

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química

181

P

P

E

Q



DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**Estudo, Monitoramento e Avaliação de Estações
de Tratamento de Efluentes Industriais: estudo
de caso de Indústrias de Polímeros e Cervejeira.**

Carem Vieira Alcantara

*Maurício Alves da Motta Sobrinho
Maria do Carmo Lourenço da Silva*

Recife/PE

Dezembro/2012

CAREM VIEIRA ALCANTARA

**ESTUDO, MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DE ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAS: ESTUDO DE CASO DE
INDÚSTRIAS DE POLÍMEROS E CERVEJEIRA.**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Química da Universidade
Federal de Pernambuco, como requisito
parcial à obtenção do título de Mestre
em Engenharia Química.

Área de concentração: Eng. Ambiental
Orientadores: Prof. Maurício A. da Motta Sobrinho
Prof^a. Maria do Carmo Lourenço da Silva

Recife
2012

Catalogação na fonte
Bibliotecário Marcos Aurélio Soares da Silva, CRB-4 / 1175

A347e

Alcântara, Carem Vieira.

Estudo, monitoramento e avaliação de estações de tratamento de efluentes industriais: estudo de caso de Indústrias de polímeros e cervejeira / Carem Vieira Alcântara. - Recife: O Autor, 2012.

74 folhas, il., gráf., tabs.

Orientador: Profº Drº. Mauricio A. de Motta Sobrinho.

Co-orientadora: Profª Drª Maria do Carmo Lourenço da Silva

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco.

CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 2012.

Inclui Referências.

1. Engenharia Química. 2. Efluentes Industriais. 3. Análise de Imagem. 4. Fracionamento da Matéria Orgânica. I. Sobrinho, Mauricio A. de Motta (Orientador). II. Título.

660.2 CDD (22. ed.)

UFPE
BCTG/2013-047

**ESTUDO, MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DE ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS: ESTUDO DE CASO DE
INDÚSTRIAS DE POLÍMERO E CERVEJEIRA.**

Área de concentração: Eng. Ambiental

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco, defendida e aprovada em 18 de Dezembro de 2012 pela banca examinadora constituída pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Maurício A. da Motta Sobrinho - DEQ/UFPE

Prof^a. Dr^a. Maria do Carmo Lourenço da Silva - DEQ/UFPE

Prof^a. Dr^a. Valdinete Lins da Silva - DEQ/UFPE

Prof. Dr. Flávio Luiz Honorato da Silva - DEQ/UFPB

Ao meu filho, Camy Vieira.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Maurício Motta por toda orientação e paciência dispensada;

Ao minha co-orientadora Prof^a. Maria do Carmo Lourenço da Silva, pela contribuição a este trabalho, pela paciência, ensinamentos e apoio na conclusão do trabalho;

A coordenação do curso de mestrado em Engenharia Química da UFPE, que me permitiu o ingresso neste curso;

Ao querido aprendiz Artur Felix, por toda ajuda na realização da parte experimental deste trabalho;

A Nailza e toda equipe da M&G Polímeros do Brasil pela oportunidade de desenvolvimento de um trabalho em campo.

A equipe dos laboratórios LIMA-UFPE, LABMATI e LEAQ;

Ao CNPq, pela bolsa concedida;

A M&G Polímeros, Unidade SUAPE-PE, pela disponibilização das instalações e apoio logístico.

A Ambev e Brasil Kirin, pela disponibilização de lodo ativado e efluente para realização dos experimentos.

Aos alunos de iniciação científica Ziani e Fernando que colaboraram com os experimentos finais deste trabalho.

RESUMO

Para o entendimento das operações do tratamento biológico de efluente o conhecimento em duas áreas são fundamentais: a microbiologia e a engenharia dos reatores. O reator biológico de uma estação de tratamento de esgotos por via biológica é um verdadeiro ecossistema, formado por várias espécies de bactérias, protozoários, metazoários e algas, tais microrganismos podem ser agrupados em formadores de flocos e filamentosas. Outro aspecto importante dentro do acompanhamento biológico trata-se da avaliação da atividade microbiana, ou seja, da capacidade em degradar o material orgânico presente nos esgotos. A realização de um estudo cinético pode avaliar o comportamento dos microrganismos, pela velocidade de degradação, como também propor um modelo matemático que represente este processo. Este trabalho teve por objetivo estudar o processo de tratamento de efluentes por via biológica, do ponto de vista microscópico e macroscópico, fornecendo informações que permitam melhorar a eficiência do processo. Este trabalho buscou incluir novas ferramentas no controle e avaliação de estações de tratamento como a análise de imagens dos flocos e microrganismos e o fracionamento da matéria orgânica. Inicialmente foi estudada a Estação de Tratamento de Efluentes da M&G Polímeros, onde foram feitos estudos da microbiota e avaliação físico-química buscando relações entre eles. Em seguida estudou-se o efluente da cervejaria Schincariol, analisando-se a distribuição da matéria orgânica nos diversos compartimentos. Os resultados mostraram o alto potencial destas análises na melhoria da eficiências dos tratamento dos efluentes industriais.

Palavras-Chave:

Análise de Imagem; Efluente Industrial; Fracionamento da Matéria Orgânica

ABSTRACT

To understand the operation of the biological treatment of effluent knowledge in two areas are fundamental: microbiology and engineering of reactors. The biological reactor of a sewage treatment plant for biological pathway is a true ecosystem formed by various species of bacteria, protozoa, metazoan parasites and algae, such microorganisms can be grouped in forming flakes and filamentous. Another important aspect in the biological monitoring it is the assessment of microbial activity, ie the ability to degrade organic material present in the wastewater. The realization of a kinetic study can evaluate the behavior of microorganisms, the speed of degradation, but also propose a mathematical model to represent that process. This study aimed to explore the process of wastewater treatment by biological point of view microscopic and macroscopic, providing feedback to improve process efficiency. This study sought to add new tools to control and evaluation of treatment plants as the analysis of images of the flakes and micro-organisms and organic matter fractionation. Initially we studied the Wastewater Treatment Station of M & G Polimeros, where studies have been made of the microbiota and physico-chemical finding relationships between them. Then we studied the brewery effluent Schincariol, analyzing the distribution of organic matter in the various compartments. The results show the great potential of these analyzes in improving the efficiency of treatment of industrial effluents.

Keywords:

Image Analysis; Industrial Effluent; Fractionation of Organic Matter

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS e QUADROS

NOMENCLATURA

1. INTRODUÇÃO	11
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1. Tratamento de Efluentes	13
2.2. Sistemas Físico-Químicos e Biológicos	13
2.3. Tipos de Sistemas Biológicos	14
2.3.1. Sistema Anaeróbio	14
2.3.2. Sistema Aeróbio	15
2.4. Lodo Ativado	16
2.5. Análise de Imagem	19
2.5.1 Parâmetros	20
2.5.2 Morfologia Matemática	21
2.6. Estudo do Fracionamento da Matéria Orgânica em Sistemas por Lodo Ativado.....	23
2.6.1 Apresentação geral do modelo ASM1	24
2.7 Cinética da Reação Aplicada ao Processo Biológico	27
2.8 Balanço de Massa para o Sistema de Lodo Ativado.....	28
3. MATERIAIS E MÉTODOS	35
3.1 Estação de Tratamento de Efluentes da M&G	35
3.2 Estação de Tratamento de Efluentes de Cervejaria.....	36
3.3 Análises Físico-Químicas	37
3.4. Sistema de Aquisição de Imagem.....	38
3.5. Teste de Biodegradabilidade Aeróbia Método Adaptado de Zahn- Wellens.....	40
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1 Monitoramento da ETE da M&G	43
4.2 Monitoramento da ETE por Análise de Imagem	51
4.3 Estudo da Microfauna da ETE da M&G	56
4.4 Teste de biodegradabilidade da matéria orgânica de efluente industrial real de cervejaria.....	57
5. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS.....	59
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	60

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Evolução dos grupos de microrganismos em função do avanço da idade do lodo.....	18
Figura 2. Cálculo do diâmetro de Féret na direção a1 (a) representação do Féret máximo (FMax) , Féret mínimo (FMin) e (b)diâmetro equivalente (Deq) de um floco	22
Figura 3. Imagem inicial em tons de cinza (a); Imagem binária de um floco (b); imagem da Distancia Euclidiana de um floco (c).....	23
Figura 4.- Cálculo da dimensão fractal: log P em função do log λ	23
Figura 5. Decomposição da DQO em variáveis do modelo ASM1.....	25
Figura 6. Decomposição do nitrogênio total em variáveis do modelo ASM1	26
Figura 7. Representação de um balanço de massa no sistema de Lodos Ativados	32
Figura 8. Coluna OSC.....	35
Figura 9. Caixa Separadora água-óleo.....	36
Figura 10. Equalização.....	37
Figura 11. Misturadores Submersos.....	37
Figura 12. Medidores de vazão (a); Tanque de dosagem de nutrientes e correção de pH (b); Tanques de soda (c).....	37
Figura 13. Lagoa Biolac (a); Sopradores (b); Membranas das cadeias flutuantes.....	38
Figura 14. Caixas de lodo químico e biológico (a); Adensador Belt-Press (b); Tanque de polímero.....	39
Figura 15. Bacon.....	40
Figura 16. Caixa de esgoto.....	41
Figura 17. Caixa de mistura de esgoto.....	41
Figura 18. Coleta das águas de drenagem.....	41
Figura 19. Foto da Estação de Tratamento de Efluentes da M&G Polímeros - Suape/PE.....	42
Figura 20. Vista da ETE da cervejaria estudada.....	43
Figura 21. Sistema de aquisição de imagens.....	44
Figura 22. Principais etapas do programa FlocMorph.....	45
Figura 23. Unidade reacional proposta para o teste de biodegradabilidade...	48
Figura 24. Variação de SSV no interior do Biolac.....	50
Figura 25. Variação de OD no interior do Biolac.....	50
Figura 26. Variação de Carga Orgânica no efluente bruto.....	51
Figura 27. Variação de fósforo total do efluente tratado.....	52

Figura 28. Variação de nitrogênio amoniacal no efluente tratado.....	52
Figura 29. Variação de pH no efluente tratado.....	53
Figura 30. Variação de óleos e graxas no efluente tratado.....	53
Figura 31. Variação de temperatura no efluente tratado.....	54
Figura 32. Eficiência média de remoção de DQO.....	54
Figura 33. Eficiência média de remoção de DBO.....	55
Figura 34. Variação de Superfície dos Flocos da ETE.....	56
Figura 35. Variação do diâmetro equivalente (Deq) dos flocos da ETE.....	57
Figura 36. Variação do comprimento máximo do floco (Feretmáx) da ETE.	57
Figura 37. Variação do número de filamentos dos flocos da ETE.....	58
Figura 38. Dimensão total dos flocos.....	58
Figura 39. Correlação Número de filamentos X Diâmetro Equivalente.....	59
Figura 40. Correlação Número de Filamentos X Dimensão Fractal.....	59
Figura 41. Frequência dos microrganismos do Biolac.....	60
Figura 42. Evolução da DQO solúvel em função do tempo para os reatores inoculados com efluentes B (RB1 e RB2) e SR (RSR1 e RSR2)..	65
Figura 43. Curva de degradabilidade para os reatores B e SR.....	65
Figura 44. Curvas ajustadas à cinética de primeira ordem para os sistemas de lodo ativado testado	67
Figura 45. Curvas ajustadas à cinética de primeira ordem para os sistemas de lodo ativado testado	68
Figura 46. Curvas ajustadas à cinética de primeira ordem para os sistemas de lodo ativado testado	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Algumas situações particulares no funcionamento de uma ETE por lodo ativado.....	18
Tabela 2. Resultado da análise de caracterização de efluente B e SR.....	61
Tabela 3 – Caracterização do efluente bruto de cervejarias	63

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Etapas de tratamento Cervejaria.....	42
Quadro 2. Métodos de análises utilizadas.....	43

NOMENCLATURA

H ₂ O	Água.
C	Carbono.
H	Hidrogênio.
N	Nitrogênio.
P	Fósforo.
S	Enxofre.
Z	Componente em análise.
Q	Vazão.
r _Z	Taxa de reação.
μ	taxa de crescimento específico da biomassa (h ⁻¹).
Y	Rendimento celular da biomassa.
S _{0sat}	Concentração de saturação em oxigênio (mg/L).
K _{L.a}	Coeficiente de transferência de massa .
k ₀	Valor da constante cinética.
α _i	Ordem da reação relativamente ao i-ésimo reagente.
r	Taxa de reação básica da cinética microbiana.
S	Concentração de substrato (mg/L).
μ _{máx}	Taxa máxima do crescimento específico da biomassa (h ⁻¹).
k _s	Coeficiente de meia saturação (concentração para a qual μ=μ _{máx} /2) (mg/L).
K	Constante de velocidade.
A	Constante de Arrhenius.
E _a	Energia de ativação.
R	Constante dos gases (8,314 JK ⁻¹ .mol ⁻¹).
T	Temperatura (K).
S	Compostos solúveis.
X	Compostos particulados.
S _S	Substrato biodegradável (mg/L).
X _S	Substrato lentamente biodegradável (mg/L).
S _i	Substrato inertes (mg/L).
X _i	Substrato inertes particulados (mg/L).
X _p	Substrato produzidos na decomposição da biomassa (mg/L).

$X_{B,H}$	Biomassa heterotrófica ativa (mg/L).
$X_{B,A}$	Biomassa autotrófica ativa (mg/L).
S_{N0}	Nitrogênio na forma de nitrato e nitrito (mg/L).
S_{NH}	Nitrogênio na forma de $NH_4^+ + NH_3$ (mg/L).
S_{ND}	Nitrogênio orgânico solúvel biodegradável (mg/L).
X_{ND}	Partículas de nitrogênio orgânico biodegradável (mg/L).
S_{NI}	Partícula de nitrogênio orgânico solúvel inerte (mg/L).
X_{NI}	Partícula de nitrogênio orgânico particulado inerte (mg/L).
X_{NP}	Produto particulado orgânico inerte (mg/L).
S_0	Oxigênio dissolvido (mg/L).
S_{ALK}	Alcalinidade (mg Ca/L).
CO_2	Gás carbônico.
λ	Comprimento de onda (nm).
λ_{em}	Comprimento de onda de emissão (nm).
λ_{ex}	Comprimento de onda de excitação (nm).
f_p	Fração da biomassa produtora de matéria particulada inerte.
ε	Constante de absorção no comprimento de onda λ .
ρ_a	Rendimento aparente do crescimento da biomassa.
t_f	Tempo final.
t_0	Tempo inicial.
Y_A	Rendimento celular dos autótrofos (g DQO celular formada /g N oxidado).
Y_H	Rendimento celular dos heterótrofos (g DQO celular formada/g DCO oxidada).
i_{XB}	Teor em nitrogênio da biomassa (g N/g DQO na biomassa).
i_{XP}	Teor em nitrogênio da fração endógena (g N/g DQO na biomassa).
K_{OH}	Constante de semi-saturação dos heterotrófios para oxigênio.
K_{NO}	Constante de semi-saturação dos heterotrófios para nitrato (g N- NO_3^- / m ³).
b_H	Taxa de decaimento dos heterótrofos (1/d).
η_g	Fator de correção para crescimento dos heterotrófios em anoxia.
η_h	Fator de correção para velocidade de hidrólise em anoxia.
k_h	Constante de velocidade de hidrólise em anoxia (g DQO lentamente biodegradável/g DQO celular.d).
K_x	Constante de semi-saturação dos heterotrófios para hidrólise e de X_S (g DQO lentamente biodegradável /g DQO celular).

- $\mu_{A\max}$ Taxa máxima de crescimento dos autótrofos (1/d).
- K_{NH} Constante de semi-saturação dos autotrófios para nitrogênio amoniacal (g N-NH₄/m³).
- K_{OA} Constante de semi-saturação dos autotrófios para oxigênio (g O₂/ m³).
- k_a Constante de velocidade de hidrólise de S_{nd} (=amonificação) pelos heterótrofos (m³/g DQO.d).
- b_a Taxa de decaimento dos autótrofos (1/d).
- F/M Relação entre quantidade de alimento e microrganismos.

1. INTRODUÇÃO

Para o entendimento das operações do tratamento biológico de efluente o conhecimento em duas áreas são fundamentais: microbiologia e a engenharia dos reatores. O reator de uma estação de tratamento de esgotos por via biológica é um verdadeiro ecossistema, formado por várias espécies de bactérias, protozoários, metazoários e algas, tais bactérias podem ser agrupadas em formadoras de flocos e filamentosas (DA MOTTA, 2001).

Nos sistemas de cultura livre, o caso de lodo ativado, as bactérias se aglomeram sob a forma de flocos. Estes são formados por polímeros, liberados pelas bactérias formadoras de flocos, e por bactérias filamentosas que servirão de elemento estrutural. O bom equilíbrio entre estes dois grupos de bactérias produz flocos com elevada capacidade de depuração apresentando boa decantabilidade e proporcionando um efluente final com baixa turbidez e baixa concentração em matérias em suspensão (HENZE *et al.*, 1993).

Classicamente, o método utilizado para analisar os flocos e medir a quantidade de filamentos é a contagem manual com auxílio de um microscópio ótico.

Este processo é uma tarefa cansativa e exige bastante tempo e experiência do operador. Um procedimento mais moderno para quantificação automática destas bactérias, baseado na técnica de análise de imagem, foi desenvolvido, permitindo assim obter informações mais precisas e num menor intervalo de tempo. Além das informações relativas aos filamentos, são fornecidas também informações sobre o estado do floco (DA MOTTA *et al.*, 2001)

Outro aspecto importante dentro do acompanhamento biológico trata-se da avaliação da atividade microbiana, ou seja, da capacidade em degradar o material orgânico presente nos esgotos. A realização de um estudo cinético pode avaliar o comportamento dos microrganismos, pela velocidade de degradação, como também propor um modelo matemático que represente este processo.

Objetivos

Este trabalho teve por objetivo estudar o processo de tratamento de efluentes industriais por via biológica, do ponto de vista microscópico e macroscópico, fornecendo informações que permitam melhorar a eficiência do processo.

Para atingir tal objetivo, foram determinadas as seguintes etapas: aplicação do processamento digital de imagens para estudo da morfologia dos flocos de lodo ativado, identificação das espécies de microrganismos da estação, monitoramento da estação através de parâmetros físico-químicos e microbiológicos e a realização de estudo cinético da degradação dos poluentes pela biomassa bacteriana.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Tratamento de Efluentes

Qualquer comunidade gera resíduo líquido e sólido como consequência das suas atividades, por mais simples que sejam para viver. A porção líquida – esgoto - é a água residuária obtida após a utilização da água, independentemente de ser potável ou não.

Do ponto de vista de fontes de geração, o esgoto pode ser doméstico, oriundo de residências, instituições e estabelecimentos comerciais, ou industriais, o qual apresenta características próprias para cada área fabril. O objetivo do tratamento é acelerar o processo de autodepuração da matéria orgânica que acontece na natureza, sob condições controladas em instalações de tratamento. Desta forma, o tratamento de esgotos visa à remoção de material suspenso, coloidal, dissolvido e a eliminação de organismos patogênicos (TCHOBANOGLOUS, 2002).

2.2 Sistemas Físico-Químicos e Biológicos

Os sistemas físico-químicos consistem na remoção de poluentes inorgânicos, matérias insolúveis, metais pesados, matérias orgânicas não biodegradáveis, sólidos em suspensão, óleos e graxas, cor e sólidos dissolvidos não removidos por via biológica. São geralmente utilizados em indústrias de tratamento de superfície, dentre outras, associados ao tratamento biológico. As operações unitárias e processos do tratamento físico-químico são: peneiramento, correção de pH, desarenação, floculação, medição de vazão, decantação, retenção de gordura, equalização entre outros (VON SPERLING, 2007).

