão) ter funcionado melhor em termos de redução do IVL em comparação com o Seletor 3 (mistura completa) refere-se ao princípio de funcionamento dos sistemas.

Existem dois tempos de retenção nos seletores biológicos: é o tempo de retenção do efluente, e o tempo de retenção da massa celular. Quando se refere ao tempo de retenção nos seletores, refere-se ao tempo de retenção do

efluente, uma vez que os parâmetros de controle dos seletores baseiam-se na concentração de substrato biodegradável presente no efluente.

Considerando-se que não somente a partícula que entra no seletor de fluxo em pistão permanecerá mais tempo no mesmo, mas, também a célula do recírculo do lodo, é possível explicar a razão pela qual o sistema de fluxo em pistão é mais eficiente no controle do intumescimento do lodo, uma vez que as bactérias formadoras de flocos terão mais tempo para absorver a matéria orgânica facilmente biodegradável. No entanto esta diferença não é tão significativa quando se comparam os dois sistemas, embora haja uma discreta vantagem do sistema de fluxo em pistão sobre o de mistura completa.

Comparando-se o Sistema 0 controle, (sem seletor) com o Sistema 1 (seletor de mistura completa com TRH de 45 minutos), o ganho em melhoria do IVL não foi tão significativo quanto se esperava. Tal fato pode ser explicado em razão do Sistema 1 ter operado com uma taxa A/M, no reator, de 0,55 Kg de DQO/Kg de SST.d, para idade do lodo de 10 dias e de 0,39 Kg de DQO/Kg de SST.d para idade do lodo de 20 dias, (Figura 4.11). De acordo com VON SPERLING (1996b) e CETESB (1999), estas taxas A/M estão dentro da faixa ideal para controle de bactérias filamentosas. Essas taxas ocorreram, principalmente, em razão de uma elevada concentração de DQO no afluente (Quadro 4.3).

#### **4.2.3.2. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no efluente final**

A concentração de sólidos suspensos totais no efluente tratado é apresentada na Figura 4.5.

Nesta Figura, observa-se uma diferença marcante entre os Sistemas 0 e 1 comparado com os Sistemas 2 e 3. Durante toda a condução do experimento os Sistemas 0 e 1 apresentaram uma maior arraste de sólidos no efluente final em comparação com os Sistemas 2 e 3.



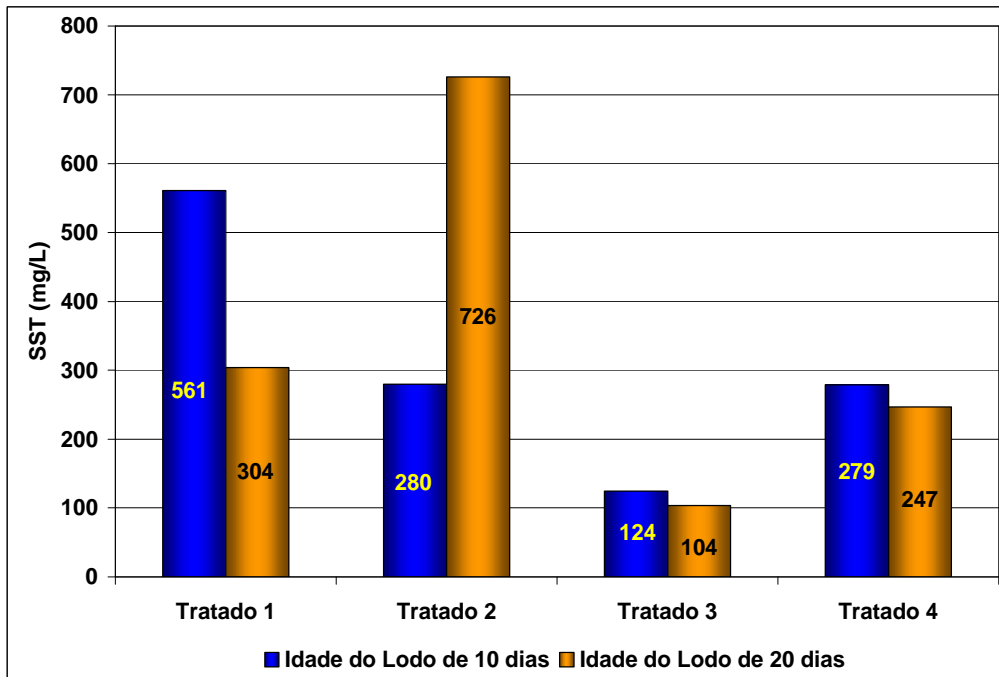


FIGURA 4.5. Concentração de sólidos suspensos totais no efluente tratado, originados dos sistemas sem seletor, um seletor mistura completa TRH de 45', quatro seletores de fluxo em pistão TRH de 4x45' e um seletor de mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias.

A primeira etapa do tratamento, que compreende a remoção da matéria orgânica dissolvida e coloidal e sua transformação em massa microbiana, foi efetuada com êxito, em todos os tratamentos, o que é comprovado pela alta taxa de remoção da DQO pelos sistemas (Quadro 4.5). Entretanto, a separação da massa microbiana da fase líquida não foi eficiente em todos os tratamentos (Figura 4.5). Mesmo com uma diferença discreta entre os valores do IVL (Figura 4.4), as diferenças entre os valores de arraste de sólidos nos efluentes tratados foram elevadas, como se pode observar na Figura 4.5. As perdas de sólidos nos Sistemas 2 e 3 foram inferiores comparadas com os Sistemas 0 e 1.

De acordo com METCALF e EDDY (1991) e VON SPERLING (1996b), alguns dos fatores que afetam a perda de sólidos nos decantadores secundários são: elevada concentração de organismos filamentosos no lodo, ocasionando um elevado valor de IVL; sobrecarga hidráulica nos decantadores; sobrecarga de sólidos nos decantadores; lodo ascendente com bolhas de gás

(N<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, ou O<sub>2</sub>) aderidas aos flocos; lodo pulverizado, ou disperso, causado por cisalhamento da turbulência hidráulica.

Observando o Quadro 4.4, pode-se afirmar que, ambas TAH e TAS, foram inferiores àquelas taxas sugeridas para a construção e operação de decantadores secundários, citados por METCALF e EDDY (1991) e VON SPERLING (1996b), isto é de 0,67-1,33 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h para TAH e de 4-6 Kg/m<sup>2</sup>.h para TAS.

