



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro de Ciência e Tecnologia
Faculdade de Engenharia

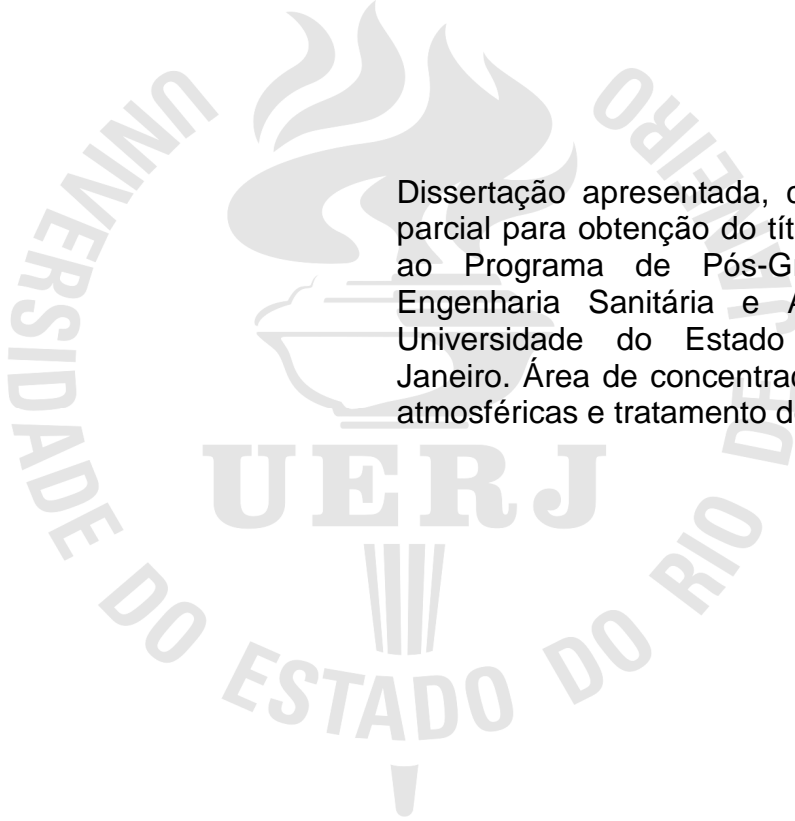
Luciana Silva dos Santos

**A influência da salinidade nos processos de tratamento de
efluentes por lodos ativados**

Rio de Janeiro
2012

Luciana Silva dos Santos

**A influência da salinidade nos processos de tratamento de efluentes por lodos
ativados**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Emissões atmosféricas e tratamento de efluentes

Orientador: Prof. Dr. Olavo Barbosa
Co-orientador: Prof. Dr. Gandhi Giordano

Rio de Janeiro
2012

Luciana Silva dos Santos

**A influência da salinidade nos processos de tratamento de efluentes por lodos
ativados**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: emissões atmosféricas e tratamento de efluentes

Aprovado em:

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Olavo Barbosa (Orientador)
Faculdade de Engenharia- UERJ

Prof. Dr. Gandhi Giordano (Co-orientador)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof.^a Dr.^a Lídia Yokoyama
Escola de Química - UFRJ

Prof. Dr. Eduardo Monteiro Martins
Faculdade de Engenharia - UERJ

Rio de Janeiro

2012

DEDICATÓRIA

Aos meus pais e minha irmã, pela força, pela compreensão e principalmente pela educação, dia após dia, e até hoje.

AGRADECIMENTOS

A toda minha família, mãe, pai, Amanda, Arthur, Dindos, primos e minha vó Lourdes por sempre acreditarem em mim, por me dar força quando preciso e me apoiar nas horas difíceis.

Ao professor Gandhi Giordano por ser uma das pessoas mais incríveis que conheci em toda minha vida. Pela orientação, pelos conselhos técnicos, acadêmicos, pessoais, inter pessoais, pelas conversas, pelo exemplo de vida, de vivência. Agradeço pela credibilidade a mim depositada, pela toda sua capacidade de entender as pessoas como ser humano.

Ao professor Eduardo Martins pela paciência, pelas dicas e ajuda, ah pelos papos de boteco, nas horas vagas.