Os sistemas biológicos são utilizados para coagular e remover os sólidos coloidais não sedimentáveis e estabilizar a matéria orgânica.

No caso dos efluentes industriais muitas vezes se realiza um pré-condicionamento para equalização do efluente antes do tratamento biológico, a fim de evitar choques ao sistema, realizando a correção de pH e teor de nutrientes quando necessário.

2.3 Tipos de Sistemas Biológicos

2.3.1 Sistema Anaeróbio

No processo de conversão da matéria orgânica em condições de ausência de oxigênio, são utilizados aceptores de elétrons inorgânicos como NO_3^- (redução de nitrato), SO_4^{2-} (redução de sulfato), ou CO_2 (formação de metano). A formação de metano não ocorre em ambientes onde o oxigênio, o nitrato ou o sulfato encontram-se prontamente disponíveis como aceptores de elétrons. A produção de metano ocorre em diferentes ambientes naturais tais como pântanos, solo, sedimentos de rios, lagos e mares, assim como nos órgãos digestivos de animais ruminantes. Estima-se que a digestão anaeróbia com formação de metano seja responsável pela completa mineralização de 5 a 10% de toda a matéria orgânica disponível na terra (CHERNICHARO, 2007).

A digestão anaeróbia de compostos orgânicos é normalmente considerada um processo de dois estágios. No primeiro estágio, um grupo de bactérias facultativas e anaeróbias, denominadas formadoras de ácidos ou fermentativas, convertem os orgânicos complexos em outros compostos. Compostos orgânicos complexos como carboidratos, proteínas e lipídios são hidrolisados, fermentados e biologicamente convertidos em materiais orgânicos mais simples, principalmente ácidos voláteis (CHERNICHARO, 2007).

No segundo estágio ocorre a conversão dos ácidos orgânicos, gás carbônico e hidrogênio em produtos finais gasosos, o metano e o gás carbônico. Esta conversão é efetuada por um grupo especial de bactérias, denominadas formadoras de metano, as quais são estritamente anaeróbias. As bactérias metanogênicas dependem do substrato fornecido pelas acidogênicas, configurando, portanto uma interação comensal. Uma vez que as bactérias metanogênicas são responsáveis pela maior parte da degradação do resíduo, a sua baixa taxa de crescimento e de utilização dos ácidos orgânicos normalmente representa o fator limitante no processo de digestão como um todo (VON SPERLING, 2007).

O mecanismo de retenção do lodo é tão importante que é usado para distinguir diferentes sistemas anaeróbios. Basicamente aplicam-se dois mecanismos de retenção de lodo:

1) Sistemas baseados na mobilização do lodo, isto é o lodo se fixa na superfície de um material sólido e inerte. Nesta categoria se encontram o filtro anaeróbio de fluxo ascendente ou descendente e reatores com leito granular de lodo.

2) Sistema que se baseiam na separação das fases líquida e sólido, com retorno de lodo para o reator. Um exemplo é o reator UASB, que é um digestor anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo.

2.3.2 Sistema Aeróbio

A digestão aeróbia é um método alternativo de tratar os lodos orgânicos produzidos nas várias operações de tratamento. Hoje, duas variações do processo de digestão aeróbia são de uso comum: convencional e com oxigênio puro. A digestão aeróbia termofílica tem também sido usada.

Na digestão aeróbia convencional, o lodo é aerado por um período de tempo num tanque aberto, sem aquecimento usando difusores de ar convencionais ou equipamentos de aeração superficial. O processo pode ser operado de modo contínuo ou em batelada. Plantas menores usam sistema batelada no qual o lodo é aerado e completamente misturado por um período de tempo estendido, seguido pela sedimentação. Nos sistemas contínuos, um tanque separado é usado para a decantação e concentração (COSSICH, 2006).

A digestão aeróbia com oxigênio de alta pureza é uma modificação do processo de digestão aeróbia no qual oxigênio de alta pureza é usado no lugar do ar.

O lodo resultante é similar ao lodo digerido aerobicamente do modo convencional. A digestão aeróbia termofílica representa ainda outro refinamento do processo de digestão aeróbia. Conduzido com bactérias termofílica em temperaturas que varia de 25 a 50°C acima da temperatura ambiente, este processo pode alcançar altas remoções da fração biodegradável (acima de 80%) em tempos de retenção muito curtos (COSSICH, 2006).

Os processos de tratamento aeróbios com crescimento imobilizado são normalmente usados para remover matéria orgânica de efluentes líquidos. Eles são também usados para se conseguir a nitrificação (conversão de amônia em nitrato).

Os processos com crescimento imobilizado incluem os filtros de percolação, os contactores biológicos rotatórios e os reatores de nitrificação com filme fixo (COSSICH, 2006).

2.4 Lodo Ativado

O sistema de lodo ativado é capaz de remover eficientemente os sólidos em suspensão, o material orgânico e os nutrientes de águas residuárias (VAN HAANDEL, 1999).

O tratamento de efluentes (doméstico e industrial) pelo processo de lodos ativados corresponde a um dos métodos biológicos mais eficientes na remediação de resíduos em solução. O sistema consiste em um reator biológico onde ocorrem as reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica e, em determinadas condições, da matéria nitrogenada. A microbiota utiliza o substrato presente no efluente para se desenvolver, ou seja, com a degradação da matéria orgânica, ocorre a liberação de energia, a qual é utilizada pelos microrganismos juntamente com nutrientes (nitrogênio e fósforo) para a formação de novas células.

O sistema consta também de um decantador secundário onde ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), permitindo que o efluente final saia clarificado. Os sólidos sedimentados no fundo do decantador secundário são recirculados para o reator, aumentando a concentração de biomassa, o que é responsável pela elevada eficiência do sistema.

Os sistemas de lodos ativados podem ser classificados, em função da idade do lodo, os sistemas mais utilizados são os de lodos ativados convencionais e os de aeração prolongada (VON SPERLING, 2007).

Segundo Von Sperling (2007), no sistema de lodo ativado convencional, a idade do lodo é em torno de 4 a 10 dias e o tempo de detenção hidráulica no reator é da ordem de 6 a 8 horas. No sistema de aeração prolongada a biomassa permanece no sistema por volta de 18 a 30 dias, recebendo a mesma carga de DBO do esgoto bruto que o sistema convencional, logo, haverá uma menor disponibilidade de alimento para as bactérias. O tempo de detenção hidráulica nesse caso será em torno de 16 a 24 horas. Em decorrência, as bactérias, para sobreviver, passam a utilizar nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica componente de suas células. Isso corresponde a uma estabilização da biomassa.

Os flocos biológicos constituem um micro-sistema complexo formado por polímeros liberados pelas bactérias formadoras de flocos e por bactérias filamentosas que servirão de elemento estrutural além de fungos, protozoários e micrometazoários.

As bactérias são as principais responsáveis pela depuração da matéria carbonácea e pela estruturação dos flocos. Entretanto, os componentes da microfauna (protozoários e micrometazoários) também têm importante papel na manutenção de uma comunidade bacteriana equilibrada, na remoção de *E. coli*, na redução da DBO₅ e na floculação. Por serem extremamente sensíveis às alterações no processo, os componentes da microfauna alternam-se no sistema em resposta às mudanças nas condições físico-químicas e ambientais.

Desse modo, a composição da microfauna do lodo ativado revela tendências do processo, quanto a eficiência da remoção da demanda bioquímica de oxigênio – DBO₅; a eficiência da remoção de sólidos suspensos - SS; as condições de sedimentação do lodo; o nível de aeração empregado no sistema; a presença de compostos tóxicos, tais como metais pesados e amônia; além de poder indicar a ocorrência de sobrecargas orgânicas e de nitrificação (GERARDI, 1986; HOFFMANN e PLATZER, 2000).

A presença dos protozoários é fundamental para o bom desempenho da estação. Além de reduzirem a turbidez do efluente final, estimulam o crescimento bacteriano, promovem a floculação e algumas espécies eliminam a poluição (GERARDI et al., 1995; CURDS et al., 1968).

Depois das bactérias, os protozoários são os microrganismos mais importantes numa estação de tratamento de águas residuais. A sua sensibilidade às variações das condições do meio (concentração do substrato e do oxigênio dissolvido, presença de tóxicos, etc.), tornam-os excelentes indicadores do estado da estação (DA MOTTA, 2003).

De uma maneira simplista, pode-se classificar os protozoários em flagelados, ciliados e amebas. Os ciliados, presentes em concentrações mais elevadas, podem ser classificados segundo o seu regime alimentar em bacteriófagos e carnívoros.

Vários autores realizaram estudos para identificar as diferentes espécies de ciliados presentes (CURDS & COCKBURN, 1970a; SASAHARA & OGAWA, 1983), assim como estabelecer relações entre os desempenhos das instalações e a presença e abundância de uma certa espécie de protozoário (CURDS & COCKBURN, 1970b; MADONI, 1994a; NICOLAU et al., 1997). A Tabela 1 apresenta uma relação entre o grupo de protozoários dominante e a eficiência biológica da estação, assim como possíveis causas para o mau funcionamento.

Tabela 1: Algumas situações particulares no funcionamento de uma ETE por lodo ativado (MADONI, 1994a)

Grupo Dominante	Eficiência	Causa possível
Pequenos flagelados	Baixa	Lodo pouco oxigenado; carga muito elevada; entrada de substâncias fermentescíveis.
Pequenos ciliados nadadores ($< 50 \mu\text{m}$)	Baixa	Tempo de contato muito pequeno; lodo pouco oxigenado.
Grandes ciliados nadadores ($> 50 \mu\text{m}$)	Baixa	Carga muito elevada.
Ciliados móveis de fundo	Alta	
Ciliados sésseis + ciliados móveis de fundo	Alta	
Ciliados sésseis	Baixa	Fenômenos transitórios (carga descontínua; extração recente de lodo).
Pequenas amebas nuas e flagelados	Baixa	Carga muito elevada não facilmente biodegradável.
Amebas	Alta	Carga baixa; licor diluído; boa nitrificação.

A colonização do lodo inicia-se com as bactérias, flageladas e ciliadas nadadoras livres, que vêm geralmente com o esgoto a ser tratado. Em seguida, à medida que a idade dos lodos ativados aumenta, os ciliados móveis de fundo seguidos dos ciliados sésseis (fixos) começam a instalar-se. Salienta-se ainda que os móveis de fundo e principalmente os ciliados sésseis retornam pelo canal de recirculação enquanto que os nadadores livres e os flagelados podem sair junto com o efluente final. A redução das bactérias deve-se sobretudo ao regime alimentar bacteriófago dos protozoários. A Figura 1 mostra a evolução dos microrganismos em função da idade do lodo (DA MOTA et al., 2001c).

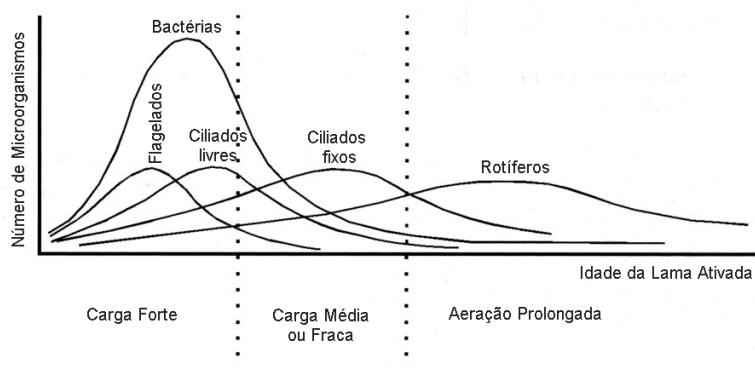


Figura 1. Evolução dos grupos de microrganismos em função do avanço da idade do lodo (CANLER et al., 1999)

Para a identificação destas espécies, faz-se geralmente uma observação visual e contagem manual das espécies presentes. Este procedimento exige tempo e um técnico com conhecimentos em microbiologia.

O diagnóstico obtido pela microscopia do lodo ativado é utilizado para alterar as características operacionais do sistema, tais como a idade do lodo e a concentração de oxigênio dissolvido no reator (HOFFMANN e PLATZER, 2000).

2.5 Análise de Imagem

Deve-se inicialmente fazer uma distinção entre o tratamento das imagens numéricas e o tratamento de imagens analógicas, como é o caso em ótica ou ainda como foi o caso na microscopia quantitativa antes do surgimento dos computadores.

O tratamento das imagens numéricas, ou digitais, começou efetivamente na década de 60 com o aparecimento de calculadores suficientemente potentes e rápidos para fornecerem resultados em um tempo razoável. Em seguida ele se desenvolveu paralelamente ao progresso da informática e dos computadores, particularmente dos microcomputadores e das estações de trabalho.

Marion (1987) classifica os diferentes tipos de tratamento de imagens numéricas em 5 pontos, segundo o objetivo procurado:

- Melhoramento: Melhorar da qualidade objetiva ou subjetiva das imagens;
- Restauração: Correção de distorções ou de focalização;
- Detecção: Procura da presença de certos contornos ou textura;
- Compressão e codificação: Manipulação da imagem para reduzir seu tamanho de armazenamento sem degradar a qualidade;
- Análise e compreensão: O objetivo neste caso é analisar a imagem para comprehendê-la e para então acessar a compreensão do fenômeno do qual ela saiu.

O tratamento de imagens, tal como se conhece, é um conjunto de operações realizadas sobre uma ou várias imagens com o objetivo de recuperar as informações que foram fixadas antes do tratamento. Estas operações irão variar de acordo com a natureza das informações que se deseja extrair. Este conjunto de operações (ou manipulações) é

na realidade uma série de ações mais ou menos elementares e constituem um algoritmo de tratamento que irá acionar as ferramentas que efetuarão estas ações.

No caso deste trabalho, os objetivos pretendidos são a detecção e em seguida a análise e compreensão do comportamento dos flocos de lodo durante a degradação da matéria orgânica. Para tanto, serão utilizados parâmetros morfológicos, para que se possa avaliar a evolução do processo de tratamento, no que tange os flocos de lodo ativado e, no caso dos microrganismos, parâmetros que permitam identificar as espécies de protozoários e metazoários.

2.5.1 Parâmetros

Os parâmetros contendo uma informação confiável são chamados de parâmetros estereológicos. As diferentes disciplinas que contribuem à análise de imagens permitem distinguir dois tipos:

- os parâmetros métricos, como o comprimento ou a área de um objeto, sobre os quais pode-se realizar medidas.
- os parâmetros topológicos que não se medem, mas que se contam, como por exemplo, o número de objetos.

A estereologia, disciplina que se interessa à descrição do espaço em 1, 2 ou 3 dimensões, diz que um parâmetro topológico do espaço R^n pode ser associado à parâmetro métrico do espaço R^{n+1} , R^{n+2} . Todavia, só é possível ter acesso à um parâmetro topológico no seu próprio espaço. Hadwiger (1957) estabeleceu quatro condições que devem ser cumpridas por um parâmetro para ser considerado como um parâmetro estereológico. São eles:

- Invariabilidade por rotação e translação: a informação contida por este parâmetro deve ser independente da posição do objeto sobre o qual realiza-se a medida. A área de um objeto é um bom exemplo, uma vez que ela permanece constante qualquer que seja a rotação ou translação sofrida pelo objeto (pelo menos no espaço analógico).

- Homogeneidade: a medida deve ser independente do aumento (ampliação da imagem do objeto) utilizada.
- Adição: a soma de dois conjuntos deve ser igual a soma das medidas da intersecção e da união destes dois conjuntos. A área é um parâmetro aditivo, contudo a corda em uma determinada direção não é.
- Continuidade: a noção de continuidade pode ser apreciada de uma maneira intuitiva, exigindo-se que o valor do parâmetro, para ser estereológico, varie ligeiramente, se o objeto sob o qual se realiza a medida, sofrer pequenas modificações.

2.5.2 Morfologia Matemática

Uma parte importante das ferramentas de tratamento de imagem saiu da morfologia matemática (COSTER & CHERMANT, 1989 e SERRA 1988). Esta é uma disciplina recente, desenvolvida e formalizada nos anos 1960, que traz consigo uma metodologia matemática e de observação dos objetos em até três dimensões. Outras disciplinas, como a geometria integral, a geometria estatística ou a teoria dos grafos contribuem para com a análise de imagem quer seja binária ou em tons de cinza.

De uma maneira mais pragmática, a morfologia matemática possui duas transformações que são as bases de numerosas operações sobre imagens binárias.

Estas operações podem ser realizadas sobre imagens em tons de cinza e imagens binárias. Tendo em conta as inúmeras operações e cálculos permitidos no processamento de imagens, serão apresentados a seguir apenas os principais parâmetros estudados.

- Superfície total por imagem (S_t)

A superfície total é a superfície projetada de todos os objetos que se encontram na imagem binária. Ela compreende os flocos, filamentos resíduos e eventuais protozoários.

- Superfície de cada flocos (S_f) e superfície total dos flocos (S_{tf}) por imagem

S_f é a superfície calculada para cada um dos flocos presentes na imagem, enquanto que S_{tf} é a soma de todas estas superfícies.

- Diâmetro equivalente dos flocos (Deq)

O diâmetro equivalente de cada floco é o diâmetro de um disco de superfície igual à superfície do floco

$$Deq = 2\sqrt{\frac{S}{\pi}} \quad (1)$$

onde S é a superfície do objeto.

- Comprimento e largura

O comprimento do objeto é dado pelo diâmetro de Féret máximo (F_{Max}) e a largura pelo diâmetro de Féret mínimo (F_{Min}). O diâmetro de Féret é igual à distância entre duas tangentes paralelas a uma dada direção e enquadrando a silhueta do objeto. A Figura 2 mostra um exemplo.

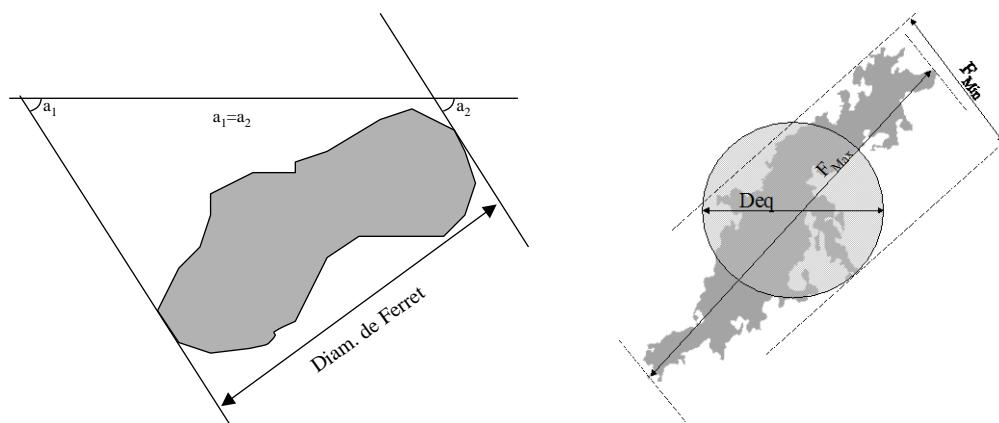


Figura 2 - Cálculo do diâmetro de Féret na direção a_1 (a) representação do Féret máximo (F_{Max}), Féret mínimo (F_{Min}) e (b)diâmetro equivalente (Deq) de um flocos

- Dimensão fractal (D_f)

Existem várias maneiras de calcular a dimensão fractal de um objeto (Li et Ganczarczyk, 1989; Kaye, 1992; Kaye *et al*, 1992), mas o método proposto por Russ (1995) foi escolhido por sua robustez.

Ela utiliza as propriedades da Distância Euclidiana. Na imagem da Distância Euclidiana o nível de cinza b associado à cada pixel é interligado à sua distância (λ) à borda mais próxima do objeto (Figura 3c). A distribuição dos níveis de cinza $b(\lambda)$ dá o número de pixel a cada distância λ .