É importante considerar que os Sistemas 2 e 3 foram efetivos no controle das bactérias filamentosas, entretanto, a qualidade do lodo produzido no Sistema 2 apresentou características melhores sob o ponto de vista de sedimentabilidade, sendo um lodo mais compacto, fechado e resistente. Pela análise microbiológica, observou-se uma maior concentração de protozoários pedunculados e rotíferos no reator 2, devido a baixa carga de DBO, comparado com o reator 3. Esses microrganismos alimentam-se de bactérias dispersas no meio, que não conseguem flocular, e de partes de flocos malformados, produzindo um floco com melhores características de sedimentabilidade; resultando em menores taxas de arrastes de sólidos no efluente final.

#### **4.2.3.3. Remoção de DQO nos diferentes sistemas de tratamentos**

As remoções de DQO obtidas nos quatro sistemas de tratamentos são apresentadas na Figura 4.6.

Não há diferenças entre os sistemas de tratamento. Com exceção do SISTEMA 0, os demais sistemas atingiram valores para remoção de DQO acima de 90%. A variação da remoção de DQO não foi tão elevada quando se aumentou a idade do lodo de 10 para 20 dias. Entretanto, o Sistema 0, que operava sem nenhum seletor biológico, apresentou menores remoções de DQO, tanto para idade de lodo de 10 dias quanto para idade de lodo de 20 dias. O sistema que apresentou maior remoção de DQO foi o Sistema 2 que operava com o seletor com quatro câmaras seletora de 45 minutos cada. Como grande parte da DQO era assimilada pelas células nos seletores (Quadro 4.5) é compreensível uma maior taxa de remoção de DQO, em sistemas que possuem os seletores.

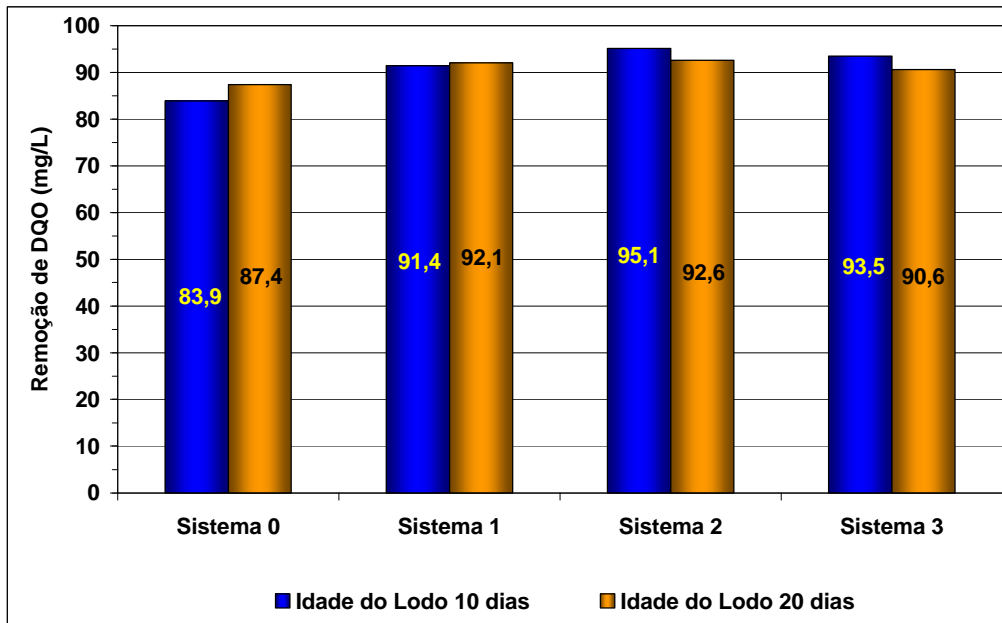


FIGURA 4.6. Remoção de DQO nos quatro sistemas de tratamento operando sem seletor, um seletor mistura completa TRH de 45', quatro seletores de fluxo em pistão TRH de 4x45' e um seletor de mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias.

Comparando os Sistemas 2 e 3, o Sistema 2 que operou com um seletor com quatro câmaras seletoras, simulando um fluxo em pistão, apresentou melhor desempenho para remoção da DQO. Devido a maior remoção da DQO no Seletor 2, que operava com quatro câmaras seletoras em série, desse modo, a carga de DQO introduzida no Reator 2 foi menor (Quadro 4.5).

#### 4.2.3.4. Remoção de DQO nos seletores

As remoções de DQO nos seletores são apresentadas na Figura 4.7. A maior remoção de DQO ocorreu no seletor 2 (quatro câmaras de 45 minutos em série). Uma remoção de DQO acima de 54%, para um tempo de residência de 45 minutos, pode ser considerada elevada, uma vez que a DQO média da entrada foi de 2500 mg/L aproximadamente. Vale ressaltar, ainda, que a remoção no Seletor 2 (quatro câmaras seletoras), atingiu 70,6% e 68,8%, para idades do lodo de 10 e 20 dias, respectivamente.

