



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**AVALIAÇÃO DE PROCESSOS BIOLÓGICOS NA MELHORIA DA
QUALIDADE HÍDRICA DO CANAL DERBY-TACARUNA**

MARIA DO CARMO LOURENÇO DA SILVA

Recife - PE

Março, 2004



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

Maria do Carmo Lourenço da Silva

**Avaliação de Processos Biológicos na Melhoria da Qualidade
Hídrica do Canal Derby-Tacaruna**

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

Área de Concentração: Meio Ambiente

Orientadores: Prof. Dr. Maurício A. da Motta Sobrinho
Prof^a. Dr^a. Valdinete Lins da Silva

Recife

Departamento de Engenharia Química da UFPE

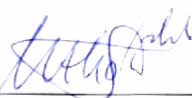
2004

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM ENGENHARIA QUIMICA

TÍTULO: “AVALIAÇÃO DE PROCESSOS BIOLÓGICOS NA MELHORIA DA QUALIDADE HÍDRICA DO CANAL DERBY-TACARUNA”

Aluna: MARIA DO CARMO LOUREÇO DA SILVA

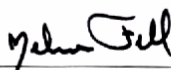
DATA DA DEFESA: 23/04/2004



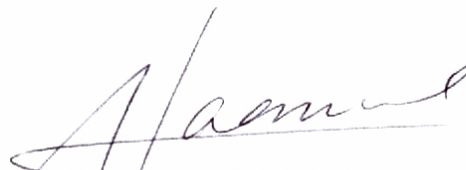
Prof^o Mauricio Alves da Motta Sobrinho D.Sc.
-orientador-



Valdinete Lins da Silva D.Sc.
- co-orientador-



Prof^o Nelson Medeiros de Lima Filho D.Sc.
- examinador interno-



Prof^o Adrianus Cornelius Van Haandel D.Sc.
- examinador externo-

Dedico este trabalho à minha querida avó Maria Ferreira, amada Beré, o maior exemplo de coragem, perseverança, luz e amor à vida.

...Se me fosse dada outra chance, faria tudo da mesma maneira... Não mudaria nada, todas as vírgulas, todos os pontos ficariam no mesmo lugar...

Maria do Carmo

AGRADECIMENTOS

A *DEUS*, por conceder-me esperança, motivação e alegria. Obrigada, Senhor!

Aos meus pais, *Severino e Linária*, pela vida, amor e carinho.

Aos meus irmãos e especialmente à minha irmã *Conceição* pela ajuda.

Aos meus orientadores, *Professores Maurício da Motta e Valdinete Lins*, que me adotaram como filha, pelo grande exemplo profissional, empenho, companheirismo, motivação e amizade.

À *Sra. Luciane* (AmBev) e ao *Sr. Ethewaldo* (WT & F Importação e Exportação) pelo fornecimento das bioamassas bacterianas.

Ao *Coordenador da Pós-Graduação Nelson Medeiros* pela preciosa colaboração no estudo hidrodinâmico do reator.

Aos *Professores Sérgio Lucena, Carlos Baltar, Mário Kato, Maria de Los Angeles, Maria Alice e Sônia Albuquerque* pela colaboração na fase experimental.

Aos amigos *Marcelo, Érica, Lillian, Ronaldo, Diogo, Marielda, Sibéria, Ceiça, Márcia e Olga* pela contribuição e apoio nas análises.

Ao amigo *Félix* pela grande colaboração no estudo hidrodinâmico do reator.

Aos *Componentes do LEAQ*, em especial à *Ana, Neide, Ivan, Gilson e Sheila* pela constante ajuda e colaboração.

Aos amigos *André, Andréia e Marta* por realizarem comigo este trabalho.

Aos *Professores do DEQ*. Em especial, aos *Professores Fernanda Pimentel, Silvana Calado e Alexandre Schuler*.

Aos amigos *Ana, Jackson, Paula Tereza e Tatiana* pela amizade, carinho, força e motivação em todos os momentos.

Aos *Amigos da Vida*, que tenho o prazer de trazê-los comigo sempre.

À *Minha Família*, que é a fonte de amor e paz para o meu espírito. Em especial, às *Tias Mira e Dida*, ao *primo Geo*, ao *irmão Róbson* e à *dupla A&K* por estarem em todos os momentos me ajudando e incentivando.

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

MUITO OBRIGADA POR TUDO!

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	VI
SUMÁRIO	VII
LISTA DE TABELA	XI
LISTA DE ABREVIATURAS	XII
LISTA DE SÍMBOLOS	XIV
RESUMO	XV
ABSTRACT	XVI
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 ÁGUA: ASPECTOS GERAIS	4
2.2 POLUIÇÃO DAS ÁGUAS.....	6
2.2.1 Cenário Hídrico da Cidade do Recife	7
2.2.2 Canal Derby-Tacaruna	9
2.3 MONITORAMENTO DE POLUENTES EM CORPOS HÍDRICOS	11
2.4 CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DE EFLUENTES	16
2.4.1 Parâmetros físicos	16
2.4.2 Parâmetros químicos	17
2.4.3 Parâmetros microbiológicos	19
2.5 TRATAMENTO DE EFLUENTES	21
2.5.1 Tipos de tratamento.....	22
2.5.2 Tratamento biológico	23
2.6 TÉCNICA DE BIOAUMENTO OU BIOAUMENTAÇÃO	27
2.7 COMPORTAMENTO NÃO-IDEAL DE REATORES QUÍMICOS	30
2.7.1 Distribuição do tempo de residência de fluidos em recipientes	31
2.7.1.1 Determinação experimental da DTR	32
2.7.1.2 Modelo de dispersão	37
2.7.1.3 Modelo de tanques em série	41
3 MATERIAIS E MÉTODOS	42
3.1 REAGENTES E EQUIPAMENTOS	42
3.2 BIOMASSAS	43
3.3 COLETA E CONSERVAÇÃO DAS AMOSTRAS DAS ÁGUAS DO CANAL DERBY-TACARUNA.....	44
3.4 ESTUDO PRELIMINAR PARA AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO PELAS BIOMASSAS BACTERIANAS.....	45
3.4.1 Amostras de água do leito do canal	45
3.4.2 Amostras de água das bocas de lançamento da rede pluvial.....	47
3.4.3 Inoculação e monitoramento do reator batelada.....	48
3.5 CARACTERIZAÇÃO DA CARGA POLUENTE	49
3.6 UNIDADE PILOTO	50
3.6.1 Modelagem hidrodinâmica do reator tanque.....	52

3.6.1.1	Determinação da distribuição do tempo de residência	52
3.6.2	Remoção da carga orgânica da água do canal em unidade piloto	53
3.6.2.1	Preparo do efluente sintético	54
3.6.2.2	Técnica de bioaumentação	54
3.6.2.3	Processo por lodos ativados	56
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
4.1	ESTUDO PRELIMINAR PARA AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DAS BIOMASSAS BACTERIANAS	58
4.1.1	Estudo preliminar das amostras de águas do Canal Derby-Tacaruna inoculadas com bioaditivo industrial	59
4.1.2	Estudo preliminar das amostras de água das bocas de lançamento inoculadas com bioaditivo industrial	63
4.1.3	Estudo preliminar das amostras do canal inoculadas com lodo ativado e com bioaditivo industrial	66
4.1.4	Estudo comparativo com amostras das bocas de lançamento inoculadas com lodo ativado e bioaditivo industrial	70
4.1.5	Estudo preliminar com amostras das bocas de lançamento inoculadas com lodo ativado	73
4.2	CARACTERIZAÇÃO DA CARGA POLUENTE	76
4.2.1	Resultados das análises de caracterização	77
4.2.2	Análise de metais na água	79
4.3	UNIDADE PILOTO	80
4.3.1	Remoção da carga orgânica da água do canal em unidade piloto	80
4.3.1.1	Técnica de bioaumentação	81
4.3.1.2	Processo por lodos ativados	85
4.3.2	Modelagem hidrodinâmica do reator canal	90
4.3.2.1	Determinação do tempo de residência	90
5	CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS.....	95
6	ANEXOS.....	97
7	APÊNDICES.....	98
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Percurso do Canal Derby-Tacaruna (a) e vista superior do canal no sentido norte (b).	9
Figura 2 – Imagens de um floco normal (a) e com intumescimento de lodo (b), adquiridas em microscópio ótico com aumento de 100x.	25
Figura 3 – Esquema de um processo de tratamento biológico por lodo ativado.	26
Figura 4 – Curva de distribuição do tempo de residência – E (LEVENSPIEL, 1974)...	32
Figura 5 - Curva F e curva C obtidas como resposta a um sinal de entrada em degrau (a) e a um sinal de entrada em pulso (b).	35
Figura 6 – Curvas C previstas pelo modelo de dispersão para recipientes fechados (LEVENSPIEL, 1974).	40
Figura 7 – Pontos de coleta das amostras de água do leito do Canal Derby-Tacaruna	46
Figura 8 – Pontos de coleta das amostras das bocas de lançamentos do Canal Derby-Tacaruna.	48
Figura 9 – Sistema de reatores batelada usados durante estudo preliminar alimentados com água do leito do canal e inoculados com bioaditivo (Biodegradador SK [®])....	49
Figura 10 – Unidade piloto composta de: (a) bomba peristáltica, (b) tanques de alimentação em polietileno, (c) reator contínuo tipo tanque (canal) em acrílico....	50
Figura 11 – Detalhe do reator canal usado na unidade piloto durante os experimentos em sistema contínuo.	51
Figura 12 – Croquis do decantador.	51
Figura 13 – Esquema com os pontos de coleta de amostra no reator tanque.	55
Figura 14 – Reator contínuo tanque inoculado com bioaditivo.	56
Figura 15 – Reator canal funcionando como tanque de aeração.	57
Figura 16 – Variação da DQO com o tempo para amostras do canal sob ação do bioaditivo.	60
Figura 17 – Variação do pH com o tempo para amostras do canal sob ação do bioaditivo.	61
Figura 18 – Variação da condutividade com o tempo para amostras do canal sob a ação do bioaditivo.	62
Figura 19 – Variação da turbidez com o tempo para amostras do canal sob a ação do bioaditivo.	62
Figura 20 – Variação da DQO com o tempo para amostras das bocas do canal sob a ação do bioaditivo.	65
Figura 21 – Variação da turbidez com o tempo para amostras coletadas nas bocas do canal sob a ação do bioaditivo.	65
Figura 22 - Variação da DQO com o tempo para amostra do ponto P3B sob ação das biomassas.	68
Figura 23 – Variação da turbidez com o tempo para amostra do ponto P3B sob ação das biomassas.	68
Figura 24 - Variação do pH com o tempo para amostra de água do ponto P3B sob ação das biomassas.	69
Figura 25 – Variação da DQO com o tempo para amostras de água dos pontos P3B e P4B sob ação das biomassas (_L – Lodo; _BV – Biomassa Antiga).	71
Figura 26 – Variação da turbidez com o tempo para amostras de água dos pontos P3B e P4B sob ação das biomassas (_L – Lodo; _BV – Biomassa Antiga).	72

Figura 27 – Variação do pH com o tempo para amostra de água dos pontos P3B e P4B sob ação das biomassas (_L – Lodo; _BV – Biomassa Antiga).	73
Figura 28 – Variação da DQO com o tempo para amostra de água dos pontos P0A, P3B, P4B e P5B sob ação do lodo ativado.	75
Figura 29 – Variação da turbidez com o tempo para amostra de água dos pontos P0A, P3B, P4B e P5B sob ação do lodo ativado.	75
Figura 30 – Variação do pH com o tempo para amostra de água para os pontos P0A, P3B, P4B e P5B sob ação do lodo ativado.	76
Figura 31 – Distribuição da concentração dos metais pesados no Canal Derby-Tacaruna.	79
Figura 32 – Variação da DQO com o tempo nos pontos ER e SR da unidade piloto no experimento com bioaditivo.	82
Figura 33 – Variação da DBO com o tempo nos pontos ER e SR da unidade piloto no experimento com bioaumento.	83
Figura 34 – Variação da condutividade com o tempo nos pontos ER e SR da unidade piloto no experimento com bioaumento.	84
Figura 35 – Variação da salinidade com o tempo nos pontos ER e SR da unidade piloto no experimento com bioaumento.	84
Figura 36 – Variação da <i>DQO</i> com o tempo nos pontos ER e SR da unidade piloto durante experimento com lodo ativado.	86
Figura 37 – Variação da DBO com o tempo observada nos pontos ER e SR da unidade piloto durante experimento de lodo ativado.	88
Figura 38 – Variação da função de distribuição do tempo de residência com o tempo obtida para o primeiro experimento no sistema sem aeração.	91
Figura 39 – Variação da função de distribuição do tempo de residência com o tempo obtida para o segundo experimento no sistema sem aeração.	92
Figura 40 – Variação da função de distribuição do tempo de residência com o tempo obtida para o primeiro experimento no sistema com aeração.	92
Figura 41 – Variação da função de distribuição do tempo de residência com o tempo obtida para o primeiro experimento no sistema com aeração.	93

LISTA DE TABELA

Tabela 1 – Atendimento de saneamento básico segundo pesquisa do IBGE.	5
Tabela 2 – Procedimento para conservação das amostras.....	45
Tabela 3 – Resultados das análises físico-químicas efetuadas sobre as amostras coletadas no leito do canal.	59
Tabela 4 – Resultado das análises físico-químicas efetuadas nas amostras coletadas em seis bocas de lançamento que desaguam no canal.	64
Tabela 5 - Resultado das análises físico-químicas efetuadas nas amostras coletadas em três pontos no Canal Derby-Tacaruna.	67
Tabela 6 - Resultado das análises físico-químicas efetuadas nas amostras coletadas em dois pontos das bocas que deságuam no canal.....	71
Tabela 7 – Resultado das análises físico-químicas efetuadas nas amostras coletadas em quatro pontos do Canal Derby-Tacaruna.	74
Tabela 8 – Resultado da análise microbiológica de água do canal coletada em 2003....	77
Tabela 9 – Resultado das análises de caracterização para amostra de água do ponto P3	81
Tabela 10 – Resultado das análises de caracterização para amostra de água do ponto P2.....	85
Tabela 11 – Parâmetros hidrodinâmicos do reator piloto tipo canal	93
Tabela 12 – Resultado das Análises Físico-Químicas da água do leito do canal coletadas no ano de 2003.	97

LISTA DE ABREVIATURAS

Abreviatura	Significado
COT	Carbono orgânico total
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
CSTR	<i>Complete stirred tank reactor</i>
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio.
DQO	Demanda química de oxigênio
DTR	Distribuição do tempo de residência
ER	Ponto de coleta no tanque de alimentação
ETE	Estação de tratamento de efluente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IVL	Índice volumétrico de lodo
NMP	Número mais provável de coliformes em 100 mL de amostra
NTU	<i>Nefelometric Turbidity Unity</i>
OD	Oxigênio dissolvido
P0	Ponto de coleta de amostra do leito localizado na comporta que regula o nível do canal no Rio Capibaribe (setor sul)
P1	Ponto de coleta de amostra do leito localizado na ponte da Praça do Derby
P1B	Ponto de coleta de amostra de boca de lado oeste localizada em frente a entrada do Real Hospital Português (RHP)
P2	Ponto de coleta de amostra do leito situado entre o prédio da Caixa Econômica Federal e o viaduto que passa sobre a Avenida João de Barros
P2B	Ponto de coleta de amostra de boca do emissário que vem do bairro da Boa Vista, situada ao lado leste próximo à ponte do RHP
P3	Ponto de coleta de amostra do leito localizado abaixo do viaduto da Avenida Norte
P3B	Ponto de coleta de amostra de boca do lado leste localizada em frente ao Hospital da Restauração (HR)
P4	Ponto de coleta de amostra do leito situado na ponte entre a Avenida Arthur de Lima Cavalcante e a Rua Odorico Mendes
P4B	Ponto de coleta de amostra de boca do lado oeste após o prédio da Caixa Econômica Federal
P5	Ponto de coleta de amostra do leito localizado na comporta do Rio Beberibe (lado norte)

P5B	Ponto de coleta de amostra de boca próxima à passagem de pedestres sob o viaduto da Avenida Norte no lado oeste do canal
P6	Ponto de coleta de amostra do leito situado na ponte da Avenida Cruz Cabugá (ao lado da Escola de Aprendizes de Marinheiro)
P6B	Ponto de coleta de amostra de boca em frente ao posto da polícia próximo ao Shopping Tacaruna
R1	Ponto de coleta na entrada do reator
R2	Ponto de coleta no reator na região próxima a primeira chicana do reator
R3	Ponto de coleta em que está localizada a segunda chicana do reator
R4	Ponto de coleta no reator próximo à terceira chicana
R5	Ponto de coleta próximo à válvula de saída do reator
SABESP	Companhia de Saneamento Básico de São Paulo
SF	Sólidos fixos
SR	Ponto de coleta no tanque de armazenamento de saída de efluente
SSF	Sólidos suspensos fixos
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
STD	Sólidos totais dissolvidos
SV	Sólidos voláteis
UV	Ultra violeta

LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Significado	Unidade
C	Concentração do traçador	kg.m ⁻³
C(t)	Curva da concentração do traçador na entrada e na saída para tipo de injeção em pulso	----
C ₀	Concentração do traçador na entrada do reator	kg.m ⁻³
D	Coefficiente longitudinal ou axial de dispersão	m ² .t ⁻¹
D/uL	Número de dispersão axial	----
E(t)	Função de distribuição do tempo de residência	----
F(t)	Curva da concentração do traçador na entrada e na saída para tipo de injeção em degrau	----
L	Comprimento do reator	m
N	Número de tanques em série	----
Pe	Número de Peclet	----
Q	Vazão volumétrica	m ³ .h ⁻¹
t	Tempo	h
\bar{t}	Tempo de residência médio	h
u	Velocidade específica do escoamento	m.s ⁻¹
V	Volume espacial do reator	m ³
z	Comprimento adimensional	m
Símbolos gregos		
τ	Tempo de residência	h
θ	Tempo adimensional	----
σ_{θ}^2	Variância adimensional	----
σ^2	Variância da distribuição.	h ²
Δt	Intervalo de tempo	h

RESUMO

Neste trabalho realizou-se um estudo de avaliação de duas biomassas bacterianas que poderiam ser usadas para tratamento da poluição do Canal Derby-Tacaruna. O mesmo está localizado na região central da Grande Recife, num importante corredor viário de acesso para as cidades de Olinda e Recife. Foram realizadas análises de caracterização em amostras das águas do leito do canal em diferentes condições de fluxo de maré (alta e baixa). Após a caracterização realizaram-se experimentos de degradação em reator batelada com amostras de água do leito e das bocas de lançamento da rede pluvial, utilizando como inóculo lodo ativado e um bioaditivo industrial. O melhor resultado de degradação da matéria orgânica (DQO) foi obtido com os sistemas inoculados com lodo ativado (cerca de 80%, em média). As amostras inoculadas com o bioaditivo obtiveram resultados inferiores (média de 40%) de remoção da DQO. As águas do leito apresentam uma alta salinidade e isto causou um efeito nocivo sobre o desenvolvimento das bactérias do bioaditivo, retardando o crescimento bacteriano e diminuindo a eficiência do tratamento aplicado. Finalmente, buscou-se avaliar a eficiência das biomassas em experimentos em reator contínuo sob duas condições distintas: com aeração difusa (tanque de aeração) e sem aeração (lagoa facultativa). As condições de operação do reator tanque foram $2,5\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$ de vazão volumétrica, tempo médio de residência de 22h (sem aeração) e 17h (com aeração) e condição de regime permanente. O sistema com lodo ativado funcionou com pressão de ar de saída do compressor de $2\text{kg}\cdot\text{cm}^{-2}$ e sob recirculação cuja vazão foi de $1,5\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$. A remoção de matéria orgânica observada foi de cerca de 60% para o sistema inoculado com o bioaditivo industrial e enquanto que no tratamento com lodo ativado obteve-se um resultado médio de 85%. De acordo com os resultados obtidos verificou-se que o sistema por lodo ativado pode ser aplicado no tratamento da água do canal Derby-Tacaruna não sendo afetado pelo efeito negativo do conteúdo salino. Enquanto que a técnica de bioaumento não se mostrou satisfatória devido à limitação imposta pela poluição essencialmente inorgânica, característica da água do canal.

Palavras-chave: Bioaugmentação, Lodo Ativado, Canal Derby-Tacaruna, Poluição Hídrica, Reator Contínuo Tanque.

ABSTRACT

In this work the evaluation of two bacterial biomasses for the pollution treatment of the Derby-Tacaruna canal were performed. It is located in the central area of Greater Recife, at an important corridor of the transit system to the cities of Olinda and Recife. Characterization analysis of the samples of the water from the canal at different conditions (high and low tide) were performed. It was concluded that the actual pollution of the canal is essentially of inorganic order. After the characterization, degradation experiments with water samples from the canal and from the mouths of the pluvial drainage system were performed, where activated sludge and an industrial bioaditive as inoculate were used. The best results in terms of organic matter degradation were obtained for systems inoculated with activated sludge (80% on average). The samples inoculated with the bioaditive presented lower pollution removal results (40% on average). The waters from the canal presented a high salinity and they caused a negative effect on the development of the bacteria of the bioaditive delaying their growth and reducing the efficiency of the applied treatment. The efficiency of the biomasses in the experiments with continuous reactors under two different conditions were evaluated: with diffuse aeration (aeration tank) and without aeration (facultative pound) respectively. The channel reactor operated under steady state conditions at a flow rate of 2,5 L.h⁻¹ and with an average residence time of 22 h without aeration and 17 h with aeration. The system with sludge operated under the exit pressure of the compressor of 2,0 kg.cm⁻², and with a recycling flow of 1,5 L.h⁻¹. The organic matter removal was in the range of 60% for system inoculated with industrial bioaditive and 85% with activated sludge. It was concluded that the water of the Derby-Tacaruna canal may be treated with the activated sludge without being affected by its salt level, while the bioaugmentation technique was not satisfactory due to the limitation imposed by the inorganic pollution, a characteristic of canal water.

Keywords: Bioaugmentation, Activated Sludge, Derby-Tacaruna Canal, Water Pollution, Tank Continuous Reactor.

1 INTRODUÇÃO

A ação antropogênica sobre o meio aquático é provavelmente a principal responsável pelas maiores alterações na composição da água (ARAÚJO, 2000). Os lançamentos indiscriminados de esgotos domésticos nos corpos hídricos correspondem à forma de poluição mais comumente observada nos grandes e também nos pequenos núcleos urbanos.

Poucas capitais brasileiras, tais como Porto Alegre, Curitiba e Florianópolis, possuem serviços de abastecimento de água e saneamento básico que atendam todos os domicílios. No tocante ao saneamento básico, a maioria das casas faz o lançamento dos esgotos gerados diretamente na rede pluvial ou são acondicionados em manilhas, fossas, sumidouros e valas, os quais podem acarretar a contaminação dos lençóis freáticos pela percolação no solo (LOBO, 2003). A Cidade do Recife está inserida no rol daquelas que ainda se encontram longe da universalização dos serviços para toda a população, atendendo apenas a cerca de 20% das casas.

A Cidade do Recife é composta por cinco bacias hidrográficas, sendo conhecida como a “Veneza Brasileira” devido à grande quantidade de rios, canais e córregos que cortam o seu perímetro. No entanto, estes corpos hídricos se encontram muito poluídos. Dentre os mais importantes canais da cidade, destaca-se o Canal Derby-Tacaruna que faz parte da Bacia do Capibaribe (PREFEITURA DA CIDADE DO RECIFE, 2000a). Ele percorre toda a extensão da Avenida Agamenon Magalhães, principal eixo viário de acesso para a Cidade de Olinda e para a zona sul do Recife (Praia da Boa Viagem). O aspecto estético do mesmo não é agradável, visto que apresenta água de coloração negra, e o odor irritante de suas águas confirma o alto grau de degradação deste canal (SILVA *et al.*, 2003).

A revitalização do canal, prevista num projeto urbano da Prefeitura do Recife, foi iniciada em 1999, com o revestimento completo das suas margens e a colocação de duas comportas para controle do fluxo nas marés mais altas (OBRA, 1999)

Os principais projetos de recuperação e revitalização de rios são os do Rio Tâmis (Inglaterra) e do Rio Reno (França, Suíça, Holanda, Alemanha e Luxemburgo), os quais levaram mais de 30 anos para serem concluídos. No Brasil, um projeto para recuperar a bacia hidrográfica do Rio Tietê foi iniciado no final do século passado. Atualmente todo o efluente industrial lançado diretamente em seu curso é antes tratado pelas unidades fabris. Este projeto conta com o apoio e recursos do Banco Mundial sendo gerido e coordenado pela Companhia de Saneamento Básico de São Paulo – SABESP.

A partir da melhoria da qualidade ambiental, e especialmente a da água, haverá certamente um incremento positivo e contínuo na saúde da população. Com a recuperação dos rios e canais haverá um impacto paisagístico e urbanístico na cidade, sendo oferecidos à população novos espaços de lazer. Assim, a recuperação de corpos hídricos exige muito mais que investimentos e obras de infra-estrutura. A participação e envolvimento de todos são fundamentais, já que a sociedade desempenha o papel mais importante como agente fiscalizador.

O presente projeto foi desenvolvido para avaliar a possibilidade de se efetuar uma melhoria da qualidade da água do Canal Derby-Tacaruna a partir do emprego de processos biológicos. Foram aplicados dois tipos de processos usando biomassas bacterianas: a técnica de bioaumento ou bioaugmentação e o processo de lodo ativado. Inicialmente, ambos os processos foram avaliados em reator batelada com amostras de água do canal. Em seguida, foram realizados experimentos na unidade piloto, usando-se como substrato um efluente sintético, para avaliação da eficiência das biomassas na

decomposição dos poluentes orgânicos. Nas amostras de água do canal foram realizadas análises de caracterização (físico-químicas e microbiológicas) para determinar o nível de poluição presente. Foi estudado o comportamento hidrodinâmico da unidade piloto, usando a técnica de traçadores, para determinação da distribuição do tempo de residência (*DTR*) e de outros parâmetros, tais como o número de dispersão axial e o número de tanques em série de mistura completa.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Água: Aspectos Gerais

A água é a substância essencial à vida, estando presente em todos os seres vivos. Ela é o principal meio em que ocorrem as reações fisiológicas nas células dos animais, vegetais e microrganismos (VON SPERLING, 1996a).

Os oceanos concentram aproximadamente 97% do total da água existente, entretanto do percentual restante, apenas 1% da água terrestre, está diretamente disponível ao homem e aos outros seres nos rios, lagoa, na umidade do ar, presente no solo, na atmosfera e como componente dos mais diversos organismos (BAIRD, 2002).

Entretanto, mesmo o homem vivendo uma grande era de desenvolvimento tecnológico e científico, segundo dados da UNICEF (2004) cerca de um bilhão de pessoas em todo o mundo não têm acesso à água potável. Sendo que mais do dobro desse número não contam com saneamento básico, e cerca de 6.000 crianças são vítimas diárias de doenças transmitidas pela água (UNICEF, 2004).

O Brasil é um país onde o saneamento básico e, principalmente, o tratamento dos esgotos ainda é privilégio de poucos, passando ao largo das periferias onde vive a maioria da população (LOBO, 2003). Segundo os últimos dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a coleta de esgoto sanitário atende no total, apenas 40% da população e o tratamento de efluentes não atinge 20% dos esgotos gerados (LOBO, 2003). Na Tabela 1 é apresentado o resultado da Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílios (PNAD) realizada pelo IBGE (2001) com relação ao atendimento de saneamento básico.

Tabela 1 – Atendimento de saneamento básico segundo pesquisa do IBGE.

Déficit na Oferta de Saneamento Básico – 2001						
ESGOTAMENTO SANITÁRIO						
Domicílios particulares permanentes, atendimento e déficit – água, esgoto e lixo						
Resumo para o Brasil e Grandes Regiões – área urbana						
Grandes Regiões	Domicílios particulares permanentes urbanos	Domicílios urbanos com rede coletora de esgotos	Domicílios urbanos sem rede coletora de esgotos	Atendimento (%)	Déficit (%)	% do déficit por Grande Região
Norte	2.249.075	130.297	2.118.778	5,79	94,21	11,32
Nordeste	8.706.711	2.604.505	6.102.206	29,91	70,09	32,60
Sudeste	19.527.302	15.416.928	4.511.374	27,55	75,45	24,09
Sul	6.222.740	1.714.670	4.508.070	78,95	21,05	21,96
Centro-Oeste	2.907.204	1.029.897	1.877.307	35,43	64,57	10,03
Brasil	39.613.032	20.896.297	18.716.735	52,75	47,25	100,00

Fonte: IBGE, Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD 2001.