Ao Secretário do PEAMB, Antônio, por estar sempre empenhado em ajudar as pessoas.

A professora Márcia Marques, por uma única e inesquecível conversa.

A CEDAE pela liberação das amostras de lodos ativados.

A Thereza Cristina pela sua inestimável atenção e carinho.

A todos os operadores da ETE Penha, pela ajuda, carinho, prestatividade nas coletas de lodos ativados.

A todos os operadores da ETE Pavuna que me incentivaram, acreditaram em mim e me deram força para continuar na caminhada acadêmica.

Ao Eng. Químico Luciano Dias Xavier, pela revisão, pelas conversas sem fim, pelas dúvidas tiradas, e principalmente pela amizade.

Ao amigo Lázaro (Rafael de Jesus) pelas inúmeras ideias, debates, discussões, artigos, pelas horas e horas no Mangue, com Sol, com chuva, no inverno, no verão, pela atenção e amizade de sempre,

Ao Bruno Aguiar, Ralph Coutinho, Eduardo Senna e Pedro Bernardes por serem meus amigos, meu refúgio, minha energia, por sermos o que somos.

Aos amigos doladoA, por serem as pessoas mais incríveis desse mundo.

A todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desta dissertação, muito obrigada.

RESUMO

SANTOS, Luciana Silva dos Santos. *A influência da salinidade nos processos de tratamento de efluentes por lodos ativados*. 2012. 123 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

O processo de tratamento de efluentes por lodos ativados é um dos processos de tratamento mais difundido em todo o mundo, devido principalmente a qualidade do efluente obtido. Entretanto, trata-se de um processo biológico dependente da atividade bacteriana para a estabilização da matéria orgânica proveniente dos esgotos. Com isso, se faz necessária a manutenção das condições ideais para a sobrevivência e proliferação das bactérias envolvidas neste processo. Efluentes salinos causam um grande distúrbio no processo de lodos ativados. A análise biológica do lodo e a taxa de consumo de oxigênio são testes rápidos, práticos, baratos e sem geração de resíduos químicos tornando-os excelentes ferramentas para acompanhar a eficiência do processo. Foram considerados esses dois parâmetros para avaliar a influência da salinidade nos processos de lodos ativados, parâmetros estes que são amplamente utilizados em pesquisas, porém ainda é pouco utilizado para efetivo monitoramento de ETEs. Este presente trabalho objetivou investigar a influência da salinidade através dos testes de respirometria e a da qualidade biológica do lodo. Os resultados da atividade metabólica são apresentados em forma de gráficos, em termos de taxa de consumo de oxigênio específico e porcentagem de inibição. Os resultados da qualidade biológica são apresentados em números de 0 a 10 de acordo com o Índice de Madoni (1994). Os resultados apontam para a intoxicação dos lodos ativados em concentrações de sal a partir da concentração de 5 g/L de NaCl para choque de carga salino, não parecendo haver melhoria de eficiência mesmo após 96 horas, nas concentrações acima de 8,5 g/L de sal. Os resultados sugerem que os testes de taxa de consumo de oxigênio e os testes da qualidade biológica são eficientes e complementares para a avaliação da influência da salinidade no processo de lodos ativados.

Palavras chave: Respirometria. Índice de Madoni. Tratamento biológico. Qualidade biológica do lodo. Taxa de consumo de oxigênio (TCO).

ABSTRACT

Effluent treatment process by sludge activated is one of the most used processes of treatment all over the world, mainly because of the quality of the final effluent. However, this process is a biological one, and so, it depends on the bacterial activity to the stabilization of the organic matter of the sewage. Considering this, it is necessary to maintain the ideal conditions to the survival and proliferation of the bacteria responsible for the process. This work considered two parameters to evaluate the influence of the salinity in the sludge activated processes; these parameters are widely used in research, however, little used for the monitoring of the Wastewater Treatment Plants. The objectives of this work are to investigate the influence of the salinity through the respirometry test and the biological quality of the sludge. The results of the metabolic activity are presented in graphics, in terms of Oxygen Uptake Rate and percentage of inhibition. The results of the biological quality are presented in numbers by 0 to 10 according to the Madoni's Index (1994). The results show the intoxication of the sludge activated in saline concentrations higher than 5 g/L of NaCl in the saline shock, and it seems that efficiency do not get better even after 96 hours, in the concentrations higher than 8,5 g/L of NaCl. The results suggests that the respirometry test and the biological quality test are efficient and complementary to the evaluation of salinity in the sludge activated processes.