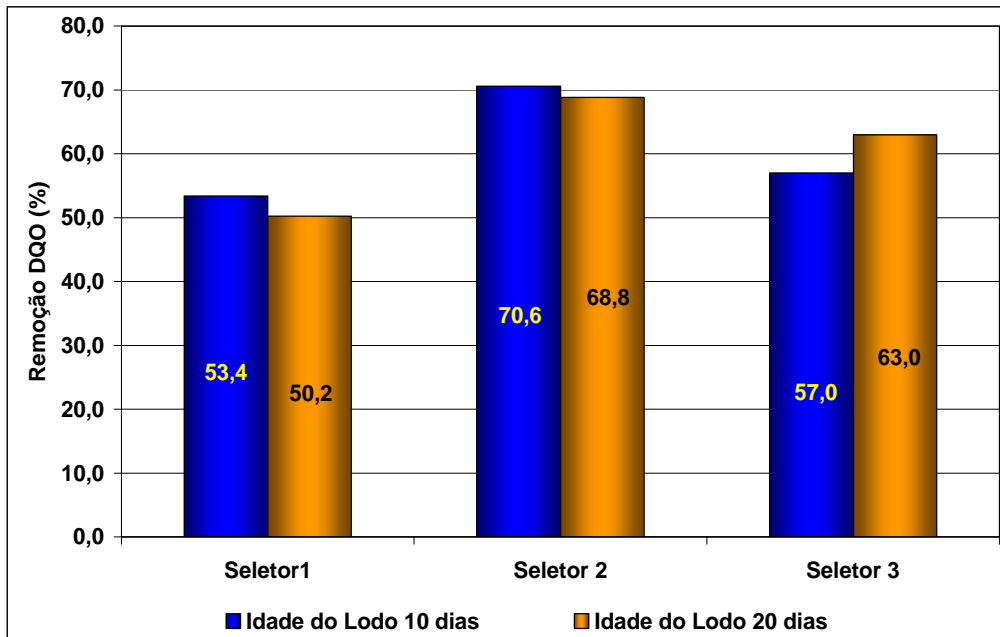


FIGURA 4.7. Remoção de DQO nos seletores biológicos de mistura completa TRH de 45', fluxo em pistão TRH de 4x45' e mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias.

De acordo com PRENDL e KROIß (1998), a capacidade de assimilação de substrato pelos microrganismos nos seletores aumenta à medida que se reduz a idade do lodo. Esta tendência foi observada nos Sistemas 1 e 2, mas não no Sistema 3. Entretanto este aumento de estoque é limitado. De acordo com Dohanyos (1971), citado por PRENDL e KROIß (1998), os valores máximos de assimilação de substrato foram alcançados até à idade do lodo de 10 dias, enquanto, para idades do lodo menores do que 5 dias, essa capacidade de estocar substrato decresceu rapidamente. PRENDL e KROIß (1998), afirmam que, quando a idade do lodo é baixa, os microrganismos conseguem estocar o substrato, porém não conseguem metabolizá-lo no reator principal.

JENKINS et al. (1993), afirmaram que não há crescimento microbiano nos seletores a partir do substrato que é estocado, entretanto PRENDL mas KROIß (1998), determinaram uma taxa entre 15 a 20% do substrato assimilado do efluente sendo metabolizado no próprio seletor, sendo o restante utilizado pelas bactérias para crescimento no reator principal.

Analisando a remoção de DQO no seletor 2 (Figura 4.8), observa-se que a maior remoção de DQO ocorreu na primeira câmara, com valores de 56,3 e

48,5% para as idades do lodo de 10 e 20 dias, respectivamente. Esta, percentagens são equivalente às percentagens de remoção no Seletor 1, isto é, 53,4 e 50,2% para as idades do lodo de 10 e 20 dias, respectivamente, (Figura 4.7), uma vez que a primeira câmara do Seletor 2 é semelhante àquela do Seletor 1. O restante da DQO foi removido nas demais câmaras, totalizando 70,6 e 68,8% para as idades do lodo de 10 e 20 dias, respectivamente.

JENKINS et al. (1993), afirmam que uma forma de se controlar a bactéria *Sphaerotilus natans* e o Tipo 021N, quando seu aparecimento é devido a compostos facilmente biodegradáveis, consiste em utilizar seletores aeróbios, pois estas apresentam alta capacidade de assimilar estes compostos.

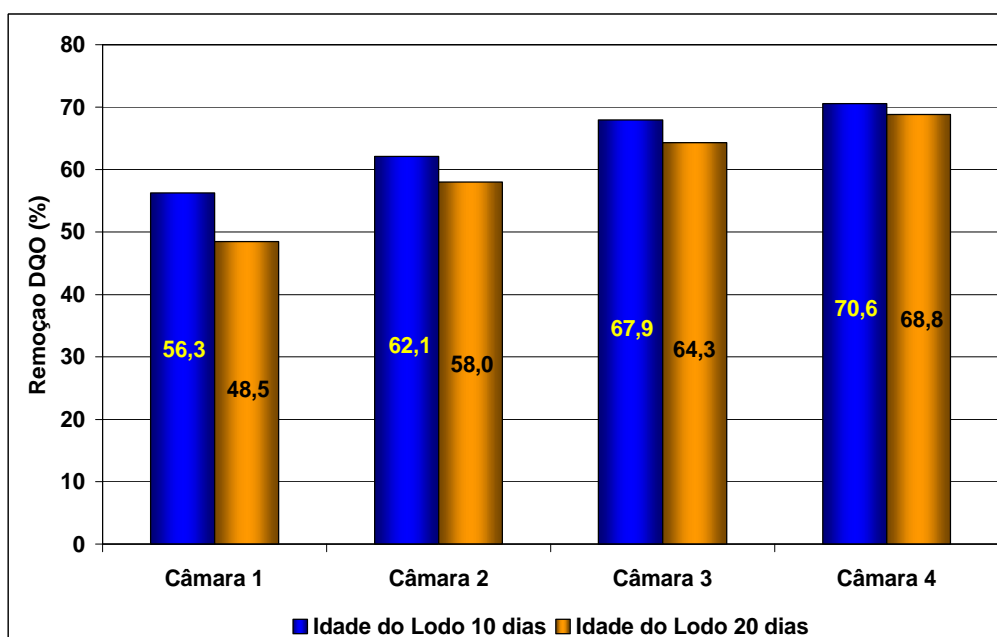


FIGURA 4.8. Remoção acumulativa de DQO na primeira, segunda, terceira e quarta câmara do seletor 2 (fluxo em pistão) com idade do lodo de 10 e 20 dias.

PRENDL e KROIß (1998), durante 10 anos, desenvolveram estudos com seletores biológicos em uma estação de tratamento de efluentes por lodos ativados, que apresentava problemas de intumescimento do lodo causado pela bactéria Tipo 021N. Eles concluíram que, nos casos em que o intumescimento do lodo foi causado pela bactéria Tipo 021N, foi possível preveni-lo por meio da remoção da maior parte de substratos facilmente biodegradáveis, tais como

açúcares, ácido acético, láctico, propiônico e butírico com o uso de seletores biológicos.

#### 4.2.3.5. Remoção de ácidos graxos voláteis (AGV)

A remoção de ácidos graxos voláteis, nos diferentes sistemas, comportou-se conforme apresentado na Figura 4.9.