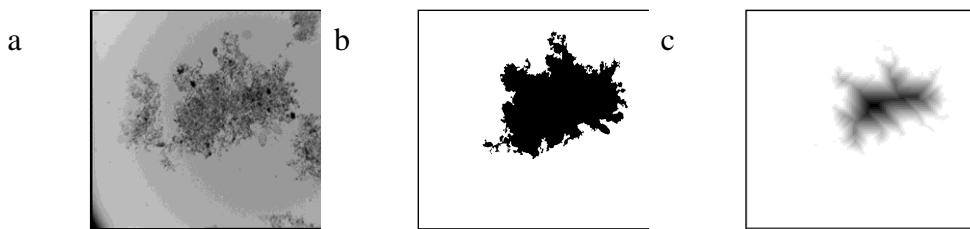


Figura 3: Imagem inicial em tons de cinza (a); Imagem binária de um floco (b); imagem da Distância Euclidiana de um floco (c).

O perímetro $P(\lambda)$ é calculado pela divisão do número de pixels possuindo um nível de cinza superior ou igual à λ pelo valor de λ :

$$P(\lambda) = \frac{\sum_{\varsigma=1}^{\lambda} b(\varsigma)}{\lambda} \quad (2)$$

Se p é a inclinação da reta $\log P$ por $\log \lambda$, Figura 4, a dimensão fractal é definida por:

$$D_f = 1 - p \quad (3)$$

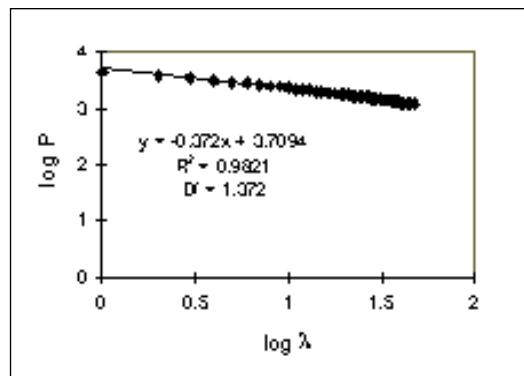


Figura 4 - Cálculo da dimensão fractal: $\log P$ em função do $\log \lambda$.

2.6 Estudo do Fracionamento da Matéria Orgânica em Sistemas por Lodo Ativado

Um dos modelos mais conhecidos e utilizados para simulação de uma unidade de tratamento de efluentes por lodos ativados é o de Lawrence e Mc Carty (1970). O modelo é uma simplificação utilizada para projetar as plantas, considerando um regime estacionário e a DBO ou DQO total como parâmetro de caracterização. Este modelo, no entanto, não permite predizer o comportamento dinâmico das plantas, nem determinar com exatidão a demanda de oxigênio e produção de lodo.

Nos últimos anos, muitas mudanças importantes surgiram na teoria e na prática de projeto dos processos de tratamento biológico, constituindo claramente um paradigma entre o clássico, muitas vezes empíricos, e as tendências atuais baseadas na formulação de modelos matemáticos mais precisos.

Mudanças radicais até nos métodos de caracterizar as águas residuárias, com uma nova forma, por exemplo, de fragmentar a demanda química de oxigênio.

Modelos para lodos ativados, foram desenvolvidos por um comitê científico internacional sobre responsabilidade da prestigiada IAWQ (Internacional Association on Water Quality), atual IWA (Internacional Water Association).

Existem hoje quatro modelos da IWA, o ASM 1 original e o muito recente ASM3, capazes de predizer a degradação da matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação e o ASM2 e sua versão modificada ASM2d que incluem a remoção biológica no fósforo.

2.6.1 Apresentação geral do modelo ASM1

O modelo ASM1 tem como propósito simular a degradação da matéria orgânica assim como a nitrificação e desnitrificação nos processos de lodos ativados. O modelo foi apresentado utilizando uma notação matricial e conta com 13 componentes que incluem 7 dissolvidos e 6 particulados, além de 8 processos.

Os compostos de carbono do modelo estão divididos em um primeiro tempo em DQO biodegradável, DQO não biodegradável e Biomassa (Figura 5).

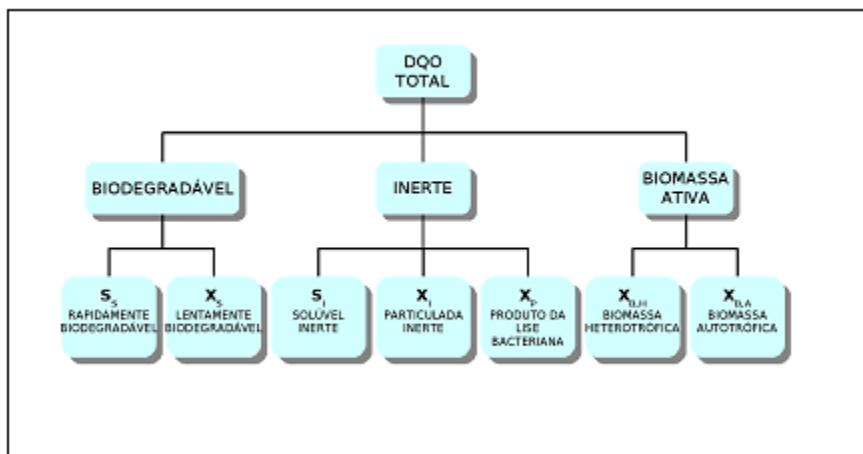


Figura 5. Decomposição da DQO em variáveis do modelo *ASM1*

Fonte: Adaptado de DA SILVA, 2008.

A parte biodegradável está dividida em uma fração rapidamente biodegradável (S_s solúvel), composta de matéria orgânica solúvel que é rapidamente metabolizada pelos microrganismos.

A outra fração, lentamente biodegradável (X_s , particulada) é composta de partículas, colóides e matéria orgânica complexa e sofrem hidrólise enzimática antes de ser adsorvidas.

A fração não biodegradável da DQO está dividida em uma fração solúvel inerte (S_i) e uma particulada (X_i). Ambas, não são afetadas pelo processo. Os solúveis inertes abandonam o sistema com o efluente do decantador secundário e o particulado inerte é encontrado no lodo removido e contribui para o teor de sólidos voláteis (SSV).

A biomassa ativa se divide em dois tipos de grupos de microrganismos, os heterótrofos ($X_{B,H}$) e autótrofos ($X_{B,A}$). Uma variável adicional, X_p , está introduzida para modelar a fração inerte de produtos procedentes do decaimento da biomassa. Na realidade não é possível diferenciar X_p de X_i no lodo.

Sendo assim o balanço de massa da DQO_T (Demanda Química de Oxigênio total) é representada como se segue:

$$DQO_T = S_i + S_s + X_i + X_s + X_p + X_{B,A} + X_{B,H} \quad (4)$$

A fragmentação do material nitrogenado está representada na Figura 6.

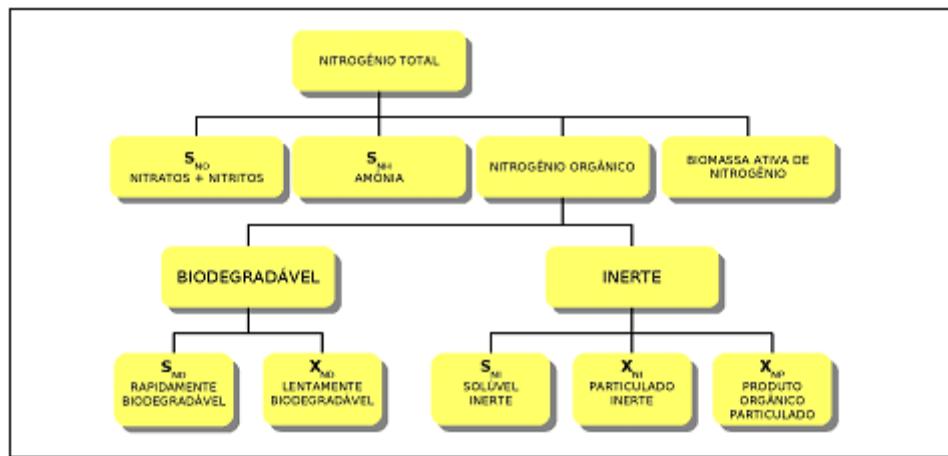


Figura 6. Decomposição do nitrogênio total em variáveis do modelo ASM1

Fonte: Adaptado de DA SILVA, 2008.

O nitrogênio total do sistema é composto pelo nitrogênio total Kjeldahl (N_{TK}), os nitritos e os nitratos que se combinam em um só componente para simplificar o modelo.

O nitrogênio Kjeldahl se fragmenta em nitrogênio amoniacal (S_{NH}), nitrogênio orgânico e o nitrogênio contido na biomassa.

Apenas as frações biodegradáveis, solúveis (S_{ND}) e a particulada (X_{ND}), aparecem de forma explícita no modelo.

O decaimento produz nitrogênio orgânico particulado biodegradável, considerado, portanto como o nitrogênio da biomassa ativa. O nitrogênio orgânico associado à fração de produtos inertes particulados, bem como o nitrogênio associado à fração inerte da matéria orgânica pode ser facilmente calculado.

O crescimento é descrito segundo o modelo cinético de Monod. As velocidades de crescimento são de ordem 1 com relação à concentração em bactérias e são moduladas por fatores limitantes, que são o substrato e os aceitores de elétrons. Os diversos processos incorporados no modelo ASM1, considerando-se a participação dos dois tipos de microrganismos são citados abaixo (Silva, 2008).

- **Crescimento aeróbio da biomassa heterotrófica ($X_{B,H}$)**

Considera-se que apenas S_S interferem no crescimento da biomassa heterotrófica, pois X_S precisa sofrer hidrólise para se transformar em S_S e ser utilizada pelos microrganismos. O modelo utilizado é estruturado no modelo de Monod, onde as limitantes podem ser S_S e S_O (concentração de oxigênio). Tal processo é o que mais

contribui para remoção de DQO, produção de biomassa e demanda de oxigênio. O nitrogênio amoniacial é consumido no sistema por incorporação nas células.

- **Crescimento anóxico da biomassa heterotrófica ($X_{B,H}$)**

Na ausência de oxigênio, os organismos heterotróficos são capazes de utilizar os nitratos como aceptores de elétrons com S_S como substrato. O processo resulta em uma produção suplementar de biomassa heterotrófica e nitrogênio gasoso.

- **Crescimento aeróbio da biomassa autotrófica ($X_{B,A}$)**

Através da nitrificação o amoníaco se oxida em nitrato resultando na produção de biomassa autotrófica e um consumo adicional de oxigênio. A contribuição para formação de lodo é pequena devido a baixa taxa de crescimento da biomassa autotrófica.

- **Mortalidade das biomassas heterotrófica**

Diferentemente do enfoque tradicional onde se atribuía o decaimento diretamente ao consumo de oxigênio, neste modelo todos os fenômenos como hidrólise, respiração endógena ou morte são considerados. Considera-se que o processo ocorra com a mesma velocidade em condições aeróbicas e anoxicas. O modelo utilizado é de primeira ordem em relação à biomassa.

- **Mortalidade das biomassas autotrófica**

Ocorre da mesma forma que para a biomassa heterotrófica.

- **Amonificação do nitrogênio orgânico solúvel**

É modelada com uma cinética de primeira ordem a respeito de S_{ND} e a da biomassa heterotrófica. Grande parte das vezes esse processo é omitido nas outras versões do modelo por ser muito rápida.

- **Hidrólise da matéria orgânica particulada**

A matéria orgânica particulada lentamente biodegradável se encontra dentro dos flocos biológicos, onde sofrem um rompimento e solubilização pelo efeito das enzimas extracelulares.

O resultado é a produção de um substrato solúvel facilmente biodegradável utilizado rapidamente no crescimento. Esse modelo considera uma cinética de primeira ordem a respeito de S_{ND} e a da biomassa heterotrófica. A estrutura do modelo utilizada para este processo é típica dos processos de adsorção de superfície. Também é de ordem 1, com relação a biomassa porém tende a saturar quando a quantidade de sólidos dentro dos flocos (X_S) vem a ser grande comparado a quantidade de biomassa (X_{BH}).

A hidrólise é um processo que ocorre tanto em condições aeróbicas quanto anóxicas, neste caso é utilizado um fator de correção $\eta_h (<1)$ para levar em consideração que a taxa de hidrólise é menor em meio anóxico.

- **Hidrólise do nitrogênio orgânico particulado**

O nitrogênio orgânico particulado (X_{ND}) é parte da matéria orgânica particulada (X_S), porém a taxa de hidrolise do primeiro está determinada pela taxa de hidrolise do segundo componente. O modelo utilizado mostra a proporcionalidade entre essas taxas.

2.7 Cinética da Reação Aplicada ao Processo Biológico

O tratamento biológico de efluentes se vale da atividade de culturas mistas de micro-organismos para degradação de poluentes. Para que isso ocorra é necessário que sejam fornecidas as condições ótimas de crescimento das comunidades microbianas com o objetivo alcançar a máxima eficiência do processo. O dimensionamento de unidades de tratamento biológico baseia-se na cinética das reações biológicas ocorrendo crescimento celular, consumo de substrato e morte microbiana.

A taxa de crescimento microbiano é geralmente descrito pelo modelo de Monod (1942). Nesse modelo a taxa de crescimento celular é limitada pela concentração do substrato, como segue nas Equações 5 e 6:

$$r_X = \mu \cdot X \quad (5)$$

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \quad (6)$$

Onde: r_X é a taxa de crescimento celular (g/L.d SST), μ é a taxa de crescimento específica (d^{-1}), X é a concentração da biomassa (g/L SST), μ_{max} é a taxa máxima de crescimento específica (d^{-1}), S é a concentração de substrato (g/L), K_S é a constante de saturação (g/L).

A taxa de consumo de substrato é dada pela Equação 7:

$$r_S = \frac{r_X}{Y_{X/S}} \quad (7)$$

Considera-se que a reação se processa em reator batelada. Nesse caso as variações de S e X em relação ao tempo podem ser determinadas usando um balanço de material para a biomassa e pelo balanço de massa do substrato, como descrito nas Equações 8 e 9, respectivamente.

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot X \quad (8)$$

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_{max}}{Y_{X/S}} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot X \quad (9)$$

Onde: $Y_{X/S}$ é o coeficiente de rendimento celular.

As condições iniciais para as Equações 8 e 9 são: $t = 0$, $X = X_0$ e $S = S_0$. Uma simples solução pode ser obtida para valores altos de X_0 e baixos de S_0 , resultando um valor constante $X \approx X_0$, somente a Equação 4 deve ser resolvida, utilizando separação de variáveis.

$$\int \left(\frac{K_S}{S} + 1 \right) ds = - \left(\frac{\mu_{max}}{Y_{X/S}^0} \right) \cdot X_0 \int dt + c \quad (10)$$

$$K_S \ln \frac{S_0}{S} + (S_0 - S) = r_{s,max} \cdot t \quad (11)$$

$$\text{na qual, } r_{s,max} = \frac{\mu_{max}}{Y_{X/S}^0} \cdot X_0 \quad (12)$$

O resultado do experimento pode ser testado como uma função $S = f(t)$ e o coeficiente K_s e $r_{s,max}$ podem ser determinados pela transformação da Equação 11 em :

$$\frac{\ln S_0/S}{S_0 - S} = \frac{r_{s,max}}{K_s} \cdot \frac{t}{S_0 - S} - \frac{1}{K_s} \quad (13)$$

Na sequência para confirmar esse resultado do experimento em batelada com o modelo utilizado para descrever a Equação 8, pode-se plotar:

$$\frac{\ln S_0/S}{S_0 - S} \quad X \quad \frac{t}{S_0 - S}$$

E os pontos devem formar uma linha reta com a inclinação positiva $r_{s,max}/K_s$ e a negativa interceptada $-1/K_s$.

Para o substrato e a limitação de oxigênio, a Equação 6 reduz-se a Equação 14.

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot \frac{c'}{K' + c'} \quad (14)$$

A região onde a limitação de oxigênio é significativa pode ser estimada usando $K' = 0,2$ mg/L de O_2 à $T = 20^\circ C$ (PUTNAERGLIS, 1987). Para $S >> K_s$ o ponto limitante pode ser dado com $\mu = 0,9 \mu_{max}$ (90% da taxa de crescimento máxima).

$$\frac{\mu}{\mu_{max}} = 0,9 = \frac{c'}{K' + c'} \quad (15)$$

na qual: $c' = 9 * 0,2 = 1,8$ mg/L de O_2 .

Para $c' \geq 1,8$ mg/L não se pode esperar uma limitação de oxigênio ($T = 20^\circ C$, esgoto doméstico sem influência de transferência de massa na superfície ou no interior dos flocos formados por bactérias).

Para $K_s = 50$ a $120 \approx 85$ mg/L DBO₅ à $T = 20^\circ C$ (SUNDTRORN *et al.*, 1973), a região de limitação do substrato pode ser estimada pela Equação 16.

$$\frac{\mu}{\mu_{max}} = 0,9 = \frac{S}{K_s} \quad (16)$$

em que: $S = 9 * 85 = 765$ mg/L de DBO₅.

Se ambas as concentrações S e c' diminuem seus valores durante um processo em batelada, a evolução cinética é complicada. Portanto, a cinética pode ser estudada considerando somente limitações inferiores do substrato e do oxigênio.

Para estudar a limitação do oxigênio durante um processo em batelada sem aeração, a concentração do substrato (DBO₅, DQO e carbono orgânico dissolvido – COD), diminui somente poucas mg/L se c' diminuir de 8 mg/L para 0 mg/L. Este tipo de experimento em batelada pode ser realizado mesmo para valores baixos de S.

Se for evitada a limitação do substrato, tem-se a Equação 13.

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{c'}{K' + c'} \quad (13)$$

a qual pode ser testada.

Para X um valor constante, o balanço para o oxigênio é:

$$\frac{dc'}{dt} = - \frac{\mu_{max}}{Y_{x/s}^0} \cdot \frac{c'}{K' + c'} \cdot X \quad (14)$$

E sua solução correspondente para a Equação 13 é obtida pela linearização de parâmetros como pode ser linearizada como foi mostrada antes.

2.8 Balanço de Massa para o Sistema de Lodo Ativado

O balanço material e hidráulico pode ser realizado num sistema de tratamento de esgoto por lodo ativado através de equações algébricas de balanço, como também balanços cinéticos no reator biológico (tanque de aeração). Para isso, considera-se o tanque de aeração como um reator de mistura perfeita de fluxo contínuo e ocorrendo uma dispersão máxima das substâncias que entram nele. Desta forma, o conteúdo do reator é homogêneo e as concentrações são iguais em qualquer ponto do reator. No estado estacionário tem-se a concentração afluente constante implicando numa concentração efluente constante, ou seja, não varia ao longo do tempo. A Figura 7 é uma representação esquemática de um balanço de massa dos sólidos para o sistema de lodos ativados.