O alto nível de urbanização tem levado à degradação dos corpos hídricos a um grau tão elevado que afeta gravemente a saúde de grande parte população, impondo custos sociais associados à queda da expectativa de vida, gastos com saúde e perda de renda. Conforme afirmação de ROOMRATANAPUN (2001), a poluição da água não afeta apenas a qualidade das águas superficiais, mas pode também afetar a qualidade de vida da população e pode causar problemas de saúde.

O país se encontra hoje em uma situação de déficit crônico na prestação de serviços de saneamento, respondendo a pressões e com baixíssima capacidade de planejamento no setor. Tal situação se agrava pela falta de sensibilidade demonstrada pela administração pública brasileira para tratar do assunto (LOBO, 2003). Segundo FOSTER (1980) citado em BOLAY *et al.* (1997), a destruição ambiental nas cidades dos países menos desenvolvidos não é a inevitável consequência dos crescimentos demográfico e industrial, ela é acima de tudo um sinal da falha na distribuição de obras de infra-estrutura as quais deveriam acompanhar este crescimento.

2.2 Poluição das Águas

BRAGA *et al.* (2002) definem poluição como uma alteração indesejável nas características físicas, químicas e biológicas da atmosfera, litosfera ou hidrosfera que cause ou possa causar prejuízo à saúde, à sobrevivência ou às atividades dos seres humanos e outras espécies ou ainda deteriorar materiais.

A poluição da água é a alteração das suas características por quaisquer ações ou interferências, sejam elas naturais ou provocadas pelo homem. Essas alterações podem causar impactos estéticos, fisiológicos ou ecológicos (BRAGA *et al.*, 2002).

Os efeitos causados por poluentes introduzidos no meio aquático dependem da natureza do poluente, do caminho percorrido por esse poluente no meio e do emprego do corpo de água (VON SPERLING, 1996a).

Os principais poluentes lançados no meio aquático são: poluentes orgânicos biodegradáveis (gorduras, proteínas e carboidratos), poluentes orgânicos recalcitrantes ou refratários (defensivos agrícolas, detergentes sintéticos e petróleo e seus derivados), metais, nutrientes (sais de nitrogênio e fósforo), organismos patogênicos (bactérias, fungos, vírus e helmintos), sólidos em suspensão, calor e radioatividade (MANAHAN, 1994).

A matéria orgânica biodegradável lançada no corpo hídrico (receptor) pode ser degradada pelos microrganismos presentes das seguintes formas:

- se houver oxigênio dissolvido no meio, a decomposição será feita por bactérias aeróbias que consomem o oxigênio dissolvido. Porém, se a taxa de consumo de oxigênio for maior que a taxa de produção ou de reposição (O₂ atmosférico) haverá o seu esgotamento causando um impacto negativo sobre a biota aquática, levando a morte os organismos aeróbios aquáticos;

- ainda pode ocorrer, em caso de ausência de oxigênio dissolvido no meio, a utilização de nitrato presente por algumas bactérias, convertendo-o em nitrogênio gasoso. Este tipo de conversão da matéria orgânica é chamada anóxica;
- se não houver oxigênio dissolvido no meio ocorrerá a decomposição anaeróbia, com a formação de gases como o metano e o gás sulfídrico.

O impacto causado pelo lançamento de esgotos domésticos em corpos d'água ocorre pela diminuição da concentração de oxigênio dissolvido disponível na água e não apenas devido à presença de substâncias tóxicas nesses despejos.

Ao longo da história é observado o aumento do consumo de água pelo homem. Atualmente, ela está associada à qualidade de vida e desenvolvimento, uma vez que uma cidade ideal é aquela que dispõe de serviços de abastecimento de água, de saneamento básico e disposição de resíduos sólidos. O ser humano encontra-se num processo de descobertas para melhor relacionar-se com o meio ambiente e assegurar o futuro da espécie pela preservação dos recursos naturais. Como foi afirmado por MIZUGUCHI (1981), as relações entre o homem e o meio ambiente são marcadas, desde os primórdios dos tempos até os dias atuais, por processos de degradação ambiental não sendo, portanto uma constatação recente a tendência que se verifica entre a industrialização de bens de consumo e a poluição, com o comprometimento do meio ambiente por substâncias tóxicas.

2.2.1 Cenário Hídrico da Cidade do Recife

Na Cidade do Recife os ambientes aquáticos compreendem as águas superficiais, formadas pelas águas salgadas do Oceano Atlântico e pelas águas doces dos rios, canais,

lagoas e açudes. Desta forma, o Recife conta com mais de 500km de convivência direta do homem com a água. Quase todos os bairros da cidade, sejam eles ricos ou pobres, antigos ou novos, são atravessados por rios, entre os quais se destacam o Capibaribe, o Beberibe, o Tejipió e o Jordão; por canais, riachos ou córregos; açudes, como o de Apipucos; e lagoas como a do Araçá. A presença generalizada desses espaços aquáticos confere ao Recife o caráter peculiar de “Cidade Anfíbia” ou “Cidade da Águas” (VASCONCELOS, 2000).

Recife possui três bacias hidrográficas, que são a Bacia do Capibaribe, Bacia do Beberibe e Bacia do Tejipió. Os principais rios da cidade são o Rio Capibaribe (cuja nascente é no interior do Estado de Pernambuco), Rio Beberibe, Rio Jordão, Rio Tejipió e Rio Jiquiá. A Bacia do Capibaribe é a mais importante da cidade, estando localizada principalmente na sua região central e esta bacia possui tem 30 canais e se estende por aproximadamente 30km (VASCONCELOS, 2000).

A Cidade do Recife cresceu e se desenvolveu a partir da incorporação das águas de superfície ao seu tecido urbano (ARAÚJO, 2000). Entretanto, nas últimas cinco décadas ocorreu uma grande expansão da cidade com uma agressão ambiental aos alagados, leitos de rios e estuários. Os indicadores de cobertura dos serviços de esgotos sanitários apontam que menos de 20% da população da cidade têm seus esgotos tratados. Como os terrenos da planície do Recife não facilitam a infiltração de efluentes, os esgotos são lançados, direta ou indiretamente, nos cursos d'água. A atividade industrial poluidora não é significativa na área da cidade e os resíduos da agro-indústria sucro-alcooleira, nos rios próximos, têm sido razoavelmente controlados. Logo, a causa principal da poluição nos recursos hídricos da cidade é decorrente da ausência de serviços adequados de coleta e tratamento dos efluentes sanitários domésticos (VASCONCELOS, 1998).

2.2.2 Canal Derby-Tacaruna

O Canal Derby-Tacaruna está localizado na área central da Cidade do Recife, entre as duas pistas da Av. Agamenon Magalhães, a mais importante via rodoviária de ligação dos bairros da zona sul com a Cidade de Olinda. Este canal, que é o elo comunicante entre os Rios Capibaribe e Beberibe, serve de meio receptor para o escoamento das águas pluviais de vários bairros centrais do Recife: Ilha do Retiro, Ilha do Leite, Boa Vista, Derby, Graças, Espinheiro, Santo Amaro, Torreão e Tacaruna. Na Figura 1, pode ser observado o canal Derby-Tacaruna (percurso e vista superior).

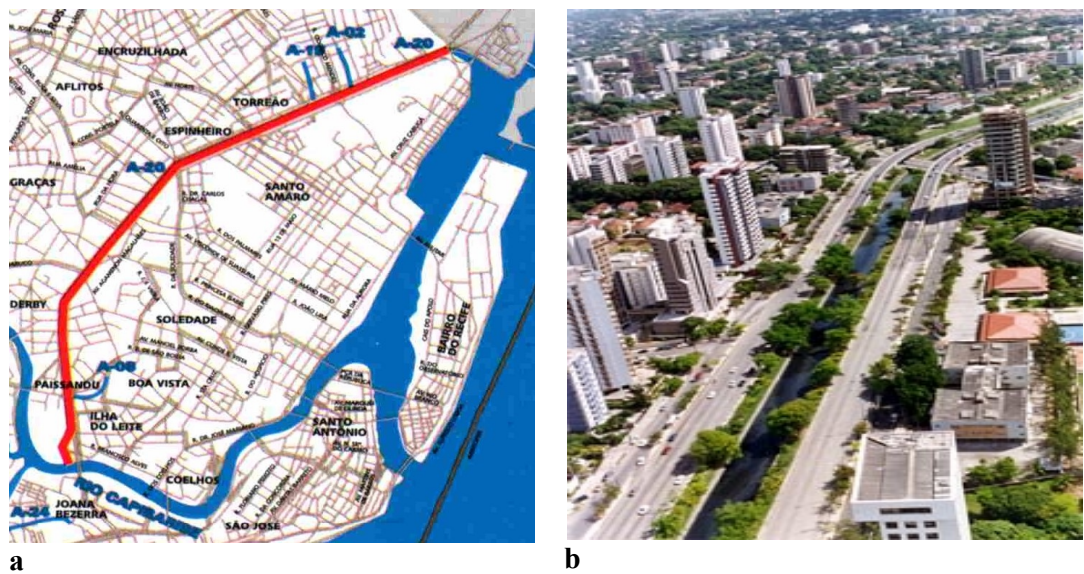


Figura 1 – Percurso do Canal Derby-Tacaruna (a) e vista superior do canal no sentido norte (b).

Este canal foi construído no governo do Prefeito Augusto Lucena (1964-1968) para disciplinamento do escoamento das águas dos córregos que desaguam nos Rios Beberibe e Capibaribe. Nessa época, as enchentes assolavam a Cidade do Recife periodicamente e provocavam grandes estragos. A obra prioritária foi a de construção

do canal Derby-Tacaruna, entretanto, outros canais (Vasco da Gama-Peixinhos, Prado, Cordeiro, Parnamirim, Ponto de Parada, Jordão, Setúbal, Mustardinha e Cavaleiro) também foram construídos com recursos do Governo Federal. No ano de 1974 ocorreu uma grande enchente e o canal Derby-Tacaruna foi reconstruído na gestão do Prefeito Antônio Farias (PREFEITURA DA CIDADE DO RECIFE, 1983).

O Canal Derby-Tacaruna faz parte da Bacia do Capibaribe e é o mais longo da cidade com uma extensão de 5.250m (PREFEITURA DA CIDADE DO RECIFE, 2000). Em 1998 foi iniciado o processo de revitalização do canal, sendo realizada a drenagem dos resíduos sólidos e da lama sedimentada no leito. Depois foi feita a concretagem completa das margens do canal, com a colocação de placas de concreto armado (PREFEITURA, 1998). Recentemente, a Prefeitura da Cidade do Recife construiu duas comportas em suas extremidades (extremo norte e extremo sul), as quais funcionam automaticamente toda vez que a maré alcançar 1,80m, a fim de evitar os constantes alagamentos na Avenida Agamenon Magalhães (OBRA, 1999). A partir de 2001, um novo sistema para limpeza e manutenção do canal entrou em funcionamento, para retirar os sólidos e lodo formado em seu leito. Esta técnica, chamada barragem móvel, foi desenvolvida por técnicos em hidráulica da UFPE. O princípio de funcionamento está baseado no seguinte: quando a maré está alta, a barragem acumula a água, e libera a passagem da mesma quando a maré esvazia, isto provoca um fluxo com maior velocidade capaz de remover por arraste a lama decantada no fundo do canal (LIMPEZA, 2001).

No ano de 2000, durante a epidemia de cólera, o Canal Derby-Tacaruna foi monitorado, a cada 15 dias, para detectar a presença do vibrião colérico em suas águas, conforme o Programa de Controle de Águas, e desta forma possibilitar um maior controle sobre a incidência e o avanço da doença em Pernambuco (SAÚDE, 2000).

A poluição de material orgânico na água do canal é facilmente notada pelo forte odor desprendido em todo o seu percurso, principalmente na ala Norte (Tacaruna), influenciada pelas águas altamente poluídas do Rio Beberibe. Segundo estudo realizado no Rio Beberibe, pela Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH) no ano de 2001, todas as cinco estações monitoradas apresentaram valores de pH, oxigênio dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), amônia, fósforo e coliforme fecal acima dos padrões estabelecidos para rio Classe 2 conforme Resolução nº 20/86 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). O monitoramento realizado mostrou que as principais atividades poluidoras foram: os lançamentos de efluentes industriais e domésticos, resultantes da ocupação urbana (CPRH, 2002).

2.3 Monitoramento de Poluentes em Corpos Hídricos

Nos últimos anos vários monitoramentos vêm sendo realizados em corpos hídricos para avaliar a presença de diversos poluentes, tais como metais pesados, compostos orgânicos das mais diversas classes (solventes, derivados de petróleo, compostos aromáticos, fenóis, entre outras substâncias), pesticidas (organofosforados e organoclorados) e entre outros compostos. Essas pesquisas são importantes porque permitem o mapeamento da gravidade da poluição e/ou contaminação do corpo d'água monitorado.

Para avaliação da qualidade de um sistema hídrico são realizados monitoramentos que estão baseados em análises físicas, químicas e bacteriológicas (biológicas) da água em estudo. Atualmente também vem sendo utilizado o biomonitoramento que consiste na utilização de indicadores biológicos para avaliar a

qualidade da água, isto é, a resposta destes organismos em relação ao seu habitat devido a ações naturais ou antropogênicas (BUSS *et al.*, 2003).

Conforme afirmado em ADMIRAAL *et al.* (2000), políticas para recuperação de rios estão progressivamente sendo implementadas em vários países. Alguns dos casos do Norte Europeu são o Rio Reno (Suíça, França, Alemanha e Holanda), o Rio Meuse, o Rio Scheldt (França, Bélgica e Holanda) e o Rio Elba (República Tcheca e Alemanha). Tais políticas requerem mudanças complexas e caras nos processos industriais, tratamento dos esgotos, e eventualmente, na prática agrícola, no uso do solo e da água. As metas de recuperação foram descritas em termos arbitrários e as verificações periódicas através de monitoramento são incertas.

Segundo FUJII *et al.* (1997), devido aos problemas de qualidade encontrados em lagos, reservatórios e rios, os processos para purificação de água são necessários não apenas para o suprimento de água potável, mas também para manter estes corpos hídricos livres da poluição. Ainda segundo estes autores, o tratamento de corpos naturais deve ser conduzido envolvendo a menor mão-de-obra possível e os custos econômicos devem ser os mínimos. Estes autores avaliaram a viabilidade da técnica de filtração em leito de pedra para melhoria da qualidade da água de um canal “klong” através de experimentos em unidade piloto em Bangkok na Tailândia. Esta técnica (filtro biológico) está baseada na remoção da poluição presente a partir da sedimentação e da biodegradação da matéria orgânica pelo biofilme aderido na superfície das pedras. O conceito deste sistema foi reconhecido pelo Japão durante o início da década de 1980 como é descrito em TAKASAKI *et al.* (1990). Este sistema de tratamento permitiu uma redução de 50% (em média) dos valores iniciais medidos para os parâmetros monitorados (sólidos suspensos, *DQO* e *DBO*).

Os rios são sistemas complexos caracterizados como escoadouros naturais das áreas de drenagens que formam as bacias hídricas. Assim o uso de indicadores de qualidade de água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na microbacia, sejam estas de origens antrópicas ou naturais. Várias técnicas para elaboração de índice de qualidade de água têm sido usadas, sendo a mais usada aquela desenvolvida pelo *National Sanitation Foundation Institut* e usada em países como Inglaterra, Estados Unidos e Brasil (OLIVEIRA, 1993; OREA, 1998). No trabalho realizado por TOLEDO & NICOTELLA (2002) foi estabelecido um índice de qualidade de água resultante da composição de diversas variáveis, expressando as alterações da qualidade de água em microbacias sob diferentes usos (urbano e agrícola) em Guaíra (SP). Os principais indicadores que influenciaram a composição do índice de qualidade de água foram os parâmetros: oxigênio dissolvido (*OD*), fósforo total, amônia e condutividade.

Com relação ao biomonitoramento de bacias hidrográficas observa-se uma crescente aceitação desta metodologia, a qual utiliza modelos de predição de impacto aos estímulos antrópicos ou naturais em um ambiente aquático. Sendo bastante utilizada em diversos países, como por exemplo: Alemanha, Holanda, Austrália, EUA, Reino Unido e entre outros (BUSS, 2003). Segundo afirmação de PRATT & COLER (1976), citado em BUSS (2003), as metodologias biológicas são bastante eficazes na avaliação da poluição não pontual (difusa), tendo, portanto, grande valor para avaliações em escala regional. Infelizmente, no Brasil os dispositivos legais existentes ainda não fazem qualquer menção ao uso de biomonitoramento para avaliar as qualidades das águas, sendo usados para esse fim parâmetros físicos, químicos e biológicos.

A poluição ambiental por pesticidas (defensivos agrícolas) é uma das mais preocupantes atualmente, principalmente nos países mais pobres onde a utilização

dessas substâncias é feita de forma indiscriminada e sem controle. Essas substâncias interferem na vegetação, na vida do solo e na água alterando suas características. No mercado podem ser encontrados cerca de cem tipos destes produtos, os quais são de natureza química diversa e apresentam uma alta toxicidade. Assim, torna-se muito importante o monitoramento dos níveis de concentração dessas substâncias na água usada na irrigação e bem como na terra cultivável. EL-KABBANY *et al.* (2000) realizaram monitoramento de resíduos de pesticidas (compostos organoclorados e organofosforados) em diferentes locais na região de El-Haram (Giza – Egito). Foram coletadas amostras da água de canais de irrigação (El-Zomor, Abd-el-aal e El-Mansorya) e também de água de drenagem de El-Moheet durante 2 meses (abril a maio de 1996). Os resultados obtidos mostraram que a concentração dos pesticidas em muitos pontos foram menores que $1\mu\text{g.g}^{-1}$ e os compostos mais encontrados nas amostras de água dos canais e de drenagem foram: drins, BHC total, DDT total, endosulfan, epóxido de heptacloro e heptacloro. Por este motivo, confirma-se a necessidade de monitoramento e também o controle das descargas dos resíduos nos canais de água e de irrigação em áreas agrícolas.

Um outro grupo de poluentes em destaque é o de metais pesados pela sua grande toxicidade aos seres vivos e ao homem. Cada vez mais se torna essencial a redução do teor de metais pesados em efluentes lançados no meio ambiente (SANTARSIERO *et al.*, 1996). JACKSON (1992), citado em RIETZLER *et al.* (2001), diz que metais pesados podem entrar nos ecossistemas aquáticos através de processos naturais tais como lixiviamento do solo, erosão das rochas e atividade vulcânica. Além destes, outras fontes, às vezes difíceis de ser identificadas, originadas de atividade industrial, como também de efluentes domésticos, e lodo de estações de tratamento. Assim, a quantidade crescente destes metais lançada nas tubulações de esgotos pode estar associada ao

crescimento de produção e também de consumo dos metais pesados no mundo moderno, impulsionados principalmente com o advento da era da informática e da telefonia celular (SANTARSIERO *et al.*, 1998). Muitos desses metais podem ser considerados como elementos essenciais para a vida dos organismos, como zinco, cobalto e cobre, tornam-se tóxicos quando encontrados em elevadas concentrações no ambiente. Outros, como o chumbo, mercúrio e cádmio, não são usados pelos organismos, embora sendo relacionados quimicamente com os metais essenciais, e são tóxicos mesmo a concentrações muito baixas (ODUM, 1995).

RIETZLER *et al.*(2001) realizaram monitoramento na Bacia de Pampulha (Minas Gerais) e investigaram teores de metais pesados (Zn, Pb, Cd, Cu, Cr, Fe e Mn) na água, em locais com potencial de toxicidade e contaminação, de agosto (estação seca) a novembro/98 (estação chuvosa). Os resultados deste monitoramento mostraram que os metais mais abundantes foram Fe e Mn para todas as coletas realizadas no período.

A distribuição espacial da poluição por metais pesados de sedimentos de canal na Cidade de Delft na Holanda foi investigado por BIJLSMA *et al.*(1996). No trabalho foram quantificados a poluição contida nos sedimentos e determinados a distribuição espacial e identificados suas fontes através de um balanço de massa. Foram realizadas análises para determinação das concentrações de Cu, Zn e Pb. Os resultados mostraram que a concentração de metais nos sedimentos situados na camada entre 10 e 15cm foram: o cobre variou de 45 a 281mg Cu.kg⁻¹, o chumbo de 218 a 562mg Pb.kg⁻¹, e o zinco foi observada a maior variação de 216 a 1400mg Zn.kg⁻¹. Correlações estatísticas significativas foram encontradas para as concentrações desses metais apontando uma fonte comum de poluição para os mesmos. Como o monitoramento ficou restrito aos três metais citados, apesar de serem bons indicadores de poluição, um estudo mais

aprofundado deverá ser realizado para que se investigue o nível de poluição de pesticidas, derivados de petróleo, entre outros.

2.4 Caracterização da Qualidade de Efluentes

Para caracterizar uma amostra de efluente, apenas alguns parâmetros são empregados, pois tais amostras apresentam um grande número de substâncias dissolvidas. São utilizados parâmetros indiretos que traduzam o caráter ou o potencial poluidor do despejo em questão e podem ser divididos em três classes: parâmetros físicos, químicos e microbiológicos (VON SPERLING, 1996a).

2.4.1 Parâmetros físicos

Os principais parâmetros físicos das águas residuárias são: sólidos, temperatura, cor, odor e turbidez (BRAILE & CAVALCANTI, 1979).

O conteúdo dos sólidos presentes em uma água é definido como toda a matéria que permanece como resíduo após a evaporação à temperatura de 100 a 105°C (METCALF & EDDY, 1979). Os sólidos totais são classificados, de acordo com sua dimensão, em sólidos suspensos e sólidos dissolvidos. Em relação às características químicas podem ser classificados como sólidos fixos e sólidos voláteis, os quais correspondem à fração de compostos inorgânicos e fração de compostos orgânicos respectivamente. Ainda se classificam pela decantabilidade, isto é, aqueles que são sedimentáveis e os não sedimentáveis (VON SPERLING, 1996a).

A temperatura dos efluentes é um parâmetro de grande importância para a vida aquática do corpo receptor. A elevação de temperatura por lançamento de efluentes provoca a diminuição da concentração de oxigênio, já que a solubilidade de gases em

líquidos é uma propriedade dependente da temperatura do líquido. Também pode promover a estimulação das atividades biológicas, levando a um alto consumo de oxigênio. (BRAILE & CAVALCANTI, 1979).

A cor é provocada por substâncias coloridas de origem orgânica e inorgânica. O esgoto fresco apresenta geralmente coloração cinza, entretanto em meio com degradação anaeróbia a coloração da água muda para negra (formação de sulfetos). Nesta condição o esgoto é dito séptico (BRAILE, 1979; METCALF & EDDY, 1979).

Os odores são provenientes dos gases produzidos por decomposição da matéria orgânica. Podem ser produzidos também por contaminantes como o fenol, mercaptans, substâncias tanantes (presente em vegetais), entre outras (BRAILE, 1979). O odor mais característico do esgoto séptico é aquele do ácido sulfídrico, o qual é produzido pelos microrganismos anaeróbios que reduzem sulfatos a sulfetos (METCALF & EDDY, 1979). O ácido sulfídrico (H_2S) é facilmente liberado para a atmosfera, sendo detectado pela maioria dos indivíduos em concentrações muito baixas e que este composto volatiliza mais intensamente em pH inferior a 7,0 (CABRAL *et al.*, 2002; BOWKER *et al.*, 1989).

Finalmente, a turbidez representa o grau de interferência da passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma. O principal constituinte responsável pela turbidez é a concentração de sólidos em suspensão ou em estado coloidal (VON SPERLING, 1996a).

2.4.2 Parâmetros químicos

Os principais compostos encontrados em efluentes domésticos são as proteínas, carboidratos, gorduras e óleos. Todavia, também podem ser encontradas outras

substâncias (detergentes, pesticidas, fenóis, fertilizantes e hidrocarbonetos), as quais são moléculas complexas e de difícil biodegradabilidade (METCALF & EDDY, 1979). Os efluentes industriais apresentam uma composição variável que depende do ramo de atividade da indústria. Os métodos usados para determinação do teor de matéria orgânica carbonácea são a demanda química de oxigênio (*DQO*), a demanda bioquímica de oxigênio (*DBO*) e o carbono orgânico total (*COT*).

A demanda química de oxigênio estima a quantidade de poluentes presentes, pelo consumo de oxigênio, a partir da oxidação de todos os compostos constituintes da amostra por reação química em meio ácido com um oxidante forte (METCALF & EDDY, 1979; BRAILE & CAVALCANTI, 1979; VON SPERLING, 1996a). A *DQO* em um efluente é maior do que a *DBO*, já que a primeira corresponde a uma reação química de oxidação compreendendo todas as substâncias presentes, independente da biodegradabilidade do composto. Já na *DBO* a reação bioquímica depende exclusivamente das características químicas das substâncias presentes, isto é, se são biodegradáveis ou não (BRAILE & CAVALCANTI, 1979). A *DQO* é um parâmetro determinado com elevada frequência em estações de tratamento de águas residuárias (MORAES *et al.*, 2003). Para muitos tipos de esgotos, é possível correlacionar *DQO* com a *DBO*. Isto pode ser muito útil porque a *DQO* pode ser determinada em 3 horas, comparado com os cinco dias da *DBO* (METCALF & EDDY, 1979).

A *DBO* é o parâmetro mais usual para quantificar a concentração da matéria orgânica biodegradável presente em efluentes sanitários ou industriais. A *DBO* é definida como a medida do oxigênio dissolvido utilizado pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica carbonácea. É uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável, sendo empregada na determinação aproximada de oxigênio necessária para oxidar biologicamente a matéria orgânica presente. A

estabilização completa do conteúdo orgânico demora cerca de 20 dias, o que se torna inviável para efeito de controle em uma estação de tratamento de efluente (ETE). Sendo assim, foi convencionado que a análise fosse levada até o quinto dia de incubação e a temperatura de 20°C, para evitar interferências no metabolismo bacteriano (VON SPERLING, 1996a).

O carbono orgânico total (*COT*) é medido diretamente, ao contrário da determinação indireta que acontece na *DQO* e na *DBO* através da determinação do oxigênio consumido. A análise de *COT* mede todo o carbono liberado na forma de CO_2 e deve-se ter o cuidado de remover as fontes inorgânicas de carbono, tais como carbonatos e bicarbonatos, ou corrigir os resultados (VON SPERLING, 1996a).

A concentração hidrogeniônica (pH) é muito importante para o controle do processo em ETEs, já que a faixa de concentração adequada para a existência de vida é muito estreita e crítica (BRAILE & CAVALCANTI, 1979).

Para finalizar, o oxigênio dissolvido (*OD*) é necessário para a respiração de microrganismos aeróbios, bem como outras formas de vida. O teor de *OD* dissolvido na água pode ser regulado pelos seguintes fatores: a solubilidade do gás, temperatura, pressão parcial do gás, salinidade, sólidos em suspensão, entre outros (BRAILE & CAVALCANTI, 1979).

2.4.3 Parâmetros microbiológicos

Os primeiros métodos microbiológicos para análise de água foram direcionados ao isolamento de organismos patogênicos. Entretanto devido às dificuldades de isolamento rotineiro de organismos patogênicos em amostras ambientais, sugere-se que a indicação de contaminação seja determinada, prioritária e rotineiramente, através de

indicadores microbiológicos da presença de material fecal no meio ambiente (GLEESON & GRAY, 1997; CERQUEIRA & SÁ HORTA, 1999; BASTOS *et al.*, 2000).

Desde o começo do século passado, os organismos escolhidos para essa finalidade foram as bactérias do grupo coliforme. O grupo coliforme de maneira clássica é separado em coliformes fecais e coliformes totais. A definição clássica diz que coliformes totais é o grupo de bactérias, em forma de bacilos, gram-negativas, não esporuladas, aeróbias ou aneróbias facultativas, oxidase-negativas, que fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído dentro de 24-48 horas a 35-37°C. Já coliformes fecais é o grupo que compreende bactérias do grupo coliforme que fermentam a lactose com produção de ácido e gás dentro de 24 horas a 44-45°C (VON SPERLING, 1996a).

Percebe-se claramente que estas definições revestem-se de significado apenas prático-laboratorial, não guardando qualquer valor taxonômico, que surgiram da tentativa de diferenciar a *E. coli* de outras bactérias da família Enterobacteriaceae, tais como *Serratia fonticola*, *Rahnella aquatilis* e *Buttiauxella agrestis*, conforme afirma JONES (1998) citado em BASTOS *et al.* (2000).