Na planta industrial, onde foi coletado o efluente, além da formação do AGV na máquina, foi constatado um incremento do AGV no decantador primário, que possuía um alto TRH, apresentando valores médios de aproximadamente 6,3 horas (SOUSA, 2001). O TRH recomendado para uma vazão média em decantador primário, deve ser inferior a 6 horas, enquanto, para a vazão máxima, deve ser superior a 1 hora (VON SPERLING, 1996b).

Todos os sistemas de tratamento avaliados neste trabalho, apresentaram uma remoção dos ácidos orgânicos, acima de 90%. Não houve diferenças entre os tratamentos para a remoção dos ácidos orgânicos, nos diferentes tratamentos realizados.

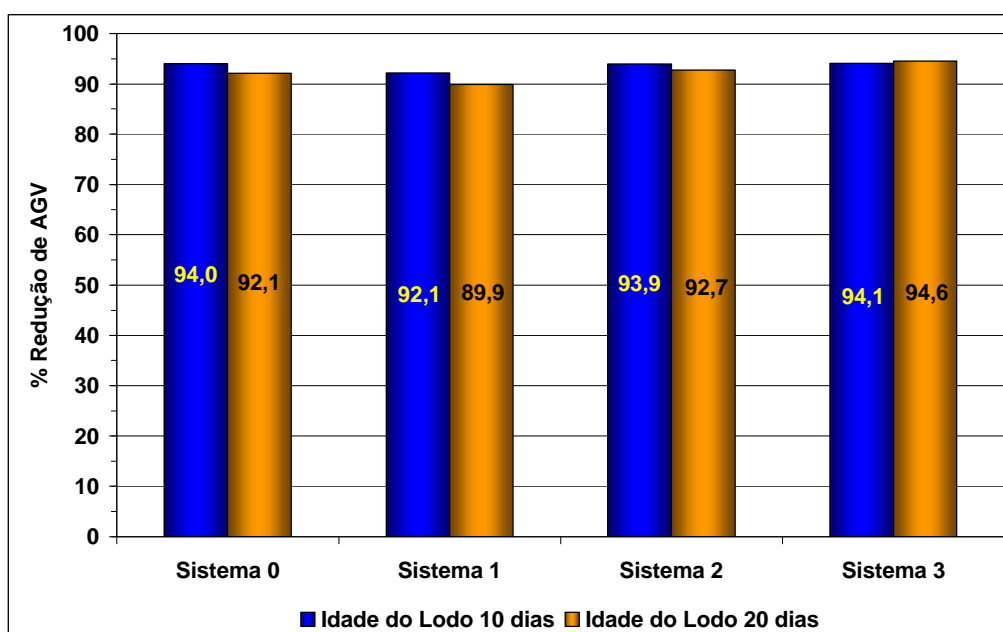


FIGURA 4.9. Remoção de AGV nos quatro sistemas de tratamento operando sem seletor, um seletor mistura completa TRH de 45', quatro seletores de fluxo em pistão TRH de 4x45' e um seletor de mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias.

No entanto, as remoções dos AGV nos seletores foram diferenciadas (Figura 4.10). Considerando o fator TRH, entre os Seletores 1 e 3, observa-se que o maior TRH favoreceu a maior remoção dos AGV do efluente. Segundo PRENDL e KROIß (1998), os substratos facilmente biodegradáveis devem ser completamente removidos no seletor, para que haja um controle efetivo do intumescimento filamentoso. O Seletor 1 foi o que menos removeu ácidos graxos, o que propiciou um pior controle das bactérias filamentosas (Figura 4.10), confirmando a afirmativa desses pesquisadores.

A diferença para a remoção dos ácidos orgânicos, entre as configurações dos Seletores 2 e 3, foi maior para menor idade do lodo (10 dias); quando a idade do lodo foi aumentada para 20 dias, essa diferença não foi perceptível, devido às células estarem menos ativas. PRENDL e KROIß (1998), afirmam que a capacidade de assimilar os substratos facilmente biodegradáveis é inversamente proporcional à idade do lodo, isto é, aumenta à medida que a idade do lodo reduz. As idades de lodo de 10 e 20 dias, adotadas neste estudo, são consideradas elevadas quando comparadas com a idade adotada por PRENDL e KROIß (1998), que foi menor que 5 dias, obtendo, dessa forma maior remoção dos ácidos orgânicos através dos seletores biológicos.

Para a idade de lodo de 20 dias, as maiores taxas percentuais de remoção dos AGV foram dos Seletores 1 e 2, enquanto as taxas de remoções dos ácidos orgânicos do Seletor 2 e 3 foram menores. Essa maior remoção de AGV no Seletor 2, possivelmente tenha propiciado maior controle da proliferação das bactérias filamentosas, uma vez que esse substrato é fonte de energia para manutenção celular.

RICHARD e MARSHALL (1999), testaram alguns tipos diferentes de seletores biológicos e concluíram que o controle efetivo do crescimento de microrganismos filamentosos, em sistemas que utilizam AGV como fonte de energia, ocorre desde que as concentrações dos AGV não sejam elevadas.