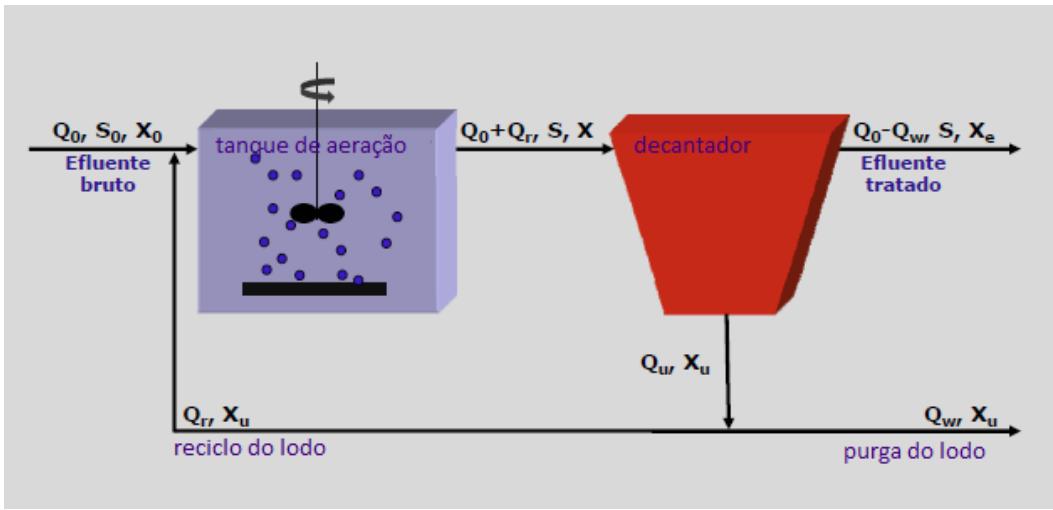


Figura 7. Representação de um balanço de massa no sistema de Lodos Ativados.

Considerando que o tanque de aeração é um reator de fluxo contínuo de mistura perfeita, está-se admitindo que a concentração de substrato (S) e de biomassa (X) é homogênea em todo o volume do reator.

Uma das características de um reator de mistura perfeita ideal é que o efluente deixa o reator com concentração igual a qualquer região do mesmo. Significa dizer que os valores de S e X são os mesmos no reator, assim como no efluente.

No nosso caso específico, X é a concentração de sólidos produzida no reator pela degradação de um substrato S . Ao contrário, os sólidos presentes no esgoto, e a presença de sólidos biológicos é negligenciada no balanço de massa. Por simplicidade considera-se $X_0 = 0$ mg/L.

Para o sistema considerado podem ser feitos dois balanços de massa, um em função do substrato e outro para a biomassa. Esses balanços de massa são essenciais para o projeto e o controle operacional de uma planta de lodos ativados. Cada um dos balanços será detalhado na sequência.

O balanço de massa leva em conta o transporte (na entrada e saída) e a reação dos sólidos (produção e consumo). As seguintes equações são para um sistema de único reator de mistura completa e com recirculação e decantação final de sólidos.

$$\text{Acúmulo} = \text{Entrada} - \text{Saída} + \text{Produção}$$

O balanço de substratos é dado pela Equação 15.

$$Q_0 S_0 = V \cdot \frac{\mu_{max} S X}{Y(K_S + S)} + (Q_0 - Q_w)S + Q_w S \quad (15)$$

na qual:

Q_0 = vazão da alimentação na entrada do reator biológico (m^3/d)

S_0 = concentração de substrato solúvel na alimentação (mg/L)

V = volume do reator (L)

μ_{max} = taxa máxima de crescimento específica (d^{-1})

S = concentração de substrato solúvel na saída (mg/L)

X = concentração de biomassa na saída

Y = coeficiente de rendimento celular (g_{bio}/g_{subst})

K_S = constante de saturação (mg/L)

Q_w = vazão da purga de lodo em excesso (m^3/d)

Considerando-se que os termos $(-Q_w S)$ e $(+Q_w S)$ anulam-se a equação fica reduzida a Equação 16.

$$Q_0 S_0 = \frac{V \cdot \mu_{max} S X}{Y(K_S + S)} + Q_0 S \quad (16)$$

Rearranjando a equação 16.

$$\frac{Q_0}{V} \cdot \frac{Y}{X} (S_0 - S) = \frac{\mu_{max} S}{(K_S + S)} \quad (17)$$

Fazendo o mesmo para a biomassa, obtém-se a Equação 18.

$$Q_0 X_0 + V \left(\frac{\mu_{max} S X}{K_S + S} - K_d X \right) = (Q_0 - Q_w) X_e + Q_w X_u \quad (18)$$

em que:

X_e = concentração de biomassa no efluente tratado (mg/L);

X_0 = concentração de biomassa na alimentação (mg/L);

X_u = concentração de biomassa na purga do lodo em excesso (mg/L);

X = concentração de biomassa no reator (mg/L);

K_d = taxa de decaimento celular (dia-1).

Considerando que a biomassa na entrada do reator (X_0) e a concentração de biomassa na saída do decantador são próximas a zero, pode-se negligenciá-los, e a Equação 18 reduz-se à Equação 19.

$$V \left(\frac{\mu_{max} S X}{K_S + S} - K_d X \right) = Q_w X_u \quad (19)$$

Isolando-se os termos em função do substrato, tem-se a Equação 20.

$$\frac{\mu_{max} S}{K_S + S} = \frac{Q_w X_u}{V X} + K_d \quad (20)$$

Igualando-se as equações dos balanços para o substrato e a biomassa tem-se a Equação 21.

$$\frac{Q_w X_u}{VX} = \frac{Q_0 Y}{VX} (S_0 - S) - K_d \quad (21)$$

Define-se então o tempo de retenção de sólidos (θ_X) no sistema ou idade do lodo através da Equação 22.

$$\theta_X = \frac{VX}{Q_w X_u} \quad (22)$$

O tempo de retenção de *sólidos* ou celular compreendido entre 3 e 15 dias permite, em geral, obter uma elevada qualidade de efluente final e lama com excelente qualidade de sedimentação.

Substituindo o termo θ_X na equação do balanço para o substrato, tem-se a Equação 23:

$$\frac{1}{\theta_X} = \frac{Q_0 Y}{V X} (S_0 - S) - K_d \quad (23)$$

na qual V/Q_0 é igual ao tempo de retenção hidráulico θ . Assim, obtém-se a Equação 24.

$$\frac{1}{\theta_X} = \frac{Y(S_0 - S)}{\theta X} - K_d \quad (24)$$

Isolando a biomassa, define-se a concentração de sólidos no sistema pela Equação 25.

$$X = \theta_X \cdot \frac{Y(S_0 - S)}{\theta(1 + K_d \theta_X)} \quad (25)$$

onde o termo $\frac{Y}{(1 + K_d \theta_X)}$ corresponde ao rendimento biomassa/substrato observado para um dado sistema de tratamento de efluentes.

Finalmente, pode-se ainda definir um importante termo de projeto, denominado razão substrato/biomassa (razão F/M), através da Equação 26.

$$\frac{F}{M} = \frac{QS_0}{XV} = \frac{S_0}{\theta X} \quad (26)$$

e apresenta valores típicos que variam de 0,005 a 1 dia⁻¹.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Estação de Tratamento de Efluentes da M&G

A estação de tratamento de efluentes instalada na M&G Polímeros do Brasil (SUAPE/PE) visa o tratamento de resíduos líquidos gerados pela água utilizada no processo industrial de fabricação de PET, de modo que a mesma possa ser lançada posteriormente em corpo receptor local dentro dos parâmetros de qualidade exigidos.

As amostras foram coletadas no reciclo de lodo, na entrada do tanque de aeração (Biolac). Para estudo da microfauna e dos flocos, e na entrada e na saída da ETE para o monitoramento da sua eficiência. A estação, para uma melhor compreensão, é dividida em etapas .

OSC (Coluna de Extração de Orgânicos)

A água gerada no processo é encaminhada para um tanque e é bombeada para a coluna OSC, onde são retirados os poluentes leves (ex. Acetaldeído) através do arraste com a injeção de vapor no sentido contra-fluxo, e o fluido resultante do processo é armazenado no tanque de efluentes com capacidade de 100 m³.



Figura 8: Coluna OSC
Fonte: Autora (2012)

Sistema Separador de Água/Óleo

O efluente das lavagens e limpezas serão encaminhados primeiramente para o sistema separador água/óleo em aço carbono com capacidade de 55 m³/h, a fim de evitar que o tratamento biológico receba um nível de óleos e graxas indesejável ao processo.



Figura 9: Caixa separadora de água/óleo
Fonte: Autora (2012)

Equalização dos Efluentes

O sistema é composto por 02 (dois) tanques de equalização em concreto com capacidade de 650 m³ cada um.

Todo o efluente é encaminhado para o tanque de equalização 1, neste tanque trabalha-se mantendo um nível de 40%, em operação normal. Caso ocorra alguma contaminação do efluente, tem-se 60% da capacidade do tanque que funcionam como pulmão para estocagem.

Com o processo operando em série, as bombas submersas da equalização 1 enviam o efluente para a equalização 2, onde se trabalha com o nível de 60% da capacidade do tanque.

Estes 2 tanques possuem controles de nível que desligam as bombas em caso de nível muito baixo e alarmam em caso de nível alto.

Para que não haja sedimentação dos sólidos dentro dos tanques, têm-se dois misturadores submersos (Figura 14) em cada tanque, que fazem à homogeneização do efluente.

Através das bombas que estão submersas na equalização 2, o efluente é bombeado para os tanques de dosagem de nutrientes e correção de pH.



Figura 10 : Tanque de Equalização I
Fonte: Autora (2012)



Figura 11 : Misturadores Submersos
Fonte: Autora (2012)

Mistura dos Nutrientes e Correção de pH

Antes que o efluente chegue ao tanque de dosagem de Nutriente e tanque de correção de pH, com capacidade de 3000 litros cada, o mesmo passa por um medidor de vazão onde se estabelece o valor de trabalho desejado, e é controlado pela velocidade da bomba através do inversor de freqüência.

A estação tem capacidade para tratar uma vazão de 27 m³/h com um DQO de 3.000 mg/l.

O efluente recebe através das bombas dosadoras a dosagem de Nitrogênio e Fósforo, que funcionam como uma fonte energética para as bactérias na lagoa Biolac.

Para que o tratamento seja eficaz, é necessário o controle de pH, para isso tal uma sonda de pH com controle on-line para correção através da dosagem de soda pelas bombas dosadoras.

Esses dois tanques recebem uma injeção de ar comprimido para uma intensa mistura do efluente com os nutrientes e a soda.

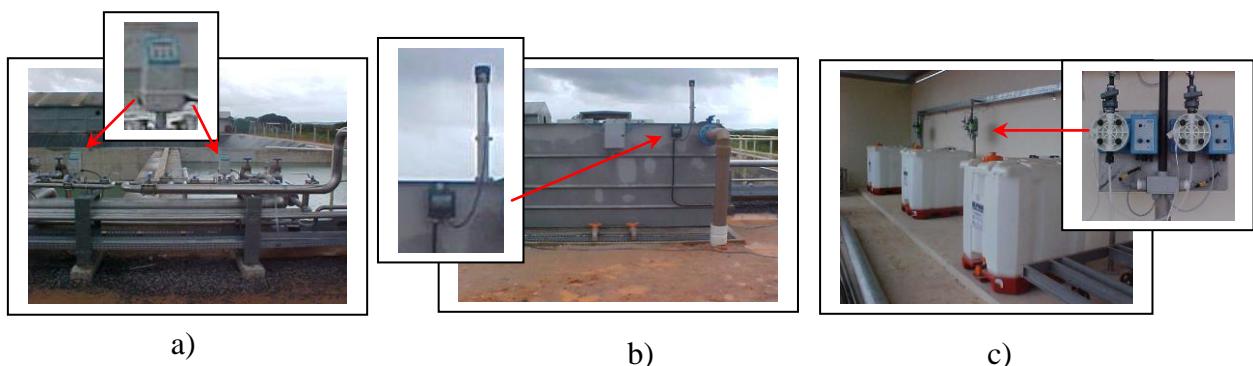


Figura 12 : Medidores de vazão (a); Tanque de dosagem de nutrientes e correção de pH (b); Tanques de soda e nutrientes (c). Fonte: Autora (2012)

Tratamento Biológico-Lodo Ativado de Aeração Prolongada

O sistema biológico proposto é o Biolac, trata-se de um sistema aeróbio, com idade de lodo avançada e parâmetros de desenhos que permite operar com variações de cargas devido ao significativo pulmão de bactérias que se mantém para degradação da matéria orgânica.

O Biolac é composto fisicamente por sopradores, tubulações de distribuição de ar, cadeias móveis com difusores suspensos, decantador integrado e retorno de lodo.

O principal passo de tratamento é projetado e operado como um sistema de aeração prolongada/lodo ativado. As cadeias de aeração proporcionam a mistura e a aeração neste tanque.

A lagoa Biolac tem capacidade para 6.000 m³, é composta por membranas de cadeias flutuantes de distribuição de ar provenientes dos sopradores que tem a função de provocar via aeração, a oxidação dos compostos orgânicos através do processo de lodo ativado.

O medidor de oxigênio dissolvido faz o controle de oxigênio dentro da lagoa, atuando no inversor de freqüência do soprador.

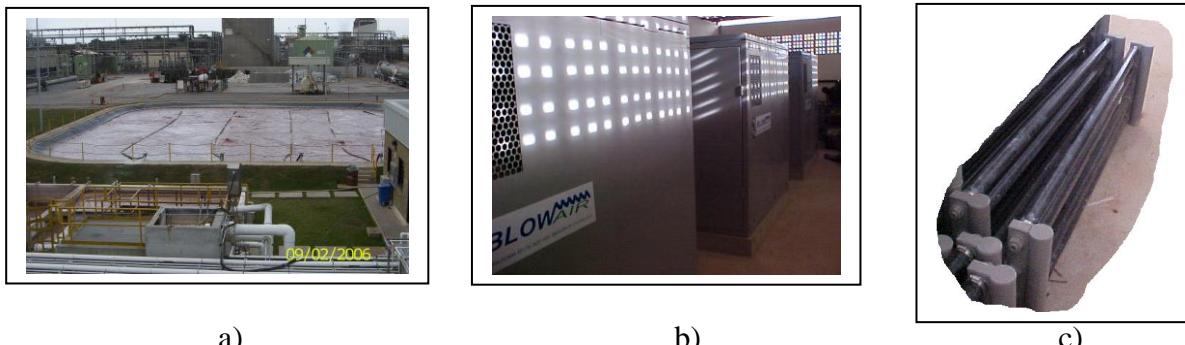


Figura 13- Lagoa Biolac (a); Sopradores (b); Membranas de cadeias flutuantes (c).

Fonte: Autora (2012)

Sistema de Aeração

O sistema de aeração consiste em cadeias móveis flutuantes que se estendem sobre a lagoa de aeração e estão fixadas em ambas as extremidades. Das cadeias, difusores de bolhas finas estão suspensos sobre o piso do tanque. O ar é introduzido em uma extremidade da cadeia até atingir os difusores por onde entra em contato com o efluente.

O ar tanto oxigena, quanto mistura o conteúdo do tanque. Em razão de as cadeias de aeração flexíveis, o ar liberado dos difusores faz com que as cadeias de aeração oscilem de um lado para o outro em um padrão regular. As cadeias estão instaladas de modo que o piso inteiro do tanque seja coberto por tais padrões.

Decantador

O efluente juntamente com o lodo decantado é transferido da lagoa Biolac para o Decantador, por orifícios que interligam o fundo da lagoa ao Decantador, onde existe um desnível para facilitar a decantação do lodo que é retirado através do sistema de Air-lift retornando parte do lodo para lagoa Biolac e outra parte para descarte na caixa de lodo.

Existe também um raspador para manter o lodo distribuído uniformemente na sucção do sistema Air-lift para facilitar sua remoção.

A água tratada que flotou do decantador flui para a saída do mesmo até a caixa de recalque e é monitorada pelo analisador COT e sofre análise on-line, enquanto está sendo despejada no rio.

Tanque de Estocagem de Lodo

Existem 03 tanques de lodo com capacidade para 50 m³ cada, 02 tanques para descarte de lodo biológico removido pelo Air-lift, e um para lodo químico proveniente da ETA (Estação de Tratamento de Água).

Os tanques possuem um sistema de homogeneização, através de ar insuflado pelos sopradores, instalados no fundo dos mesmos para promover a mistura, evitando que o lodo decante nas caixas.

A transferência do lodo químico ou lodo biológico para o adensador Belt-press (Figura 22) é feito pelas bombas helicoidais.



Figura 14 – Caixas de lodo químico e biológico (a); Adensador Belt-Press (b); Tanque de polímero (c). Fonte: Autora (2012)

O lodo processado é acondicionado em uma caçamba para posterior descarte ou incineração.

A água clarificada resultante do processo é encaminhada às Equalizações 1 ou 2.

Lagoa de Emergência - BACON

O Bacon tem capacidade para 7.000 m³, é monitorada com alarme em caso de nível alto e desligando as bombas em caso de nível baixo.

A finalidade desta bacia é conter, em caso de emergência, todo efluente gerado no interior da fábrica que não esteja de acordo com os valores ambientais para despejo no rio, ou descontrole no tratamento do efluente na ETE.

A bacia deve apresentar-se sempre vazia, para tanto, caso acumule água de chuvas, esta deverá passar por uma análise no TOC através das bombas que acionará a válvula, alinhando a água para o rio, ou a válvula encaminhando para o tratamento na ETE.



Figura 15 – Bacon
Fonte: Autora (2012)

Esgoto Sanitário

Todo esgoto sanitário dentro da empresa é direcionado para a caixa onde as bombas enviam para a caixa de mistura com o efluente direcionado para a lagoa Biolac.



Figura 16 – Caixa de esgoto
Fonte: Autora (2012)



Figura 17 – Caixa de mistura de esgoto
Fonte: Autora (2012)

Sistema de Coleta das Águas de Drenagem

Toda água pluvial coletada dentro da área da fábrica, as purgas das caldeiras, purga de água da torre e rejeito das membranas são direcionadas para uma caixa de 20 m³ (Figura 17) e enviada até o rio Tatuóca.

Parte desta água é bombeada constantemente para o analisador TOC, caso haja um descontrole na qualidade da mesma será acionado as comportas desviando o fluxo da água para o Bacon para ser tratada posteriormente na ETE.



Figura 18 – Coleta das águas de drenagem
Fonte: Autora (2012)



Figura 19. Foto da Estação de Tratamento de Efluentes da M&G Polímeros - Suape/PE
Fonte: Autora (2012)

3.2 Estação de Tratamento de Efluentes de Cervejaria

As amostras de efluentes e lodo ativado foram coletas em uma cervejaria do estado de Pernambuco onde as etapas de tratamento são descritas no Quadro 1. A Figura 20 apresenta uma foto da estação da cervejaria estudada.

Quadro 1. Etapas de Tratamento Cervejaria .

Etapa do Tratamento	Finalidade
Sistema de Peneiras Estáticas	Remoção de grandes partículas sólidas
Equalização dos Efluentes	Sistema composto por tanque de equalização em concreto que faz a homogeneização do efluente.
Tanque de Condicionamento	Sistema composto por tanque em concreto onde o efluente é preparado para iniciar a alimentação do sistema anaeróbio, com controle de pH e nutrientes
Tratamento Biológico- Sistema Aneróbio	Sistema composto por 02 (dois) reatores anaeróbios do tipo IC (Circulação Interna)
Tratamento Biológico-Lagoas de Aeração	Sistema composto por 02 (duas) lagoas aeradas , sendo uma com sistema de aeração propiciado por cadeias móveis com difusores de bolhas finas e a outra com 8 (oito) agitadores mecânicos
Lagoa de Polimento	Última etapa do tratamento onde ocorre a remoção das pequenas partículas sólidas existentes



Figura 20. Vista da ETE da cervejaria estudada

Fonte: Google Maps

3.3 Análises Físico-Químicas

Para o monitoramento e avaliação da estação, a análise de caracterização das amostras foram executadas de acordo com os procedimentos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). No Quadro 2 estão apresentados os métodos utilizados neste trabalho.

Quadro 2. Métodos de análise utilizados, segundo APHA (2005).