Assim, o que se tem informado como coliformes fecais pelos laboratórios é uma leitura de coliformes termotolerantes. Nesse sub-grupo estão incluídos coliformes que se desenvolvem à temperatura elevada (44,5 +/- 0,2°C) sejam de origem fecal ou não (CERQUEIRA & SÁ HORTA, 1999). Os termotolerantes devem incluir a *E. coli* e espécies dos gêneros *Klebsiella* e *Enterobacter*. Entretanto, apenas a *E. coli* tem presença garantida nas fezes humanas e animais homeotérmicos com percentuais em torno de 96 a 99%. Os demais participam com percentuais que variam entre 3 e 8% em

fezes animais e de 3 a 4% em fezes humanas (GLEESON & GRAY, 1997; CERQUEIRA & SÁ, 2000).

A legislação brasileira vigente estabelece que estes dois parâmetros microbiológicos são os indicadores de material fecal no meio ambiente, ou seja, a presença deles atesta a poluição de origem fecal e risco de contaminação devido à presença de patógenos. Além destes, a *E. coli* vem sendo utilizada como indicador microbiológico, entretanto devido a simplicidade de processamento e larga documentação de uso, os coliformes deverão continuar sendo aplicados em avaliações dos ambientes aquáticos com relação à poluição fecal (CERQUEIRA & SÁ HORTA, 1999).

O índice de coliforme envolve a análise da amostra para coliforme total. Os microrganismos do grupo coliforme total são em grande parte de origem fecal, mas também estão incluídas outras espécies que são comumente encontradas em solos e vegetação não contaminados. Conseqüentemente os resultados de coliforme totais são interpretados como resultados presuntivos. A amostra depois é analisada para coliformes termotolerantes. Embora este grupo seja freqüentemente chamado de coliformes fecais, isto não é correto, pois há alguns organismos não fecais que são capazes de se desenvolver a 44 °C (VON SPERLING, 1996a; BRAILE & CAVALCANTI, 1993).

2.5 Tratamento de Efluentes

Qualquer comunidade gera resíduo líquido e sólido como conseqüência 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 industrial, o qual apresenta características próprias para cada área fabril. O objetivo do tratamento dos efluentes é acelerar o processo de autodepuração que acontece na natureza, sob condições controladas em instalações de tratamento. Desta forma, o tratamento de esgotos visa à remoção de material suspenso, coloidal e dissolvido, o tratamento de compostos orgânicos biodegradáveis, e a eliminação de organismos patogênicos (METCALF & EDDY, 1979).

2.5.1 Tipos de tratamento

O tratamento de esgotos pode ser classificado em três tipos: tratamento primário (processo mecânico ou físico) para retirar o material particulado em suspensão, tratamento secundário (processo biológico ou químico) para remoção da carga solúvel presente, e tratamento terciário (processo químico ou biológico) no qual são removidos os nutrientes como nitrogênio e fósforo, prejudiciais quando estão em altas concentrações para os corpos hídricos (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Na fase de tratamento primário são removidas as partículas maiores, inclusive areia, cascalho e lodo, a partir do fluxo lento através de telas no interior de um decantador primário. Na caixa de areia ocorre a sedimentação de partículas maiores, e na superfície uma camada de um “líquido oleoso” é retirada por uso de arraste mecânico (BAIRD, 2002).

No tratamento terciário são removidas substâncias químicas específicas, tais como nitratos e fosfatos, os quais são nutrientes para plantas e que podem provocar a eutrofização. A Comunidade Européia vem utilizando normas que estabelecem os níveis desses nutrientes em águas residuárias urbanas para emissão nos corpos hídricos,

conforme diretriz adotada pelo Conselho de Ministros da Comissão Econômica Européia de 12 de maio de 1991 (DA MOTTA, 2001).

2.5.2 Tratamento biológico

Os objetivos do tratamento biológico são coagular e remover os sólidos coloidais e estabilizar a matéria orgânica presente no efluente. Para esgoto doméstico, os objetivos são reduzir o conteúdo orgânico e, em muitos casos, os nutrientes, como nitrogênio e fósforo. Para esgoto agrícola, os objetivos são remover os nutrientes, especificamente nitrogênio e fósforo que são capazes de estimular o crescimento de plantas aquáticas e como consequência a eutrofização do corpo hídrico. Para esgoto industrial, os objetivos são remover ou reduzir a concentração de compostos orgânicos e inorgânicos. Como muitos desses compostos são tóxicos para os microrganismos, podem ser requeridos pré-tratamento ou um tratamento químico (METCALF & EDDY, 1979, LIMA, 1996).

O tratamento biológico se compõem de processos aeróbios, devido à ação das bactérias aeróbias. Esgotada a fonte de oxigênio, a atividade dessas bactérias é substituída pela das anaeróbias, pois estas podem utilizar o oxigênio combinado nos nitratos e sulfatos (IMHOFF & IMHOFF, 1986). 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 (DA MOTTA *et al.*, 2001).

Atualmente, a maior parte dos sistemas de tratamento de águas residuárias utiliza lodo ativado, o qual emprega microrganismos aeróbios para consumir a matéria orgânica, principal agente causador da poluição ambiental (CATUNDA *et al.*, 1998).

Este processo biológico pode ser compreendido como uma autodepuração artificialmente acelerada. Os fenômenos observados são os mesmos dos processos naturais nos rios e lagos, com a diferença da concentração de microrganismos bastante elevada. Por meio de aeração artificial o oxigênio é introduzido em quantidade suficiente para a sobrevivência dos microrganismos apesar da aglomeração e para a metabolização da matéria orgânica, assim como para os manter em suspensão (HAMMER, 1979).

As bactérias podem agregar-se sob a forma de película aderente a um suporte sólido, como no caso das pedras dos filtros biológicos ou dos grãos dos campos de infiltração ou então se manter livres, como observado nos flocos de lodos ativados (VON SPERLING, 1996b).

Nos processos por lodos ativados, as bactérias se aglomeram sob a forma de flocos. Estes flocos são formados por exopolímeros, liberados pelas bactérias formadoras de flocos, e por bactérias filamentosas que servirão de elemento estrutural ao floco. O bom equilíbrio entre estes dois grupos produz flocos são, com boa propriedade de decantação e compressão, além de se obter um efluente final com baixa turbidez e baixa concentração de material em suspensão (JENKINS *et al.*, 1993).

Um desequilíbrio entre estas espécies poderá levar a formação de intumescimento do lodo, no caso de um excesso de bactérias filamentosas, acarretando uma diminuição da velocidade de decantação, assim como uma baixa compactação dos lodos no decantador. Se a proporção de filamentosos for menor, os flocos se desagregam facilmente e haverá um crescimento disperso dos flocos aumentando a turbidez do efluente (DA MOTTA, 2001). Na Figura 2 pode-se observar imagem de um floco normal, com boa formação estrutural, e também um exemplo de intumescimento de lodo onde há a predominância das bactérias filamentosas.

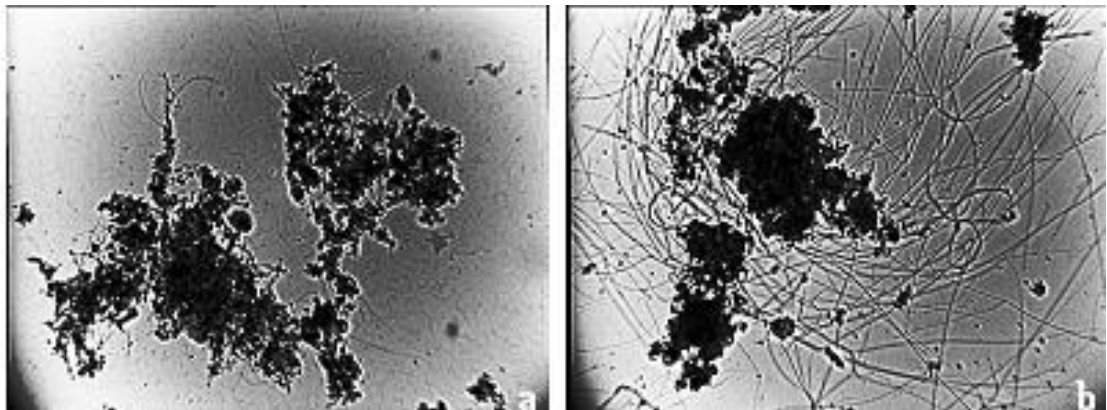


Figura 2 – Imagens de um floco normal (a) e com intumescimento de lodo (b), adquiridas em microscópio ótico com aumento de 100x.

Quando ocorrer o intumescimento do lodo, deve-se controlá-lo pela utilização de, por exemplo, peróxido de hidrogênio ou cloro (SEZGIN *et al.*, 1978). O excesso das bactérias filamentosas é geralmente devido ao excesso de substratos preferenciais ou a carência relativa em diversos substratos ao nível do floco. Existem várias espécies de bactérias filamentosas com fatores específicos para o desenvolvimento de cada uma (DUCHENE & COTTEUX, 1998).

Em comparação com os filtros biológicos, geralmente os lodos ativados têm maior eficiência de tratamento. As principais vantagens do processo de lodos ativados são a alta eficiência na estabilização da matéria orgânica, menor tempo de retenção do efluente na ETE, requer menor área de construção quando comparado com o processo de tratamento por lagoas. Como desvantagens, podem-se citar: a operação mais complexa, a produção de maior quantidade de lodo, o elevado teor de água do mesmo e a conseqüente necessidade de maiores digestores de secagem do lodo (HAMMER, 1979; VON SPERLING, 1996). Como forma de utilização do lodo produzido, uma alternativa é o uso na agricultura como adubo (LIMA, 1996). Para o tratamento e disposição final segura dos lodos no meio ambiente, independentemente da sua origem,

é necessária uma avaliação de suas características físico-químicas e biológicas (SILVA *et al.*, 2002).

O esgoto pré-tratado e decantado é misturado ao lodo ativado, o qual é recirculado sob a forma de lodo de retorno retirado dos decantadores finais. Os tanques de aeração fornecem o oxigênio necessário às atividades biológicas. Sua função se completa com a retenção de mistura de esgoto e lodo durante o tempo necessário às reações envolvidas na estabilização da matéria orgânica (HAMMER, 1979). A Figura 3 apresenta um esquema descritivo resumido de um processo de tratamento por lodo ativado convencional.

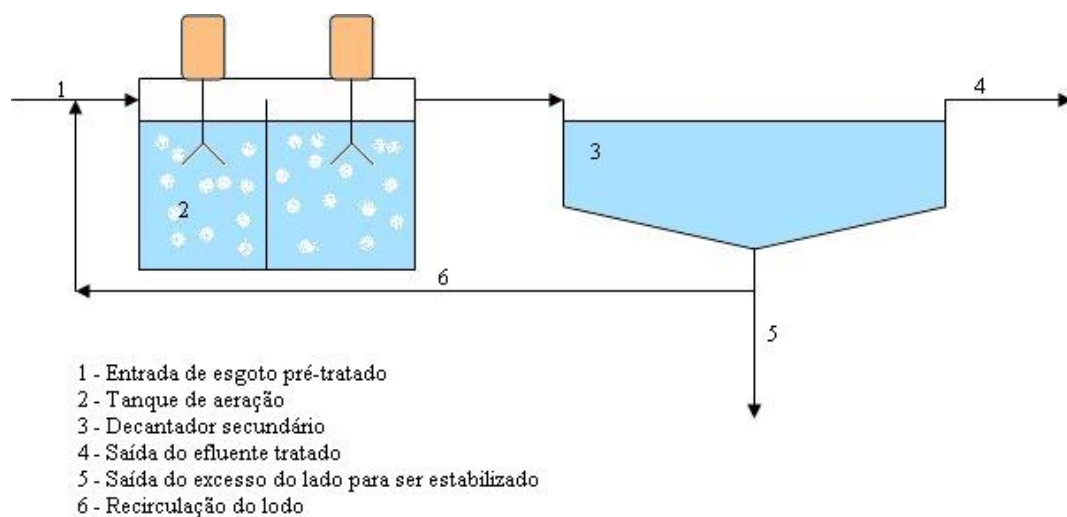


Figura 3 – Esquema de um processo de tratamento biológico por lodo ativado.

Quanto ao desempenho dos sistemas de lodo ativado no Brasil, observa-se que infelizmente algumas unidades descarregam um efluente de qualidade baixa. Isto pode ser atribuído, em parte, à falta de verbas para operação e manutenção adequadas, mas freqüentemente o problema se deve fundamentalmente ao uso de critérios inadequados do projeto do sistema de lodo ativado (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

2.6 Técnica de Bioaumentação ou Bioaugmentação

Bioaugmentação, bioaumentação, aumento bacteriano, aumento da biomassa ou adição de inóculo é um processo que tenta melhorar o tratamento pelo aumento da diversidade e/ou atividade através da introdução direta de microrganismos selecionados de ocorrência natural ou de microrganismos modificados geneticamente numa ETE (STEVENS, 1989; STEPHENSON & STEPHENSON, 1992). Segundo VAN LIMBERGEN *et al.* (1998), citado em BOON *et al.* (2000), bioaugmentação é a remoção acelerada de compostos indesejáveis dos reatores ou locais contaminados com efluentes perigosos pelo uso de organismos autóctonos do tipo selvagem ou geneticamente modificados. A prática de utilizar microorganismos específicos para realizar a degradação de certos compostos químicos vem sendo aplicada nas indústrias farmacêuticas, petroquímica, têxtil, entre outras (FOSTER & WHITEMAN, 1992).

Freqüentemente, os termos biorremediação e bioaugmentação são usados indistintamente. Todavia, biorremediação pode ser definida como o uso de microrganismos selecionados para recuperação de áreas contaminadas, como o solo e a água. Em outras palavras, biorremediação é aplicada com um projeto finito ou área, enquanto bioaugmentação envolve pesquisa para melhoria de um processo contínuo (FOSTER & WHITEMAN, 1992).

A partir de 1960, começaram a ser utilizados microrganismos na biorremediação de áreas atingidas por derramamentos de petróleo mediante degradação da parafina por bactérias isoladas. Logo em seguida, surgiu a idéia de uso de bactérias cultivadas para o tratamento de efluentes (PIMENTEL, 2002).

O desenvolvimento comercial de produtos para bioaugmentação envolve o isolamento, adaptação, seleção e técnicas de mutação. Depois do isolamento dos microrganismos de amostras ambientais, eles são levados ao laboratório para seleção e

adaptação ao substrato específico. Os microrganismos são inoculados com doses crescentes do substrato, para aumentar a sua tolerância a substância tóxica testada e os microrganismos melhores adaptados serão escolhidos para os testes mutagênicos. Os agentes mutagênicos aplicados são a luz U.V., óxido nitroso ou radiação com o objetivo de aumentar a variação genética e que com isso promova o melhoramento da capacidade degradativa da população isolada. Ainda são realizados testes para avaliar a segurança, eficácia e reprodutibilidade das cepas isoladas. Finalmente, a partir de processos fermentativos é liberada a produção em escala industrial das cepas escolhidas (STEPHENSON & STEPHENSON, 1992). As culturas selecionadas são preservadas por liofilização e o processo utiliza protetores criogênicos para assegurar que a célula bacteriana permanecerá intacta e pronta para rehidratação em qualquer momento (STEVENS, 1989).

Há atualmente disponível no mercado um grande número de produtos comerciais que promovem o aumento da capacidade da população endógena, as principais aplicações que podem ser citadas são: melhoria na remoção da *DBO*, dos sólidos suspensos e da *DQO*; redução da produção de lodo; melhoria na sedimentabilidade do lodo; aumento da eficiência no inverno; controle da produção da espuma; redução da geração de H_2S ; melhoria da remoção de amônia; como auxiliar em partidas rápidas (*start up*) e ajuda para superar os problemas com sobrecarga (STEVENS, 1989; STEPHENSON & STEPHENSON, 1992).

Os produtos biotecnológicos vendidos no mercado são geralmente misturas de microrganismos viáveis, tais como autotróficos, heterotróficos, anaeróbios facultativos e aeróbios com o objetivo de atender a um grande gama de aplicações (STEPHENSON & STEPHENSON, 1992). Tais produtos contêm ainda metabólitos (enzimas), conservantes, estabilizantes orgânicos e inorgânicos, nutrientes e ativadores. As

proporções da mistura são específicas para cada aplicação (PIMENTEL, 2002). As investigações de bioaumentação em laboratório falham, enquanto que em escala industrial ela freqüentemente é mais viável, isto ocorre provavelmente devido à imposição do estado permanente (estado estacionário) em escala laboratorial. Muitos desses produtos necessitam de um período de aclimatação antes do tratamento (STEPHENSON & STEPHENSON, 1992).

A adição de microrganismos é feita regularmente, sendo determinada a quantidade do produto pela carga orgânica presente e natureza do efluente. De maneira geral, no começo do processo de bioaumento a introdução do produto é realizada diariamente na primeira ou segunda semana e depois ela passa a ser apenas uma por semana.

Esta técnica vem sendo usada para a remoção de substâncias orgânicas tóxicas e recalcitrantes que aparecem intermitentemente em esgotos e para melhoria do processo de tratamento (QUAN *et al.*, 2003). Existem muitos trabalhos relacionados com sistema de lodo ativado associado com bioaumentação visando a remoção de poluentes específicos, entre os quais se pode citar fenóis, cloro-anilina, clorobenzoato, resina ácida e fenóis clorados (QUAN *et al.*, 2003; BOON *et al.*, 2000).

Segundo LAZZARETTI *et al.* (2000), a adição de bioaditivo microbiano em efluente de indústria de papel provocou um significativo aumento na remoção da *DQO* (30% em média) e *DBO* (15% em média), mesmo com aumento da vazão e da carga orgânica na entrada. A melhora do sistema de tratamento obtida com a adição do bioaditivo correspondeu, em média, a uma diminuição de 1,43 toneladas de *DQO* e 730 kg de *DBO*, por dia, que seriam lançadas no corpo receptor.

BOON *et al.* (2000) testaram uma cepa, isolada de lodo ativado, na degradação de 3-cloro-anilina e observaram uma remoção de 50%, após sete dias de inoculação.

QUAN *et al.* (2003) avaliaram a técnica de bioaugmentação na remoção de 2,4-diclorofenol em um sistema convencional por lodo ativado. Os dois sistemas avaliados, um inoculado com bactéria degradadora específica do composto e um apenas com lodo ativado foram alimentados com efluente sintético contendo 2,4-diclorofenol. A eficiência de remoção do 2,4-diclorofenol foi de 95,4% e 60,2% para o sistema por lodo ativado com e sem bioaumento, respectivamente.

2.7 Comportamento Não-Ideal de Reatores Químicos

Em qualquer planta industrial o objetivo principal é promover a máxima conversão reacional para obtenção do produto desejado, para tanto é necessário o controle e a otimização do processo. Desta forma, o conhecimento do regime de escoamento de um fluido em um sistema é de fundamental importância para otimização das variáveis de controle de processo, o qual permite a detecção de falhas operacionais, de concepção e relacionadas a aspectos construtivos do reator.

Os problemas de escoamento num reator podem ser causados pela formação de canais, pelo reciclo de fluido ou ainda pela criação de regiões estagnantes no recipiente. Esses problemas contribuem para que o escoamento do fluido no reator se afaste da idealidade (LEVENSPIEL, 1972).

Segundo GRADY & LIM (1980), o entendimento das operações do tratamento biológico de efluente requer o conhecimento em duas áreas fundamentais: microbiologia e a engenharia dos reatores. Assim nestes processos, além do entendimento das reações bioquímicas que acontecem no sistema reacional, também é necessário e importante avaliar o escoamento dos materiais, ou seja, o comportamento das partículas durante a reação.

Esta informação pode ser determinada a partir da distribuição do tempo de residência (DTR) das partículas do fluido que está escoando. O uso da DTR para caracterizar o comportamento de sistemas reacionais, especialmente reatores contínuos em estado permanente, é bem conhecido e aceito (FERNÁNDEZ-SEMPERE *et al.*, 1995). Ela é obtida através do método de investigação denominado técnica de estímulo e resposta, o qual é amplamente utilizado (LEVENSPIEL, 1974; FOGLER, 2002).

2.7.1 Distribuição do tempo de residência de fluidos em recipientes

DANCKWERTS (1953) foi o primeiro a introduzir o conceito da *DTR* para avaliar a performance de reatores químicos contínuos. Atualmente, o uso da *DTR* em Engenharia Química é muito difundido e a teoria e os principais estudos realizados são encontrados em diversos livros-textos (LEVENSPIEL, 1974; HILL, 1977; FROMENT & BISCHOFF, 1979; SMITH, 1981; VILLERMAUX, 1988; FOGLER, 2002).

A medida da *DTR* é baseada na injeção de uma substância, denominada traçador, no sistema e a subsequente determinação da concentração de traçador no fluido que está deixando o recipiente (LEVENSPIEL, 1972; FERNÁNDEZ-SEMPERE, 1995; FOGLER, 2002). Assim, partículas de um fluido podem percorrer diferentes caminhos no reator, podendo gastar tempos diferentes para atravessarem o mesmo espaço físico. A distribuição desses tempos para a corrente de fluido que deixa o reator é chamada de distribuição de idade de saída, *E*, ou a *DTR* do fluido (LEVENSPIEL, 1972, FOGLER, 2002).

Representa-se a *DTR* de modo que a área sob a curva seja unitária, ou seja,

$$\int_0^{\infty} E dt = 1 \quad (2.1)$$

Este procedimento é chamado de normalização da distribuição. A Figura 4 apresenta essa distribuição na forma normalizada.

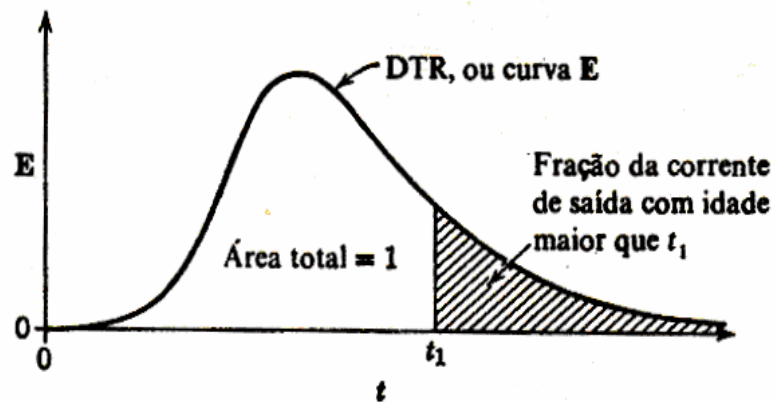


Figura 4 – Curva de distribuição do tempo de residência – E (LEVENSPIEL, 1974).

A *DTR* de um reator é uma característica da mistura que ocorre no recipiente. Assim, não é observada dispersão em um reator pistão (PFR) e bem como o escoamento em reator de mistura completa (CSTR) é completamente misturado, apresentando *DTR* absolutamente diferente do primeiro. Entretanto, nem todas as *DTRs* são únicas para um tipo particular de reator; e reatores muito diferentes podem apresentar *DTRs* idênticas. Apesar disso, a avaliação da *DTR* é uma das formas de caracterização mais informativas da Engenharia Química (FOGLER, 2002).

2.7.1.1 Determinação experimental da *DTR*

A determinação experimental da *DTR* é feita a partir da injeção de um traçador na entrada do recipiente, que pode ser uma substância química de natureza molecular ou atômica. A medida da concentração (C_0) na saída do recipiente, a partir de $t=0$, em

função do tempo gera uma curva de distribuição de concentrações conhecida como *DTR*.

Além de ser uma espécie facilmente detectável, o traçador deve ter propriedades físicas semelhantes àquelas da mistura reagente e deve ser completamente solúvel nela. O traçador pode ser reativo e não reativo, e estes podem ser classificados como:

a) traçador não-reativo – podem ser dos tipos

- volátil, não-adsorvável;
- volátil, adsorvável;
- não-volátil, não-adsorvável;
- não-volátil, adsorvável.

b) traçador reativo

- volátil;
- não-volátil.

As substâncias coloridas e radioativas são os dois tipos mais comuns de traçadores. Os traçadores radioativos apresentam aplicação nas mais diversas áreas, tais como na medicina, indústria, agricultura e na proteção ao meio ambiente. A utilização destas substâncias está sendo bastante difundida e em alguns trabalhos foram usados metais pesados (zinco 65, cromo 51 e cádmio 115) e gases (argônio 41) como traçadores radioativos (ANDRÉ *et al.*, 1998; SION *et al.*, 1998). Dentre os traçadores mais usados, destacam-se a rodamina, rodamina WT, NaCl, LiCl, KCl e ácido benzóico (DANTAS *et al.*, 2000; LIMA *et al.*, 2003). Outras substâncias são bastante usadas, tais como os corantes orgânicos. JIMENEZ *et al.* (1988) usaram como traçadores os corantes: azul de bromofenol, verde de bromocresol, eosina Y e o cristal violeta, para a avaliação hidrodinâmica de biorreatores.

Os dois métodos de injeção mais usados são o do tipo pulso e do tipo degrau (LEVENSPIEL, 1972; FOGLER, 2002).

Na entrada do tipo pulso, o traçador é injetado de uma só vez na corrente de alimentação do reator, no menor intervalo de tempo possível. A concentração da substância na saída é medida em função do tempo. A curva obtida ao construir o gráfico da concentração de traçador na saída contra o tempo, ou também a curva normalizada, é chamada de curva **C**. A normalização é feita pela divisão da concentração (**C**) pela área sob a curva concentração-tempo (**A**). Assim, normalizando, tem-se:

$$\int_0^{\infty} C dt = \int_0^{\infty} \frac{C}{A} dt = 1 \quad (2.2)$$

$$\text{onde } A = \int_0^{\infty} C_i dt \quad (2.3)$$

No outro caso, fornecendo-se à entrada do recipiente um sinal de traçador em degrau, onde C_0 representa a concentração inicial do traçador, tem-se que o registro da concentração do traçador na saída do recipiente medida como C/C_0 em função do tempo pode ser chamada como curva **F**. Esta curva cresce sempre de 0 até 1.

A Figura 5 apresenta as curvas de concentração típicas na entrada e na saída do reator para tipo de injeção em pulso e em degrau. O degrau positivo, ou seja, a concentração de traçador é aumentada no tempo zero, é geralmente mais fácil de ser realizado do que o teste em pulso e tem a vantagem adicional de que a quantidade total de traçador, alimentada durante o período de teste, não precisa ser conhecida. (FOGLER, 2002).

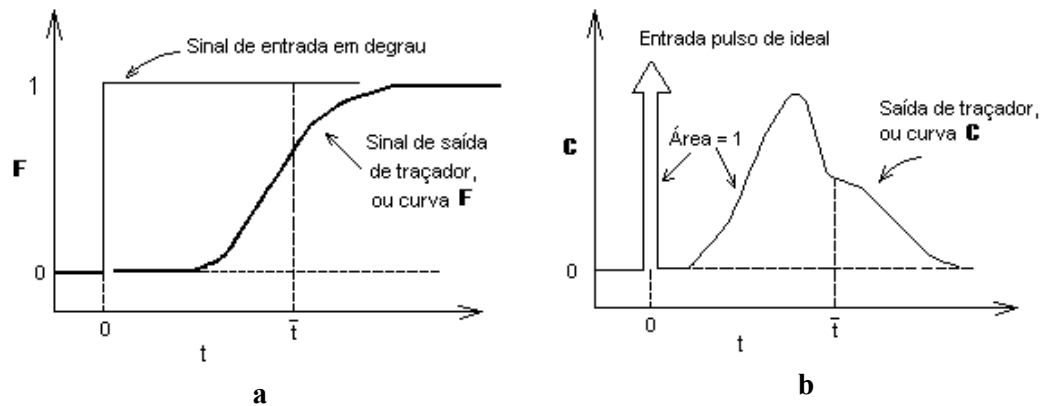


Figura 5 - Curva **F** e curva **C** obtidas como resposta a um sinal de entrada em degrau (a) e a um sinal de entrada em pulso (b).

Os principais métodos usados para analisar as respostas desses experimentos são o Ajuste da Curva no Domínio do Tempo, Ajuste da Curva no Domínio de Laplace e Método dos Momentos.

O Método de Ajuste da Curva no Domínio do Tempo é baseado na combinação dos dados experimentais A versus t com a curva teórica $A(t)$ para determinação dos valores de vários parâmetros. A maior desvantagem é que a solução analítica para $A(t)$ não é sempre possível ou muito complexa para ser usada convenientemente.