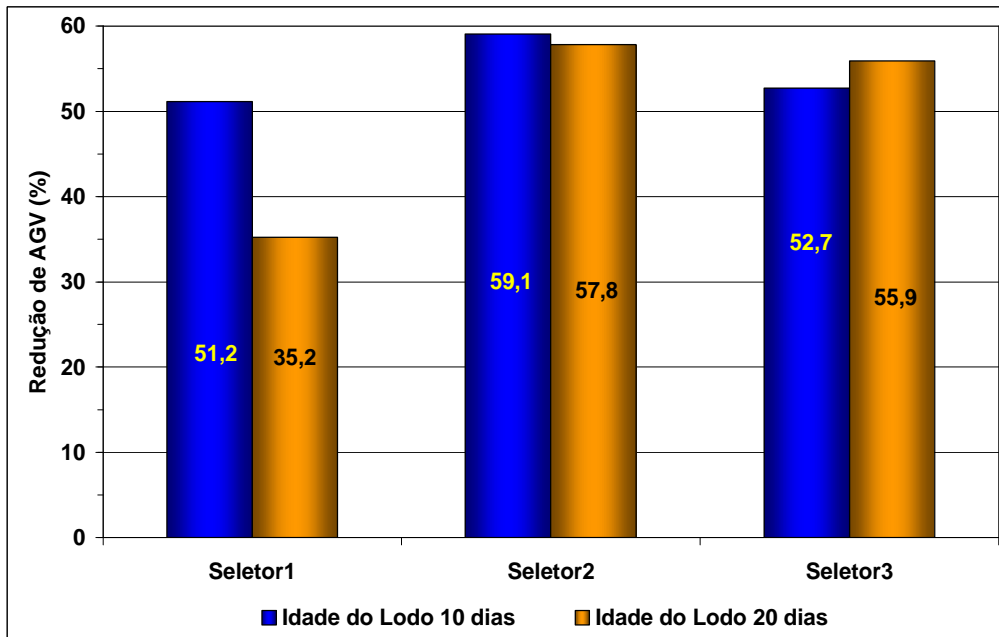


FIGURA 4.10. Remoção de AGV nos seletores biológicos de mistura completa TRH de 45', quatro seletores de fluxo em pistão TRH de 4x45' e mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias.

#### 4.2.3.6. Taxa de alimento/microrganismos

As taxas alimento/microrganismos (A/M) ao longo dos sistemas são apresentadas na Figura 4.11, para as idades de lodo de 10 e 20 dias.

Os seletores biológicos foram capazes de remover DQO (Figura 4.7), assim a DQO que entrava nos reatores que possuíam os seletores (Sistema 1, 2 e 3) foi inferior, comparativamente ao sistema que não possuía seletor (Sistema 0). Desse modo, observa-se uma grande diferença nas taxas de A/M no reator do Sistema 0, em relação aos demais reatores.



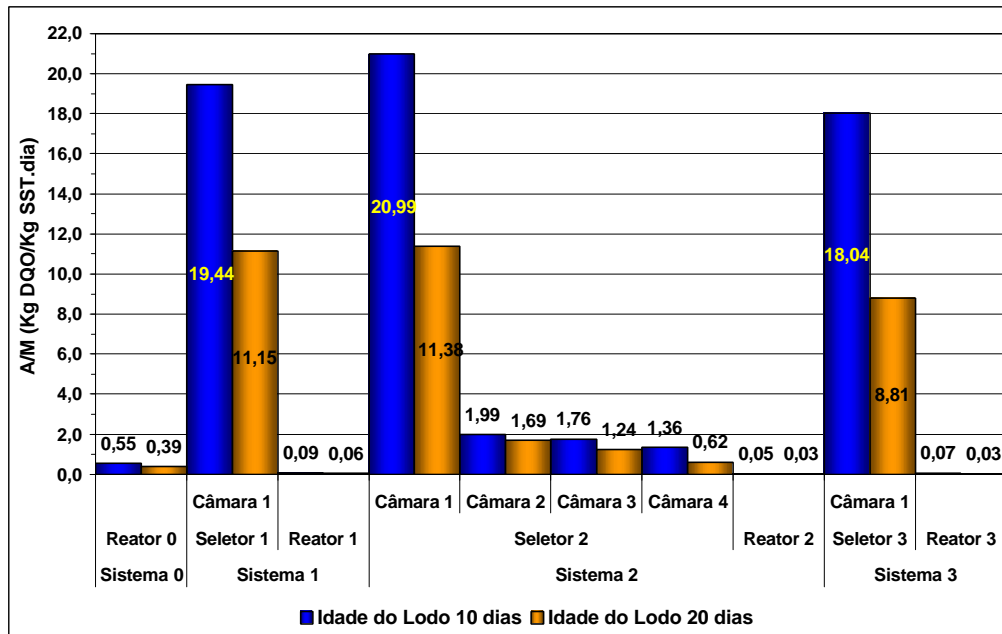


FIGURA 4.11. Taxa A/M dos sistemas, sem seletor, seletor mistura completa TRH de 45', seletor com quatro câmaras seletoras em série (fluxo em pistão) TRH de 4x45' e seletor de mistura completa TRH 180' nas idades de lodo de 10 e 20 dias.

Quando se compara a relação A/M entre os seletores, observa-se que o Seletor 1 e a Câmara 1 do Seletor 2 apresentam taxas A/M semelhantes, este fato ocorreu devido as similaridades entre as duas unidades, diferindo na concentração de SST do lodo de retorno que entra em cada seletor. Por ser de mistura completa e o alimento ser distribuído em todo o seu volume, o Seletor 3, apresenta uma relação A/M menor do que aquela do Seletor 1 e da Câmara 1 do Seletor 2, pelo fato de ambas as unidades possuírem menores taxas de diluição.

À medida que a matéria orgânica é consumida, (Figura 4.8), para uma determinada concentração de sólidos praticamente iguais entre as câmaras, a relação A/M decresce; entretanto, o decréscimo é mais acentuado da primeira para a segunda câmara, onde há maior consumo do substrato. Nas demais câmaras o decréscimo foi menos acentuado.

Uma maior relação A/M beneficia a proliferação das bactérias formadoras de flocos, estas devem ser beneficiadas pelo tempo de contato com o efluente na câmara 1, onde ocorre a maior relação A/M.

## 5. RESUMO E CONCLUSÕES

Neste trabalho investigou-se uma forma de controle que fosse efetiva, para suprimir o crescimento excessivo das bactérias filamentosas, em relação, às formadoras de flocos, em um sistema de lodos ativados. O trabalho foi realizado em duas fases, sendo a primeira realizada na fábrica de papel reciclado da Klabin Papéis e Embalagens, unidade Ponte Nova, MG, utilizando uma planta piloto de lodos ativados, e a segunda fase, foi realizada no Laboratório de Celulose e Papel da Universidade Federal de Viçosa, utilizando uma planta laboratorial.