Parâmetros	Métodos
DQO	5220 D
DBO	Método Oxitop
OD	4500-OG
Nitrogênio	4500-N
Nitrogênio Amoniacal	4500-NH3
Nitrito	4500-NO2
Nitrato	4500-NO3
Fósforo	Método Merk
SST	2540B
SSF e SSV	2540E

3.4. Sistema de Aquisição de Imagem

Para a aquisição das imagens utilizou-se um sistema formado por uma câmera de vídeo CCD AVC D5CE (Sony, Tokyo). O sinal é tratado por um adaptador CMA-D5CE (Sony, Tokyo) para em seguida ser digitalizado num computador graças a uma placa de aquisição Pinnacle System Movie Box USB. O sistema é apresentado na Figura 21.

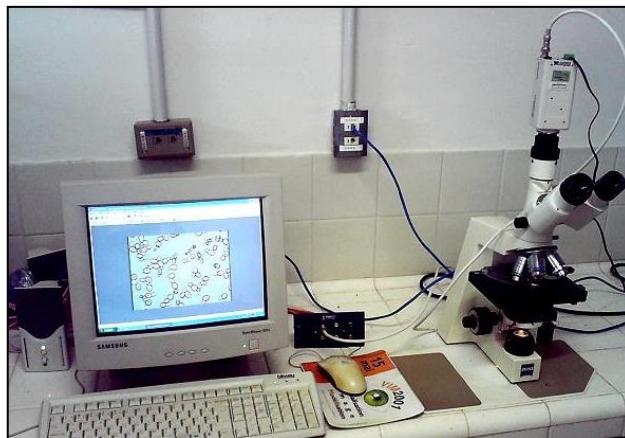


Figura 21. Sistema de aquisição de imagens
Fonte: Autora (2012)

O processo de análise de imagem foi desenvolvido no Laboratório Multusuário de Análise e Tratamento de Imagens (LabMATI) do Departamento de Engenharia Química (DEQ) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Tratamento de Imagem dos Flocos

Uma gota da amostra coletada na estação é depositada sobre uma lâmina em estado fresco (sem coloração nem outro pré-tratamento) e posta em um microscópio óptico. Com auxílio da câmera de vídeo fixada sobre o microscópio e conectada a um computador por uma carta de aquisição, 70 imagens dos flocos em tons de cinza são adquiridas, com uma ampliação total de 100 vezes.

Estas imagens serão em seguida tratadas automaticamente com auxílio do programa FlocMorph® desenvolvido em Visilog® v.5 (Da Motta et al., 2001).

As principais etapas deste programa são as seguintes: a partir da imagem inicial (Figura 22a), realiza-se um pré-tratamento composto de duas equalizações do histograma (uma imagem geral seguida de uma imagem local) e uma supressão do

fundo da imagem a fim de minimizar o gradiente formado por uma iluminação não uniforme e realçar os flocos e filamentos (Figura 22b). Em seguida realiza-se uma binarização automática da imagem, ou seja, passa-se de 256 tons de cinza a dois (branco e preto) (Figura 22c).

Esta binarização é feita baseando-se na variância do histograma dos tons de cinza da imagem.

A partir desta imagem binária devem-se separar os filamentos dos flocos. Para tanto, retira-se então os núcleos de flocos através de uma operação de erosão e subtração lógica (Figura 22d).

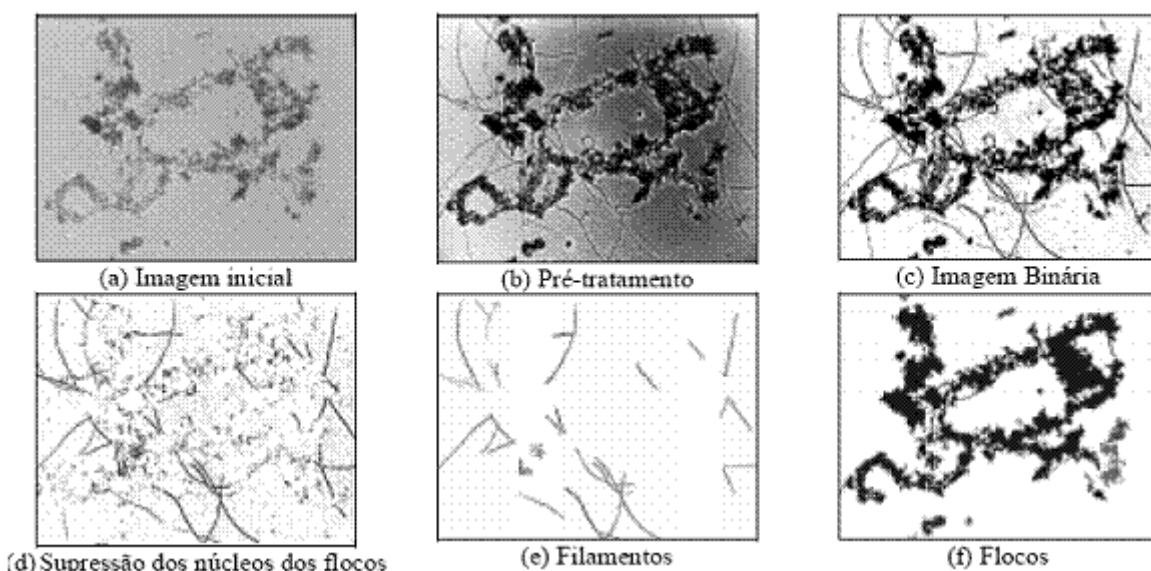


Figura 22. Principais etapas do programa FlocMorph
Fonte: Adaptado de DA MOTTA, 2001.

A discriminação entre pequenas partículas e filamentos se faz a partir do tamanho e do raio de giro (r_g) dos objetos com o diâmetro equivalente.

$$r_g = \frac{\sqrt{M_{2X} + M_{2Y}}}{D_{eq}/2} \quad (27)$$

Os objetos de superfície projetada superior à 200 pixels e de raio de giro superior à 1 são filamentos. O cálculo do comprimento total é realizado à partir de uma esqueletização da superfície dos filamentos. O comprimento médio dos filamentos é calculado dividindo-se o comprimento total de filamentos por imagem pelo número de filamentos por imagem.

Este procedimento de análise é completamente automático, a partir das imagens adquiridas, e não necessita de nenhum operador, que se contentará de realizar a aquisição das imagens, respeitando as regras da mesma. Os resultados obtidos podem ser importados para uma planilha de cálculo.

Identificação da microfauna

A análise microscópica quantitativa foi realizada com amostras no tanque de recirculação de lodo. O procedimento foi realizado coletando-se uma gota da amostra e dispondo em um lamina para observação em microscópio óptico com aumento de 400 vezes. Aproximadamente 40 imagens foram capturadas por amostra.

Os resultados microscópicos obtidos foram analisados de acordo com a freqüência de verificação dos principais microrganismos.

3.5. Teste de Biodegradabilidade Aeróbia Método Adaptado de Zahn-Wellens

O método de Zahn-Wellens consiste na determinação da biodegradabilidade inerente do efluente quando exposto a altas concentrações microbianas na presença de oxigênio, sob condições controladas, tais como inóculo aclimatado, meio mineral apropriado para a atividade biológica, pH neutro e agitação, por exemplo. Assim, a determinação da biodegradabilidade aeróbia é dada por meio indireto da quantificação do decaimento da DBO, DQO ou COT do substrato.

Os compostos biodegradáveis podem ser classificados quanto ao seu estado físico no efluente e quanto à sua facilidade de degradação. Compostos rapidamente biodegradáveis são aqueles formados basicamente por moléculas simples e solúveis e utilizados diretamente pelas bactérias. Já os compostos lentamente biodegradáveis são aqueles formados por moléculas complexas geralmente na forma particulada e que demandam o processo de hidrólise. Além destes, têm-se os materiais recalcitrantes, os quais são materiais que tendem a permanecer no efluente, sendo resistentes à atividade biológica. Entretanto, certas condições podem ser alteradas visando o aumento da biodegradabilidade do efluente, tais como ajustes de pH e temperatura, além de agitação, entre outras.

O ensaio de biodegradabilidade aeróbia foi realizado em reator aerado descontínuo ou de batelada. Foram utilizados frascos Erlenmeyers de 6L (Figura 11), volume útil de 4L, aerados por meio de difusores domésticos (pedra porosa). A biomassa utilizada como inóculo foi proveniente de um sistema de lodo ativado em operação que trata os resíduos industriais de uma cervejaria da Cidade do Recife.

Após caracterização do efluente industrial em termos de DQO e do lodo em termos SSV, calculou-se as quantidades de efluente e de lodo, de forma a estabelecer as relações Alimento/Micro-organismo de 0,3.

Como durante a biodegradação ocorre aumento da biomassa, acarretando um aumento na DQO total do efluente, o monitoramento do teste se deu pela verificação da DQO filtrada ao longo do tempo. Para tanto, alíquotas de 25 mL eram retiradas em intervalos de 60 min. A biodegradabilidade aeróbia foi então calculada considerando-se a DQO total no início do experimento e a DQO filtrada no instante t desejado e também ao final do teste, isto é, até a obtenção de um valor constante na DQO. A degradabilidade (%) foi calculada como apresentada na Equação 28.

$$\% \text{ Degradabilidade} = \frac{(DQO_t - DQO_F)}{DQO_t} \times 100 \quad (28)$$

Onde:

DQO_t é a concentração de DQO total no início do teste (mg/L).

DQO_F é a concentração de DQO filtrada no final do teste (mg/L).

O conhecimento da cinética da utilização do substrato é um parâmetro importante para a verificação da atividade da microbiota em metabolizar a matéria orgânica presente no esgoto, ou seja, determinar a biodegradação do efluente industrial, assim como revelar características que poderão ser úteis no projeto e operação de uma ETE. Os modelos de primeira ordem, que representam grande parte das degradações biológicas podem ser representados pela Equação 29.

$$(-r) = -\frac{dc}{dt} = k_1 C \quad (29)$$



Figura 23. Unidade reacional proposta para o teste de biodegradabilidade.

Fonte: Autora (2012)

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados decorrentes da pesquisa desenvolvida serão apresentados separadamente. Inicialmente serão apresentados os resultados do monitoramento inicial da estação e a comparação entre as análises realizadas no laboratório da M&G e no LEAQ.

Serão apresentados em seguida, os resultados da análise de imagem do lodo ativado e um estudo da microfauna predominante no sistema.

Também os resultados obtidos durante os ensaios preliminares, em reator batelada, da degradação da matéria orgânica de amostras de efluente bruto coletado na estação de tratamento de efluentes da M&G usando a biomassa do Biolac.

4.1 Monitoramento da ETE da M&G

Um dos parâmetros de fundamental importância para se ter uma boa eficiência de tratamento em um processo biológico por lodo ativado, como é o caso do Biolac, é a concentração de bactérias. A concentração ideal deste parâmetro depende do projeto do reator biológico (tanque com aeração e biomassa bacteriana). Geralmente, segundo a literatura, ele se situa em torno de 3.000 mg/L. No caso da estação da M&G o valor de projeto é de 1.000 a 5.000 mg/L.

A concentração de biomassa é medida através da concentração de sólidos suspensos voláteis. Os sólidos presentes em um efluente são classificados em dissolvidos ou suspensos. No caso deste último, são partículas que não estão dissolvidas, mas encontram-se no meio do líquido devido à hidrodinâmica do escoamento, ou seja, da agitação e turbilhonamento. Estes sólidos suspensos são classificados ainda como voláteis pois estão correlacionados à matéria orgânica e fixos (que estão associados à parte inorgânica). Desta forma ao medir a concentração de sólidos em suspensão e orgânicos, esta medindo a concentração de biomassa.

Na Figura 24 pode-se observar a variação da concentração de sólidos suspensos voláteis no Biolac. Conforme as informações fornecidas pelos operadores e o acompanhamento realizado na Estação, até o mês 6 não estava ocorrendo descarte de lodo (biomassa), a concentração do mesmo no interior do reator deveria aumentar, uma vez que os microrganismos estão se alimentando e recebendo oxigênio.

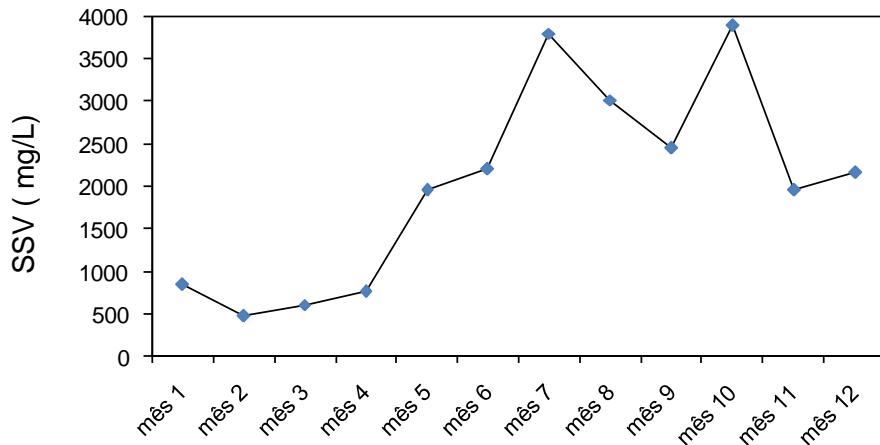


Figura 24. Variação de SSV no interior do Biolac

O aumento passou a acontecer no mês 5. Uma das possíveis causas para este problema era a falta de alimentos. Esta falta de alimentos pode ser por uma carga (vazão mássica de poluentes) baixa, deficiência de oxigênio ou carência de nutrientes, como compostos nitrogenados ou fosforados.

Através da Figura 25, pode-se observar que os valores da concentração de oxigênio dissolvido estão bem acima dos valores projetados que é entre 1 e 3 mg/L. Esta oxigenação excessiva pode colaborar para a fragmentação dos flocos e para uma oxidação da matéria orgânica diretamente pelo O₂. Além disso, incide também sobre o consumo de energia, revertendo-se em aumento de custo do tratamento.

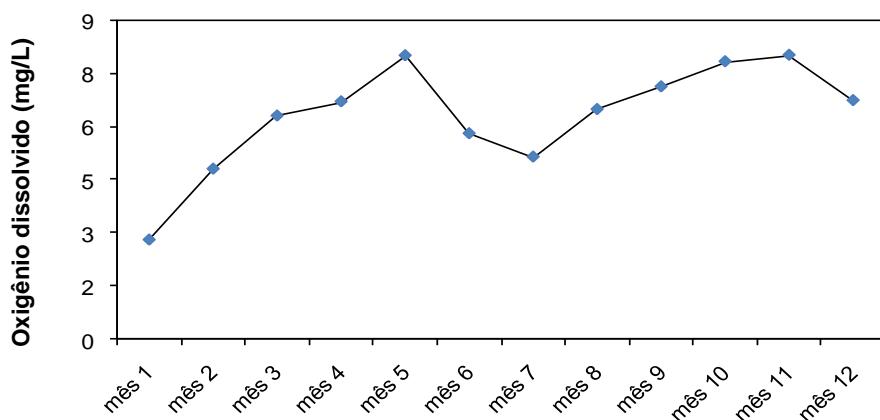


Figura 25. Variação de OD no interior do Biolac

O sistema Biolac foi dimensionado para uma carga orgânica de 975 kg/dia. Inicialmente a carga orgânica era menos de 25 % da projetada. Esta baixa carga pode inibir o crescimento da biomassa. Além deste fator, a entrada de substâncias tóxicas, em baixas concentrações, pode ter este mesmo efeito.

A origem destas substâncias pode ser as mais diversas, desde um praguicida, utilizado na rede de esgoto para matar baratas, até alguma substância oriunda do processo, que possua uma toxicidade baixa. Para avaliar estes aportes, seria interessante um levantamento de todos os produtos utilizados no processo, para que seja possível levantar informações sobre o grau de toxicidade dos mesmos, além da realização de ensaios de toxicidade, com bactérias fluorescentes. A escolha delas é feita baseada no nível evolutivo que se quer analisar, pois o sistema biológico também é composto por bactérias.

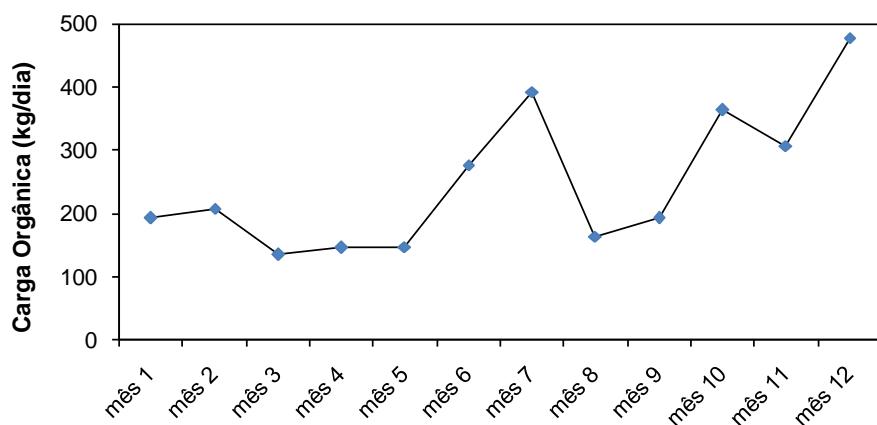


Figura 26. Variação de carga orgânica no efluente bruto

Grande parte do volume de efluente a ser tratado na estação é de origem industrial, podendo não conter os nutrientes necessários para o equilíbrio e bom funcionamento do sistema biológico. Para tanto, a empresa que projetou a unidade, incluiu a adição de nutrientes (uréia e ácido fosfórico) antes da entrada do efluente no Biolac. Conforme as Figuras 27 e 28, até o início do mês 3 houve uma adição intensiva de nutrientes, fazendo com que os valores de fósforo total no efluente tratado atingissem valores acima do permitido que é de no máximo 3 mg/L para fósforo total.

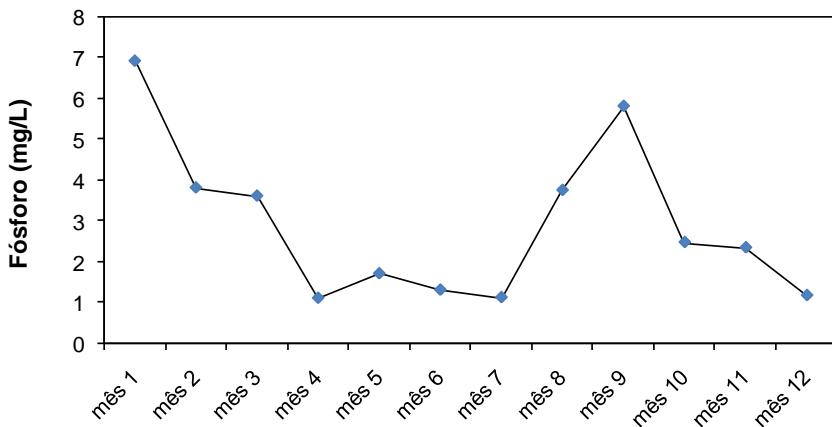


Figura 27. Variação de fósforo total no efluente tratado

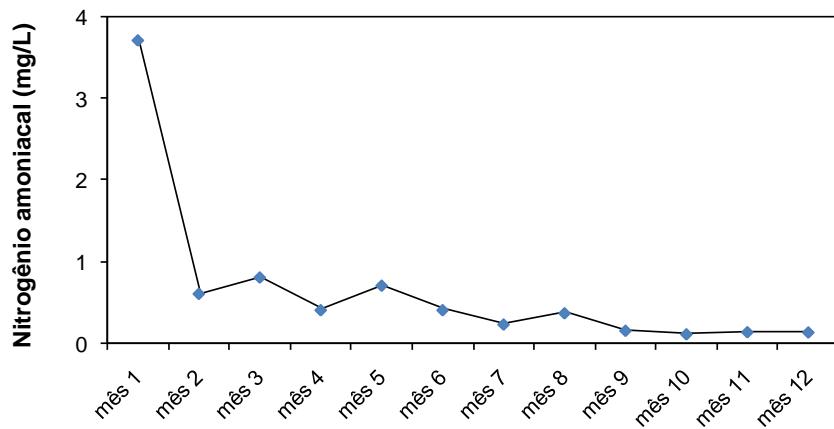


Figura 28. Variação de nitrogênio amoniacal no efluente tratado

Segundo informações do livro de ocorrência da estação, a partir do início do mês de maio foi suspensa a adição de nutrientes.