No Método de Ajuste da Curva no Domínio de Laplace, parte da definição da transformada de Laplace de $A(t)$, como apresentado abaixo:

$$A(s) = \int_0^{\infty} e^{-st} A(t) dt \quad (2.4)$$

onde s é a transformada variável. Assim, a transformada de Laplace $A(s)$ da curva resposta pode ser determinada pela avaliação da integral na equação numericamente para $s > 0$, para valores discretos de s .

No Método dos Momentos através dos momentos das DTRs do sistema é possível ter acesso ao tempo de residência médio e a variância ou variança. Os momentos centrados em relação à média são assim definidos:

$$\mu_n = \int_0^{\infty} E(t)t^n dt \quad (2.5)$$

onde n é a ordem do momento. Assim quando n for igual a 1, tem-se o tempo de residência médio (\bar{t}) e para n igual a 2, a variância (σ^2). Logo, o primeiro e o segundo momentos da DTR são definidos matematicamente como segue:

$$\bar{t} = \int_0^{\infty} tE(t)dt \quad (2.6)$$

ou

$$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} tCdt}{\int_0^{\infty} Cdt} \quad (2.7)$$

$$\sigma^2 = \int_0^{\infty} (t - \bar{t})^2 E(t)dt \quad (2.8)$$

ou

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^{\infty} (t - \bar{t})^2 Cdt}{\int_0^{\infty} Cdt} \quad (2.9)$$

O tempo de residência médio (\bar{t}) de um fluido em um reator e sua variância (σ^2) são os dois parâmetros importantes necessários para compreender o comportamento de um reator. Em ambas as expressões, a variável t representa o tempo e $E(t)$ é a função de distribuição do tempo de residência ou função de distribuição da idade de saída. A área sob a curva representa a proporção de efluente que deixa o reator durante a sua operação.

No caso de amostras discretas, as Equações 2.7 e 2.9 podem ser simplificadas e tomam a seguinte forma:

$$\bar{t} = \frac{\sum_{i=1}^n t_i C_i(t) \Delta t_i}{\sum_{i=1}^n C_i(t) \Delta t_i} \quad (2.10)$$

$$\sigma^2 = \frac{\sum_{i=1}^n t_i^2 C_i(t) \Delta t_i}{\sum_{i=1}^n C_i(t) \Delta t_i} - \bar{t}^2 \quad (2.11)$$

Para os reatores ideais o tempo de residência médio (τ) é numericamente igual ao \bar{t} . O tempo de residência médio é definido como a relação entre o volume do reator (V) e a vazão volumétrica (Q), isto é,

$$\tau = \frac{V}{Q} \quad (2.12)$$

supõe-se um comportamento padrão de fluxo ideal que não considera os curtos-circuitos e as correntes de refluxo que produzem zonas com volume morto. Na prática, os reatores fogem muito da idealidade sendo necessária à aplicação de modelos que representem o escoamento em tais sistemas (FOGLER, 2002).

Alguns modelos clássicos, tais como modelo de dispersão axial, o de tanques em série e alguns modelos semi-empíricos requerem o conhecimento dos valores do tempo de residência médio e da variância para determinação do regime de fluxo do traçador.

2.7.1.2 Modelo de dispersão

Este modelo é aplicado para descrever reatores tubulares não-ideais. O parâmetro de mistura axial ou longitudinal de fluidos em escoamento pode algumas vezes ser caracterizado por um único parâmetro, D , conhecido como coeficiente de dispersão axial ou longitudinal. Este parâmetro é análogo e tem as mesmas unidades que

o coeficiente de difusão molecular da Lei de Fick como apresentado na Equação 2.13 (LEVENSPIEL & SMITH, 1957).

$$J_{A,Z} = -D_{A,B} \frac{dC_A}{dz} \quad (2.13)$$

Considerando além do fenômeno de difusão molecular, também o transporte convectivo e sem reação química, a Equação 2.13 assume a seguinte forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -D_A \frac{\partial^2 C_A}{\partial z^2} + U \frac{\partial C_A}{\partial z} \quad (2.14)$$

onde o transporte convectivo é representado pelo termo $U \frac{\partial C_A}{\partial z}$.

A fenomenologia da dispersão axial pode ser descrita matematicamente pela seguinte equação diferencial parcial:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (2.15)$$

na qual D é o coeficiente longitudinal ou axial de dispersão, parâmetro que caracteriza o grau de mistura durante o escoamento; u é a velocidade específica do escoamento e L é o comprimento do reator. Para tomar a forma adimensional faz-se a introdução das seguintes variáveis:

$$z = \frac{u}{L} \quad \theta = \frac{t}{t}$$

Substituindo na equação diferencial parcial acima, tem-se:

$$\frac{\partial C}{\partial \theta} = \left(\frac{D}{uL} \right) \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \frac{\partial C}{\partial z} \quad (2.16)$$

na qual (D/uL) representa o número de dispersão axial, que também pode medir a extensão da dispersão. Assim, se (D/uL) tende a zero, a dispersão é desprezível, e isto é

característico do escoamento tubular. Se o termo (D/uL) tende a valores muito grandes ($>0,2$), a dispersão no sistema é grande e o escoamento é essencialmente de mistura. Vale ressaltar que o número de dispersão é o inverso do número de Peclet, ou seja, a relação entre a velocidade de transporte por convecção e a velocidade de transporte por difusão ou dispersão, como apresentado abaixo:

$$Pe = \frac{uL}{D} \quad (2.17)$$

Para a solução da Equação 2.16 é necessário definir se o sistema é aberto ou fechado, uma vez que as condições de contorno estabelecidas levam a conclusões diferentes. Assim, o sistema fechado é aquele no qual o fluido entra ou sai apenas por escoamento tubular, portanto com um perfil de velocidade plano. Não se permite na entrada ou na saída do recipiente variação de velocidade, ocorrência de difusão ou turbilhões. Para o sistema aberto a dispersão ocorre tanto na entrada quanto na saída do recipiente. Em um fluido escoando se for aplicado um impulso ideal será observada uma modificação nesse impulso devido à dispersão. Levenspiel (1974), afirma que para o caso de sistemas pouco dispersivos, a curva C é razoavelmente simétrica e o número de dispersão axial é estimado pela Equação 2.18:

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{t^2} = 2 \left(\frac{D}{uL} \right) \quad (2.18)$$

Por outro lado, se as dispersões são de grande intensidade, ocorrendo em sistema fechado, a curva C pode ser obtida por métodos numéricos e o número de dispersão axial pode ser estimado pela Equação 2.19:

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{t_m^2} = 2 \left(\frac{D}{uL} \right) - 2 \left(\frac{D}{uL} \right)^2 (1 - e^{-uL/D}) \quad (2.19)$$

A Figura 6 mostra a curva C para recipientes fechados calculada por métodos numéricos. Observa-se que à medida que D/uL cresce, a curva se torna mais oblíqua.

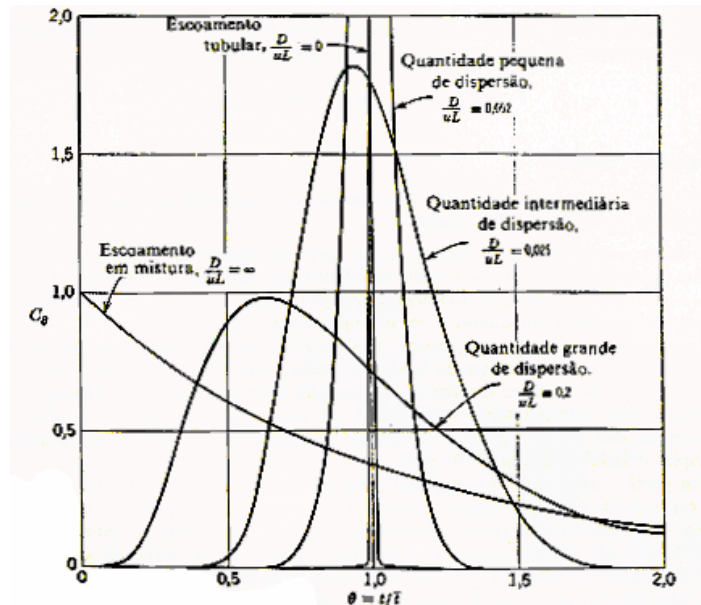


Figura 6 – Curvas C previstas pelo modelo de dispersão para recipientes fechados (LEVENSPIEL, 1974).

Para o caso de recipientes abertos, nos quais são verificadas dispersões de grande intensidade, a solução encontrada para as condições de contorno impostas será:

$$\sigma_\theta^2 = \frac{\sigma^2}{t_m^2} = 2\left(\frac{D}{uL}\right) + 8\left(\frac{D}{uL}\right)^2 \quad (2.20)$$

Essa é a única situação na qual a curva C pode ser deduzida analiticamente. A curva C pode ser obtida por dois métodos diferentes, vulgarmente conhecidos como método de medida “através da parede” e “de copo de mistura”. No primeiro método, a concentração de traçador é registrada à medida que ele passa pelo ponto de registro; e no segundo método coleta-se o traçador numa sucessão de pequenos copos e determina-se sua quantidade em cada copo (LEVENSPIEL & TURNER, 1970).

2.7.1.3 Modelo de tanques em série

Junto com o modelo de dispersão, o modelo de tanques em série é o outro modelo de parâmetro unitário largamente usado para representar escoamento não-ideal. Neste modelo é admitido o escoamento do fluido através de uma série de tanques de volumes iguais, idealmente agitados, e o parâmetro único é o número de tanques nessa cadeia.

A curva de C ou E e os momentos desse modelo são fáceis de se obter já que problemas de condições de contorno, métodos de injeção de traçadores e medidas não interferem no resultado.

A determinação do número de tanques em série é feita a partir da variância adimensional, σ_θ^2 , a partir do teste de traçador, como apresentado na Equação 2.21.

$$N = \frac{1}{\sigma_\theta^2} = \frac{\tau^2}{\sigma^2} \quad (2.21)$$

Esta expressão representa o número de tanques em série necessário para modelar o reator real como N tanques ideais em série (FOGLER, 2002). Assim, à medida que o número de tanques aumenta a variância diminui. Desta forma, quanto maior o valor de N mais o escoamento tenderá ao do tipo pistão.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização das análises físico-químicas e biológicas necessárias para a caracterização das águas e avaliação da redução da poluição foram utilizados equipamentos e materiais do Laboratório de Engenharia Ambiental e da Qualidade do Departamento de Engenharia Química (LEAQ/DEQ/UFPE). As análises microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Microbiologia (DEQ/UFPE) e para estudo da *DTR* utilizaram-se equipamentos do Laboratório de Processos Catalíticos (LPC/DEQ/UFPE). Alguns métodos utilizados foram desenvolvidos no Laboratoire des Sciences du Genie Chimique (LSGC) e implementados graças ao projeto de cooperação CNPq (Brasil)/CNRS (França).

3.1 Reagentes e Equipamentos

Todos os reagentes usados foram de grau analítico, excetuando-se o açúcar cristal e caldo de carne em tablete usados no preparo do efluente sintético.

Os equipamentos utilizados para as determinações analíticas dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos foram os seguintes:

- balança analítica, marca AND, modelo HR-120;
- medidor de pH, marca RADELKIS, modelo OP-265/1;
- bloco digestor, marca MERCK, modelo TR-600;
- geladeiras de incubação para DBO;
- mufla, marca FANEM, modelo 413;
- estufa para secagem, marca MEMMERT;
- sistema para filtração à vácuo, marca SARTORIUS, modelo 16306;

- espectrofotômetro UV-visível, marca SPECTRONIC INSTRUMENTS, modelo GENESYS 2PC;
- espectrofotômetro de absorção atômica por chama, marca GC
- centrífuga, marca Janetzki, modelo T23;
- turbidímetro, marca ORBECO-HELLIGE, modelo 966;
- condutivímetro, marca SCHOTT, modelo handylab LF1;
- medidor de O₂, marca SCHOTT, modelo handylab OX1;
- agitador magnético, marca FANEM, modelo 258;
- chapa para aquecimento, marca QUIMIS;
- autoclave vertical para esterilização;
- estufa para incubação, marca LEKE;
- estufa para incubação, marca FANEM;
- banho-maria com controlador de temperatura, marca BIOMATIC.

Para a determinação da distribuição do tempo de residência foi utilizado um condutivímetro digital, marca METTLER-TOLEDO, modelo MC 226; acoplado a um microcomputador para aquisição contínua dos dados.

Para prover aeração aos experimentos preliminares e comparativos com lodo ativado foram utilizadas bombas de aeração para aquário com difusores porosos (marca RESUN, modelo AC 6600).

3.2 Biomassas

Foi utilizado um bioaditivo conhecido comercialmente como *Biodegradador SK*[®] (Saybron Chemicals Inc., USA), fornecido pela WT&F Importação e Exportação. Este produto é uma mistura de cepas de microrganismos liofilizados (*Bacillus subtilis*; *Bacillus licheniformis*; *Pseudomonas aeruginosa*; *Pseudomonas stutzeri*; *Escherichia*

hermanii e *Pseudomonas fluorescens*). As culturas bacterianas presentes podem crescer em meio aeróbio ou anaeróbio, o que permite a degradação da matéria orgânica existente na superfície do corpo de água e no lodo acumulado no fundo. Por ser um produto com características melhoradas, apresenta enzimas capazes de aumentar a taxa de decomposição da matéria orgânica presente nos despejos (WT & F, 2003).

O lodo ativado utilizado neste trabalho foi fornecido pela indústria AmBEV (Cabo de Santo Agostinho - PE), proveniente do tanque de aeração. O floco do lodo ativado é formado basicamente por bactérias e protozoários, onde há uma predominância das primeiras. O equilíbrio entre os microrganismos filamentosos e os formadores de flocos é fundamental para permitir a boa sedimentabilidade e também o adensamento do mesmo (VON SPERLING, 1996b).

3.3 Coleta e Conservação das Amostras das Águas do Canal Derby-Tacaruna

Todas as amostras coletadas foram acondicionadas em recipientes limpos e adequados, de acordo com a análise a ser realizada (físico-química ou microbiológica). Para a coleta de amostra para análise microbiológica foi usado frasco de vidro estéril, com tampa esmerilhada, e a amostra coletada para as determinações físico-químicas foi guardada em frasco de polietileno. O transporte das amostras até o laboratório foi feito em ambiente refrigerado (isopor com gelo) com a finalidade de retardar a decomposição do conteúdo orgânico pelos microrganismos.

No caso das amostras não serem analisadas logo após a coleta, foram observados os procedimentos de conservação para cada determinação, conforme descrito na Tabela 2.

Tabela 2 – Procedimento para conservação das amostras.

Parâmetro	Conservação
DQO	Acidificar com H ₂ SO ₄ p.a. até pH 2
DBO	Neutralizar o pH e manter congelada (abaixo de 4 °C)
Nitrato / Fósforo	Acidificar com H ₂ SO ₄ p.a. até pH 2
Sólidos Suspensos	Manter sob refrigeração (4 °C)
Sólidos Totais	Manter sob refrigeração (4 °C)
Condutividade	Não necessário
Salinidade	Não necessário
Alcalinidade	Manter sob refrigeração (4 °C)
Turbidez	Não necessário

3.4 Estudo Preliminar para Avaliação da Eficiência de Remoção pelas Biomassas Bacterianas

O estudo preliminar foi conduzido em reator batelada, durante um período que variou entre 15 a 21 dias, a fim de determinar a viabilidade do uso das biomassas na eficiência de redução da matéria orgânica presente nas águas do canal. As coletas ocorreram em sete pontos, para amostras de água do leito do canal, e também em mais seis pontos, no caso de amostras coletadas nas principais bocas de lançamento da rede pluvial.

Foram realizadas cinco campanhas de coletas das amostras para avaliação preliminar da eficiência de redução da carga orgânica apresentada pelas biomassas. As campanhas foram realizadas em: Fevereiro/2003, Março/2003, Abril/2003, Junho/2003 e Julho/2003. As amostras foram coletadas em pontos tanto do leito como das bocas da rede pluvial que desaguam no canal.

3.4.1 Amostras de água do leito do canal

As amostras de água do leito foram coletadas nos sete pontos abaixo, salientando que a distância mínima entre os pontos foi de 1 km. Na Figura 7 tem-se um esquema

que mostra o percurso do canal e na qual está destacada a localização de cada um dos pontos.

- P0 – localizado na comporta que regula o nível do canal no Rio Capibaribe (setor sul);
- P1 – localizado na ponte da Praça do Derby;
- P2 – situado entre o prédio da Caixa Econômica Federal e o viaduto que passa sobre a Av. João de Barros;
- P3 – localizado na passagem de pedestre sob o viaduto da Av. Norte;
- P4 – ponto situado na ponte entre a Av. Arthur de Lima Cavalcante e a Rua Odorico Mendes (esquina do antigo prédio da COHAB);
- P5 – ponto localizado na comporta do Rio Beberibe (lado norte);
- P6 – ponto situado na ponte da Av. Cruz Cabugá (ao lado da Escola de Aprendizes de Marinheiro).

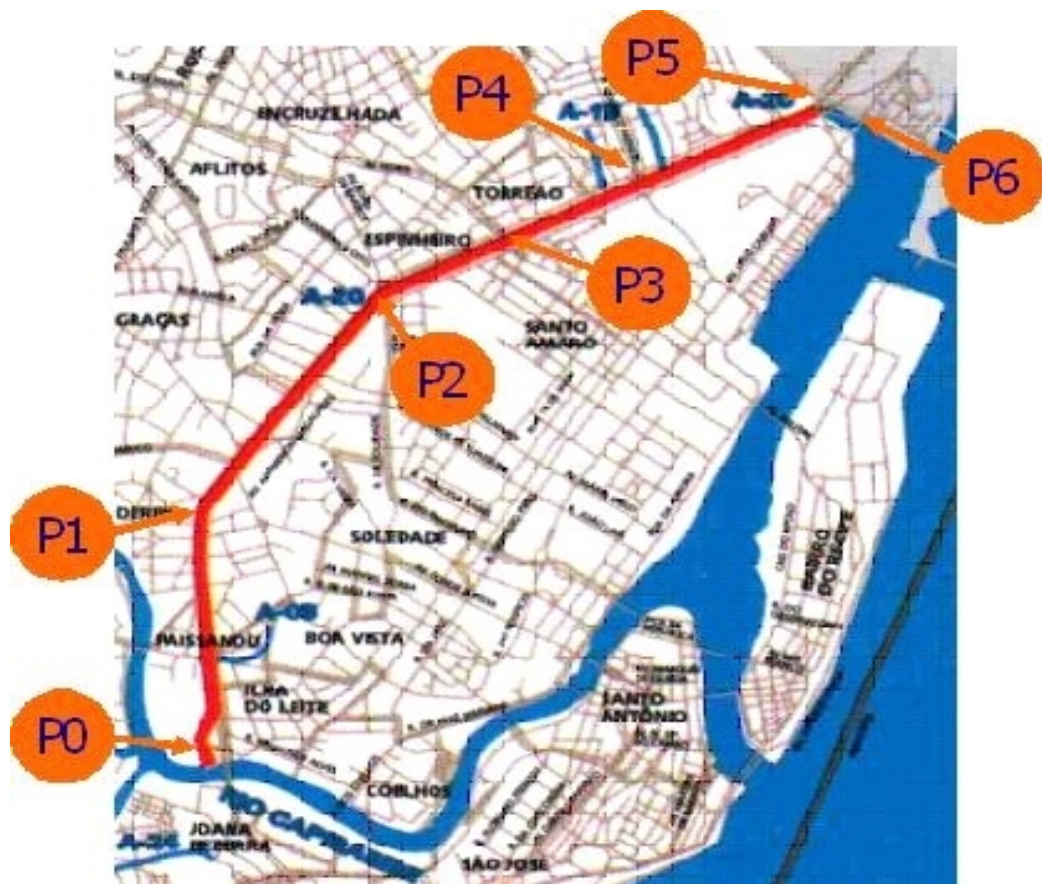


Figura 7 – Pontos de coleta das amostras de água do leito do Canal Derby-Tacaruna.

Todas as amostras coletadas foram analisadas antes da inoculação da biomassa com a finalidade caracterizar a poluição presente. Com isso também foi possível observar o comportamento do sistema na estabilização da matéria orgânica. O ponto P6 foi coletado apenas para a caracterização da água de entrada do canal, devido a suspeita de uma carga poluente muito alta oriunda do Rio Beberibe.

Os parâmetros determinados foram: *DQO*, *DBO*, condutividade, turbidez, *STD*, *SST*, *SSF*, *SSV*, fósforo. Todas as análises foram executadas de acordo com os procedimentos do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995).

3.4.2 Amostras de água das bocas de lançamento da rede pluvial

As bocas de lançamento da rede pluvial foram selecionadas de acordo com a maior contribuição de despejos no canal (maior vazão observada), sendo abaixo descrita a localização dos seis pontos escolhidos:

- P1B – boca de lado oeste localizada em frente à entrada do Real Hospital Português (RHP);
- P2B – boca do emissário que vem do bairro da Boa Vista, situada ao lado leste próximo à ponte do RHP;
- P3B – boca do lado leste localizada em frente ao Hospital da Restauração (HR);
- P4B – boca do lado oeste após o prédio da Caixa Econômica Federal;
- P5B – boca próxima à passagem de pedestres sob o viaduto da Av. Norte no lado oeste do canal;
- P6B – boca em frente ao posto da polícia próximo ao Shopping Tacaruna.

Todas as amostras coletadas também foram caracterizadas através das determinações citadas no item 3.4.1. A Figura 8 apresenta um esquema com a localização dos pontos das bocas de lançamentos citados acima.



Figura 8 – Pontos de coleta das amostras das bocas de lançamentos do Canal Derby-Tacaruna.

3.4.3 Inoculação e monitoramento do reator batelada

As amostras coletadas do leito e das bocas de lançamento foram inoculadas com dose única do bioaditivo industrial, no caso o Biodegradador SK[®] (Sybron Chemicals), na concentração de $1,0 \text{ g.L}^{-1}$. Foram adicionados 4 L de água do canal em um béquer (reator batelada) e mantido sem aeração durante todo o experimento. Nos experimentos com o lodo ativado foi realizada uma inoculação na proporção de 1:3, ou seja, 1 L de lodo ativado para cada 3 L de água para todos os pontos coletados. Em seguida, o sistema foi mantido sob aeração constante, utilizando para isso um aerador de aquário com difusores porosos.

A degradação biológica da matéria orgânica foi acompanhada diariamente, pela realização das determinações citadas no item 3.4.1. Entretanto, para o caso do sistema com lodo ativado, também foi realizada a determinação do índice volumétrico de lodo (*IVL*). A Figura 9 apresenta fotos dos reatores batelada, alimentados com água do canal e que foram inoculados com o bioaditivo, mostrando o desenvolvimento dos microrganismos na primeira semana de tratamento.

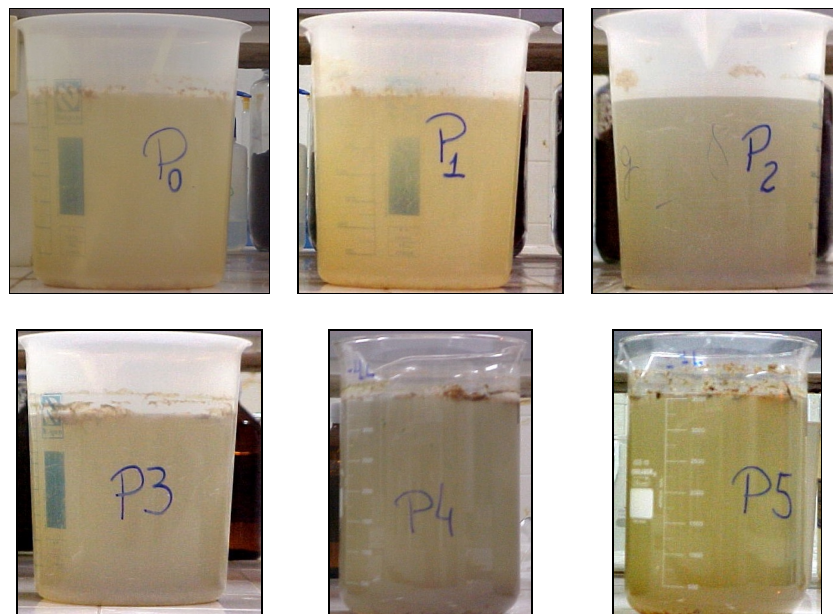


Figura 9 – Sistema de reatores batelada usados durante estudo preliminar alimentados com água do leito do canal e inoculados com bioaditivo (Biodegradador SK[®]).

3.5 Caracterização da Carga Poluente

As coletas das amostras de água do canal foram realizadas sob condições variadas de fluxo de maré (alta e baixa), com o propósito de verificar a existência de alteração na concentração e na composição química da água do canal. As análises físico-químicas realizadas foram as mesmas descritas no item 3.4.1. Além destas, foram executados ensaios microbiológicos para determinação da população de coliformes termotolerantes e coliformes totais nas amostras de água do canal. Sendo também

determinado o teor de concentração de metais pesados usando espectrofotometria de absorção atômica (equipamento CG). Para isso foi feita a digestão branda da amostra, isto é, em 500 mL de amostra foram adicionados 5 mL de HNO₃ (concentrado) e foi levada a chapa de aquecimento. A amostra foi pré-concentrada, ou seja, foi aquecida até o volume ser reduzido a 50 mL, sendo filtrada e depois lida no espectrofotômetro.

3.6 Unidade Piloto

Foi construída uma unidade piloto (Figura 10) para tratamento da água poluída do Canal Derby-Tacaruna. Na Figura 11 observa-se detalhe do reator canal utilizado na unidade piloto nos experimentos de alimentação contínua.



Figura 10 – Unidade piloto composta de: (a) bomba peristáltica, (b) tanques de alimentação em polietileno, (c) reator contínuo tipo tanque (canal) em acrílico.

A unidade piloto foi composta dos seguintes equipamentos e acessórios:

- reator contínuo tipo tanque (canal), construído em acrílico nas seguintes dimensões 1,20 m de comprimento, 0,7 m de largura e 0,25 m de altura e

volume total de $0,21 \text{ m}^3$ (possui três saídas, podendo trabalhar com volumes de $0,06 \text{ m}^3$, $0,10 \text{ m}^3$ e $0,16 \text{ m}^3$);

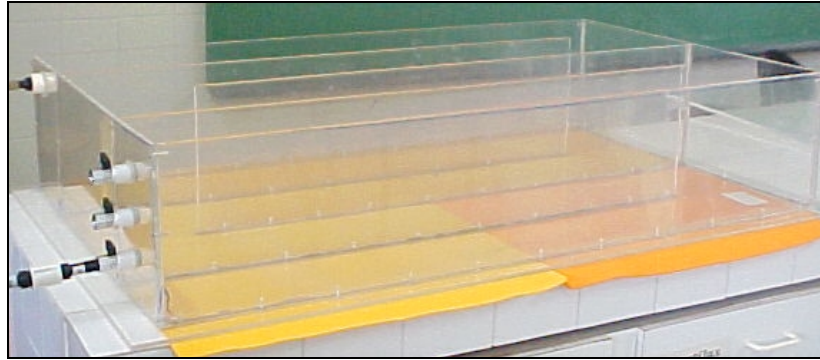


Figura 11 – Detalhe do reator canal usado na unidade piloto durante os experimentos em sistema contínuo.

- decantador circular, construído em fibra de vidro, com dimensões conforme mostrado na Figura 9;

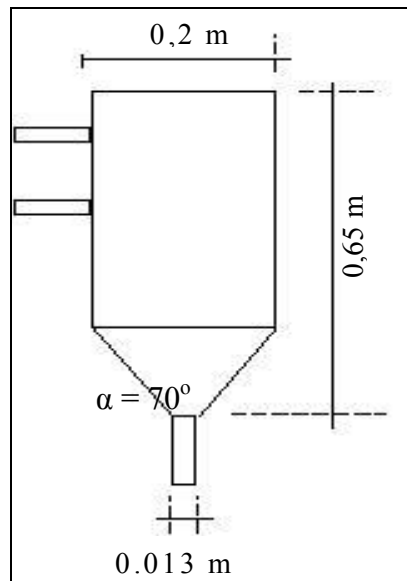


Figura 12 – Croquis do decantador.

- bomba peristáltica, marca MASTERFLEX L/S, modelo 7519-20;

- compressor de ar, marca SCHUZ, modelo Mundial, vazão de ar de $2,6 \text{ ft} \cdot \text{min}^{-1}$, balão com capacidade de 50 L, motor com potência de 0,5 hp;
- tanques de alimentação e de descarga em plástico com capacidade volumétrica de $0,06 \text{ m}^3$;
- conexões, válvulas e mangueiras.