Key Words: Respirometry. Madoni's Index. Biological Treatment. Biological quality of the sludge. Oxygen Uptake Rate (OUR).

LISTA DE FIGURAS

- Figura 2.1 Esquema das fases de um RBS
- Figura 2.2 Micrografias da microscopia de epifluorescência do sobrenadante de experimentos de dissociação em diferentes forças iônicas
- Figura 2.3 Protozoário ciliado livre natante
- Figura 2.4 Protozoário ciliado livre natante
- Figura 2.5 Protozoário ciliado sésil
- Figura 2.6 Protozoário ciliado sésil
- Figura 2.7 Protozoário ciliado sésil
- Figura 2.8 Protozoário ciliado sésil
- Figura 2.9 Protozoário ciliado sésil
- Figura 2.10 Protozoário flagelado
- Figura 3.1 Fluxograma da ETEP
- Figura 3.2 Esquema do teste de respirometria
- Figura 3.3 Esquema do teste de respirometria
- Figura 3.4 Reatores de trabalho controle, 8,5 g/L e 17 g/L de NaCl
- Gráfico 4.1 Relação TCOe x [NaCl]
- Gráfico 4.2 Relação da qualidade biológica do lodo (IBL) x [NaCl]
- Gráfico 4.3 Experimento B.1 - TCOe x Tempo (horas) nas concentrações de 0 (controle), 8,5 g/L de NaCl e 17 g/L de NaCl
- Gráfico 4.4 Experimento B.2 – TCOe x Tempo (horas)
- Gráfico 4.5 Experimento B.3 – TCOe x Tempo (horas)
- Gráfico 4.6 Inibição do lodo ativado comparado ao reator controle do experimento B.1 ao longo do tempo (horas)
- Gráfico 4.7 Inibição do lodo ativado comparado ao reator controle do experimento B.2 ao longo do tempo (horas)
- Gráfico 4.8 Inibição do lodo ativado comparado ao reator controle do experimento B.3 ao longo do tempo (horas)
- Gráfico 4.9 Experimento B.1 – Qualidade biológica (IBL) x Tempo (horas)
- Gráfico 4.10 Experimento B.2 – Qualidade biológica (IBL) x Tempo (horas)
- Gráfico 4.11 Experimento B.3 – Qualidade biológica (IBL) x Tempo (horas)
- Figura 4.1 Micrometazoário
- Figura 4.2 Protozoário ciliado colonial em amostra de lodo ativado do reator controle.

- Figura 4.3 Protozoário ciliado colonial em amostra de lodo ativado do reator com 8,5 g/L de NaCl
- Figura 4.4 Estrutura (zooide) de um protozoário sésil sem o pedúnculo. Amostras do lodo ativado proveniente do reator com 8,5 g/L de NaCl
- Figura 4.5 Pedúnculo de ciliado sésil sem seus respectivo zooide. Amostra proveniente do reator de 8,5 g/L de NaCl
- Figura 4.6 Pedúnculo de ciliado sésil sem seus respectivo zooide. Amostra proveniente do reator de 8,5 g/L de NaCl
- Figura 4.7 Protozoário ciliado suctoria em amostras do lodo do reator controle
- Figura 4.8 Protozoário ciliado suctoria em amostras do lodo do reator com 8,5 g/L de NaCl

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/M	Relação alimento / microrganismos
ASM1	Modelo de lodo ativado número 1
ATP	Adenosina trifosfato
Ca	Cálcio
Cl ⁻	Cloreto
CO ₂	Gás carbônico
COD	Carbono orgânico dissolvido
COT	Carbono orgânico total
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EPS	Substância polimérica extra celular
ETE	Estação de tratamento de esgotos
IBL	Índice biológico do lodo
IVL	Índice volumétrico do lodo
Mg	Magnésio
Na	Sódio
NaCl	Cloreto de sódio (sal)
OD	Oxigênio dissolvido
SSV	Sólidos suspensão voláteis
TCO	Taxa de consumo de oxigênio (mg/L.h)
TCOe	Taxa de consumo de oxigênio específico (mg/mg.h)