No final do mês de março, início de abril verificou-se um aumento substancial da carga orgânica na entrada da estação e um aumento substancial dos nutrientes no efluente bruto (antes da adição dos nutrientes) durante um período limitado. Este fato sugere o tratamento de algum efluente do processo, o qual foi associado a um aumento na freqüência de limpezas químicas com desengraxantes e ácido fosfórico na área de produção.

Conforme artigo 34 da resolução CONAMA 357/2005 e pela 430/2011 todo efluente de qualquer fonte poluidora somente poderá ser lançado, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que obedecam a certas condições. O pH deverá estar entre 5,0 e 9,0, o que se pode observar na Figura 29 que foi mantido.

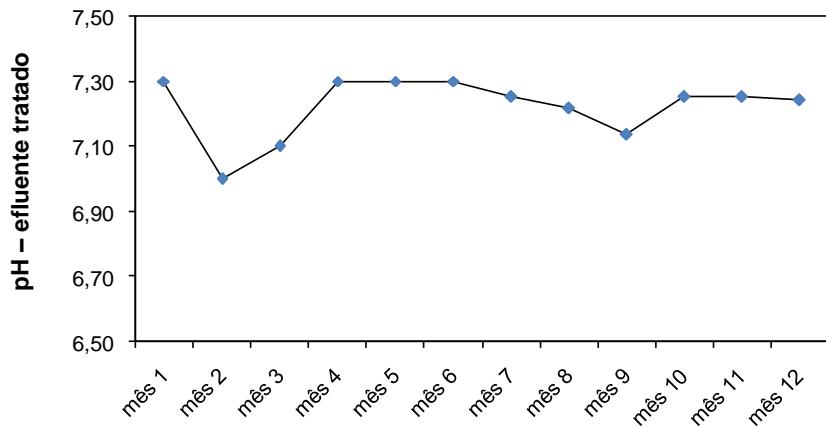


Figura 29. Variação de pH no efluente tratado

O teor de óleos minerais não deve exceder 20 mg/L, na Figura 30, observa-se alguns picos, que foram ocasionados por problemas provenientes da área de logística, como vazamento de óleo de caminhão. O vazamento de alguns fluídos da própria indústria pode causar valores indesejáveis para esse parâmetro.

Deve-se considerar o fato de que os resultados apresentados são médios e que alguns desses picos foram ocasionados por amostras pontuais que ficaram muito acima distorcendo a média, tais valores não foram desconsiderados para possibilitar a visualização de adversidades na estação.

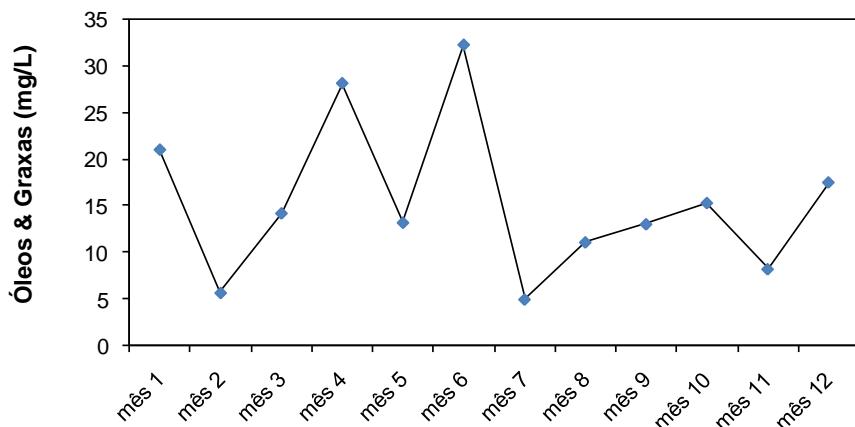


Figura 30. Variação de óleos e graxas no efluente tratado

A temperatura de lançamento no corpo receptor não deve exceder 40°C, estando assim os valores de temperatura do efluente tratado dentro dos valores legais, conforme Figura 31.

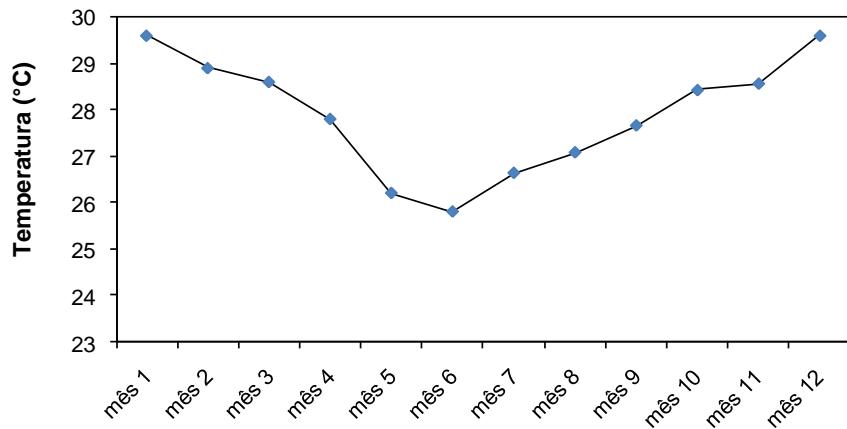


Figura 31. Variação de temperatura no efluente tratado

Excetuando-se o primeiro mês para a DQO, a eficiência de remoção de DQO manteve-se sempre acima dos 90%, conforme Figura 32 e a eficiência de remoção de DQO também permaneceu acima de 90%, conforme Figura 33. Todavia, isso não implica em uma qualidade do efluente boa, pois o parâmetro óleos e graxas ultrapassou o limite de descarte mais de duas vezes durante o período analisado.

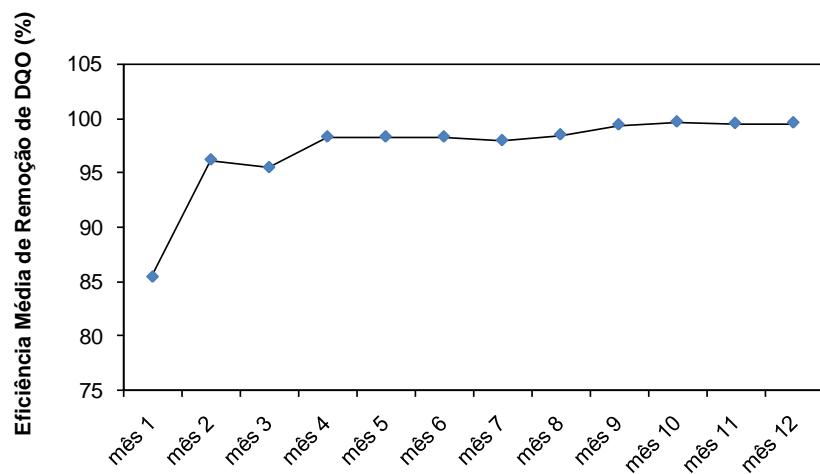


Figura 32. Eficiência média de remoção de DQO

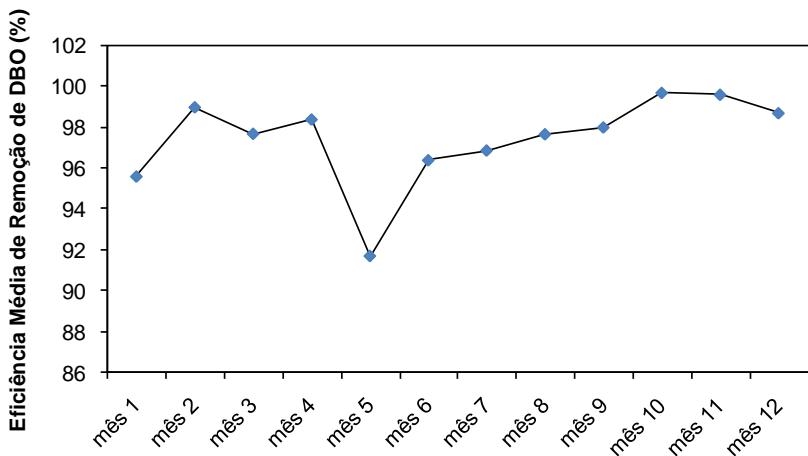


Figura 33 – Eficiência média de remoção de DBO

4.2 Monitoramento da ETE por Análise de Imagem

Com a obtenção do adaptador, o sistema de aquisição de imagens foi montado na estação de tratamento de efluentes. Porém algumas interferências técnicas causaram atrasos no início do trabalho.

Um atraso era observado dificultando a captura das imagens principalmente dos protozoários. As imagens obtidas apresentavam outro problema, um intenso foco de luz. Esse problema estava sendo causado devido à luz do microscópio que estava desregulada.

Durante as aquisições tentou-se regular esse feixe de luz, porém quando o feixe estava alto as imagens dos flocos ficavam muito claras, e se o feixe estivesse baixo o flocos tornava-se escuro, mas um forte ponto de luz era formado na imagem.

Essa variação interferia diretamente na análise da imagem, pois quando as imagens mais claras eram tratadas no programa aproximadamente só 1/3 do flocos era identificado, e com as imagens escuras o programa considerava o ponto de luz na imagem como um flocos, gerando resultados errôneos.

O sistema de aquisição foi montado dentro da indústria de polímeros porém devido alguns problemas como a falta do adaptador para câmera de captura de imagens e iluminação inadequada o equipamento foi levado para a universidade e durante os dias de trabalho, as amostras de lodo eram coletadas e levadas a UFPE onde a aquisição e análise de imagens dos flocos eram realizadas.

Para os protozoários a aquisição de imagens não foi realizada na UFPE nesse período, já que alguns microrganismos poderiam não apresentar vitalidade durante o período entre coleta e análise. Então a identificação foi feita manualmente com o microscópio na M&G apenas com os principais microrganismos.

Os primeiros resultados obtidos a partir da aquisição de imagens na UFPE mostraram uma grande diferença com relação aos resultados obtidos das imagens capturadas na M&G. Durante o tratamento das imagens pode-se constatar que elas estavam sendo calculadas normalmente pelo programa, indicando que as imagens adquiridas com o microscópio da UFPE possuíam uma boa qualidade.

Os resultados obtidos da análise de imagem do retorno de lodo do Biolac mostram que o parâmetro superfície dos flocos apresentou um grande crescimento após 21 dias de experimento como mostra a Figura 34, essa variação foi causada devido a mudança no microscópio.

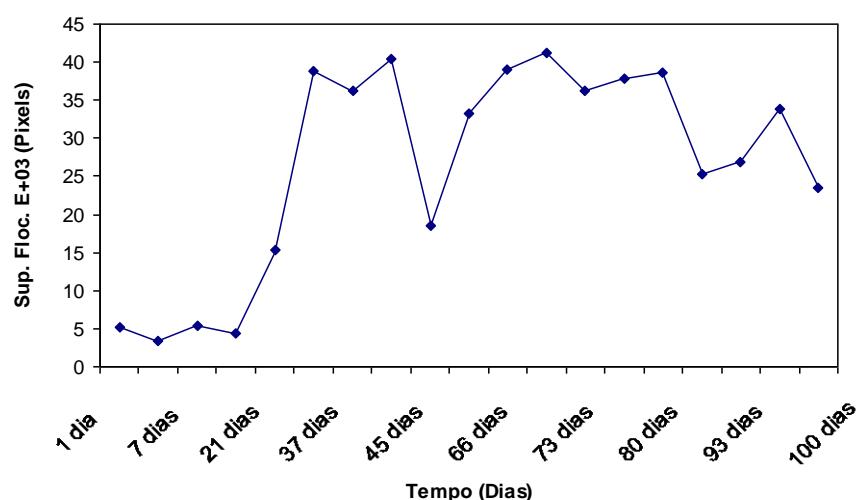


Figura 34. Variação da Superfície dos Flocos da ETE

O Diâmetro equivalente apresentou uma variação, Figura 35, entre os dias 21/12/07 e 11/01/08 provavelmente devido ao aumento no SSV e uma redução no OD. Mantendo-se sem apresentar grandes variações. O Feretmax, Figura 36, que é um fator de forma e mede o comprimento do flocos, também se comportou de forma similar, porém sua amplitude de oscilação foi maior.

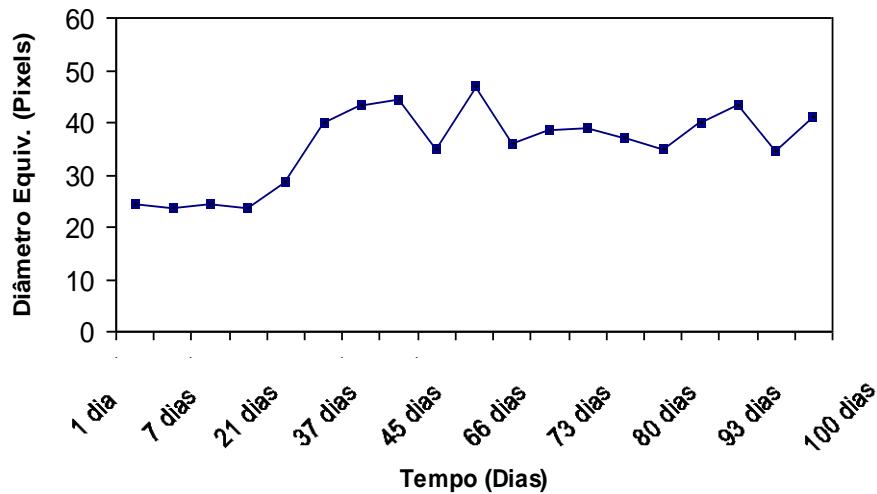


Figura 35. Variação do Diâmetro Equivalente (Deq) dos flocos da ETE.

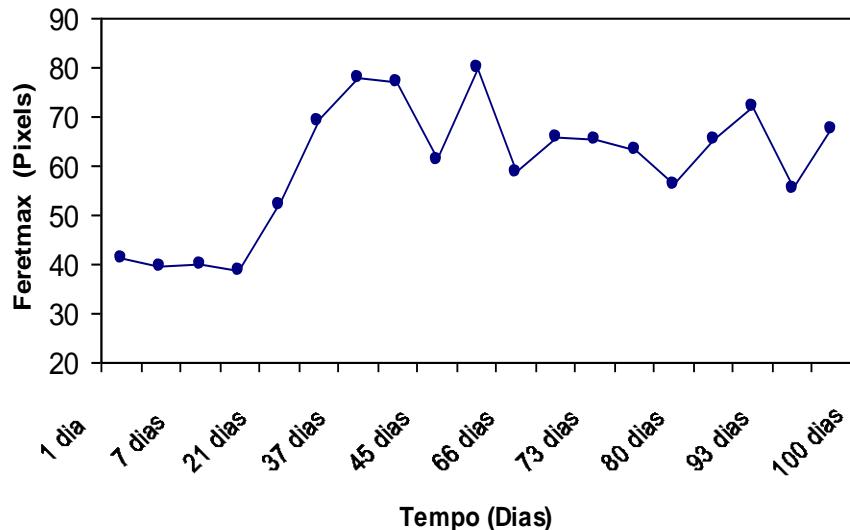


Figura 36. Variação do comprimento máximo do floco (Feretmax) da ETE

O número de filamentos apresentou uma grande variação, como é mostrado na Figura 37, observa-se que no final do mês de dezembro houve uma redução no número de filamentos, nesse período foi observado uma redução na carga orgânica do efluente bruto (TOC).

No final do mês de janeiro seus valores voltaram a crescer, nesse período a estação recebeu uma grande carga seguida de uma grande redução causando um desequilíbrio na relação Alimento/Microrganismo na bacia do Biolac.

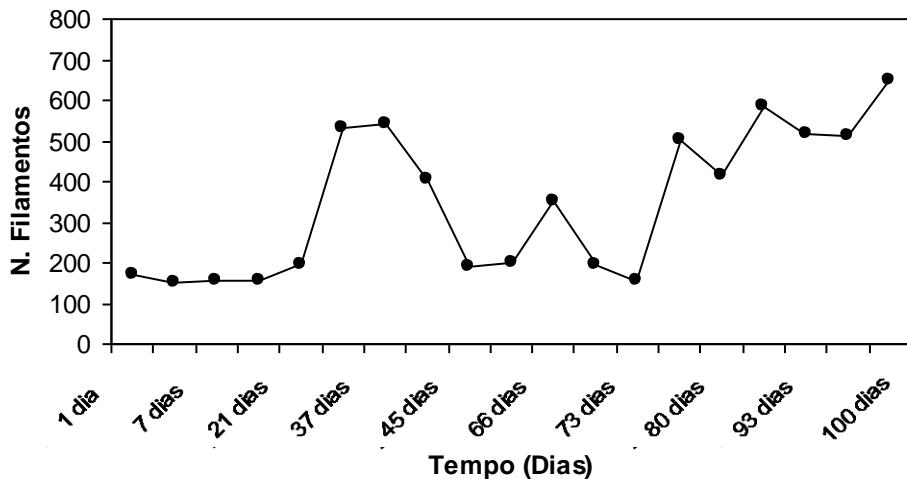


Figura 37. Variação do número de filamentos dos Flocos da ETE

A dimensão fractal dos flocos é função do número de filamentos e do diâmetro equivalente, Figura 38. Observa-se que esse parâmetro variou bastante devido a grande variação do número de filamentos, indicando uma diminuição na rugosidade.

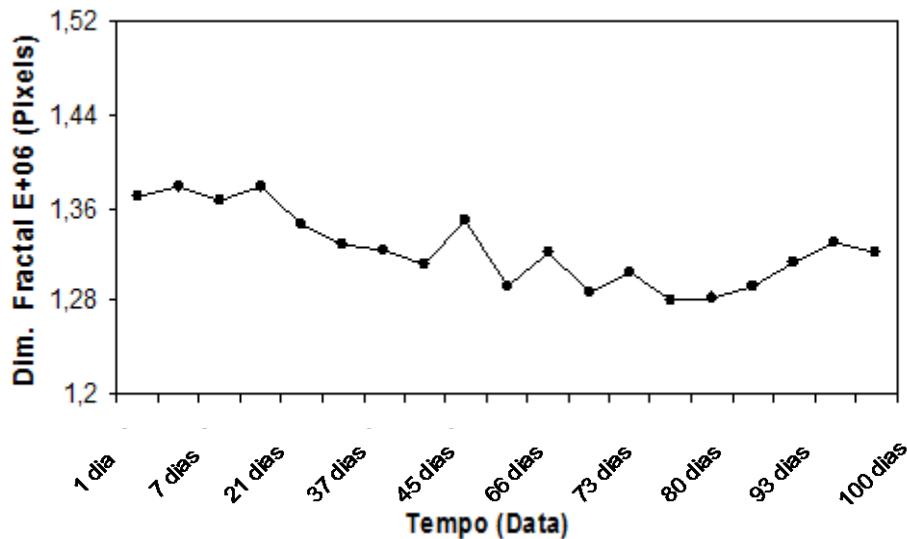


Figura 38. Dimensão fractal dos Flocos

É observado que a dimensão fractal diminui com o aumento do diâmetro equivalente, já que com a redução do diâmetro os flocos tornam-se mais irregulares.