3.6.1 Modelagem hidrodinâmica do reator tanque

Para uma avaliação preliminar do comportamento hidrodinâmico do efluente no reator piloto, foi realizada a *DTR* no reator tanque, usando o método de estímulo-resposta, a partir da técnica de traçadores. Foram consideradas duas situações distintas: primeiro sem aeração, ou seja, para tratamento em processo anaeróbio; e o segundo com aeração por ar difuso. Foi estudado o comportamento hidrodinâmico do reator apenas nas condições de processo em que os experimentos foram conduzidos.

3.6.1.1 Determinação da distribuição do tempo de residência

O volume de reator usado foi de 60L, sendo o mesmo alimentado com uma vazão volumétrica correspondente a $2,5 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ de água destilada e o sistema foi mantido em regime permanente. Para essa determinação, a água destilada foi utilizada como afluente.

O traçador usado no estudo do sistema foi uma solução de NaCl 3M (equivalente a $173.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). A adição do traçador foi de modo pulso e o volume injetado foi de 0,05L. A partir deste momento foi iniciada a aquisição das medidas referentes, no caso, a variação da condutividade na saída do reator.

O tanque foi monitorado continuamente pelo sistema de aquisição de dados (condutivímetro ligado a um microcomputador via cabo serial), o qual enviava um dado (medida da condutividade) a cada 2 segundos, em média. Após um período mínimo de 48 horas, o sistema foi desligado e os dados coletados foram tratados, inicialmente a partir de um filtro, o qual agrupava os dados em intervalos de tempo selecionados. Foi utilizada para os cálculos a média de cada 120 segundos, calculada pelo filtro. O programa usado na aquisição dos dados foi o *Software Wedge version 3.0Q Professional Edition for Windows* (1994).

Após o tratamento dos dados coletados, foi calculada a função de distribuição do tempo de residência (E) e também foram calculados o primeiro e o segundo momento da DTR , o tempo de residência médio (\bar{t}) e a variância (σ^2) respectivamente, para os dois sistemas. Com isso, pela aplicação dos valores dos parâmetros obtidos, foi possível analisar qual o modelo de regime hidrodinâmico desenvolvido que mais se aproximou do sistema avaliado. Os dois modelos de escoamento para reatores químicos utilizados foram os modelos da dispersão e de tanques em série de mistura completa.

3.6.2 Remoção da carga orgânica da água do canal em unidade piloto

Foram utilizados dois processos para o tratamento de amostra da água do canal Derby-Tacaruna, coletada nos pontos de maior conteúdo orgânico, a técnica de bioaumentamento (processo sem aeração) e o processo de lodos ativados (processo aeróbio). Nas duas formas de tratamento, as variáveis de controle do processo foram mantidas as mesmas, excetuando-se apenas a injeção do ar no caso do tanque de aeração. Assim, o reator foi mantido sob regime permanente sendo alimentado com uma vazão de $2,5L.h^{-1}$, o volume reacional foi mantido em 60L. Para o processo aeróbio a vazão do ar

foi mantida a uma pressão de saída do compressor de 25psi ou $2\text{kg}\cdot\text{cm}^{-2}$ que correspondia a máxima vazão de ar para manter o reator com aeração.

3.6.2.1 Preparo do efluente sintético

Como substrato ou efluente sintético foi usado um concentrado a base de proteína e carboidratos, para alimentação diária do reator e simulação do lançamento de esgotos no canal. Este concentrado foi preparado dissolvendo-se 240g de caldo de carne (de uso alimentício), 50g de sacarose ($\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$), 28g de cloreto de amônio (NH_4Cl) e 4mL de ácido fosfórico (H_3PO_4) em 1L de água destilada, conforme adaptação de DA MOTTA (2001). Posteriormente foi diluído (1:250) com a finalidade de obter-se uma DQO média de $400\text{mg de O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (correspondente ao valor médio encontrado nos despejos domésticos). Assim a diluição ideal usada foi de 0,05L do substrato concentrado para cada 12,5L de água. A elaboração do concentrado facilita o desenvolvimento do trabalho pois o mesmo é congelado e mantido em estoque.

3.6.2.2 Técnica de bioaumento

Para a realização do experimento de avaliação da remoção da poluição orgânica da água do canal Derby-Tacaruna, coletou-se 60L de água do leito no ponto **P3**. Essa amostra foi utilizada para iniciar o experimento e foi caracterizada a partir das análises dos parâmetros físico-químicos descritos no item 3.4.1. A amostra foi inoculada com o bioaditivo na concentração de 0,1% p/v. O sistema foi continuamente alimentado com o efluente sintético e foram coletadas amostras nos seguintes pontos para monitoramento da redução da carga orgânica: tanque de alimentação (*ER*), ponto na entrada do reator (*RI*), região no reator próxima a primeira chicana (*R2*), ponto em que está localizada a

segunda chicana (*R3*), região do reator próxima à terceira chicana (*R4*), ponto antes da válvula de saída do reator (*R5*) e tanque de armazenamento de saída de efluente (*SR*). A Figura 13 apresenta um esquema com os pontos de coleta no reator tanque.

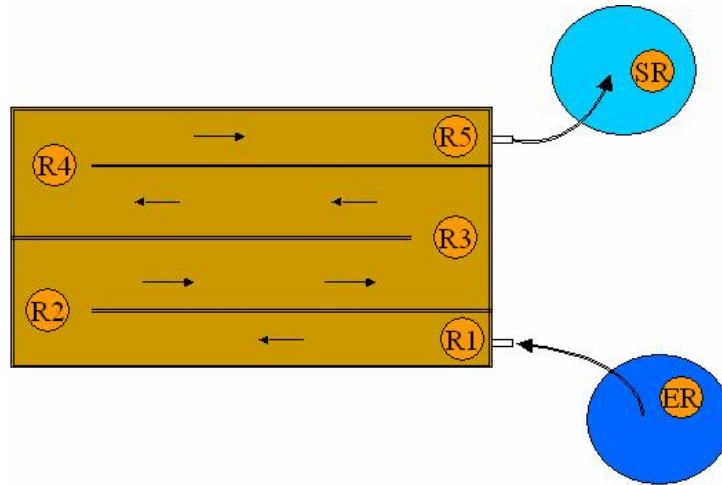


Figura 13 – Esquema com os pontos de coleta de amostra no reator tanque.

Na Figura 14 é apresentado o reator tanque inoculado com a bioaditivo. As análises foram realizadas diariamente nos pontos *ER* e *SR* e os demais pontos foram analisados a cada 48 horas. Os parâmetros para monitoramento diário foram os seguintes: turbidez, condutividade, *STD*, salinidade, pH e *DQO*. Semanalmente foi analisada a *DBO*. O monitoramento do experimento foi mantido durante 26 dias.

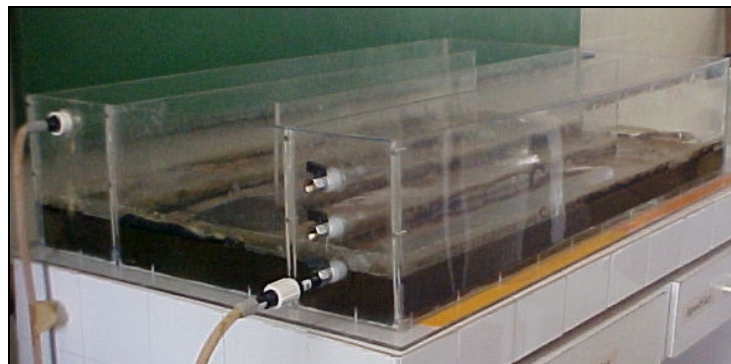


Figura 14 – Reator contínuo tanque inoculado com bioaditivo.

3.6.2.3 Processo por lodos ativados

Para realização desta etapa, coletaram-se 60L de água do leito do canal Derby-Tacaruna no ponto **P2**. Essa amostra foi caracterizada a partir das análises dos parâmetros citados no item 3.4.1. Tal amostra foi usada para dar partida ao experimento. O sistema foi inoculado com lodo ativado (gentilmente cedido pela AmBev – Cabo de Sto. Agostinho/PE) até obter-se uma concentração mínima de sólidos totais de 3000mg.L^{-1} . A Figura 15 mostra o reator funcionando como tanque de aeração. Acompanhou-se o decaimento do conteúdo orgânico a partir da determinação diária dos seguintes parâmetros: *DQO*, pH, salinidade, turbidez, *STD* e condutividade para os pontos *ER* e *SR*. Após 48 horas, ainda foram realizadas análises no tanque de aeração, nos pontos *R1*, *R2*, *R3*, *R4* e *R5*, incluindo também os seguintes parâmetros: *IVL*, *ST*, *SF*, *SV*, sedimentabilidade e *OD*. Semanalmente foram realizadas as análises de *DBO* nos pontos *ER* e *SR* para verificar a eficiência da remoção da carga orgânica. O experimento foi acompanhado por um período de 21 dias.



Figura 15 – Reator canal funcionando como tanque de aeração.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados obtidos para cada uma das etapas do projeto de pesquisa. Inicialmente serão apresentados os resultados da caracterização da composição das águas do canal, a partir de análises físico-químicas e microbiológicas. Também os resultados obtidos durante os ensaios preliminares, em reator batelada, da degradação da matéria orgânica de amostras de água do canal usando as biomassas bacterianas (lodo ativado e bioaditivo). Em seguida, serão discutidos os dados obtidos no experimento, em unidade piloto, com alimentação contínua para avaliação das duas biomassas estudadas. Finalmente, a avaliação do comportamento hidrodinâmico do fluido no reator nas duas condições de operação (como lagoa anaeróbia e como tanque de aeração).

A principal dificuldade encontrada foi a inexistência de dados na literatura que possam ser comparados com os resultados experimentais do estudo realizado na água do Canal Derby-Tacaruna. Na literatura foram encontrados muitos trabalhos referentes a remoção de um contaminante específico via processo de tratamento biológico. Este fato mostra o pioneirismo e também a carência de dados na literatura sobre tratamento de águas naturais e de corpos hídricos.

4.1 Estudo Preliminar para Avaliação da Eficiência de Remoção das Biomassas Bacterianas

Foram realizadas cinco campanhas de coletas das amostras para avaliação preliminar da eficiência de redução da carga orgânica apresentada pelas biomassas. As campanhas foram realizadas em: Fevereiro/2003, Março/2003, Abril/2003, Junho/2003

e Julho/2003. As amostras foram coletadas em pontos tanto do leito como das bocas da rede pluvial que deságuam no canal.

4.1.1 Estudo preliminar das amostras de águas do Canal Derby-Tacaruna inoculadas com bioaditivo industrial

As amostras do leito foram coletadas no dia 10 de fevereiro de 2003, a maré estava em vazante, com altura de 1,1m, e o tempo estava seco. Os pontos de coleta das amostras foram P0, P1, P2, P3, P4, P5 e P6. Uma fração da amostra de cada ponto foi separada para as análises de caracterização e a outra parte serviu de substrato para o bioaditivo estudado. Foi utilizado um volume de 4L de água do canal e 4,0g do bioaditivo.

Os resultados obtidos das análises de caracterização encontram-se na Tabela 3. Observando-se os resultados, verificou-se que P0 (comporta do Rio Capibaribe) apresenta uma concentração de poluentes mais elevada, estando 37% acima do valor encontrado em P5 (comporta do Rio Beberibe), contrariando o que era esperado devido, possivelmente, a uma maior degradação existente neste rio. Os pontos centrais P2 e P3 apresentaram uma carga poluente menor em termos de *DQO*, assim como valores de *SST* e de salinidade menores.

Tabela 3 – Resultados das análises físico-químicas das amostras de água do canal.

Parâmetros	P0	P1	P2	P3	P4	P5	P6
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	644,0	441,0	170,0	162,0	447,0	470,0	468,0
DBO (mg O ₂ .L ⁻¹)	31,2	26,7	12,9	10,8	11,3	27,0	17,0
SST (mg.L ⁻¹)	178,0	224,0	134,0	152,0	208,0	280,0	218,0
pH	8,06	8,15	7,75	7,9	7,87	7,99	7,64
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	25.500	16.030	10.260	8.880	14.690	20.800	17.180
Salinidade	13,9	10,0	6,3	5,1	9,3	13,0	10,8
Turbidez (NTU)	7,5	11,2	31,6	28,6	13,0	10,3	15,20
Fósforo (PO ₄ ³⁻ em mg P.L ⁻¹)	2,06	2,06	0,25	0,34	2,91	3,01	4,05

Os resultados obtidos para *DBO*, apresentaram valores baixos quando comparados com a *DQO*, situando-se entre 2% a 8% do valor deste parâmetro, o que é indicativo de uma poluição dificilmente biodegradável.

A Figura 16 mostra a variação da *DQO* observada durante o experimento com o bioaditivo. O primeiro ponto (10/02/03) corresponde à amostra do canal sem adição do bioaditivo. A inoculação da biomassa provocou um aumento no valor da *DQO* devido à composição do suporte (alto teor protéico) em que é comercializado o bioaditivo liofilizado. Após os 22 dias de inoculação, observaram-se valores finais entre 30% a 120% acima dos respectivos valores iniciais da *DQO*. Todavia, durante o período experimental, várias amostras apresentaram valores inferiores ou próximos dos iniciais. Como não houve mais aporte de bioaditivo e nem alimentação de substrato (amostra de água do canal) durante o experimento, isso pode ter levado a morte das bactérias. Portanto, tal fato pode ter produzido a liberação de substâncias endógenas para o seio do líquido, aumentando o valor da *DQO*. No entanto, em nenhuma análise foram obtidos valores próximos ou inferiores aos iniciais.

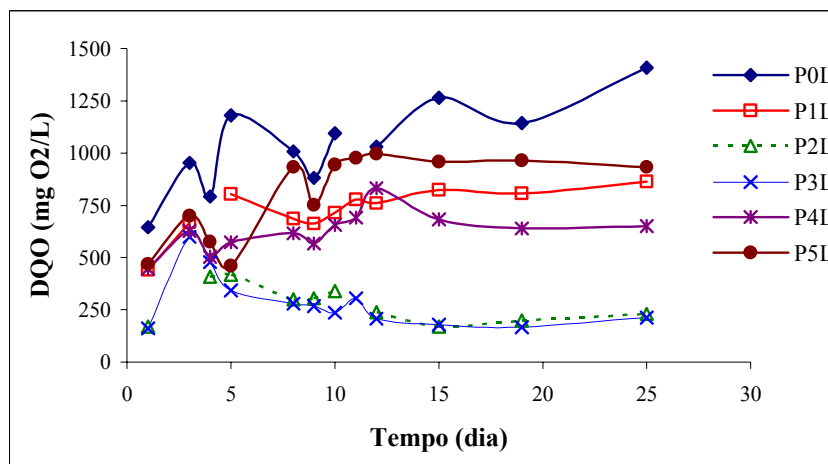


Figura 16 – Variação da *DQO* com o tempo para amostras do canal sob ação do bioaditivo.

A variação do pH ficou dentro do intervalo de 5,5 a 8,0, sendo a faixa ideal para o desenvolvimento do consórcio bacteriano usado. Como pode ser observado na Figura 17, percebe-se um abaixamento no valor do pH das amostras, a partir do quarto dia, o qual caracteriza a degradação anaeróbica devido à etapa de acidogênese (FORESTI, 1999).

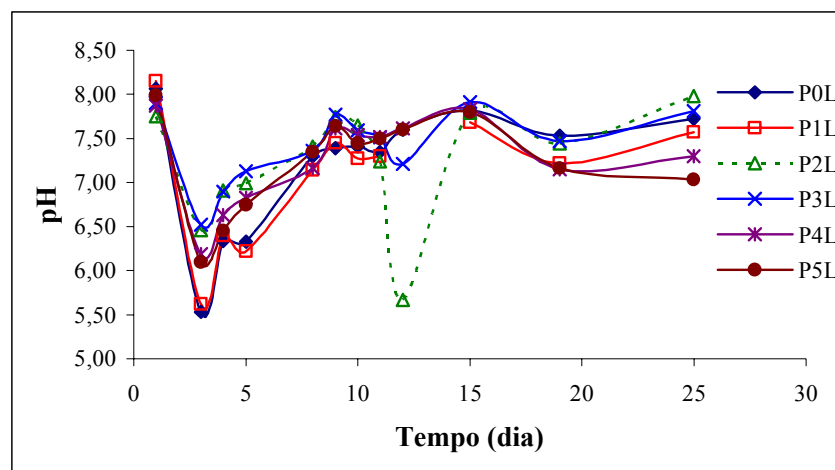


Figura 17 – Variação do pH com o tempo para amostras do canal sob ação do bioaditivo.

Os valores de condutividade medidos nas amostras foram proporcionais aos valores da *DQO*, como observado na Figura 18. Este fato é um indício de que a poluição presente era composta basicamente por sais dissolvidos que aumentam a concentração da condutividade medida. Após análise dos dados contidos na Tabela 3, verificou-se que o valor da condutividade encontrada em P6 é menor que o ponto P5, situado na comporta do Rio Beberibe. Como o ponto P6 está localizado mais próximo ao mar, era esperada uma maior concentração em sais dissolvidos. Todavia, a carga poluidora em P6 é menor provavelmente ao efeito da diluição, que se deve ao maior volume de água.

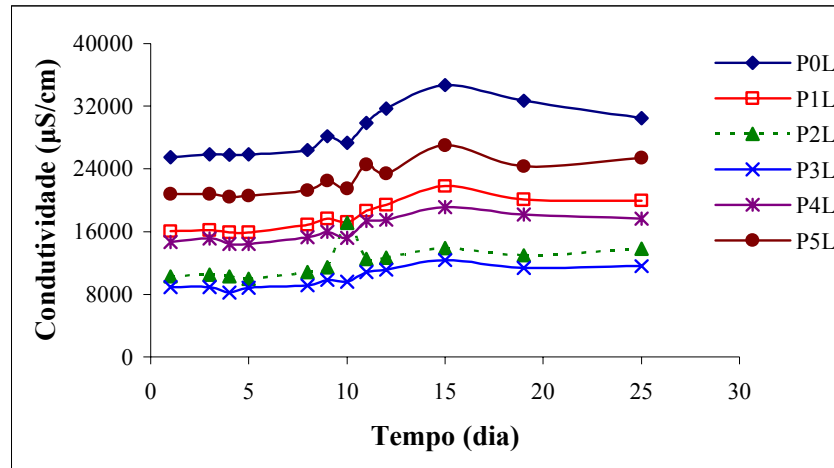


Figura 18 – Variação da condutividade com o tempo para amostras do canal sob a ação do bioaditivo.

Em relação à turbidez (Figura 19), foi verificado após a inoculação do bioaditivo um aumento considerável deste parâmetro. Sendo que nos pontos próximos ao Rio Capibaribe o incremento foi de sete vezes o valor medido inicialmente, e nos pontos próximos ao Rio Beberibe a turbidez medida apenas duplicou o valor inicial.

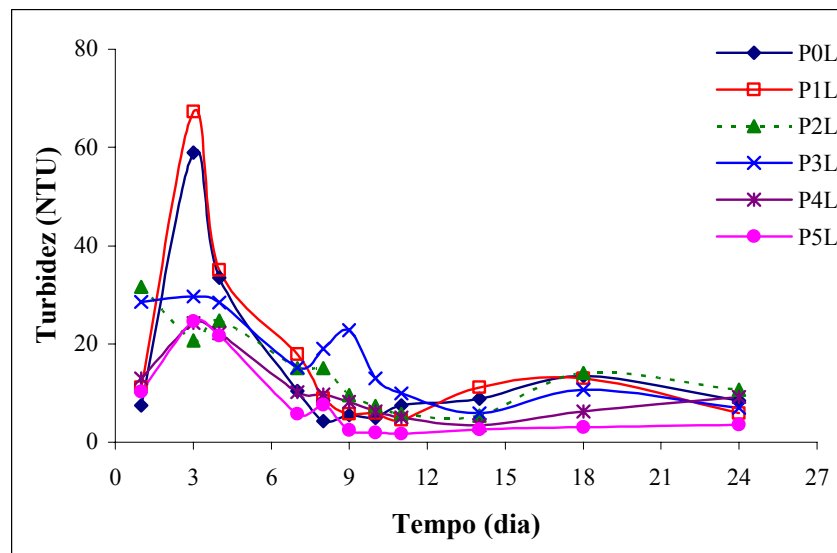


Figura 19 – Variação da turbidez com o tempo para amostras do canal sob a ação do bioaditivo.

Pelo que foi exposto, fica claro que a variabilidade da composição e as características das águas do canal deverão ser levadas em consideração ao ser proposto um sistema de tratamento para recuperação deste corpo receptor. Além disso, o alto teor de sais dissolvidos, como comprovado pelos valores encontrados para a salinidade, podem ter inibido o desenvolvimento das bactérias, comprometendo a eficiência do produto. Uma vez que tal produto tem o crescimento bacteriano afetado pela concentração de sais dissolvidos (WT & F, 2003).

4.1.2 Estudo preliminar das amostras de água das bocas de lançamento inoculadas com bioaditivo industrial

As amostras das bocas de lançamento que desaguam no canal foram coletadas no dia 10 de março de 2003, a maré estava com altura de 0,9m (baixa para permitir o acesso às bocas) e o tempo estava chuvoso (houve precipitação durante as coletas de P1B e P2B). As amostras foram coletadas nos seguintes pontos: P1B, P2B, P3B, P4B, P5B, e P6B.

Os resultados das análises físico-químicas realizadas nas amostras das bocas de lançamento são apresentados na Tabela 4. Pela observação dos dados foi verificada uma elevada carga poluente no ponto P3B, localizado em frente ao Hospital da Restauração. Verifica-se que este ponto apresenta também uma alta poluição particulada como mostrado pelo resultado de SST (174mg/L). Os pontos P4B e P5B também apresentaram valores elevados de DQO, os quais recebem contribuições dos bairros Graças/Aflitos e Campo Grande/Santo Amaro, respectivamente.

Tabela 4 – Resultado das análises físico-químicas das amostras de bocas de lançamento no Canal Derby-Tacaruna.

Parâmetros	P1B	P2B	P3B	P4B	P5B	P6B
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	288	288	680	572	560	208
DBO (mg O ₂ .L ⁻¹)	153	39	126	207	179	123
SST (mg.L ⁻¹)	40	36	174	88	90	40
pH	7,79	7,37	7,09	6,89	6,55	7,16
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	3030	3450	780	580	480	1070
Salinidade	1,5	1,8	0,2	0,1	0,0	0,4
Turbidez (NTU)	6,8	62,4	85,8	100,1	89,3	41,3

Os valores obtidos da eficiência de consumo de matéria orgânica, como *DBO*, foram maiores que os encontrados nas amostras do leite. Assim verificaram-se valores de remoção acima de 50% do valor medido para *DQO*. No ponto P1B, próximo ao Hospital Real Português, o valor da *DBO*₅ em relação ao da *DQO* corresponde a 59,1%, enquanto que para o ponto P3B, o qual fica defronte ao HR, este valor foi de 18,5%. Para todas as amostras analisadas, tanto a condutividade como a salinidade apresentaram valores menores do que as amostras do leite do canal. As amostras foram inoculadas com o bioaditivo na mesma concentração citada em 4.1.1.

Ao final do experimento, a condutividade, a salinidade e o pH obtiveram variações em torno de 10% do valor inicial. Como pode ser verificado na Figura 20, apresentando a variação da *DQO* durante a fase experimental, houve uma redução na carga orgânica entre 20% a 50% do valor inicial da inoculação (17/03/03), excetuando-se o ponto P5B. Vale ressaltar que este ponto está localizado na Av. Norte e na coleta foi verificada a existência da lâmina de óleo na superfície da água. Como não foi realizada a análise do teor de óleos e graxas, devido ao volume coletado ter sido insuficiente, acredita-se que tal fato tenha inibido a taxa de crescimento dos microrganismos e prejudicado a decomposição da matéria orgânica.

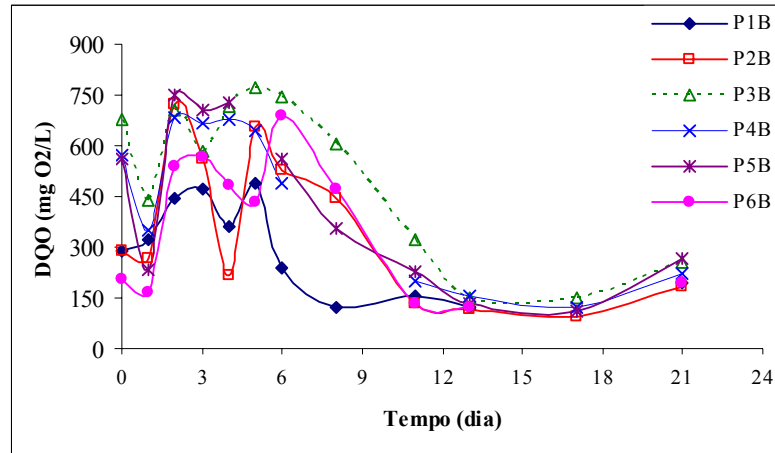


Figura 20 – Variação da *DQO* com o tempo para amostras das bocas do canal sob a ação do bioaditivo.

A Figura 21 apresenta os resultados da variação da turbidez durante o experimento em reator batelada. Pela observação dos dados obtidos foi verificada uma diminuição entre 60% a 96% do valor medido inicialmente. Sendo que os valores finais medidos se encontravam abaixo de 10NTU, excetuando-se apenas o ponto P5B cujo valor final foi 16NTU.

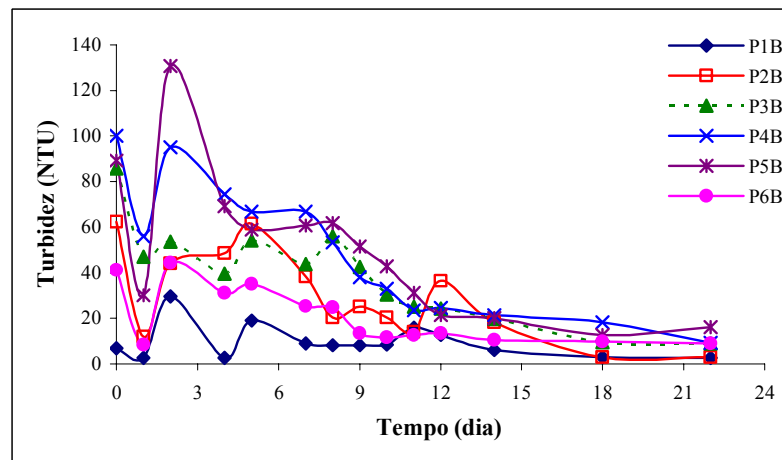


Figura 21 – Variação da turbidez com o tempo para amostras coletadas nas bocas do canal sob a ação do bioaditivo.

A melhor eficiência do produto frente às amostras das bocas reforça a suposição do efeito da salinidade, já que os valores encontrados foram bem mais baixos para estes pontos. Outro fator que favoreceu a decomposição da poluição orgânica foi a maior concentração em material poluente biodegradável medido como *DBO*.

4.1.3 Estudo preliminar das amostras do canal inoculadas com lodo ativado e com bioaditivo industrial

Para este estudo foram coletadas amostras em 3 pontos (um do leito e dois das bocas) no dia 24/04/03. O objetivo foi selecionar o ponto de maior carga orgânica para fazer o teste comparativo das biomassas. Após as coletas, foi feita a caracterização da amostra, tendo sido selecionado o ponto P3B. Cada amostra foi inoculada com lodo ativado e com o bioaditivo industrial em cada reator batelada. Foram testados dois tipos de amostras da biomassa industrial, as quais representam lotes de fabricação mais recente (BN) e mais antiga (BV).

Na Tabela 5 estão resumidos os resultados das análises de caracterização das amostras de água dos pontos coletados durante o período. De acordo com os resultados, observou-se que o ponto P3B apresentou maior conteúdo orgânico, tendo maiores valores de *DQO* e *DBO*, 642 e 126mg O₂.L⁻¹ respectivamente e apenas para o valor medido de pH o ponto P4B foi superior a P3B. Por esse motivo foi escolhido o ponto P3B para a realização deste experimento.

Tabela 5 - Resultado das análises físico-químicas das amostras *P0*, *P3B* e *P4B* no Canal Derby-Tacaruna.