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	11
1 TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	14
1.1 Problemática ambiental.....	14
1.2 Características dos esgotos domésticos.....	14
1.3 Tipos de tratamentos.....	16
2. LODOS ATIVADOS.....	17
2.1 Microbiologia de lodos ativados.....	20
2.1.1 Floco biológico.....	21
2.1.2 Bactérias.....	24
2.1.3 Protozoários.....	26
2.1.3.1 Ciliados.....	27
2.1.3.2 Flagelados.....	33
2.1.3.3 Amebas.....	34
2.1.4 Micrometazoários.....	34
2.1.5 Índice Biológico do lodo.....	35
2.2 Metabolismo de lodos ativados.....	37
2.2.1 Parâmetros físico-químicos.....	38
2.2.1.1 Concentração de substrato.....	38
2.2.1.2 Oxigênio dissolvido.....	38
2.2.1.3 Alcalinidade e pH.....	39
2.2.1.4 Sólidos.....	39
2.2.1.5 Índice volumétrico do lodo.....	40
2.2.1.6 Condutividade.....	40
2.2.1.7 Salinidade.....	41
2.2.1.8 Relação A/M.....	42
2.2.2 Parâmetros biocinéticos.....	44
2.2.2.1 Respirometria.....	46
3 METODOLOGIA.....	48
3.1 Acondicionamento pré testes.....	50
3.2 Planejamento experimental.....	50
3.2.1 Experimento A.....	51
3.2.1.1 Testes de respirometria.....	51

3.2.1.2	Qualidade biológica do lodo.....	53
3.2.2	Experimento B.....	55
4	Resultados e discussão.....	57
4.1	Experimento A.....	58
4.2	Experimento B.....	61
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	77
	REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO.....	78
	APÊNDICE A TESTES RESPIROMÉTRICOS EXPERIMENTO A.....	86
	APÊNDICE B TESTES RESPIROMÉTRICOS EXPERIMENTO B.....	92
	APÊNDICE C IBL EXPERIMENTO A.....	108
	APÊNDICE D IBL EXPERIMENTO B.....	111
	APÊNDICE E MONITORAMENTO DE PARAMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO EXPERIMENTO B.....	120

INTRODUÇÃO

O impacto resultante da crescente atividade antrópica sobre o meio ambiente constitui uma das principais preocupações do homem na atualidade. Diversos rios, baías e lagoas do Estado do Rio de Janeiro e de várias partes do Brasil encontram-se em grau elevado de poluição, devido à falta de coleta, ao lançamento de esgotos não tratados nos corpos de água, disposição inadequada e caótica ocupação do meio físico urbano (Rebouças *et al.*, 2006). Entre os principais impactos que alteram a funcionalidade dos ecossistemas aquáticos destacam-se: fontes de poluição industrial, urbana, agropecuária, mineração, construção de represas e reservatórios, salinização, sedimentação, retirada de mata ciliar, intensa exploração de recursos pesqueiros, remoção e destruição de habitats (Queiroz *et al.*, 2008; Rebouças *et al.*, 2006).

Os tratamentos adequados dos efluentes domésticos e industriais tornam-se fundamentais para controle e prevenção de inúmeras doenças; evitar a poluição dos solos e mananciais de abastecimentos domésticos; promover o conforto e atender ao senso estético de rios e córregos; redução de custos do tratamento de água, assim como diminuir a quantidade de produtos químicos necessários a desinfecção da água de abastecimento doméstico; controle da poluição de praias e dos locais de recreação, com o objetivo de promover o turismo e preservação da flora e fauna aquática, entre outros (FUNASA, 2006).