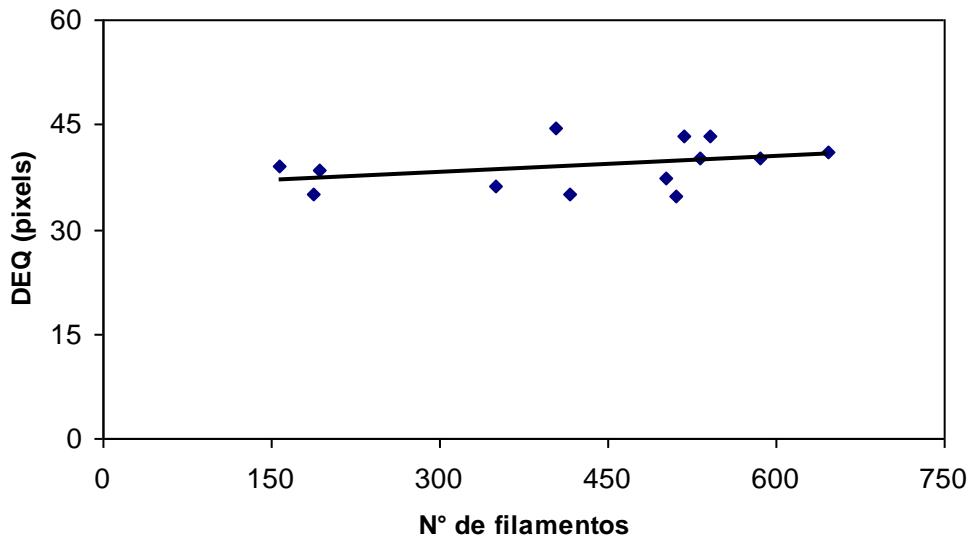


Figura 39. Correlação Número de Filamentos X Diâmetro Equivalente.

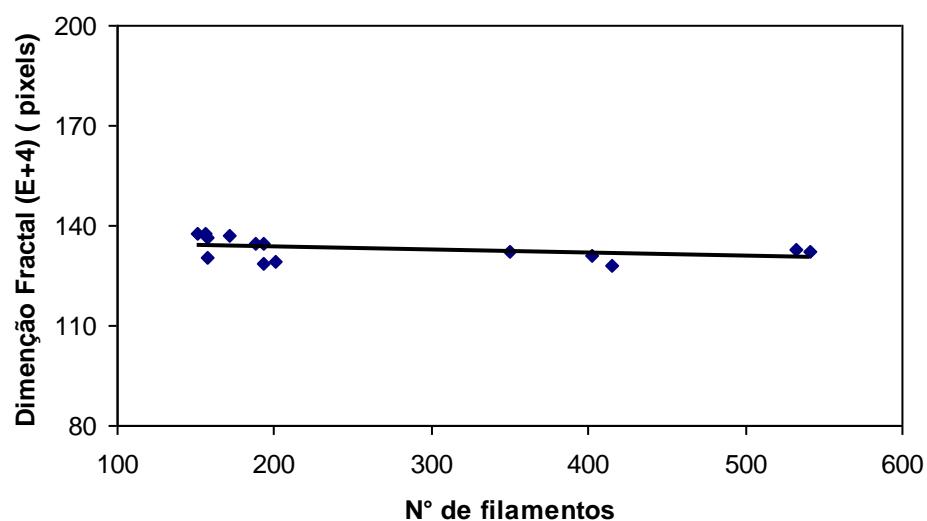


Figura 40. Correlação Número de Filamentos X Dimensão Fractal.

4.3 Estudo da Microfauna da ETE da M&G

A realização regular de análises microscópicas de um sistema de lodos ativados deve ser mantida para indicação de tendências do processo, em termos de eficiência de remoção de matéria orgânica, da sedimentação de lodo, da adequação da aeração empregada e da eventual presença de compostos tóxicos ou ocorrências de sobrecargas orgânicas, sugerindo a realização de medidas operacionais do sistema de tal forma que seu desempenho seja mantido.

As amostras analisadas foram coletadas no ponto de reciclo de lodo para o Biolac e foram realizadas no mesmo dia no laboratório da M&G.

A análise dos protozoários mostrou uma predominância da *Euglypha sp* e *Arcella sp* que indicam que a ETE estudada trabalha com baixa relação F/M, o que pode ser comprovada pelas análises físico-químicas (F/M no período de fevereiro/07 a janeiro/08 de 0,028 kg DBO/kgSSV.d, em média).

A presença da *Euglypha sp* está associada a baixas cargas e boa oxigenação.

O microrganismo *Arcella*, indica uma boa depuração no sistema. As remoções médias de 97,4% de DBO₅, 97,2% de DQO e 78% de N-NH₄ foram associadas à presença constante de *Arcella sp* e *Euglypha sp*.

Os resultados apresentados na Figura 42 revelam a boa eficiência do sistema estudado, indicando que as informações obtidas pelas análises microscópicas, de uma maneira geral, forneceram uma indicação correta acerca da performance do tratamento.

Os protozoários *Euplates* e *Trochilia* são característicos de um licor misto. O microrganismo *Euplates* é indicador de baixas cargas e se observa no gráfico que sua frequência se aproxima de zero após 7 dias de estudo, época na qual o valor do TOC se elevou.

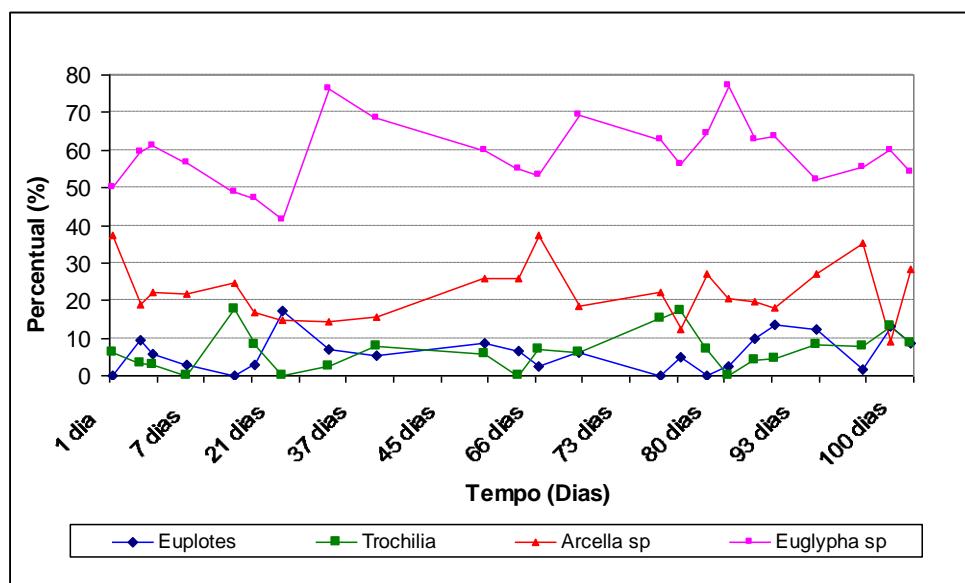


Figura 41. Frequência dos Microrganismos do Biolac

4.4 Teste de biodegradabilidade da matéria orgânica de efluente industrial real de cervejaria

4.4.1. Teste Preliminar para Avaliação da Biodegradabilidade de Efluente de Cervejaria

Antes da realização de estudo para avaliação da taxa cinética de degradação de um efluente industrial de cervejaria foi realizado um teste preliminar de biodegradabilidade aeróbia baseado no método de Zahn-Wellens (MORAVIA, 2009). A esse método foi combinado o fracionamento da matéria orgânica, medida como DQO, a partir da separação por membranas filtrantes de diferentes porosidades (DA SILVA, 2008). Sendo assim, amostras de efluente de cervejaria foram avaliadas para verificação da sua biodegradabilidade, para posterior aplicação no teste de cinética com biomassa suspensa em meio aeróbio.

As amostras de efluente industrial estudadas foram coletadas em dois pontos importantes da estação de tratamento: na entrada da ETE, localizado no tanque de equalização, após separação físico-química de partículas; e na saída do tratamento anaeróbio. Assim, tem-se que a coletada no primeiro ponto corresponde ao efluente equalizado e filtrado do processo industrial (efluente B), e a segunda como efluente pós-tratamento biológico anaeróbio (efluente SR). Importante lembrar que as amostras foram pontuais e elas representam as atividades fabris ou o que está ocorrendo na planta e nos processos descontínuos das diversas etapas da cervejaria. Essas flutuações podem afetar, consequentemente, as características de composição e de vazão do efluente gerado.

4.4.2. Análises de Caracterização de Efluentes de Cervejaria

As amostras B e SR foram caracterizadas e a sua composição média para efluente de cerveja clara é apresentada na Tabela 2.

Tabela 02. Resultados da Análise de Caracterização de Efluentes B e SR.

PARÂMETROS	AMOSTRAS	
	EFLUENTE B	EFLUENTE SR
Ácidez volátil (mg/L)	504	114
Alcalinidade total (mg/L)	149	727
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,1 mL/L	0,1 mL/L
DQO (mg/L)	2187	320
DBO (mg/L)	1250	170
pH	7,01	7,8
Temperatura (°C)	33	36

De maneira geral, o efluente de cervejaria necessita passar por uma etapa de equalização para ajuste na concentração de nutrientes e pH. Segundo Parawira et al. (2005), os micro-organismos anaeróbios exigem que a relação da concentração de matéria orgânica e de nutrientes, relação de DQO:N:P, sejam mantidos na ordem de 100:5:1, sendo para isso usado ureia e fosfatos. O pH é ácido, e também adiciona-se soda cáutica para elevar o pH até a neutralidade. Pode-se concluir que esses efluentes apresentam alta concentração em substrato orgânico e pelas suas características, a digestão anaeróbia pode ser aplicada ao tratamento de lançamentos de cervejarias (LEAL *et al.*, 1998). Além da elevada concentração de poluentes orgânicos e baixo teor de nutrientes, também é observada uma significativa flutuação nos valores desses parâmetros que refletem o processo da fábrica. Como a concentração de DQO sofre grandes variações ao longo da jornada, usar uma taxa de carga orgânica constante pode ser arriscado, pois é possível exceder os padrões estabelecidos na legislação ambiental.

Os valores da Tabela 3 estão coerentes com os dados da literatura apresentados na Tabela 4, para amostra de efluentes pós-tratamento primário e biológico, uma vez que o teor de sólidos sedimentáveis está bem abaixo do que é relatado na literatura (0,1 mg/L). Comparando o teor de substrato orgânico (DQO e DBO) para os efluentes B e SR é evidente a biodegradação do estágio biológico, correspondendo a uma diminuição de 85 e 86,4% no valor inicial da DQO e da DBO, respectivamente.

Tabela 03. Características de efluente bruto de cervejarias. (Fonte: SANTOS, 2005).

Parâm.	Unidade	[1] Dados USA, 1971	[1] Dados Estado SP, déc. 80	[2] Dados USA, 1997.	[6] Dados USA, 1993	[6] Dados Brasil, 1993	[7], [11] Dados Banco Mundial, 1997
Vazão	m ³ / m ³ cerv.	5,5- 8,3 (6,9)		1,3- 2,0 (1,6)			3- 5
DBO	mg/ l	1.611- 1.784 (1.718)	3.045	-	419- 1.200	1.000- 1.800	1.000- 1.500
	kg/m ³ cerv.	9,43- 11,8 (10,4)	17	6- 18 (12)			
DQO	mg/ l		4.448	-			1.800- 3.000
	kg/m ³ cerv.		25	-			
SS	mg/ l			-	244- 650	118- 800	10- 60
	kg/m ³ cerv.			2- 4 (3)			
RNF	mg/ l	723- 957	664				
	kg/ m ³ cerv.	3,83-4,79 (4,18)	4				
N total	mg/ l		78				30- 100
Fósforo	mg/ l		12				10- 30
Temp.	° C	28- 32 (30)					30
pH		6,5- 8,0 (7,4)	2,4- 12,0	-	5,5- 7,4	5- 10	~7

SS = Sólidos em Suspensão.

RNF = Resíduo Não Filtrável

4.4.3. Teste de biodegradabilidade aeróbia (método de Zahn-Wellens)

A biodegradabilidade é uma característica de um efluente ou produto em ser decomposto pela atividade microbólica, formando dióxido de carbono e água quando ocorre a degradação completa do material. No caso particular de efluentes industriais, essa determinação é importante para que sejam evitados problemas posteriores de operação da estação de tratamento, tais como baixa eficiência de biodegradação e custos elevados com manutenção (Moravia, 2009).

O método de Zahn-Wellens consiste na determinação da biodegradabilidade inherente do efluente quando exposto a altas concentrações microbianas na presença de oxigênio, sob condições controladas, tais como inóculo aclimatado, meio mineral apropriado para a atividade biológica, pH neutro e agitação, por exemplo. Assim, a determinação da biodegradabilidade aeróbia é dada por meio indireto da quantificação do decaimento da DBO, DQO ou COT do substrato (Moravia, 2009).

Os compostos biodegradáveis podem ser classificados quanto ao seu estado físico no efluente e quanto à sua facilidade de degradação. Compostos rapidamente biodegradáveis são aqueles formados basicamente por moléculas simples e solúveis e

utilizados diretamente pelas bactérias. Já os compostos lentamente biodegradáveis são aqueles formados por moléculas complexas geralmente na forma particulada e que demandam o processo de hidrólise. Além destes, têm-se os materiais recalcitrantes, os quais são materiais que tendem a permanecer no efluente, sendo resistentes à atividade biológica. Entretanto, certas condições podem ser alteradas visando o aumento da biodegradabilidade do efluente, tais como ajustes de pH e temperatura, além de agitação, entre outras (Moravia, 2009).

Como durante a biodegradação aeróbia ocorre aumento da biomassa, acarretando um aumento na DQO total do efluente, o acompanhamento do teste se deu pelo monitoramento da DQO filtrada (DQO solúvel) ao longo do tempo. As alíquotas foram filtradas em papel de filtro qualitativo. A Figura 43 apresenta as curvas de variação da DQO solúvel em função do tempo obtidas no teste de biodegradabilidade aeróbia para as amostras B e SR. Essas amostras foram inoculadas em reatores em duplicada para verificação da reproduzibilidade do método. Além disso, foi mantido um reator controle, chamado de branco, onde foi adicionado o meio mineral e a biomassa na relação A/M igual a usada nos reatores B1 e B2. O reator branco foi usado para descontar o valor da DQO devido ao meio mineral acrescentado nos reatores B1 e B2. Os reatores SR1 e SR2 só foram inoculados com a amostra e a biomassa devido ao seu baixo valor da concentração de DQO, se o meio mineral fosse adicionado ao sistema iria provocar uma redução ainda mais acentuada da matéria orgânica. Os resultados mostram que mais análises deveriam ter sido realizadas no intervalo de 3 a 48 horas, pois os valores para todas as amostras já estavam bem baixos. Além disso, não se verifica mais alterações significativas para o ponto de 96 horas, correspondendo ao ponto de DQO mínimo para todas as amostras estudadas.

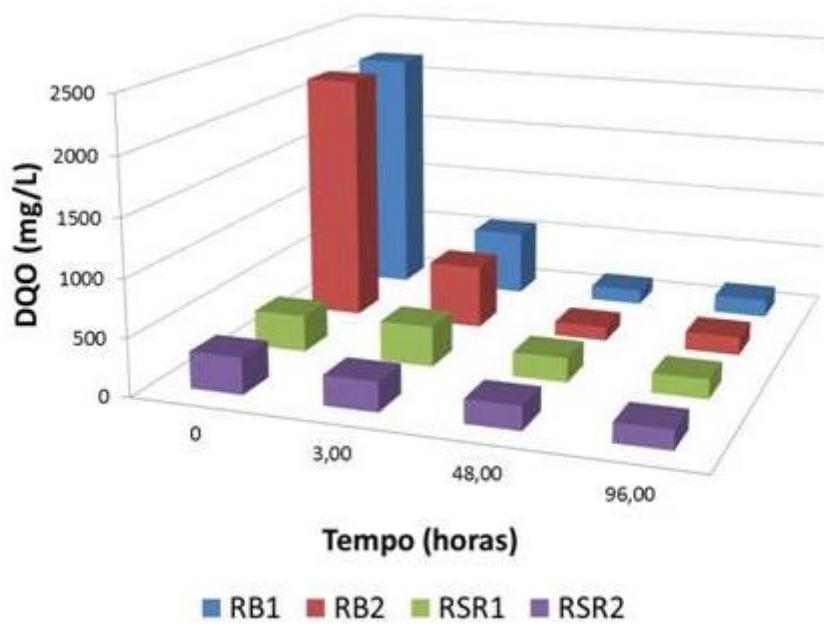


Figura 42. Evolução da DQO solúvel em função do tempo para os reatores inoculados com efluentes B (RB1 e RB2) e SR (RSR1 e RSR2).

A Figura 43 apresenta as curvas de biodegradabilidade para cada efluente analisado. As amostras de efluente pré-tratado e equalizado (B) apresentou um percentual de biodegradabilidade bem elevado, sendo superior a 95%. Enquanto que as amostras pós-tratamento anaeróbio, tiveram um menor coeficiente de biodegradabilidade, situando-se em torno de 55%. Esses resultados podem indicar um melhor desempenho da digestão aeróbia na decomposição desse efluente originado no processamento de cerveja clara.

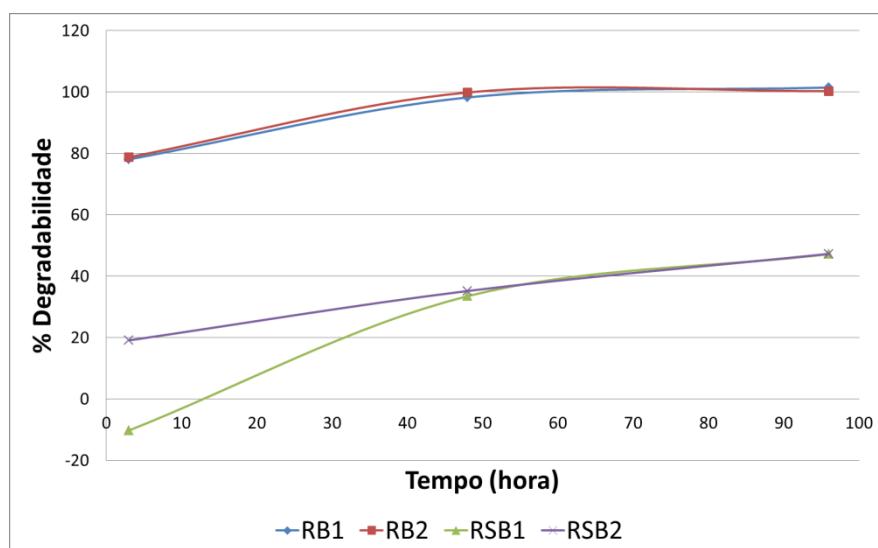


Figura 43. Curva de degradabilidade para os efluentes B e SR.

4.4.4. Cinética de Degradação da Matéria Orgânica

Os modelos cinéticos e as constantes cinéticas para as amostras de efluentes estudados foram determinados a partir da utilização dos perfis temporais de decaimento da DQO filtrada, com duração do experimento de 34 horas para a temperatura ambiente (25°C), permitindo o entendimento das reações de degradação da matéria orgânica ocorrendo em cada biorreator. Os valores da DQO solúvel, obtidos a partir da análise de alíquotas coletadas a cada 60 minutos dos reatores, foram trabalhados para verificar quais modelos melhor ajustaram aos dados experimentais.

Os dados coletados experimentalmente foram analisados no programa computacional Microsoft Excel 2003, para obtenção dos modelos cinéticos de degradação da matéria orgânica em função do tempo que melhor se ajustassem aos dados experimentais.