<i>Parâmetros</i>	<i>P0</i>	<i>P3B</i>	<i>P4B</i>
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	66,0	642,0	244,0
DBO (mg O ₂ .L ⁻¹)	nm*	126,0	26,0
SST (mg.L ⁻¹)	212,0	224,0	74
pH	7,40	6,90	7,59
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	9.890	2.840	756
Salinidade	5,60	1,40	0,10
Turbidez (NTU)	15,0	127,3	57,0
Fosfato (PO ₄ ³⁻ em mg P.L ⁻¹)	0,43	11,6	10,87
STD (mg.L ⁻¹)	6.800	1.921	513

Na Figura 22 são apresentadas as variações de *DQO* durante o monitoramento, sendo destacado que as amostras inoculadas com o bioaditivo sofrem um ligeiro incremento nos valores da *DQO* e *DBO* medidos inicialmente (SILVA et al. 2003). Como anteriormente mencionado, isto se deve ao suporte no qual as culturas bacterianas estão aderidas, ou seja, material enriquecido com proteínas e nutrientes. De acordo com a Figura 22, em relação à redução da *DQO*, verificou-se que após seis dias de inoculação o sistema por lodo ativado reduziu em 96,0% a carga orgânica presente, enquanto que o sistema inoculado com a biomassa *BV* apresentou uma diminuição de 82,6% e aquele inoculado com a biomassa *BN* apresentou apenas 36,8% de redução.

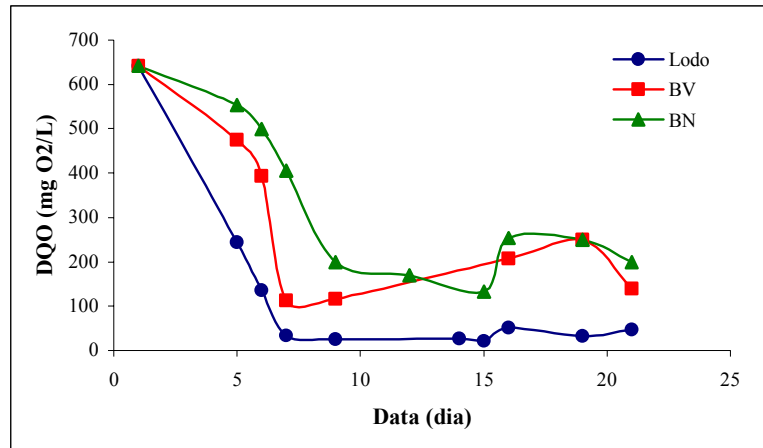


Figura 22 - Variação da DQO com o tempo para amostra do ponto P3B sob ação das biomassas.

A turbidez observada (Figura 23) inicialmente na amostra foi de 127NTU, entretanto ao final do experimento esse parâmetro foi reduzido drasticamente em todos os sistemas, ficando em média por volta de 8,7NTU. O menor valor medido para turbidez foi de 4,6NTU encontrado para o sistema inoculado com o bioaditivo industrial.

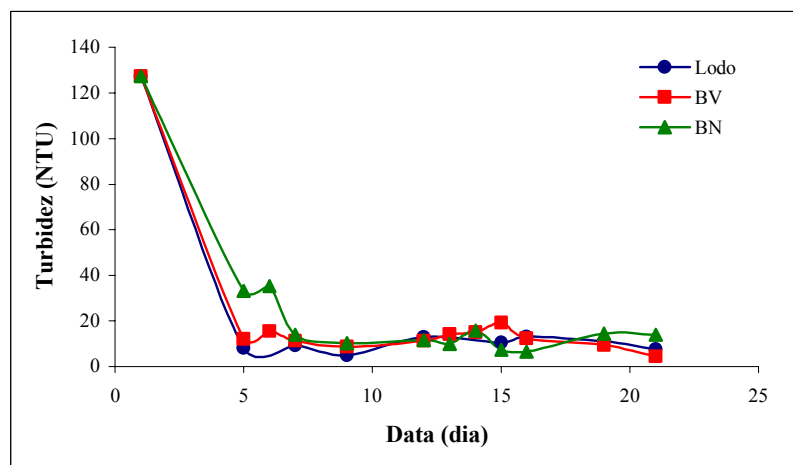


Figura 23 – Variação da turbidez com o tempo para amostra do ponto P3B sob ação das biomassas.

Na Figura 24 são apresentadas as variações ocorridas no pH durante o período de monitoramento, observando que a amostra inoculada com lodo ativado não sofreu variação significativa e os valores ficaram oscilando entre 7 a 8. Entretanto, as amostras inoculadas com biomassas BN e BV apresentaram uma variação significativa no pH, havendo inicialmente uma redução do pH para 5 e a elevação gradual até voltar à neutralidade. Este comportamento comprova a degradação anaeróbia, a qual é caracterizada pela formação de ácidos, os quais contribuem para o abaixamento do pH. Para digestão de material orgânico complexo, como proteínas, carboidratos e lipídios (a maior parte da composição do material orgânico em águas residuárias é formada por esses grupos) podem-se distinguir quatro etapas diferentes no processo global da conversão: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (FORESTI, 1999).

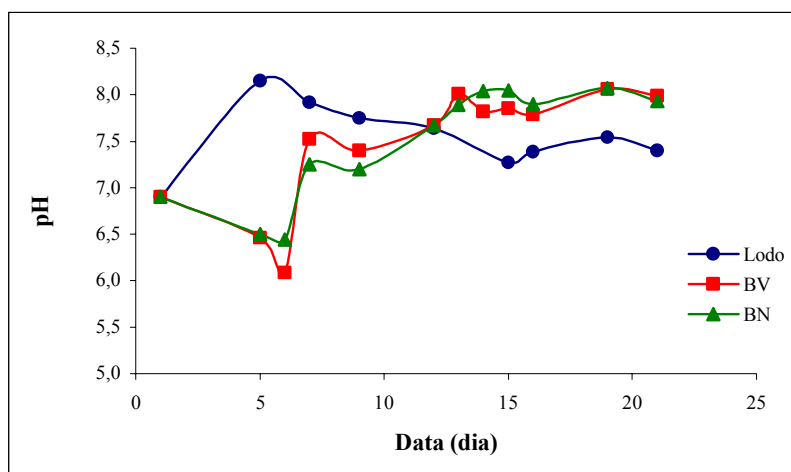


Figura 24 - Variação do pH com o tempo para amostra de água do ponto P3B sob ação das biomassas.

A maior remoção de *DBO* foi obtida para o sistema de lodos ativados, cerca de 92,5 % da concentração inicial. O sistema inoculado com a biomassa BV reduziu a

Avaliação de Processos Biológicos na Melhoria ... *Maria do Carmo Lourenço da Silva*

concentração de resíduos orgânicos em 87,3 % enquanto que a biomassa BN removeu apenas 66,7 %.

De acordo com os resultados foi verificada a melhor eficiência do sistema por lodo ativado para a amostra do ponto P3B inoculada. Sendo necessários outros experimentos com amostras de água do leito do canal com o propósito de avaliar o efeito da salinidade sob esta biomassa.

4.1.4 Estudo comparativo com amostras das bocas de lançamento inoculadas com lodo ativado e bioaditivo industrial

Esta avaliação foi realizada em Junho/2003 e foram coletadas amostras de água do Canal Derby-Tacaruna nos pontos P3B e P4B. Cada uma das amostras foi inoculada tanto com o lodo ativado como com a biomassa industrial.

A Tabela 6 apresenta os resultados medidos nas análises de caracterização das amostras de água dos pontos coletados no período. Foi verificado o mesmo comportamento da coleta anterior para os valores encontrados nas determinações do ponto P3B, entretanto desta vez a amostra P4B também foi inoculada com as biomassas.

Nas análises de caracterização das amostras foi verificada que a relação DBO/DQO , para o ponto P3B, correspondia a 33,6% do valor encontrado para a DQO . Este ponto também apresentou os maiores valores de condutividade ($514 \mu\text{Scm}^{-1}$), turbidez (98,9 NTU) e STD (484mgL^{-1}), mas por outro lado foi medido o menor valor de pH (6,80).

Tabela 6 - Resultado das análises físico-químicas efetuadas nas amostras coletadas em dois pontos das bocas que deságuam no canal.

Parâmetros	P3B	P4B
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	727,0	58,0
DBO (mg O ₂ .L ⁻¹)	244,0	nr*
SST (mg.L ⁻¹)	267,0	43,0
pH	6,80	7,08
Condutividade (μS.cm ⁻¹)	514,0	246,0
Salinidade	0,0	0,0
Turbidez (NTU)	98,0	31,2
Fosfato (PO ₄ ³⁻ em mg P.L ⁻¹)	3,84	1,39
STD (mg.L ⁻¹)	484,0	284,0

*não-realizada

Na Figura 25 é apresentada a variação de *DQO* com o tempo para as amostras de águas do Canal Derby-Tacaruna inoculadas com o bioaditivo industrial e lodo ativado. Através da Figura 21 é observado que o desempenho do lodo ativado foi superior ao dos sistemas inoculados com a biomassa industrial. Note-se também que a inoculação do bioaditivo nas amostras provocou uma elevação no valor inicial da *DQO* de 10,7% para o ponto P3B e para P4B uma elevação de 765% do valor da *DQO*.

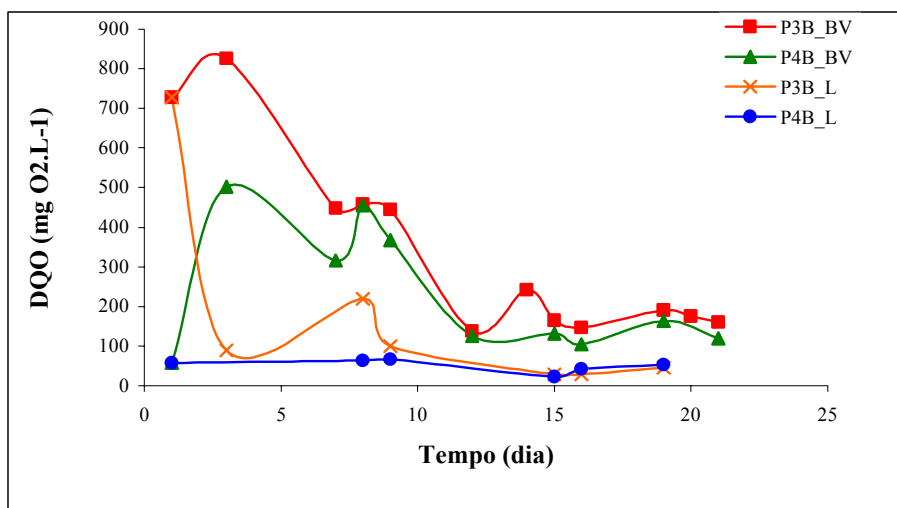


Figura 25 – Variação da *DQO* com o tempo para amostras de água dos pontos P3B e P4B sob ação das biomassas (_L – Lodo; _BV – Biomassa Antiga).

Com a relação aos valores de turbidez encontrados (Figura 26) observou-se que a redução média nos sistemas avaliados foi de 89,0%, sendo a maior redução para o sistema inoculado com lodo ativado correspondendo a 90,2% de remoção dos sólidos suspensos ou coloidais.

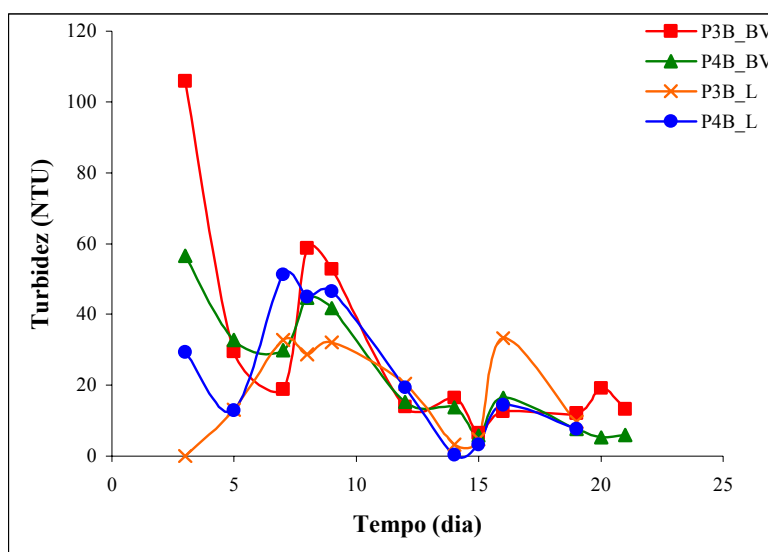


Figura 26 – Variação da turbidez com o tempo para amostras de água dos pontos P3B e P4B sob ação das biomassas (_L – Lodo; _BV – Biomassa Antiga).

Conforme os resultados apresentados na Figura 27, para a variação de pH durante o experimento, as amostras inoculadas com BV sofreram queda do pH, o que era esperado para metabolismo anaeróbico, mas ao final permaneceram com pH em torno de 7,5. As amostras inoculadas com lodo ativado apresentaram pH neutro com tendência a alcalino, sendo o valor final medido para P3B igual a 8,59 e para o ponto P4B foi de 8,27.

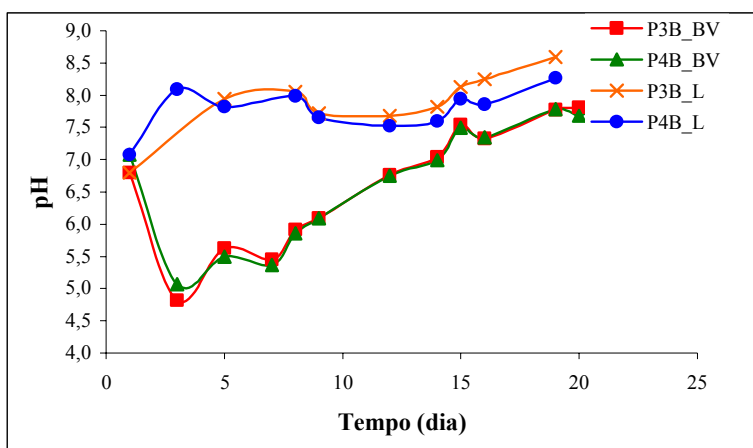


Figura 27 – Variação do pH com o tempo para amostra de água dos pontos P3B e P4B sob ação das biomassas (_L – Lodo; _BV – Biomassa Antiga).

Os experimentos realizados com as amostras coletadas na região com maior número de residências (bairros de Santo Amaro e Campo Grande), apontaram a melhor eficiência para os sistemas inoculados com lodo ativado. Além disto, foi observado que tal sistema estabilizou rapidamente a matéria orgânica num período de tempo inferior ao do sistema com bioaditivo.

4.1.5 Estudo preliminar com amostras das bocas de lançamento inoculadas com lodo ativado

O estudo foi realizado com quatro amostras coletadas em 10/07/2003 nos seguintes pontos de amostragens: P0A, P3B, P4B e P5B. Cada uma delas foi analisada para caracterização, sendo inoculadas com lodo ativado e monitoradas através das análises já citadas.

Na Tabela 7 estão os resultados das análises de caracterização para os quatro pontos estudados. Pela observação dos valores obtidos verificou-se que o ponto P3B

apresentou o maior valor de DQO ($1057 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$), e ainda que a relação DBO/DQO foi equivalente a 19%.

Tabela 7 – Resultado das análises físico-químicas efetuadas nas amostras coletadas em quatro pontos do Canal Derby-Tacaruna.

Parâmetros	P0A	P3B	P4B	P5B
DQO ($\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$)	148,0	1057,0	539,0	92,0
DBO ($\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$)	24,0	201,0	nm*	14,9
SST (mg L^{-1})	776,0	542,0	406,0	704,0
pH	6,95	6,18	6,89	7,42
Condutividade ($\mu\text{S/cm}^{-1}$)	1.393	882	706	1.235
Salinidade	0,6	0,2	0,1	0,4
Turbidez (NTU)	47,2	156,3	51,6	25,6
Fosfato (PO_4^{3-} em mg P.L^{-1})	0,51	3,17	0,91	1,29
STD (mg L^{-1})	1.389	841	671	1.174
SSF (mg L^{-1})	674,0	304,0	218,0	608,0
SSV (mg L^{-1})	102,0	238,0	188,0	96,0

*não medido

Na Figura 28 estão apresentados os resultados para variação da DQO com o tempo para as amostras de água do Canal Derby-Tacaruna inoculadas com lodo ativado. Com relação a DQO a maior redução observada foi de 97,1% para o ponto P3B e a menor redução foi para o ponto P5B (53,3%), os quais correspondem, respectivamente, ao maior e menor valores observados inicialmente para a DQO. O valor da DQO inicial medido no ponto P5B foi de $92,0 \text{ mg O}_2 \text{.L}^{-1}$ e também esse ponto apresenta o maior valor de condutividade e de *SSF* ($1235 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e 608 mg.L^{-1} , respectivamente), desta forma isto pode explicar a menor eficiência do sistema por lodo ativado no experimento, já que esse ponto apresentou componente poluente com caráter predominantemente inorgânico.

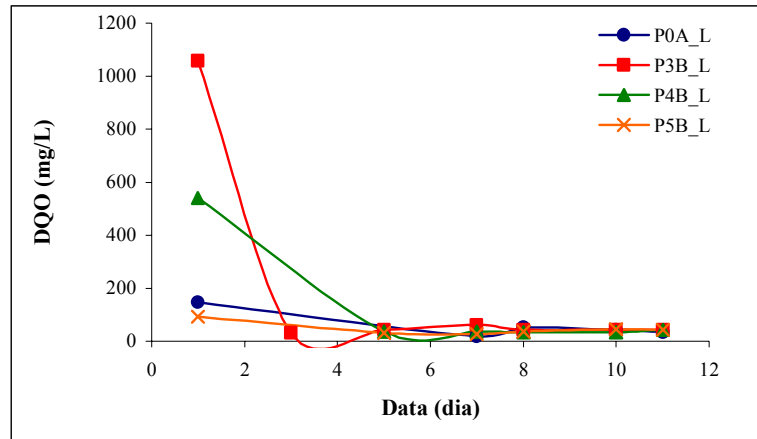


Figura 28 – Variação da DQO com o tempo para amostra de água dos pontos P0A, P3B, P4B e P5B sob ação do lodo ativado.

Através da Figura 29, pode-se observar que a redução média da turbidez medida nas amostras inoculadas ficou situada em torno de 95%, sendo que o valor médio encontrado para todas as amostras foi de 2,9 NTU.

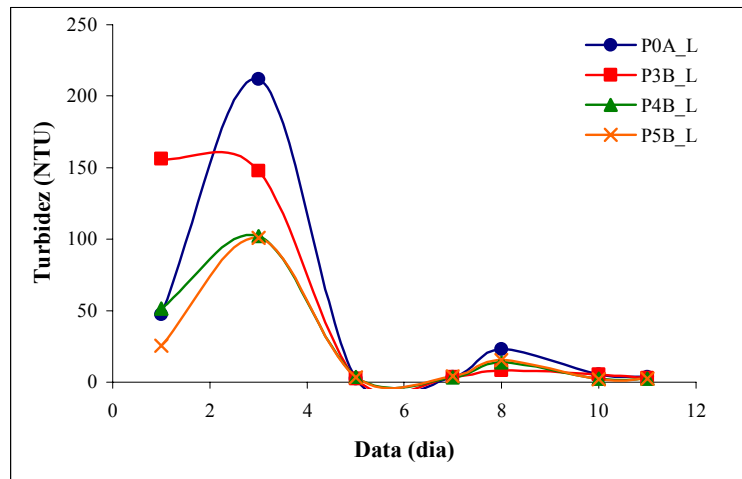


Figura 29 – Variação da turbidez com o tempo para amostra de água dos pontos P0A, P3B, P4B e P5B sob ação do lodo ativado.

Na Figura 30, pode-se acompanhar a variação do pH durante o período e verifica-se que todos os sistemas, após a inoculação da biomassa, apresentaram-se de modo semelhante, ou seja, comportamento de neutro a levemente alcalino.

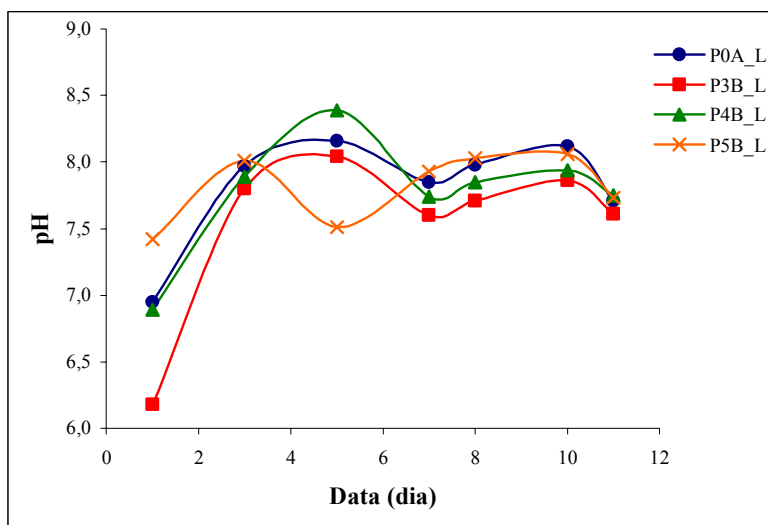


Figura 30 – Variação do pH com o tempo para amostra de água para os pontos P0A, P3B, P4B e P5B sob ação do lodo ativado.

Com relação à eficiência do sistema na remoção do conteúdo orgânico biodegradável, a maior redução de DBO foi para o sistema inoculado com o ponto P3B que foi de 96,8% e o percentual médio da remoção da DBO para todos os pontos monitorados foi de 88,5%.

4.2 Caracterização da Carga Poluente

Para caracterização da carga poluente presente nas águas do leito do canal, foram realizadas três campanhas de coleta. As amostras foram coletadas em seis pontos e foram realizadas em fevereiro de 2003, novembro de 2003 e dezembro de 2003. As coletas foram realizadas com as seguintes alturas de maré: 1,1 m em fevereiro de 2003,

0,2 m em novembro de 2003 e 1,2 m em dezembro de 2003, durante todas elas o tempo estava ensolarado e seco.

As análises realizadas incluíram determinações físico-químicas e microbiológicas. Entretanto, os resultados das determinações do teor de metais pesados e da análise microbiológica foram discutidos a parte.

4.2.1 Resultados das análises de caracterização

Apenas nas duas últimas coletas foi realizada a análise microbiológica para determinação da quantidade de microrganismos termotolerantes e coliformes totais. Os resultados obtidos para a concentração, medidos como número mais provável (NMP), de termotolerantes e coliformes totais encontram-se na Tabela 8.

Tabela 8 – Resultado da análise microbiológica de água do canal coletada em 2003.

Análise	Maré	Mês de coleta	P0	P1	P2	P3	P5
Coliformes fecais (NMP)*	0,2	Novembro	3×10^7	$3,5 \times 10^7$	$>1,6 \times 10^8$	$1,6 \times 10^8$	$>1,6 \times 10^8$
	1,2	Dezembro	9×10^5	$1,4 \times 10^6$	$3,4 \times 10^7$	$1,6 \times 10^8$	$3,3 \times 10^6$
Coliformes totais (NMP)	0,2	Novembro	3×10^7	$1,6 \times 10^8$	$>1,6 \times 10^8$	$>1,6 \times 10^8$	$>1,6 \times 10^8$
	1,2	Dezembro	$1,3 \times 10^6$	$2,1 \times 10^6$	$1,6 \times 10^8$	$1,6 \times 10^8$	$1,4 \times 10^6$

*NMP = número mais provável de coliformes em 100 mL de amostra.

Os valores encontrados para esta determinação indicam uma alta concentração bacteriana o que era esperado devido aos despejos de esgotos sanitários nas águas do Canal Derby-Tacaruna. Tais valores não se encontram dentro dos limites para coliformes tolerantes, não se enquadrando em nenhuma das classes para corpos hídricos, fixados pela Resolução CONAMA nº 020 (CONAMA, 1986).

Os resultados das análises físico-químicas estão apresentados na Tabela 12 no ANEXO A.

Dentre os resultados obtidos é percebido que os valores encontrados nas análises de sólidos totais dissolvidos são maiores quando a maré foi alta e que por consequência também o mesmo acontece nas análises de condutividade e de salinidade. Com exceção do ponto P1, para o mês de novembro (maré baixa), cujos valores de condutividade e salinidade foram mais altos do que os do mês de fevereiro (maré alta). Sendo encontrado os maiores valores de STD, condutividade e salinidade nos pontos P0 e P5, os quais são os pontos extremos localizados na comporta do Rio Capibaribe e Rio Beberibe, respectivamente. Os pontos centrais, P2 e P3 apresentaram os menores valores para condutividade, salinidade e teor de sais dissolvidos, o que é explicado pela distância destes pontos entre os rios.

Para a DQO, verificam-se valores mais altos nas extremidades do canal, o que está de acordo com o teor alto de sólidos dissolvidos encontrados nestes pontos. Por outro lado, para estes pontos não foi possível a determinação da DBO devido à alta salinidade presente no meio o que provavelmente inibiu a estabilização da carga orgânica pelas bactérias. Nos pontos centrais, que apresentaram menor DQO, para todos os meses analisados, foi possível determinar a DBO. Entretanto a relação DBO/DQO para os pontos centrais, P2 e P3, ficou em média em torno de 7%, o que deixa claro que o corpo hídrico possui como característica uma poluição extremamente salina.

Nas marés mais altas foram verificados valores baixos para a turbidez quando comparados com os valores encontrados nas marés mais baixas. Para os valores de pH não foi observada correlação com o efeito da maré e os mesmos ficaram na faixa da neutralidade a levemente alcalino, ou seja, entre os valores de 7 a 8.

4.2.2 Análise de metais na água

Quanto à análise de metais pesados, foram determinados os teores dos seguintes elementos zinco, cobre, manganês, cromo, ferro, cobalto, cádmio, níquel e chumbo por espectrofotometria de absorção atômica. Os valores encontrados correspondem à fração de metais dissolvidos e também na forma de quelantes. Entretanto como a digestão ácida usada foi branda, possivelmente nem todo o conteúdo dos metais tenha sido determinado por espectrofotometria. A Figura 31 apresenta o gráfico com a distribuição da concentração dos metais analisados para cada um dos pontos das amostras de água do leito coletada.

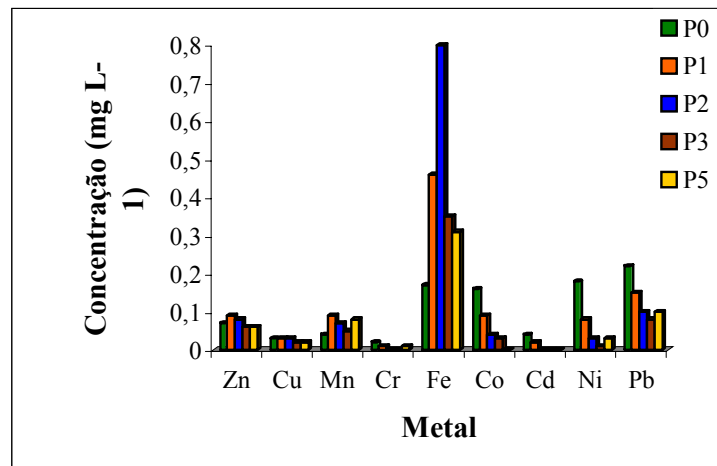


Figura 31 – Distribuição da concentração dos metais pesados no Canal Derby-Tacaruna.

O metal presente em maior concentração foi o ferro, sendo que o ponto P2 apresentou o maior teor (0,8 ppm) e o ponto P0 a menor concentração (0,17 ppm). O segundo metal mais encontrado, para todas as amostras analisadas foi o chumbo, tendo o maior valor para o ponto P0 (0,22 ppm) e o menor valor foi do ponto P3 (0,08 ppm).

Para as demais amostras as concentrações dos metais analisados situaram-se abaixo de 10 ppm, excetuando-se o ponto P0 cuja concentração de níquel e cobalto foi de 0,18 e 0,16 ppm, respectivamente.

Comparando com os valores encontrados por RIETZLER *et al.* (2001), que analisaram Zn, Pb, Cd, Ni, Cu, Cr, Mn e Fe em tributários da represa da Pampulha (Sarandi e Ressaca), são verificados valores bem mais altos para todos os metais analisados. O metal mais abundante foi o ferro, com 48,5 mg.L⁻¹, 76,2 mg.L⁻¹, 18,2 mg.L⁻¹ e 17,5 mg.L⁻¹ para os pontos do Controle, de Sarandi, Ressaca, Confluência Sarandi/Ressaca e Reservatório. Foi verificado que os teores encontrados para os metais estavam acima dos recomendados para água de classe 2, conforme Resolução CONAMA 20/86. A metodologia analítica aplicada foi digestão branda com HNO₃ concentrado e pré-concentração como descrito no APHA (1995).