Os esgotos domésticos são formados preponderantemente de material orgânico como proteínas, carboidratos, gorduras e óleos, uréia, surfactantes e microorganismos (FUNASA, 2006). Além dos produtos orgânicos, muitas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) recebem materiais inorgânicos indesejáveis, como: areia e/ou excesso de restos minerais dissolvidos em forma de sais. Os constituintes inorgânicos dos esgotos incluem nutrientes, íons não metálicos, íons metálicos e gases. Juntamente com os nutrientes (nitrogênio e fósforo), os íons inorgânicos assumem importância devido ao distúrbio que acarretam nos processos biológicos de tratamento de efluente, principalmente devido ao aumento da força iônica. Os cloretos estão entre os íons inorgânicos mais indesejáveis no processo (Metcalf & Eddy, 2003).

Os cloretos são indesejáveis no processo biológico por lodos ativados por diversos motivos, entretanto o aumento da força iônica parece ser o fator mais

relacionável com os prejuízos ocasionados pelo excesso de sal nos efluentes. Os micro-organismos presentes no processo de lodos ativados normalmente são sensíveis às bruscas mudanças na concentração de sal, mesmo em culturas que sofrem aclimatação, além de requerer uma força iônica constante para manter o desempenho adequado do processo. Além da mortandade de bactérias e protozoários, o excesso de sal parece estar relacionado com a formação de flocos frágeis e quebradiços, aumentando a concentração de sólidos em suspensão do efluente. Diversos estudos têm trazido à tona os malefícios que os efluentes salinos (domésticos e industriais) acarretam para o processo de tratamento de efluentes por lodos ativados. A maioria destes trabalhos são realizados através da interpretação de parâmetros já estabelecidos, como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), remoção de nutrientes e turbidez, tanto nos centros de pesquisa, quanto nas dependências laboratoriais das ETES (Kargi & Uygur, 1997; Zita & Hermansson, 1994).

A análise da qualidade biológica do lodo tem tornando-se cada vez mais comum nos centros de pesquisa, assim como nas dependências das ETES. Os protozoários são extremamente sensíveis às mudanças ambientais o que os deixam vulneráveis à alterações das condições físico-químicas e ambientais, possui uma capacidade de encistamento em segundos após ser submetidos a condições de estresse, como é o caso de salinização de ambiente, tornando-se excelente bioindicador do processo de tratamento por lodos ativados (Bento *et al.* 2005; Vazzolér *et al.* 1989; Madoni, 1994; Curds, 1973). Além da análise da qualidade do lodo, a taxa de consumo de oxigênio (TCO), também parece ser um parâmetro de grande relevância nas ETES e nos centros de pesquisa. Os testes de respirometria consistem em determinar, em tempo real, a taxa de consumo de oxigênio dos lodos ativados. Uma diminuição do valor da TCO, quando não há redução de carga orgânica, pode representar o incremento de agente intoxicante; falta de OD; temperatura inadequada ou algum outro fator que proporcione a inabilidade da biomassa frente à geração de energia.

Levando em consideração a infiltração de águas salinas ou salobras nas ETES de regiões litorâneas, o aumento da industrialização e produção de efluentes salinos, a dinâmica operacional de ETES, o custo, praticidade, utilização de produtos químicos e rapidez das análises laboratoriais, este trabalho tem como objetivo:

- Verificar a influência da salinidade nos processos de lodos ativados, através de testes rápidos, práticos e sem utilização de produtos químicos;
- Avaliar a influência da salinidade no momento que o lodo ativado recebe choque de carga salino;
- Avaliar a atividade metabólica e a qualidade biológica do lodo após até 96 horas do choque de carga salino;
- Investigar a eficiência dos testes de respirometria e qualidade biológica do lodo para avaliar a influência da salinidade nos processos de lodos ativados.

1. TRATAMENTO DE EFLUENTES:

1.1. Problemática ambiental:

Diversos municípios lançam esgotos não tratados em rios, lagos ou lagoas (30,5% do total dos municípios brasileiros), e utilizam estes mesmos corpos receptores para vários usos a jusante, como o abastecimento de água, a recreação, a irrigação e a aquicultura. Entre estes municípios, 23% lançam o esgoto não tratado nos corpos hídricos e os utilizam a jusante para a irrigação, e 16% os usam para o abastecimento humano. Esta prática encarece o processo de tratamento de água, aumenta a quantidade de produtos químicos a serem utilizados, além do aumento da geração de lodos que são dispostos em aterros sanitários (IBGE, 2011).