A biodegradação da matéria orgânica contida no sistema de lodos ativados foi melhor representada pelo modelo cinético de primeira ordem para todas as amostras analisadas. Os ajustes apresentaram coeficientes de correlação (R^2) variando de 0,79 a 0,90 para os reatores inoculados com efluente B. Enquanto que para o reator inoculado com efluente SR o coeficiente obtido foi igual a 0,076, indicando um modelo que não é ajustado à curva experimental.

Desta forma, o modelo de primeira ordem, para reator em batelada, é representado como:

$$C = C_0 \cdot e^{-Kt} \quad (29)$$

Onde:

C_0 é igual a concentração residual de substrato (mg/L);

K corresponde a constante cinética de primeira ordem (h^{-1});

T é igual ao tempo (min).

As curvas de degradação da DQO solúvel em função do tempo, ajustada ao modelo cinético de primeira ordem, e os valores das constantes cinéticas, estimadas pelo modelo, estão apresentadas na Figura 45. Ao se observar essa figura, verifica-se que as constantes obtidas para os reatores inoculados com efluente B foram semelhantes. Os valores obtidos da constante cinética ou de decaimento da DQO (K), para a relação A/M igual a 0,3, foram de $0,042$ e $0,048 \text{ h}^{-1}$, ou iguais a $1,008$ e $1,152 \text{ d}^{-1}$, respectivamente.

Bertolino et al (2008) em um estudo sobre caracterização e biodegradabilidade aeróbia de esgotos, utilizando lodo ativado como inóculo, verificaram que a cinética observada para o sistema era de primeira ordem. Verificaram também que o valor médio da constante cinética foi igual a $1,12\text{ d}^{-1}$ para uma relação A/M igual a 0,3, estando estes valores muito próximos daqueles obtidos nesse trabalho. Possivelmente por esse efluente ser originado em um campus universitário a sua composição deve ser mais complexa o que o deixa com características mais próximas do efluente estudado em nosso trabalho, efluente industrial do ramo de bebidas (cerveja e refrigerantes).

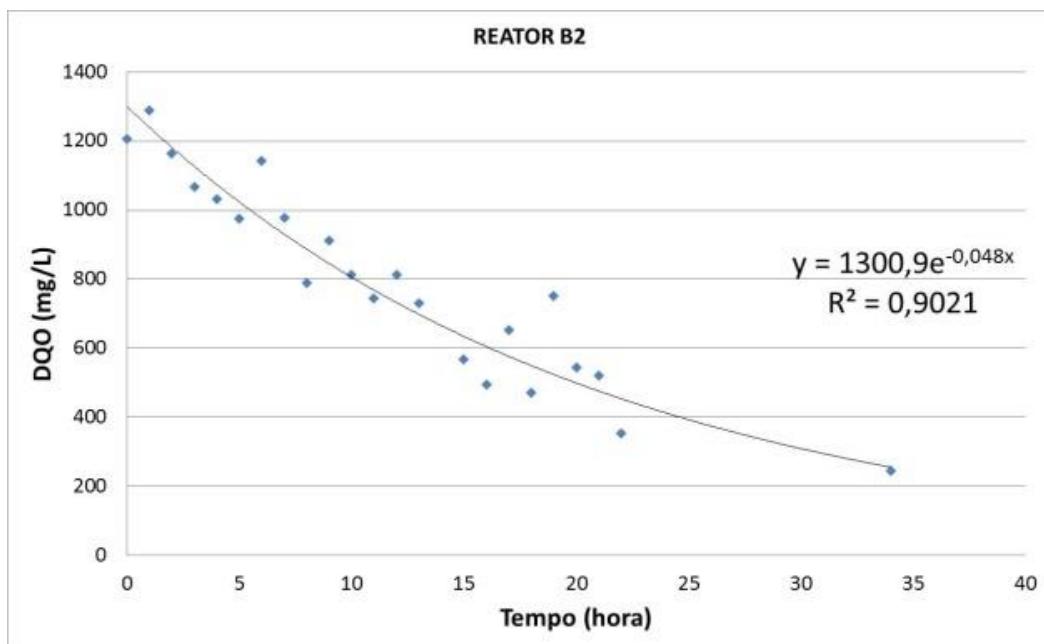


Figura 44. Curva ajustada à cinética de primeira ordem para os sistemas de lodo ativado testado.

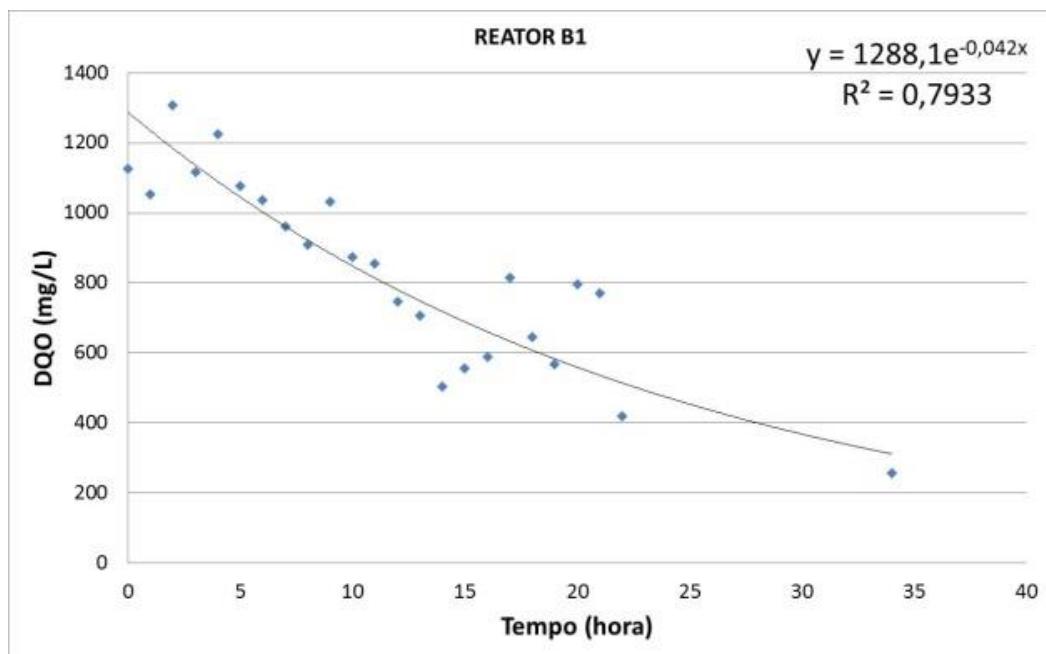


Figura 45. Curva ajustada à cinética de primeira ordem para os sistemas de lodo ativado testado.

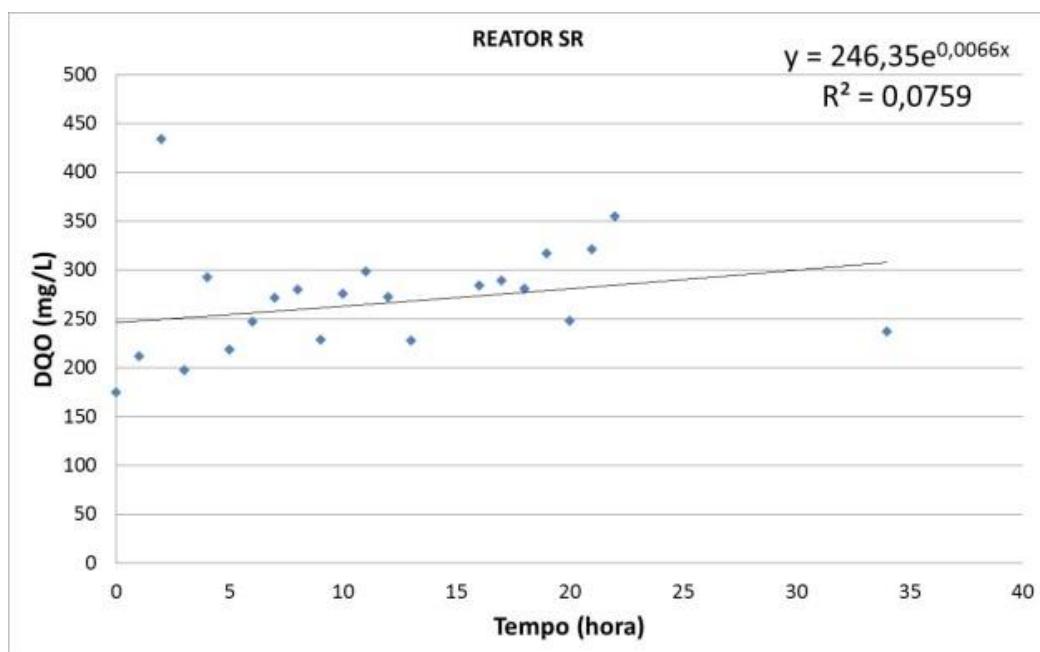


Figura 46. Curva ajustada à cinética de primeira ordem para os sistemas de lodo ativado testado.

A velocidade de conversão do substrato orgânico e, em consequência, a constante cinética variam com a temperatura, normalmente seguindo a equação de Arrhenius. Assim, para conclusões mais abrangentes sobre a cinética devem ser analisados os efeitos da variação da temperatura sobre os fenômenos físicos de transferência de massa.

5. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

O presente trabalho estudou a estação de tratamento de efluentes de indústrias de polímeros e cervejaria, onde foram realizadas análises de imagem do lodo ativado além de análises físico- químicas do efluente.

Na etapa de análise de imagem conclui-se que os flocos de lodo apresentaram um bom aspecto: densos e sem excesso de filamentos. Mesmo em períodos atípicos (paradas) o lodo não sofreu fortes variações nem desenvolveu excesso de bactérias filamentosas “bulking” sempre indicando uma boa qualidade;

As análises físico-químicas evidenciaram que a ETE apresentou boa performance durante todo o período de estudo, com elevada remoção de matéria orgânica carbonácea e ocorrência de nitrificação;

A análise qualitativa e quantitativa do lodo, englobando os aspectos gerais dos flocos (tamanho, quantidade de filamentos, etc.) e a identificação das espécies dominantes, foi suficiente para uma caracterização imediata das condições depurativas do sistema de tratamento indicando em alguns momentos baixa carga orgânica no sistema;

Através do estudo de biodegradabilidade no sistema aeróbio foi possível verificar a rápida degradação da matéria orgânica existente no efluente de uma cervejaria o que propõe o aumento do número de amostragem para melhor acompanhamento da degradação;

Durante o experimento foi possível observar a existência de um residual resistente a atividade microbiana o que propõe a realização de um levantamento dos produtos utilizados durante o processo de fabricação de cerveja para avaliação de sua biodegradabilidade e toxicidade ao sistema biológico.

Conforme descrito no corpo do trabalho as amostragens foram realizadas durante atividades normais de uma cervejaria e que podem influenciar nos resultados obtidos, com isso propor para os próximos experimentos a correlação entre a amostragem e as atividades que estão sendo realizadas no processo produtivo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AISSE, M.M.; BONA, A.; CRISTO, D.P., VALASKI, A.E. **Avaliação do Comportamento Hidráulico de Tanques de Contato para a Desinfecção de Efluentes Sanitários**, Segundo Relatório. Curitiba, PUCPR, 2005.
- AMARAL A.L., BAPTISTE C., PONS M.N., NICOLAU A., LIMA N., FERREIRA E.C., MOTA M., VIVIER H., **Semi-automated recognition of protozoa by image analysis, Biotechnology Techniques**, v. 13, p.111-118. 1999;
- APHA**. Standard methods for the examination of water and wastewater.2005.
- BENTO, A. P. **Tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo**. v.10, n. 4, p. 329-338. 2005.
- CANLER J.-P., PERRET J.-M., DUCHENE P., COTTEUX E. **Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées**, Cemagref Editions, Paris. 1999.
- CHERNICHARO, C. A. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Reatores anaeróbios**. Departamento de engenharia sanitária e ambiental (Vol 5, 2^a edição). Belo Horizonte: DESA / UFMG. 2007.
- COSTA F. C. **Avaliação do processo de lodos ativados para o tratamento de efluente industrial com alta** - VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental II
- COSTER M. e CHERMANT J.L. **Précis d'analyse d'images**, 2^e édition, CNRS Editions, Paris. 1989
- CURDS C.R. **Protozoa in the water industry**, Cambridge Univ. Press, Cambridge. 1992.
- CURDS C.R., COCKBURN A. **Protozoa in biological sewage-treatment process : I. a survey of the protozoan fauna of British percolating filters and activated-sludge plants**, Water Research, v. 4, p. 225-236. 1970a.
- CURDS C.R., COCKBURN A. **Protozoa in biological sewage-treatment process – II. protozoa as indicator in the activated-sludge process**, Water Research, v. 4, p. 237-249. 1970b.

- CURDS C.R., COCKBURN A., VANDIKE J.M. **An experimental study of the role of the ciliated protozoa in the activated-sludge process**, Water Pollution Control, v. 67 , p. 312-329. 1968.
- DA MOTTA M., PONS M.-N. ROCHE N. **Study of filamentous bacteria by image analysis and relation with settleability**, 3rd IWA International Specialized Conference on Microorganisms in Activated Sludge and Biofilm Process, Rome, 13-15 June. 2001a.
- DA MOTTA M., PONS M.-N. ROCHE N. **Characterization of activated sludge by automated image analysis**, *Biochemical Engineering Journal*, v.9, n.3, p.163-173. 2001b.
- DA MOTTA M., PONS M.-N., VIVIER H., AMARAL A. L., FERREIRA E. C., ROCHE N., MOTA M. **Study of protozoa population in wastewater treatment plants by image analysis**, Brazilian Journal of Chemical Engineering, v.18, n. 1, p.103 -111. 2001c.
- DA MOTTA, M., PONS, M.N., ROCHE, N., VIVIER, H., AMARAL, A.L., FEREIRA, E. C., MOTA, M. . **Estudo do funcionamento de estações de tratamento de esgotos por análise de imagem: validações e estudo de caso**. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 8, n.3, p. 170-181, 2003.
- DA SILVA, M.C.L. **Effet de la variabilité du fractionnement de la pollution carbonée sur le comportement des systèmes de traitement des eaux usées par boues activées**. Tese (Doutorado) Institut National Polytechnique de Lorraine. França. 2008.
- FOGLER, H.S. – **Elementos de Engenharia das Reações Químicas**, Editora LTC, 3^a ed., Rio de Janeiro, 2002.
- GERARDI M.H. **Wastewater Biology: The microlife, A Special Publication**, Water Environment Federation, Virginie. 1995.
- GERARDI, M.H. **An operator's guide to protozoa and their role in the activated sludge process**. Public Works, p. 44-47/90-92, July. 1986.
- HADWIGER H. **Vorlesungen über Inhalt, oberfläche und Isoperimetrie**, Springer Verlag, Berlin. 1957.

- HENZE, M., GRADYM C.P.L.Jr., GUJERM W., MARAISM G.v.R., MATSUOM T. **Activated sludge model no. 1.** (IAWPRC Scientific and Technological Report, No. 1), IAWPRC, Londres. 1987.
- HOFFMANN, H., PLATZER, C. **Aplicação de imagens microscópicas do lodo ativado para a detecção de problemas de funcionamento das estações de tratamento de esgotos na Alemanha.** In: I SEMINÁRIO DE MICROBIOLOGIA APLICADA AO SANEAMENTO, Anais. Universidade Federal do Espírito Santo, p. 108-120. 2000.
- KAYE B.H. **Characterizing the structure of fumed pigments using the concepts of fractal geometry. Part. Part. Syst. Charact.**, 8, 63-71. 1981
- LAWRENCE, A.W., Mc CARTY, P.L.. **Unified basis for biological treatment, design and operation.** J. Sanit. Eng. Div. ASCE, v. 96, p.757-778. 1970
- LEAL, K.; CHACIN, E.; BEHLING, E.; GUTIEREZ, E.; FERNANDEZ, N.; FORSTER. C. F. **A mesophilic digestion of brewery wastewater in unheated anaerobic filter.** Bioresource Technology, v. 65, p. 51–55, 1998.
- LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas: cálculo de reatores**, v. 2, Ed. Edgard Blücher, São Paulo, 1974.
- LI, D.H. e GANCZARCZYK, J. **Fractal geometry of particle aggregates generated in water and wastewater treatment processes.** Environ. Sci. Technol., 23, 1385-1389. 1989.
- MADONI, P. **A Sludge Biotic Index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis,** Water Research, v.28, n.1, p. 67-75. 1994b.
- MADONI, P. **La microfaune nell'analisi di qualità biologica dei fanghi attivi,** AGAC di Reggio Emilia - Universita degli Studi di Parma, Parma. 1994a.
- MARION A. **Introduction aux techniques de traitement d'images.** Eyrolles, Paris. 278p. 1987
- MONOD, J. **Recherches sur la croissance des cultures bactériennes.** Hermann and Cie., Thesis Paris. 1942.

- MORAVIA, W. G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas.** 2009. 265 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2009.
- NICOLAU A., LIMA N., MOTA M., MADONI P. **Os protozoários como indicadores da qualidade biológica de lamas activadas,** Boletim de Biotecnologia, v. 56, p. 14-19. 1997
- ORHON, D., ARTAN, N.; **Experimental assessment of biological treatability.** In: **Modelling of activated sludge systems.** Technomic Publishing Company, Lancaster, USA, p. 537-582, 1994.
- PONS M.N., VIVIER H., DODDS J.A. **Particle shape characterization using morphological descriptors,** Part. Part. Syst. Charact. v. 14, p. 272-277. 1997.
- PUTNAERGLIS, A. **Einfluss der Sauerstoffkonzentration und der Stufenzahl auf den aeroben Substratabbau in Belebtschlammreaktorkaskaden.** Düsseldorf : VDI-Verl. 1987
- RICHARD M. **Activated sludge microbiology,** The Water Pollution Control Federation, 2^e edition, Virginia. 1991.
- RUSS J.C. **The image processing handbook.** 2^e édition, CRC Press, Boca Raton. 1995.
- SANTOS, M. S. **Cervejas e refrigerantes** - São Paulo : CETESB, 2005. 58 p. (Série P + L). Disponível em : <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>.
- SASAHARA T., OGAWA T. **Treatment of brewery effluent. part IV: protozoa and metazoa found in activated sludge process for brewery effluent,** Monatsschrift für Brauwissenschaft, v. 11, p. 433-448. 1983.
- SERRA, J. **Image analysis and mathematical morphology : Theoretical Advances,** Vol. 2, Academic Press. 1988.
- SILVA M. C. **Modelagem e simulação nos sistemas de tratamento de Efluente de lodo ativados .** Introdução e Conceitos Básicos. 2008.

STRICKER, A.E. ; **Application de la modélisation à l'étude du traitement de l'azote par boues activées en aération prolongée: comparaison des performances en temps sec et en temps de pluie.** Tese (Doutorado). Laboratoire des Systèmes Hydrauliques Urbaines, ENGEES, Université Strasbourg I – Louis Pasteur, Strasbourg, 2000.

TCHOBANOGLOUS, G. BURTON, F. STENSEL, H.D. (Metcalf & Eddy Inc.)
Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 1848p. 2002.

THOMAS D.G. **Transport characteristics of suspensions. Relation of hindered settling floc characteristics to rheological parameters,** *AIChE J.*, v.9, p.310-316. 1963

VON SPERLING, M. **Basic Principles of Wastewater Treatment - Biological Wastewater Treatment Series** (v. 2). Paperback. 200p. 2007.

WESTLUND A.D., HAGLAND E., ROTHMAN M. **Bulking and foaming by *Microtrix Parvicella* at three large sewage treatment plants in the Greater Stockholm area,** *Water Science Technol.*, v.34, p. 281-287. 1996.

WENTZEL, M.T., MBEWE, A., LAKAY, M.T., EKAMA, G.A. **Batch test of characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters.** Water SA, v-25, p. 327-335, 1999.