4.3 Unidade Piloto

São apresentados os resultados obtidos durante os experimentos na unidade piloto com as biomassas para degradação da matéria poluente de um efluente sintético. Assim como o resultado da avaliação do comportamento hidrodinâmico do reator canal nas condições operacionais do experimento mencionado acima.

4.3.1 Remoção da carga orgânica da água do canal em unidade piloto

Os experimentos para remoção da carga orgânica de um efluente sintético na unidade piloto foram avaliados com a biomassa industrial e com o lodo ativado nos meses de outubro de 2003 e janeiro de 2004, respectivamente.

4.3.1.1 Técnica de bioaumento

A amostra de água do leito do canal que foi coletada para ser usada na partida do reator foi analisada e os resultados dos parâmetros determinados encontram-se na Tabela 9.

Tabela 9 – Resultado das análises de caracterização para amostra de água do ponto P3

Parâmetros	Resultado
pH	7,12
Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	14.540
Turbidez (NTU)	72,1
Salinidade	8,5
DQO ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	297
DQO solúvel ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	244
DBO ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	21,8
Fósforo (PO_4^{3-} em $\text{mg P}\cdot\text{L}^{-1}$)	14,5
SST ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	40
SSF ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	31
SSV ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	9

O sistema foi posto em funcionamento logo após a coleta das amostras, sendo inoculado com 60 g de bioaditivo . Não foi feita nenhuma nova adição da biomassa ao sistema durante o monitoramento. As determinações foram realizadas nas amostras de afluente e efluente do sistema.

Assim, em termos de remoção de DQO, a unidade obteve em média uma redução de 55%, considerando a concentração da carga orgânica na entrada e na saída do reator canal. O maior valor medido de remoção de DQO foi de 71% e a menor redução encontrada foi de 13%, sendo essa correspondente ao segundo dia de experimento e que pode ser justificada por conta da aclimatação das bactérias constituintes do bioaditivo. Na Figura 32 pode ser acompanhada a variação da carga orgânica medida na entrada e na saída do reator, durante o período do experimento.

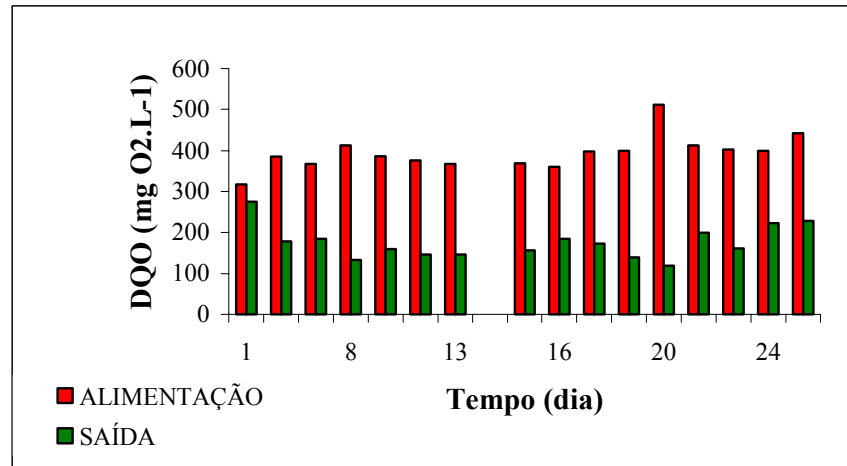


Figura 32 – Variação da DQO com o tempo nos pontos ER e SR da unidade piloto no experimento com bioaditivo.

Com relação às variações de pH foi observado que não ocorreram alterações significativas ou mais acentuadas, tendo o pH oscilado entre os valores de 5,0 a 6,5 para as amostras coletadas na entrada do reator (ER) e de 6,5 a 7,4 para aquelas coletadas na saída do reator (SR). Nas amostras coletadas dentro do reator, verificou-se a existência de zonas com valores diferenciados de pH. Então para o ponto R1, localizado logo abaixo da entrada de afluente no reator, o valor de pH era mais baixo em relação aos outros pontos de coleta do reator (R2, R3, R4 e R5). O decaimento do pH medido em R1, pode estar associado ao crescimento bacteriano anaeróbico ocorrer com mais intensidade nessa área e na degradação anaeróbica o pH tende a cair devido à formação dos ácidos.

Na variação da carga poluente medida como DBO (Figura 33), verificou-se que a concentração da mesma na alimentação aumentou ao longo do experimento e isto provavelmente ocorreu devido a erro durante o preparo do efluente sintético, possivelmente na diluição da mistura. Durante o período do experimento foi registrada uma eficiência média de remoção da DBO de 62%. Tendo sido encontrada uma

eficiência de 79%, o qual correspondeu ao maior valor registrado para esse parâmetro, e 41% de eficiência corresponderam ao menor valor encontrado.

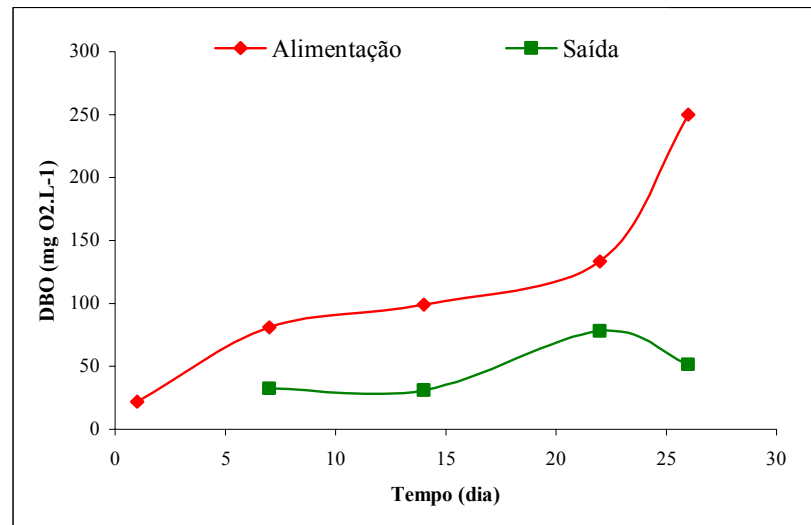


Figura 33 – Variação da DBO com o tempo nos pontos ER e SR da unidade piloto no experimento com bioaumento.

As demais determinações como condutividade, salinidade e STD permaneceram sem grandes alterações, podendo ser consideradas como constantes, após a fase de aclimação bacteriana, como mostrado nas Figuras 34 e 35.

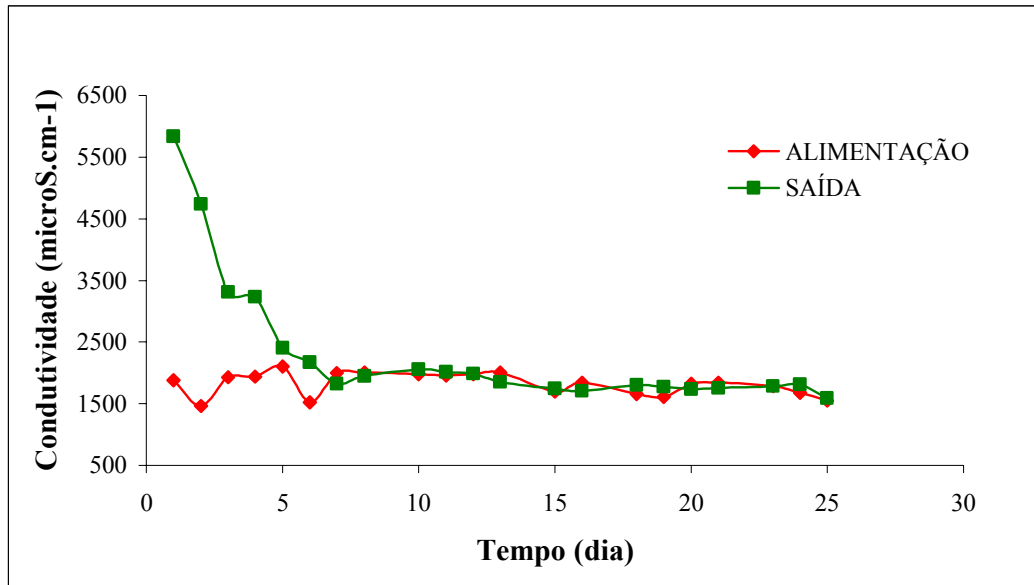


Figura 34 – Variação da condutividade com o tempo nos pontos ER e SR da unidade piloto no experimento com bioaumento .

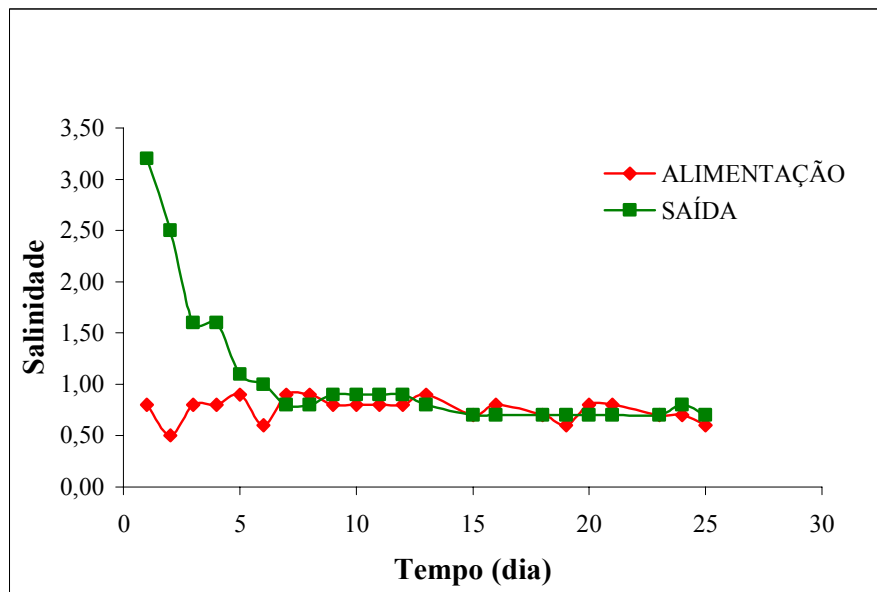


Figura 35 – Variação da salinidade com o tempo nos pontos ER e SR da unidade piloto no experimento com bioaumento.

Pelos resultados obtidos durante o experimento na unidade piloto verificou-se que a biomassa industrial usada não obteve uma boa eficiência de remoção da *DQO* e

Avaliação de Processos Biológicos na Melhoria ... *Maria do Carmo Lourenço da Silva*

de *DBO*, ficando abaixo do que é preconizado pela Resolução CONAMA nº 20 de 18/06/86 para lançamentos de efluentes em corpos hídricos. Como este experimento foi conduzido em apenas uma condição de funcionamento, um melhor desempenho do reator pode ser obtido através de planejamento fatorial, variando-se as condições operacionais tais como: vazão volumétrica, concentração de substrato, concentração de biomassa, entre outros.

Desta forma poderá ser encontrada a eficiência máxima de remoção da matéria orgânica presente. Testes para avaliar o efeito da salinidade na eficiência do sistema também seriam necessários.

4.3.1.2 Processo por lodos ativados

Os resultados das análises de caracterização da amostra do ponto P2, coletada para dar partida ao experimento, estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 – Resultado das análises de caracterização para amostra de água do ponto P2.

Parâmetros	Resultado
pH	6,01
Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	4.370
Turbidez (NTU)	*nr
Salinidade	0,9
DQO ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	248
DBO ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	**nm
Fósforo (PO_4^{3-} em $\text{mg P}\cdot\text{L}^{-1}$)	
SST ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	73
SSF ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	52
SSV ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	21
STD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	4.030

*não realizada - ** não medida (fora do limite de oxidação)

A unidade piloto foi posta em funcionamento logo após a coleta da amostra e foi inoculada com 8L do lodo ativado (fornecido pela AmBev – Cabo Santo Agostinho/PE). A concentração desejada de ST era que fosse superior a $3000\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no

Avaliação de Processos Biológicos na Melhoria ... *Maria do Carmo Lourenço da Silva*

tanque de aeração. O sistema ficou em operação durante 21 dias e durante este período foram realizadas análises nas amostras de afluente e efluente ao sistema.

Com relação à remoção da carga orgânica presente, medida em termos de DQO, a unidade obteve 89% de redução da concentração para amostras da entrada e da saída do sistema. O limite superior medido para remoção da DQO foi igual a 93% e o menor valor observado foi 84%, estando tais valores situados dentro da faixa de rendimento média para plantas com boas condições de operação (85 a 95%).

FUJII *et al.* (1997) utilizando um reator canal como estação piloto, na recuperação de um canal (Klong Lad Prao), usando a técnica de filtração em leito de pedra obtiveram uma eficiência de 50%. Este sistema teve um melhor desempenho quando foram usados três tamanhos de pedras usadas como meio filtrante. O fornecimento de ar foi conduzido por uma rede de difusores fixados no fundo do reator. A água poluída do canal foi introduzida no canal por meio de um tanque de alimentação em fluxo horizontal.

A Figura 36 apresenta a variabilidade medida para a concentração de DQO durante o experimento.

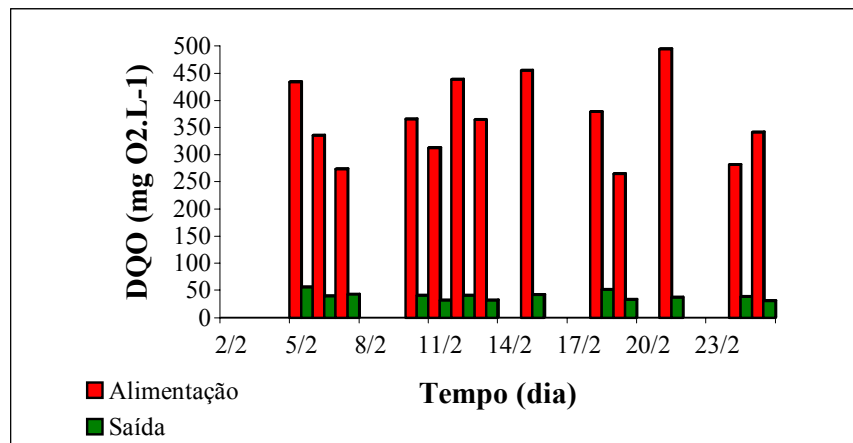


Figura 36 – Variação da *DQO* com o tempo nos pontos ER e SR da unidade piloto durante experimento com lodo ativado.

Durante o monitoramento, na determinação de pH foi observado um comportamento sem muitas oscilações, ficando os valores encontrados no intervalo de 5,5 a 7,0 para as amostras da entrada (ER) e de 7 a 7,9 para aquelas coletadas na saída (SR). Dentro do reator, foi observado um comportamento semelhante, sendo o intervalo das medidas compreendido entre 7 a 7,8 e os menores valores são encontrados no ponto R1.

Na variação da carga orgânica poluente, medida como DBO, foi verificada uma remoção média de 96,8% para as amostras monitoradas no período do experimento. O maior valor registrado na eficiência da redução da matéria orgânica foi de 97,4% e o menor encontrado para estas condições foi de 95,7%. Na Figura 37 é possível acompanhar a variação medida durante o período e é percebida uma diminuição no valor medido para a DBO do efluente sintético (alimentação) com o passar do experimento. Tal ocorrência pode estar relacionada com erro de diluição do efluente sintético durante o seu preparo. Vale ressaltar que todos os valores medidos de DBO estão dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº20/86 para rio Classe 2 (CONAMA, 1986). Em 1997, FUJII *et al.* observaram uma remoção de 50% da DBO através de filtração em leito de pedra, em um reator canal com alimentação horizontal der água poluída de um canal na Tailândia.

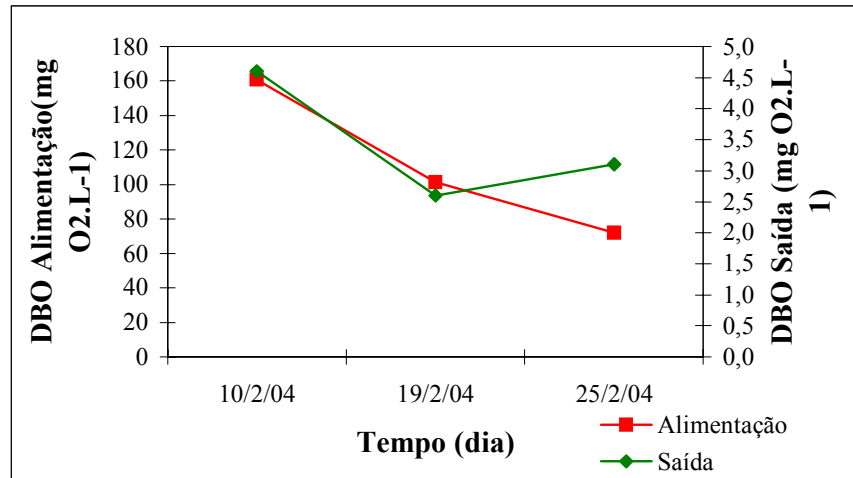


Figura 37 – Variação da DBO com o tempo observada nos pontos ER e SR da unidade piloto durante experimento de lodo ativado.

Com relação ao teor de fósforo medido no sistema, foi observado que nas amostras da saída do efluente houve um aumento na concentração residual deste nutriente em torno de 30%. Esta elevação pode estar associada com a produção de substâncias endógenas microbianas, bem como podem ser provenientes de compostos mais simples, resultantes da degradação da matéria orgânica. A concentração inicial medida na saída do efluente foi de $13,5 \text{ mg P.L}^{-1}$ e no final do experimento foi encontrado um valor de $17,6 \text{ mg P.L}^{-1}$.

No tanque de aeração foi observada uma concentração de oxigênio dissolvido de 5 a $6 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$. Sendo verificado que no ponto de entrada de afluente (R1) esta concentração de saturação foi sempre menor do que nos demais pontos, o que pode ser justificada pela taxa de degradação do material orgânico ser mais acentuada nessa região.

Segundo JENKINS *et al.* (1993) além dos microrganismos, os flocos de lodo ativado contêm partículas orgânicas e inorgânicas presentes no efluente e polímeros extracelulares os quais contribuem na biofloculação do lodo. Esses polímeros

microbianos extracelulares formam uma “cápsula gelatinosa” envolvendo células individuais ou grupos de células dando origem aos flocos (JENKINS *et al.*, 1993). A floculação está relacionada às condições de vida, ou ao estado fisiológico que as bactérias se encontram (BRAILE & CAVALCANTI, 1993). Segundo estes autores, a floculação é iniciada na fase endógena, porque com o fim dos alimentos e não havendo nutrientes, as bactérias passam a consumir as suas próprias reservas nutritivas.

A concentração de sólidos totais no tanque de aeração durante o experimento sofreu uma redução de 28%, entretanto o teor percentual de sólidos voláteis aumentou de 60% para 64% para as mesmas amostras. A concentração de sólidos voláteis representa a quantidade de matéria orgânica presente na amostra. Segundo DA MOTTA *et al.* (2002), a matéria orgânica dos flocos é constituída em sua maior parte por exopolímeros e pelas bactérias formadoras de flocos e filamentosas (os outros microrganismos encontram-se em concentrações mais baixas). Assim este aumento associado ao percentual de SV, pode estar ligado ao acúmulo de substâncias secretadas pelos microrganismos no tanque de aeração. Mesmo a unidade operando sob recirculação de lodo (1,5L.h⁻¹), esta não foi suficiente para manter a população de microrganismos constante, tendo como consequência à desaceleração na taxa de crescimento microbiano. Alguns fatores podem ter contribuído para isto, tais como baixa carga de material orgânico no efluente sintético e deficiência na taxa de OD fornecido ao sistema. Não foi observada a mineralização do lodo, uma vez que a percentagem da quantidade de sólidos fixos no tanque de aeração diminuiu cerca de 10%.

O Índice Volumétrico de Lodos (IVL) medido no experimento demonstrou um comportamento decrescente no período, tendo um valor inicial de 80mL.g⁻¹ e ao final um valor de 66mL.g⁻¹, o que representa uma redução aproximada de 17%. VON

Avaliação de Processos Biológicos na Melhoria ... *Maria do Carmo Lourenço da Silva*

SPERLING (1997) afirma que quanto maior o *IVL*, pior é a sedimentabilidade do lodo, ou seja, o lodo ocupa um volume maior no decantador secundário. Segundo VON SPERLING (1997), o valor de *IVL* entre 0 a 50mL.g^{-1} equivale a um lodo de ótima sedimentabilidade, e para valor de *IVL* entre 200 a 300mL.g^{-1} a sedimentabilidade é ruim. E de acordo com HAMMER (1979), a faixa de 50 a 150mL.g^{-1} é indicativo de um lodo com boa sedimentabilidade. Como foi verificado pelos resultados obtidos o sistema apresentou uma boa sedimentabilidade dos flocos. É um dos testes mais comuns para o controle operacional de uma planta de tratamento de efluentes por lodo ativado.

De acordo com os resultados obtidos, durante o experimento na unidade piloto, verificou-se o bom desempenho deste processo para remoção da concentração de carga poluente, como DQO e DBO. Estando tais valores dentro dos limites da Resolução CONAMA nº20 de 18/06/86 para lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Entretanto, não houve a redução do teor de fósforo, o qual por ser um nutriente provoca, quando lançado em grandes quantidades, o efeito da eutrofização (crescimento excessivo de plantas) que pode levar à morte do corpo hídrico. Portanto, em novos experimentos a unidade piloto poderia ser operada de forma a otimizar a remoção deste e também a remoção de nitrogênio, outro importante nutriente que também pode provocar a eutrofização.

4.3.2 Modelagem hidrodinâmica do reator canal

4.3.2.1 Determinação do tempo de residência

Para a determinação da DTR foram feitos experimentos em duplicata na unidade piloto nas duas condições dos experimentos com biomassas: sistema com aeração difusa

e sistema desaerado. Para isso foi acompanhada a variação da medida da condutividade, após a injeção do tipo pulso, de 50 mL de solução de NaCl 3M usada como traçador.

Após 48 horas de operação, com os dados recolhidos pelo sistema de aquisição de dados foi calculada a função de distribuição de tempo de residência (curva **E**).

Foi utilizado um filtro que calculava a média a cada 60 pontos (correspondendo à média de um intervalo de tempo de 2 minutos) e com isso permitiu a remoção do ruído inerente ao condutivímetro digital usado. Nas Figuras 38, 39, 40 e 41 estão apresentadas as curvas **E** encontradas para os dois sistemas avaliados.

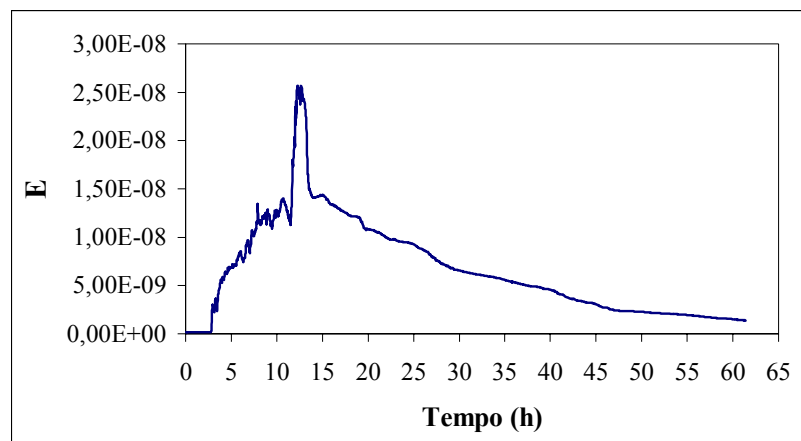


Figura 38 – Variação da função de distribuição do tempo de residência com o tempo obtida para o primeiro experimento no sistema sem aeração.

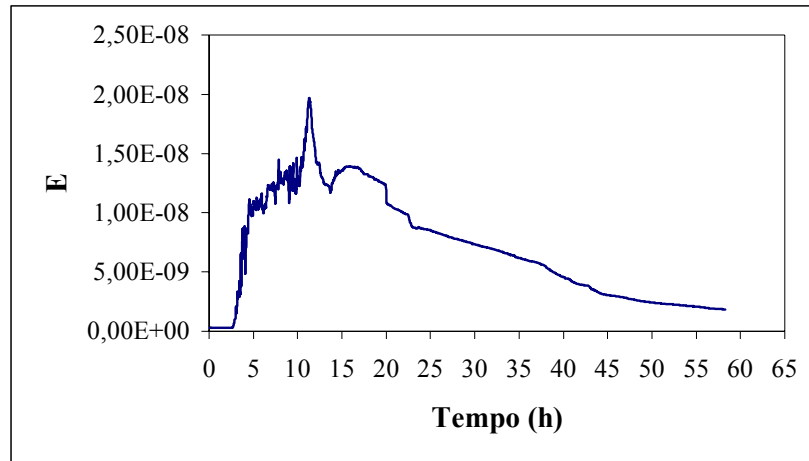


Figura 39 – Variação da função de distribuição do tempo de residência com o tempo obtida para o segundo experimento no sistema sem aeração.

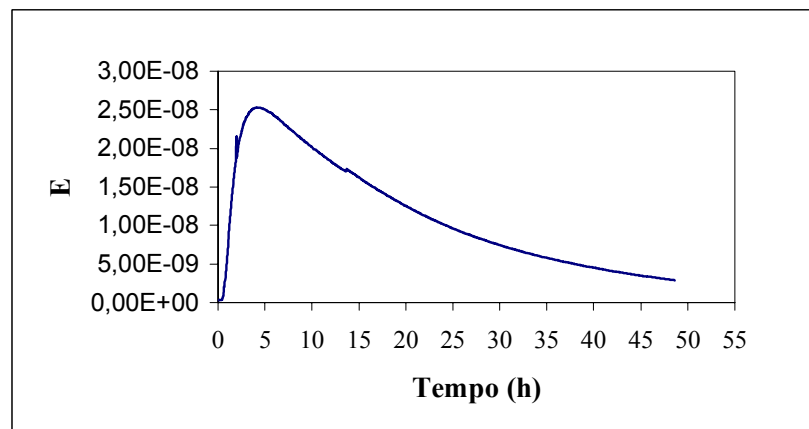


Figura 40 – Variação da função de distribuição do tempo de residência com o tempo obtida para o primeiro experimento no sistema com aeração.

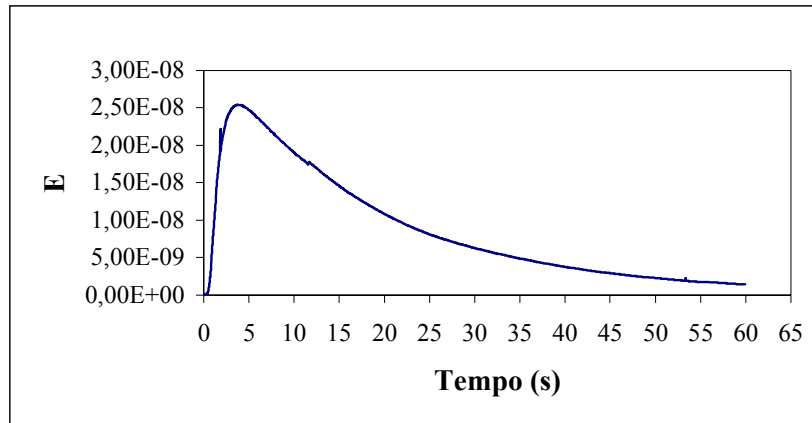


Figura 41 – Variação da função de distribuição do tempo de residência com o tempo obtida para o primeiro experimento no sistema com aeração.

Com isso foi possível determinar o tempo médio de residência (\bar{t}) e a variância (σ^2) da distribuição das medidas, os quais foram calculados conforme as Equações 2.10 e 2.11, respectivamente.

Na Tabela 11 estão sumarizados os valores médios obtidos para os parâmetros hidrodinâmicos calculados para os sistemas analisados, com aeração e sem aeração.

Tabela 11 – Parâmetros hidrodinâmicos do reator piloto tipo canal

Sistema	Tempo de residência médio - \bar{t} (h)	Variância - σ^2 (h ²)
Sem aeração	22	177
Com aeração	17	165

O valor do tempo de residência médio para o sistema funcionando com aeração foi menor do que aquele encontrado para o sistema sem aeração e isto se deve ao fato do primeiro ter áreas no reator com caminhos preferenciais devido à aeração por ar difuso, o que permitiu a passagem das partículas mais rapidamente pelo tanque. Apenas com esses valores não podemos classificar o tipo de escoamento do reator, é necessário

aplicar esses parâmetros em modelos de escoamento para reatores químicos já conhecidos.