Com o objetivo de controlar o intumescimento filamentoso, utilizaram-se cloração e seletores biológicos. As clorações foram realizadas utilizando uma solução de hipoclorito de sódio com 80 mg/L de cloro ativo, dosando-se 2, 3, 4 e 5 Kg de  $Cl_2$ /Kg SSV.d. Os seletores biológicos aeróbios utilizados para o controle foram aerados, com duas configurações diferentes, fluxo em pistão, composto por quatro câmaras seletoras em série, com tempo de residência hidráulica de 45 minutos por câmara, totalizando TRH de 180 minutos, mistura completa com TRH de 45 minutos e mistura completa com TRH 180 minutos. Os resultados desse estudo levaram as seguintes conclusões principais:

- A dosagem de cloro ideal determinada neste estudo, para o controle do intumescimento filamentoso foi de 5 Kg de  $Cl_2$ /Kg SSV.d., sendo, necessário realizar análises microbiológicas constantes do lodo para

- determinar o tempo da suspensão do cloro a fim de evitar a defloculação e perdas de bactérias formadoras de flocos.
- O sistema composto de seletor biológico, tipo fluxo em pistão, com quatro câmaras seletoras dispostas em série, e um tempo de residência total de 180 minutos, foi mais efetivo na redução das bactérias filamentosas responsáveis pelo intumescimento filamentoso na planta de tratamento de efluentes.
  - No sistema 3, com seletor biológico, tipo fluxo em pistão, com quatro câmaras seletoras em série, e um tempo de residência total de 180 minutos, verificou menor arraste de sólidos no decantador secundário, para o efluente tratado, desse modo a qualidade do efluente final foi superior aos demais tratamentos.
  - O seletor com quatro câmaras seletoras em série, tempo de residência total de 180 minutos, foi mais efetivo na remoção da carga orgânica do efluente, isto é, concentrações de DQO e AGV do afluente.
  - O seletor biológico tipo mistura completa, tempo de residência de 180 minutos também se mostrou eficiente no controle das bactérias filamentosas, no entanto a qualidade do lodo produzido, foi inferior a do seletor, tipo fluxo em pistão, com quatro câmaras seletoras em série, tempo de residência total de 180 minutos, resultando em elevado arraste de sólidos no decantador secundário.
  - O seletor biológico, tipo mistura completa com tempo de residência de 45 minutos, não foi capaz de controlar o intumescimento do lodo produzindo um lodo com alto valores de IVL e elevadas perdas de sólidos no decantador secundário.
  - Não existem seletores biológicos instalados em estação de tratamento de efluentes de fábricas de papel reciclado no Brasil. Nesse sentido, este trabalho trouxe uma importante contribuição, demonstrando a eficiência dos seletores biológicos aerado no controle do intumescimento filamentoso para este tipo de efluente.
  - Para as condições da fábrica de papel reciclado da Klabin Papéis e Embalagens, localizada na cidade de Ponte Nova, Minas Gerais, este trabalho trouxe uma contribuição significativa do ponto de vista

operacional e ambiental, pois permitiu conhecer melhor o processo e produzir um efluente tratado com melhores características físico-químicas.

- Concluído este estudo, a fábrica de papel reciclado da Klabin Papéis e Embalagens de Ponte Nova, tem dosado cloro como método emergencial de redução dos índices das bactérias filamentosas causadoras do intumescimento filamentosos. A instalação dos seletores biológicos para o controle definitivo de bactérias filamentosas está sendo viabilizado.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 20<sup>th</sup>. USA 1998.

BAILEY, J. E.; OLLIS, D. F. *Biochemical engineering fundamentals*. 2<sup>nd</sup> Edition. McGraw-Hill Inc. United State of America 984p. 1986.

BITTON, G. *Wastewater microbiology*. Wiley-Liss Inc.. USA. 478 p. 1994.

BUCHAUER, K. *A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to wastewater and sludge treatment process*. Water S. A. V. 24 n° 1. p. 44-49 1998.

CETESB, *Microbiologia de lodos ativados*. 47 p. São Paulo, 1999.

COOK, S. C. *Systems identification and control of wastewater treatment processes in river basin manangement*. PhThesis, Imperial College, University fo London, June 1983.

DAIGGER, G. T.; WALTRIP, G. D.; ROMM, E. D.; MORALES, L. A. *Enhanced secondary treatment incorporating biological nutrient removal*. Abstract - Journal Water Pollution Control Federation. n° 60 p. – 1833 1988.

ECKENFELDER, Jr. W.W. *Principles of water quality management*. Boston , CBI. 717 p. 1980.

- EIKELBOOM, D. H.; GROVENSTEIN, J. *Control of bulking in a full-scale plant by addition of talc*. Water Science and Technology. 37, pg 297–301 1998.
- GELLER, A.; GÖTTSCHING, L. *Closing water system completely in the Federal Republic of Germany* Tappi Journal September pg 97-101 1982.
- GRADY, C. P. L Jr.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. *Biological wastewater treatment*. Second edition, Revised and expanded. Marcel Dekker Inc. New York Basel 1076 p 1999.
- GUDLAUSKI, D. G. *White water system closure means managing microbiological buildup*, Pulp and Paper, V. 70 n° 3 p. 161, 162, 165. March 1996.
- JÄRVINEN, T.; JAUHAINEN, M. *Comparison of activated plants fitted with different numbers of selector units*. TAPPI Proceedings. In: Internacional Environmental Conference pgs. 3 – 8. 1999.
- JENKINS, D.; RICHARD, M. G.; DAIGGER, G. T. *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*. 2<sup>nd</sup> Lewis Publisher. Michigan USA 1993.
- KIM C.; KOOPMAN, B.; BITTON, G. INT-dehydrogenase activity test for assessing chlorine and hydrogen peroxide inhibition of filamentous pure cultures and activated sludge. Water Research n° 28, 1117-1121. 1994.
- MADONI, P.; DAVOLI, D. *Control of **Microthrix parvicella** growth in activated sludge*. FEMS Microbiological Ecology. n° 22, 277-284 1993.
- MADONI, P.; DAVOLI, D. *Testing the control of filamentous microorganisms responsible for foaming in a full-scale activated-sludge plant running with initial aerobic or anoxic contact zones*. Bioresource Technology n° 60. 43-49. 1997.
- MARAIS, G. v. R.; EKAMA, G. A. *The activated sludge process*. Part I – Steady State behaviour. Water S. A., 2 (4), October. p. 164-583 1976.

- MARSHALL, R.; MICHAEL, R. *Selectors in pulp and paper mill activated sludge operations – do they work?* In: Tappi International Environmental Conference, p.11-25 1999.
- MATSUI, K.; KIMATA, T. *Performance evaluation of the oxidation ditch process.* Water Science and Technology, 18, pp. 297-306. 1986.
- METCALF e EDDY *Wastewater engineering- Treatment, disposal, reuse* 3<sup>th</sup> Edition. McGraw-Hill. 1334 p. New York 1991.
- PALM, J. C.; JENKINS, D.; PARKER, D. S. *Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in completely-mixed activated sludge process.* Journal Water Pollution. Control Federation, N° 52, p. 2484. 1980.
- PRENDL, L.; KROIß, H. *Bulking sludge prevention by an aerobic selector.* Water Science Technology. Vol 38 N° 8-9 pp. 19-27, 1998.
- PUJOL, R.; CANLER, J. P. *Contact zone: French practice with low F/M bulking control.* Water Science and Technology n° 29, 221-228. 1994.
- RAMIREZ, G. W.; ALONSO, J. L. M.; VILLANUEVA, A.; GUARDINO, R. N.; BASIERO, J. A.; BERNECER, I.; MORENILLA, J. J. *A rapid, direct method for assessing chlorine effect on filamentous bacteria in activated sludge.* Water Research Vol. 34, No. 15, pp. 3894-3898, 2000.
- RICHARD, M. *Overview of filamentous organisms and activated sludge operation* Wastewater Microbiology – Proceedings of the Conference Seminar. Water Environment Federation p. 51-59 Kansas City-Missouri. June 1994.
- RICHARD, M.; MARSHALL, R. *Selectors in pulp and paper mill activated sludge operations – Do they work?* In: International Environmental Conference. p. 11-25. 1999
- SAMPAIO, A. O.; VILELA, J. C. *Utilização de seletores para o controle de intumescimento filamentoso em processos de lodos ativados-programa*

- experimental em escala real*. In: Anais do Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABEAS 1993.
- SAWYER, C. N. *Milestones in the development of the activated sludge process*. Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 37. N° 2, 151p. 1965.
- SILVA, C. M. Estudo de avaliação e melhoria da unidade de tratamento do licor amoniacal da Açominas. Dissertação de mestrado – UFMG. Belo Horizonte - MG 147pg. 1991.
- SNAPE, J. B.; DUNN, I. J.; INGHAM, J.; PRENOSIL, J. E. *Dynamics of environmental bioprocesses. Modeling and simulation*. VCH. Federal Republic of Germany 492p. 1995.
- SOUSA, C. A.; SILVA, C. M.; MOURA, M. A. *Control of filamentous bulking in an activated sludge process treating old corrugated cardboard (OCC) linerboard mill effluent*. In: Anais 7<sup>TH</sup> Brazilian Symposium on the chemistry of lignins and other wood components. Ouro Minas Palace Hotel Belo Horizonte Minas Gerais. September 2-5, 2001.
- VON SPERLING, M. V.; LUMBERS, J. P. *Control objectives and the modelling of MLSS in oxidation ditches*. Water Science and Technology , 21. pp 1173-1183. 1989.
- SPRINGER, A. M. Industrial environmental control. Pulp and paper industry. Ed. Tappi Press Atlanta, Georgia, 1993.
- TANDOI, V.; ROSSETTI, S.; BLACKALL, L. L.; MAJONE, M. *Some physiological properties of an Italian isolate of **Microthrix parvicella***. Water Science and Technology. Vol. 37 N° 4-5 pp. 1-8. 1998.
- VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. *O comportamento do sistema de lodo ativado – Teoria e aplicações para projetos e operação*. Universidade Federal da Paraíba. Paraíba 472 p 1999.



VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Volume 2. Universidade Federal de Minas Gerais – DESA Belo Horizonte 415 p. 1996a.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Lodos ativados*. Volume 4. Universidade Federal de Minas Gerais – DESA Belo Horizonte 211 p. 1996b.

VON SPERLING, M.; LUMBERS, J. P. *Control objectives and the modelling of MLSS in oxidation ditches*. *Water Science and Technology* 21 (12), pp. 1621-1622. 1989.

## **7. APÊNDICE**

## Chave dicotômica para identificação de bactérias filamentosas presentes nos sistemas de lodos ativados<sup>1</sup>

Passo 1º.	Filamento com grânulos de enxofre .....	2
	Filamento sem grânulos de enxofre .....	6
Passo 2º.	Grânulos quadrados.....	<b>Tipo 0914</b>
	Grânulos esféricos.....	3
Passo 3º.	Presença de bainha .....	4
	Ausência de bainha .....	5
Passo 4º.	Diâmetro celular maior ou igual a 1,5 µm.....	<i>Thiothrix I</i>
	Diâmetro celular menor ou igual a 1,2µm .....	<i>Thiothrix II</i>
Passo 5º.	Células imóveis .....	<b>Tipo 021N</b>
	Células móveis .....	<i>Beggiatoa spp</i>
Passo 6º.	Gram positivo .....	7
	Gram negativo .....	11
	Gram variável ou fraco Gram positivo .....	20
Passo 7º.	Sem ramificação.....	8
	Ramificação verdadeira .....	<i>Noocardia spp</i>
Passo 8º.	Septo presente .....	9
	Septo ausente .....	10
Passo 9º.	Diâmetro celular de 0,8 a 1,2µm .....	<i>Nostocoida limicola II</i>
	Diâmetro celular de 1,5 a 2,2µm.....	<i>Nostocoida limicola III</i>
Passo 10º.	Filamento Neisser positivo .....	<i>Nostocoida limicola I</i>
	Filamento Neisser negativo, grânulos positivo .	<i>Microthrix parvicella</i>
Passo 11º.	Diâmetro celular menor que 1,0 µm .....	12
	Diâmetro celular de 1,0 a 2,2 µm - septos presentes .....	17
Passo 12º.	Neisser positivo .....	<b>Tipo 0092</b>
	Neisser negativo.....	13
Passo 13º.	Filamento reto, levemente curvado ou dobrado .....	14
	Filamento enrolado irregularmente; cadeia de células .....	16
	Filamento enrolado.....	<b>Tipo 0581</b>
Passo 14º.	Sem septo celular.....	<i>Haliscomenobacter hidrossis</i>
	Com septo celular.....	15
Passo 15º.	Bainha grande e crescimento epifítico .....	<b>Tipo 1701</b>
	Sem bainha e sem crescimento epifítico .....	<b>Tipo 0803</b>
Passo 16º.	Célula oval; 0,8 x 1,0 - 1,5µm.....	<b>Tipo 1863</b>
	Célula arredondada; 0,8 x 2 – 4 µm .....	<b>Tipo 0411</b>
Passo 17º.	Filamento enrolado.....	<i>Nostocoida limicola II</i>
	Filamento reto ou levemente curvo .....	18

<sup>1</sup> Adaptada de JENKINS et al. (1993).