Sendo assim, com os valores dos parâmetros acima podemos aplicar no modelo de tanques em série e determinar o número de tanques ideais em série necessário para modelar o reator real de acordo com a Equação 2.21. Assim, encontra-se que para o sistema sem aeração o número de tanques ideais foi igual a 3. De acordo com esse modelo, quanto maior o valor de n , isto é, o número de tanques ideais, mais próximo o escoamento se aproxima do escoamento pistão (FOGLER, 2002), o que nos leva a concluir que o escoamento desenvolvido no reator se aproxima do escoamento do tipo mistura. Para o sistema com aeração, foi encontrado que o número de tanques ideais aproximado é igual a 4, o que permite a mesma consideração do reator sem aeração.

Ainda com os valores de \bar{t} , σ^2 e τ pode-se aplicar em mais um modelo, no caso o modelo de dispersão, o qual descreve o escoamento em reatores tubulares ideais. Neste modelo quanto menor for a dispersão existente em um sistema, mais o escoamento tenderá ao do tipo pistão. Assim, para o reator funcionando sem aeração foi encontrado o valor do número de dispersão igual a 0,24, calculado conforme Equação 2.19, considerando o reator nessas condições como sistema fechado. Para o sistema com aeração foi encontrado o número de dispersão axial como sendo igual a 0,49.

Pelos valores obtidos na aplicação dos parâmetros em ambos os modelos, pode-se concluir que o escoamento é dispersivo, mas por outro lado, o número de tanques encontrados foi um número finito, o que não permite a afirmação de um escoamento pistão ou tubular, já que para esse caso seria necessário um número muito maior de tanques.

5 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

De acordo com as análises de caracterização da água do leite do canal Derby-Tacaruna foi observado que há uma alta concentração de sólidos dissolvidos, principalmente nos pontos mais extremos (P0 e P5), o que influencia diretamente o valor medido de DQO. Outro ponto que confirma esse fato é a baixa relação DBO/DQO.

Pelos resultados dos experimentos do estudo preliminar, as amostras das bocas inoculadas com o bioaditivo apresentaram melhores resultados do que as do leite, e isto são devidos muito provavelmente à inibição do crescimento bacteriano pela alta concentração de sais dissolvidos presentes. Entretanto, as amostras do leite e das bocas de lançamento, inoculadas com o lodo ativado obtiveram rendimento superior na degradação da matéria orgânica, não sendo esta biomassa afetada pelo efeito da salinidade do meio.

Os experimentos realizados em sistema contínuo na unidade piloto apresentaram melhores resultados de remoção da carga poluente quando operando com lodo ativado. Para esse caso a remoção média da carga poluente foi de 85%. O tratamento por lodo ativado tem eficiência entre 85 a 90% da remoção da matéria orgânica, desta forma o sistema monitorado apresentou boas condições de funcionamento. Para os experimentos inoculados com o bioaditivo industrial foi observada uma eficiência menor na remoção da carga orgânica, ficando em cerca de 60%, em média. Para conclusão mais fundamentada, se faz necessária a avaliação da técnica de bioaumentação em outras condições de operação e concentração. Estes novos experimentos para o bioaumentação e para o lodo deverão ser realizados buscando-se a otimização dos parâmetros operacionais de ambos os sistemas.

Pela determinação da DTR, foi calculado o valor do tempo médio de residência para as duas formas de operação da unidade piloto, sendo \bar{t} igual a 22 h quando sem aeração e 17 h funcionando com aeração. Utilizando-se os parâmetros calculados foram aplicados em dois modelos de escoamento em reatores químicos (modelo de dispersão e de número de tanques em série). Assim sendo, o estudo do comportamento hidrodinâmico mostrou que o reator apresentou, nas condições de funcionamento avaliadas, um escoamento pouco dispersivo o que sugere uma tendência de fluxo tipo pistão, mas como o número de tanques em série foi pequeno (3 e 4 unidades de recipientes) isto o afasta do escoamento tubular. Um estudo mais aprofundado, incluindo novas faixas de vazões será necessário para uma melhor compreensão do comportamento hidrodinâmico deste reator.

6 ANEXOS

ANEXO A

Tabela 12 – Resultado das Análises Físico-Químicas da água do leito do canal coletadas no ano de 2003.

Análise	Maré	Mês de coleta	P0	P1	P2	P3	P4	P5
DQO (mg.L ⁻¹)	1,1	Fevereiro	644,0	441,0	170,0	162,0	447,0	470,0
	0,2	Novembro	405,0	304,0	141,0	185,0	**nc	189,0
	1,2	Dezembro	335,0	181,0	180,0	224,0	**nc	661
DBO (mg.L ⁻¹)	1,1	Fevereiro	31,2	26,7	12,9	10,8	11,3	27,0
	0,2	Novembro	*nm	24,3	*nm	18,1	**nc	27,1
	1,2	Dezembro	*nm	8,8	12,2	14,1	**nc	*nm
SST (mg.L ⁻¹)	1,1	Fevereiro	178,0	224,0	134,0	152,0	208,0	280
	0,2	Novembro	244,0	198,0	108,0	54,0	**nc	100,0
	1,2	Dezembro	93,0	76,0	32,0	60,0	**nc	56,0
pH	1,1	Fevereiro	8,06	8,15	7,75	7,9	7,87	7,99
	0,2	Novembro	7,36	7,47	6,91	7,54	**nc	7,56
	1,2	Dezembro	7,45	7,62	7,10	7,16	**nc	7,61
Condutividade (μS.cm ⁻¹)	1,1	Fevereiro	25.500	16.030	10.260	8.880	14.690	20.800
	0,2	Novembro	25.800	16.460	5.480	2.470	**nc	4.500
	1,2	Dezembro	33.900	24.200	5.580	19.280	**nc	43.200
Salinidade	1,1	Fevereiro	13,9	10,0	6,3	5,1	9,3	13,0
	0,2	Novembro	15,8	9,7	2,7	1,1	**nc	2,3
	1,2	Dezembro	21,3	14,8	3,0	11,5	**nc	28,3
Turbidez (NTU)	1,1	Fevereiro	7,5	11,2	31,6	28,6	13,0	10,3
	0,2	Novembro	31,6	50,6	107,7	72,8	**nc	63,9
	1,2	Dezembro	9,6	13,6	76,6	38,0	**nc	9,2
Fósforo (PO ₄ ⁻³ em mg P.L ⁻¹)	1,1	Fevereiro	2,06	2,06	0,25	0,34	2,91	3,01
	0,2	Novembro	0,19	1,21	1,40	1,49	**nc	0,84
	1,2	Dezembro	0,24	1,54	0,84	1,40	**nc	0,28
STD (mg.L ⁻¹)	1,1	Fevereiro	*nm	*nm	*nm	*nm	**nc	*nm
	0,2	Novembro	30.700	17.280	7020	2.540	**nc	4.700
	1,2	Dezembro	63.300	33.100	8.610	24.000	**nc	60.000
SSV (mg.L ⁻¹)	1,1	Fevereiro	*nm	*nm	*nm	*nm	**nc	*nm
	0,2	Novembro	98,0	112,0	68,0	50,0	**nc	72,0
	1,2	Dezembro	31,0	31,0	19,0	28	**nc	17,0
SSF (mg.L ⁻¹)	1,1	Fevereiro	*nm	*nm	*nm	*nm	**nc	*nm
	0,2	Novembro	164,0	86,0	40,0	4,0	**nc	28,0
	1,2	Dezembro	62,0	45,0	13,0	32,0	**nc	39,0
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	1,1	Fevereiro	*nm	*nm	*nm	*nm	**nc	*nm
	0,2	Novembro	164,6	202,5	278,5	240,5	**nc	253,2
	1,2	Dezembro	139,25	189,88	151,91	139,25	**nc	139,25

*não medido - ** não coletada

7 APÊNDICES

Trabalhos Completos

SILVA, M.C.L.; ANDRADE, M.M.T.; LUCENA, A.D.L.S.; SILVA, V.L.; DA MOTTA, M. – **“Recuperação da Qualidade da Água do Canal Derby-Tacaruna: Estudo Preliminar”**, 4º Congresso Regional de Engenharia Sanitária e Ambiental da 4ª Região da AIDIS, ABES, São Paulo, 2003.

SILVA, M.C.L.; NASCIMENTO, A. M.; SILVA, J.E., SILVA, V. L.; DA MOTTA M., SILVA, M.M.; FONSECA, R. M. - **“Análise da Variabilidade dos Efluentes das Estações de Tratamento de Efluentes da Mangueira e do Cabanga”**, 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Joinvile, 2003.

ALCANTARA, C. V.; SILVA, M. C. L., SILVA, V. L.; DA MOTTA, M. - **“Avaliação, Monitoramento e Gestão de uma Lagoa Eutrofizada – o Caso de Lagoa do Carro”**, IX Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário, II Congresso do Quaternário de Países de Línguas Ibéricas e no II Congresso sobre Planejamento de Zonas Costeiras, Recife, 2003.

SILVA, M. C. L., SILVA, L. P. A., LUCENA, A. D. S.; SILVA, V. L.; DA MOTTA, M. - **“Estudo Comparativo da Eficiência de Redução da Poluição do Canal Derby-Tacaruna dos Processos de Lodo Ativado e de Bioaumento (biomassa industrial), XI Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Natal, 2004.**

Resumos

SILVA, M.C.L.; LIMA, F.; MONTENEGRO, M.C.B.; ARAÚJO, A.N.; PIMENTEL, M.F.; SILVA, V.L. – **“Otimização de um Sistema FIA para Determinação Potenciométrica de Epinefrina”**, XLII Congresso Brasileiro de Química, Rio de Janeiro, 2002.

ANDRADE, M.M.T; SILVA, M.C.L; SILVA, V.L.; DA MOTTA, M. – **“Caracterização da Qualidade da Água do Canal Derby-Tacaruna”**, XLIII Congresso Brasileiro de Química, Ouro Preto, 2003.

NASCIMENTO, A.M.; SILVA, M.C.L.; SILVA, V.L.; DA MOTTA, M. – **“Redução da Carga Orgânica do Canal Derby-Tacaruna Utilizando Consórcios de Bactérias”**, XLIII Congresso Brasileiro de Química, Ouro Preto, 2003.

LUCENA, A.D.L.S.; SILVA, M.C.L.; SILVA, V.L.; DA MOTTA, M. – **“Utilização de Métodos Rápidos na Caracterização de Efluentes Líquidos”**, XLIII Congresso Brasileiro de Química, Ouro Preto, 2003.

SILVA, M.C.L.; SILVA, L.P.A.; SILVA, V.L.; DA MOTTA, M. – **“Análise Comparativa da Remoção de Carga Orgânica do Canal Derby-Tacaruna por Via Biológica”**, XLIII Congresso Brasileiro de Química, Ouro Preto, 2003.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADMIRAAL, W. *et al* – Linking ecological e ecotoxicological techniques to support river rehabilitation, *Chemosphere*, v.41, p.289-295, 2000.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA – American Water Works Association, Water Pollution Control Federation – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th ed., 1995.
- ANDRÉ, C.; CHARENUTS, T.; VITART, X; JAUZEIN, M.; DECHELETTE, O. – Etude par traçages radioactifs de la migration de metaux toxiques dans de dechets siderurgiques. Récents Progrés en Génie des Procédés. v.12, n.61, p.109-114. In : Traceurs et Méthodes de Traçage, LECLERC, J.P. & GREVILLOT, G. (Coordenateurs). Nancy : Société Française de Génie Chimique, 1998, (Diffuseur Technique et Documentation-Lavoisier).
- ARAÚJO, A.M. – Qualidade das águas estuarinas em Recife (1995/1996), *Ciência e Engenharia (Science & Engineering Journal)*, vol.9, n.1, p.32-39, 2000.
- BAIRD, C. *Química Ambiental*, 2ª edição, Ed. Bookman, Porto Alegre, 2002.
- BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D.; NASCIMENTO, L.E.; CARVALHO, G.R.M.; SILVA, C.V. – Coliformes como indicadores da qualidade da água: alcance e limitações. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000. Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000 (CD rom).
- BIJLSMA, M.; GALIONE, L.S.; KELDERMAN, G.J.; CLARISSE, I.A. – Assesment of heavy metal pollution in inner-city canal sediments. *Wat. Sci. Tech.*, v.33, n.6, p.231-237, 1996.
- BOLAY, J.C.; CARTOUX, J.; CUNHA, A.; DU, T.T.N.; BASSAND, M. – Sustainable development and urban growth: precarious habitat and water managemnet in Ho Chi Minh City, Vietnam, *Habitat Intl*, vol. 21, n.2, p.185-197, 1997.
- BOON, N.; GORIS, J.; DE VOS, P.; VERSTRAETE, W.; TOP, E.M. – Bioaugmentation of activated sludge by an indigenous 3-chloroaniline-degrading *Comamonas testosteroni* strain, *I2gfp*, v.66, n.7, p.2906-2913, 2000.
- BOWKER, R.P.; SMITH, J.M.; WEBSTER, N.A. – Odor and Corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants. Hemisphere Publishing Corporation, 132 pp, 1989.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. – Introdução à Engenharia Ambiental, Ed. Prentice Hall, São Paulo, 305pp, 2002.

- BRAILE, P.M. & CAVALCANTI, J.E.W.A. – Manual de Tratamento de Água Residuárias Industriais, CETESB, São Paulo, 1979.
- BRAILE, P.M. & CAVALCANTI, J.E.W.A. – Manual de Tratamento de Águas Residuárias, CETESB, São Paulo, 1993.
- BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F., NESSIMIAN, J.L. – Bases conceituais para aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade de água dos rios. Cad. Saúde Pública, v.19, n.2, p.465-473, Rio de Janeiro, mar-abr, 2003.
- CABRAL, F.A.S.; CORREA, M.C.; COSTA, R.H.R.; FILHO, P.B. – Controle e tratamento de odores com biofiltração. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, 2002. Vitória. **Anais...** Vitória: ABES, 2002 (CD rom).
- CATUNDA, S.Y.C.; DEEP, G.S.; VAN HAANDEL, A.C.; FREIRE, R.C.S – Métodos alternativos para medição da taxa de consumo de oxigênio em sistemas de lodo ativado, SBA Controle & Automação, v.9, n.2, p.57-64, Mai., Jun., Jul. e Ago. 1998.
- CERQUEIRA, D.A.; SÁ HORTA, M.C. – Coliformes fecais não existem. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20, 1999. Rio de Janeiro. **Anais...**Rio de Janeiro: ABES, 1999, p.1239-1244 (CD rom).
- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº. 20 de 10 jun. 1986. Brasília, 1986. Disponível em <<http://www.lei.adv.br/020-86.htmr>>. Acesso em: 03 jan. 2004.
- CPRH – AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. Recife, 2002. Disponível em <<http://www.cprh.pe.gov.br>> Acesso em: 15 dez. 2002.
- DA MOTTA, M. – Applications de l'analyse d'image à la caractérisation de la microfaune de stations d'épuration des eaux usées, These Doctorat, INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE – ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE DES INDUSTRIES CHIMIQUES, Nancy – France, 2001.
- DA MOTTA, M.; PONS, M.N.; ROCHE, N. – Estudo do decantabilidade dos flocos de lamas ativadas de uma estação de tratamento de efluentes por análise de imagem. Energias Renovables y Medio Ambiente, v.9, p.43-49, 2001.
- DA MOTTA, M.; PONS, M.N.; ROCHE, N.; VIVIER, H.; AMARAL, A.L.; FERREIRA, 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, v.8, n.3, p.170-181, jul/set 2003.

- DANCKWERTS, P.V. – Continuous flow systems, distribution of residence times, *Chemical Engineering Science*, v.2, n.1, p.1-13, 1953.
- DANTAS, M.A.R.; MELO, H.N.S.; NETO, C.O.A. – Aplicação de traçadores em filtros anaeróbios para avaliação das características hidrodinâmicas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000. Porto Alegre. **Anais...**Porto Alegre: ABES, 2000 (CD rom).
- DUCHÈNE, P. & COTTEUX, E. – La problématique des dysfonctionnements biologiques: bulking et moussage biologique em boues activés, *Tribune de l'Eau*, v.59, n.5, p.59-66, 1998.
- EL-KABBANY, S.; RASHED, M.M.; ZAYED, M.A. – Monitoring of the pesticides levels in some water supplies and agricultural land, in El-Haram, Giza (A.R.E.), *Journal of Hazardous Materials*, A72, p.11-21, 2000.
- FERNÁNDEZ-SEMPERE, J.; FONT-MONTESINOS, R.; ESPEJO-ALCARAZ, O. – Residence time distribution for unsteady-state systems. *Chemical Engineering Science*, v.50, n.2, p.223-230, 1995.
- FOGLER, H.S. – *Elementos de Engenharia das Reações Químicas*, Editora LTC, 3ª ed., Rio de Janeiro, 2002.
- FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. – Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. CAMPOS, J.R. – Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo, Rio de Janeiro, ABES, 1999, 29-52.
- FOSTER, M.H. & WHITEMAN, R. – Bioaugmentation aids wastewater systems, 1992. Disponível em: <<http://www.bioaugmentation.com/>>. Acesso em: 16 jan. 2004.
- FROMENT, G.F. & BISCHOFF, K.B. – *Chemical Reactor Analysis and Design*, Wiley, New York, 1979.
- FUJII, S.; NIWA, C.; MOURI, M.; JINDAL, R. – Pilot-plant improvement of polluted canal/klong water by rock-bed filtration, *Wat. Sci. Tech.*, v.35, n.8, p.83-90, 1997.
- GLEESON, C. & GRAY, N. – *The Coliform Index and Waterborne Disease: problems of microbial drinking water assessment*. E & FN Spon, 1st ed., London, 1997.
- GRADY, C.P.L. & LIM, H.C. – *Biological Wastewater Treatment: theory and applications*, Marcel Dekker, New York, 1980.
- HAMMER, M.J. – *Sistemas de Abastecimento de Água e Esgotos*, 1ª edição, Editora LTC, Rio de Janeiro, 1979.
- HILL JR., C.G. – *An Introduction to Chemical Engineering: kinetics & reactor design*, v.3, John Wiley and Sons, 1977.

- IMHOFF, K & IMHOFF, K.R. – Manual de Águas Residuárias, tradução da 26ª edição alemã, Edgard Blücher, 1986.
- INSTITUTO NACIONAL DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD 2001. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 02 jan. 2004.
- JENKINS, D.; RICHARD, M.G.; DAIGGER, G.T. – Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming, 2nd ed., Lewis Publishers, Michigan, 1993.
- JIMENEZ, B.; NOYOLA, A.; CAPDEVILLE, B.; ROUSTAN, M.; FAUP, G. – Dextran blue colorant as a reliable tracer in submerged filters, Wat. Res., v.22, n.10, p.1253-1257, 1988.
- JONES, D. Composition and properties of the family *Enterobacteriaceae*. Journal of Applied Bacteriology. Symposium Supplement. vol. 65, p215-345. In: *Enterobacteriaceae* in the Environment and as Pathogens, LUND, B.M.; JONES, D; STRINGER, M.F. (EDS). London: Blackwell Scientific Publication, 1988, (Society for Applied Bacteriology Symposium Series, 17).
- LAZZARETTI, E.; CAMPOS, A.F.; NOGUEIRA, J.C.B. – Efeito da adição de microrganismos (bioaumento) em uma estação de tratamento de efluentes por lodo ativado em uma indústria de papel e celulose, In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000. Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000 (CD rom).
- LEVENSPIEL, O. – Engenharia das Reações Químicas: cálculo de reatores, vol. 2, Ed. Edgard Blücher, São Paulo, 1974.
- LEVENSPIEL, O. & SMITH, W.K. – Notes on the diffusion-type model for the longitudinal mixing of fluids in flow. Chemical Engineering Science, v. 6, p.227-233, 1957.
- LEVENSPIEL, O. & TURNER, J.C.R. – The interpretation of residence-time experiments, v.25, p.1605-1609, 1970.
- LIMA, A.F. – Problemas de Engenharia Sanitária. 2ª edição, Editora Universitária da UFPE, Recife, 301p, 1996.
- LIMA, E.P.C.; SOUSA, J.T.; VAN ANDEL, A. – Comportamento hidrodinâmico do sistema wetland no pós-tratamento de esgoto doméstico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003. Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003.
- LIMPEZA de canais tem nova tecnologia: Derby-Tacaruna faz primeira experiência, Diário de Pernambuco, Recife, 2001. Disponível em <http://www.pernambuco.com/diário/2001/09/23/urbana6_0.html>. Acesso em 08 jan. 2003.

- LOBO, L. – Saneamento Básico: em busca da universalização, Ed. Do Autor, Brasília, 2003, 226p.
- MANAHAN, S.E. – Environmental Chemistry, CRC Press, Boca Raton, 1994.
- METCALF & EDDY, Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse. MCGraw-Hill series in water resources and environmental engineering, 2nd ed., 1979.
- MIZUGUCHI, Y. – Introdução à Ecologia, Moderna, São Paulo, 1981.
- MORAES, E.M., PAIM, A.P.S., ZAIAT, M., REALI, M.A.P. – Determinação da DQO em águas com baixas concentrações de matéria orgânica. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.8, n.3, jul./set. 2003, Rio de Janeiro, p.182-186.
- OBRA concluída no Derby-Tacaruna. Diário de Pernambuco, Recife, 1999. Disponível em <http://www.pernambuco.com/antiores/1999/03/22/urbana1_1.html>. Acesso em: 08 jan. 2003.
- ODUM, E. – Ecologia. Interamericana, Rio de Janeiro, 1985, 434p.
- OLIVEIRA, S. (coord.) – Relatório de Qualidade Ambiental no Estado de São Paulo – 1993, CETESB, São Paulo, 1994, 50p.
- OREA, D.G. – Evaluación de Impacto Ambiental, Editorial Agrícola Espanhola, madrid, 1998, 260 p.
- PIMENTEL, J.S. – Uso de produtos biotecnológicos no tratamento de esgotos: tema para discussão, pesquisa realizada no site www.ambiental-lab.com.br/contibuicoes/biotec.PDF em 12/2002.
- PRATT, J.M. & COLER, R.A. – A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. Water Research, v.10, p.1019-1025, 1976.
- PREFEITURA DA CIDADE DO RECIFE – PCR – Secretaria de Planejamento, Urbanismo e Meio Ambiente – SEPLAM – Diretoria Geral de Desenvolvimento Urbano e Ambiental – DIRBAN - Cadastro de Canais da Cidade do Recife, Recife, 2000.
- PREFEITURA DA CIDADE DO RECIFE – SECRETARIA DE PLANEJAMENTO E URBANISMO – DEPARTAMENTO DE PELANEJAMENTO – Recife de Pelópidas Silveira a Joaquim Francisco 1955#1983: tentativa de reconstrução histórica, Recife, 1983.
- PREFEITURA DA CIDADE DO RECIFE – SECRETARIA DE PLANEJAMENTO URBANISMO E MEIO AMBIENTE – DIRETORIA GERAL DE DESENVOLVIMENTO URBANO E AMBIENTAL – Cadastro de Canais da Cidade do Recife, MGF – Engenheiros Consultores S/C LTDA, Recife, 2000.

- PREFEITURA promete recuperar canal, Diário de Pernambuco, Recife, 1998. Disponível em <http://www.pernambuco.com/antiores/1998/05/14/urbana3_0.html>. Acesso em: 08 jan. 2003.
- QUAN, X.; SHI, H.; LIU, H.; WANG, J.; QIAN, Y. – Removal of 2,4-dichlorophenol in a conventional activated sludge system through bioaugmentation, Process Biochemistry, artigo em impressão. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science>>. Acesso em 12 out. 2003.
- RIETZLER, A.C.; FONSECA, A.L.; LOPES, G.P. – Heavy metals in tributaries of Pampulha reservoir, Minas Gerais, Braz. J. Biol., v.61, n.3, p.363-370, 2001.
- ROOMRATANAPUN, W. – Introducing centralised wastewater treatment in Bangkok a study of factors determining its acceptability, Habitat International, v.25, p.359-371, 2001.
- SANTARSIERO, A.; VESCHETTI, E.; OTTAVIANI, M. – Elements in wastewater for agricultural use. Microchemical Journal, v.54, p.338-347, 1996.
- SANTARSIERO, A.; VESCHETTI, E.; OTTAVIANI, M. – Heavy metal distribution in wastewater from a treatment plant. Microchemical Journal, v.59, p.219-227, 1998.
- SAÚDE amplia vistoria nos rios do Estado, Diário de Pernambuco, Recife, 2000. <http://www.pernambuco.com/antiores/2003/03/11/urbana1_0.html>. Acesso em: 08 jan. 2003.
- SEZGIN, M.; JENKINS, D.; PARKER, D.S. – A unified theory of filamentous activated sludge bulking, Journal of Water Pollution Control Federation, v.50, p.362-381, 1978.
- SILVA, A.M.R.B.; KATO, M.T.; FLORÊNCIO, L.; LIMA, E.S. – Aplicação da análise de componentes principais na avaliação das características físico-químicas de lodos de ETAs e ETEs da RMR-PE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 12, 2002, Natal. **Anais...** Natal: ABEQ, 2002 (CD rom).
- SILVA, M.C.L., ANDRADE, M.M.T., LUCENA, A.D.L.S., SILVA, V.L., DA MOTTA, M. (2003), Recuperação da qualidade da água do canal Derby-Tacaruna: estudo preliminar. In: CONGRESSO REGIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL DA 4ª REGIÃO DA AIDIS / CONE SUL, 4, 2003. São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABES – AIDIS, 2003 (CD rom).
- SION, E.; JOUARNAD, P. ; LANVIN, L. ; BLET, V. ; CHAUSSY, C. ; BERNE, P. – Mesures de distributions de temps de sjour par traçage radioactif dans des reacteurs industriels d'infiltration chimique en phase gazeuse. Récents Progrés en Génie des Procédés. v.12, n.61, p121-125. In : Traceurs et Méthodes de Traçage, LECLERC, J.P. & GREVILLOT, G. (Coordenateurs). Nancy : Société Française de Génie Chimique, 1998, (Diffuseur Technique et Documentation-Lavoisier).

- SMITH, J.M. – Chemical Engineering Kinetics, third edition, McGraw-Hill Book Co., 1981.
- SOFTWARE WEDGE, version 3.0Q Professional Edition for Windows, Microsoft Corporation, 1994.
- STEPHENSON, D.; STEPHENSON, T. – Bioaugmentation for enhancing biological wastewater treatment, *Biotech. Adv.*, v.10, p.549-559, 1992.
- STEVENS, N.C.A – The application of bioaugmentation to waste water treatment. *International Biodeterioration*, n. 25, p. 87-95, 1989.
- TAKASAKI, M.; KIM, H.; SATO, A.; OKADA, M.; SUDO, K. – The submerged biofilm process as a pre-treatment for polluted raw water for tap water supply. *Wat. Sci. Tech.*, v.22, n 1 – 2, p.137-148, 1990.
- TOLEDO, L.G. & NICOTELLA, G. – Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano, *Scientia Agrícola*, v.59, n.1, p.181-186, jan./mar. 2002.
- UNICEF – Disponível em: <<http://www.unicef.org/brazil/agua.htm>>. Acesso em: 04 fev. 2004.
- VAN HAANDEL, A.; & MARAIS, G. O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: teoria e aplicações para projetos e operação, egraf, Campina Grande, 1999.
- VAN LIMBERGEN, H.; TOP, E.M.; VERSTRAETE, W. – Bioaugmentation in activated sludge: current features and future perspectives. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, v.50, p.16-23, 1998.
- VASCONCELOS, R.F.A.; BEZERRA, G.O. (organizadora) – Atlas Ambiental da Cidade do Recife, PREFEITURA DA CIDADE DO RECIFE – SECRETARIA DE PLANEJAMENTO URBANISMO E MEIO AMBIENTE – DIRETORIA GERAL DE DESENVOLVIMENTO URBANO E AMBIENTAL, Recife, 2000.
- VILLERMAUX, J. – Genie de la Reaction Chimique, Lavoisier, Paris, 1988.
- VON SPERLING, M. – Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: introdução à qualidade das águas e o tratamento de esgotos, vol. 1, 2ª edição, Editora FCO, Belo Horizonte, 1996a.
- VON SPERLING, M. – Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: princípios básicos do tratamento de esgotos, vol. 2, 2ª edição, Editora FCO, Belo Horizonte, 1996b.
- VON SPERLING, M. – Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: lodos ativados, vol. 4, Editora FCO, Belo Horizonte, 1997.
- WT & F EXPORTAÇÃO E IMPORTAÇÃO – Resolvendo um mundo de problemas através da biotecnologia, Catálogo de Informações Técnicas do Produto Biodegradador SK[®], Fortaleza, 2003.