Passo 18º.	Presença de bainha, falsa ramificação.....	<b>Sphaerotilus natans</b>
	Sem bainha .....	19
Passo 19º.	Célula retangular transparente .....	<b>Tipo 0961</b>
	Célula quadrada, diâmetro celular 1,0 a 1,2 µm .....	<b>Tipo 0914</b>
	Célula retangular, barras ou discóides; diâmetro de 1,2 a 2,0 µm....	<b>Tipo 021N</b>
Passo 20º.	Diâmetro celular de 1,4 a 1,6 µm, forte crescimento epifítico.....	Tipo 0041
	Diâmetro celular menor que 1,0 µm .....	21
Passo 21º.	Intenso crescimento epifítico, células quadradas.....	<b>Tipo 0675</b>
	Pouco ou nenhum crescimento epifítico, células retangulares; feixes de filamentos.....	<b>Tipo 1851</b>

**CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS E DE COLORAÇÃO DOS MICRORGANISMOS FILAMENTOSOS COMUMENTE OBSERVADOS EM LODOS ATIVADOS<sup>2</sup>**

Iluminação de campo claro em aumento de 1000 X					Observação em contraste de fase em aumento de 100 1.000 X									
Tipo de filamento	Coloração de Gram	Coloração de Neisser		Outras inclusões	Grânulos de enxofre	Diâmetro filamento (mm)	Comprimento filamento (mm)	Forma do filamento	Localização do filamento	Septos celulares evidentes	Presença de bainha	Crescimento bacteriano epifítico	Forma e tamanho da célula (mm)	Observações
		Filamento	Grânulos											
<i>S. natans</i>	-	-	-	PHB	-	1,0-1,4	>500	R	P	+	+	-	Arredondado 1,4 x 2,0	Falsa ramificação
Tipo 1701	-	-	-	PHB	-	0,6-0,8	20-80	R, D	A, P	+	+	++	Arredondado 0,8 x 1,2	Septo de difícil visualização
Tipo 0041	+, V	-	-, +	-	-	1,4-1,6	100-500	R, LC	A, P	+	+	++, -	Quadrado 1,4 x 1,5-2,0	Ocorre reação Neisser +
Tipo 0675	+, V	-	-, +	-	-	0,8-1,0	50-150	R, LC	A	+	+	++, -	Quadrado 1,0 x 1,0	Ocorre reação Neisser +
Tipo 021N	-	-	-, +	PHB	+	1,2-2,0	50-1000	R, LC	P	+	-	-	Barras 1,0-2,0 x 1,5-2,0	Rosetas, gonídias
<i>Thiothrix I</i>	-, +	-	-, +	PHB	+	1,4-2,5	100->500	R, LC	P	+	+	-	Retangular 2,0 x 3,0-5,0	Rosetas, gonídias
<i>Thiothrix II</i>	-	-	-, +	PHB	+	0,8-1,4	50-200	R, LC	P	+	+	-	Retangular 1,0 x 1,5	Rosetas, gonídias
Tipo 0914	-, +	-	-, +	PHB	-	1,0	50-200	R	P, L	+	-	-	Quadrado 1,0 x 1,0	Grânulos de S quadrado
<i>Beggiatoa spp</i>	-, +	-	-, +	PHB	+	1,2-3,0	100->500	R	L	-, +	-	-	Retangular 2,0 x 6,0	Móveis
Tipo 1851	+ fraco	-	-	-	-	0,8	100-300	R, LC	P	+, -	+	-, +	Retangular 0,8 x 1,5	Feixes de filamentos
Tipo 0803	-	-	-	-	-	0,8	50-150	R	P, L	+	-	-	Retangular 0,8 x 1,5	-
Tipo 0092	-	+	-	-	-	0,8-1,0	20-60	R, D	A	+, -	-	-	Retangular 0,8 x 1,5	-
Tipo 0961	-	-	-	-	-	0,8-1,2	40-80	R	P	+	-	-	Retangular 0,8 x 1,4 x 2,0-4,0	Transparente
<i>M. parvicella</i>	+	-	+	PHB	-	0,8	50-200	E	A	-	-	-	-	-
<i>Nocardia spp</i>	+	-	+	PHB	-	1,0	5-30	I	A	+, -	-	-	Variável 1,0 x 1,0-2,0	Ramificação verdadeira
<i>N. limicola I</i>	+	+	-	-	-	0,8	100	E	A, P	-	-	-	-	-
<i>N. limicola II</i>	-, +	+, -	-	PHB	-	1,2-1,4	100-200	E	A, P	+	-	-	Discóide, oval 1,2 x 1,0	Ram. Accident; Gram Neisser v.
<i>N. limicola III</i>	+	+	-	PHB	-	2,0	200-300	E	A, P	+	-	-	Discóide, oval 2,0 x 1,5	-
<i>H. hydrossis</i>	-	-	-	-	-	0,5	10-100	R, D	P, L	-	+	-, +	-	Rígido (reto)
Tipo 0581	-	-	-	-	-	0,5-0,8	100-200	E	A	-	-	-	-	-
Tipo 1863	-	-	-, +	-	-	0,8	20-50	D, I	P, L	+	-	-	Oval 0,8 x 1,0-1,5	Cadeia de células
Tipo 0411	-	-	-	-	-	0,8	50-150	D, I	P	+	-	-	Alongado 0,8 x 2,0-4,0	Cadeia de célula

**Legenda:**

+ = positivo  
 - = negativo  
 +, - ou -, + = variável (primeiro mais observado)

**Formas do filamento:**

R = reto  
 D = dobrado  
 LC = levemente curvado  
 E = enrolado  
 I = irregular

**Localização do filamento:**

P = projetando-se do floco  
 A = associado ao floco  
 L = livre entre os flocos

<sup>2</sup> Adaptada de JENKINS et al. (1993) e CETESB, 1999.