A disposição de esgotos inadequadamente promove a proliferação de diversas doenças de veiculação hídrica, como: cólera, febre tifóide, giardíase, amebíase, hepatite, diarreias, entre outras doenças evitáveis com o devido investimento em saneamento e ações preventivas (FUNASA, 2006). Aproximadamente 80% das doenças de veiculação hídrica e mais de um terço das mortes em países em desenvolvimento, são causados por consumo de água contaminada (Rebouças *et al.*, 2006). No Brasil, as regiões Norte e Nordeste são as que apresentam maiores taxas de internações por doenças de veiculação hídrica correspondendo às regiões que tem menos acesso aos serviços de saneamento; enquanto que a região Sudeste, em especial o Estado de São Paulo, possui altos índices de coleta e tratamento de esgotos, assim como menores taxas de internações. As ações de saneamento reduzem a ocorrência de doenças e evitam danos ao ambiente e a saúde pública, promovendo bem estar e salubridade para população. O acesso universal a água de boa qualidade, a coleta e o tratamento das águas residuárias são essenciais à qualidade de vida da população e à manutenção de um ambiente saudável (IBGE, 2011).

1.2. Características dos esgotos domésticos:

Águas residuais ou esgoto são os termos usados para caracterizar os despejos provenientes de diversos usos das águas, tais como as de uso doméstico, comercial, industrial, e as de utilidades públicas, de áreas agrícolas, de superfície,

de infiltração, pluviais, e outros efluentes sanitários (Braga *et al.*, 2005; Von Sperling, 1997; Jordão & Pêsoa, 2005). Segundo a definição da norma brasileira NBR 9648 (ABNT, 1986), “esgoto doméstico é o despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas”.

Os esgotos domésticos são formados preponderantemente de material orgânico como: proteínas (40-60%), carboidratos (25-50%), gorduras e óleos (10%), uréia, surfactantes e micro-organismos (FUNASA, 2006). Além dos produtos orgânicos, muitas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) recebem materiais inorgânicos indesejáveis, como: areia e/ou resíduos minerais dissolvidos em forma de sais. A areia é retirada por uma unidade própria chamada de caixa de areia, que faz parte do tratamento preliminar. Os materiais orgânicos podem ser retirados do efluente no tratamento primário, por sedimentação e/ou no tratamento secundário por transformação química ou bioquímica. Os materiais inorgânicos, por sua vez, não são removidos do sistema de tratamento de esgotos tão facilmente e influencia de forma negativa na eficiência do processo em diversas plantas de tratamentos de efluentes. Na Tabela 1.1, encontram-se os principais compostos inorgânicos dos esgotos domésticos (Von Sperling, 1997; Metcalf & Eddy, 2003).

Tabela 1.1: Principais íons inorgânicos presentes nos esgotos domésticos.

<i>Íons inorgânicos</i>	<i>Concentração (mg/L)</i>
Ca^{+2}	82,2
Mg^{+2}	17,9
Na^{+}	46,4
HCO_3^{-}	220
SO_4^{-2}	98,3
NO_3^{-}	25,6
Cl^{-}	78

Fonte: Metcalf & Eddy (2003).

Os efluentes domésticos, no geral, apresentam baixa concentração de cloretos. Uma pessoa libera aproximadamente 6 g de cloretos por dia, entretanto, indústrias de processamento de peixe, podem gerar efluentes com concentrações de

30 g/L de NaCl, enquanto que indústrias de couro podem chegar a ter efluentes com 80 g/L de NaCl. Além da contribuição dos efluentes industriais, os efluentes salinos podem ser gerados através de infiltrações da água do mar nas redes coletoras de esgotos, e esses chegam a ETE com elevada concentração de cloretos (Jordão & Pessoa, 2005; Metcalf & Eddy, 2003; Lefebvre *et al.*, 2006).

1.3.Tipos de tratamentos:

Antes de atingirem os corpos receptores, as águas residuais devem sofrer algum tipo de tratamento. Os processos de tratamento de águas residuais podem ser desenvolvidos pelas vertentes de tratamento biológico, físico, químico e os físico-químicos. A utilização de um ou de outro processo, ou mesmo a combinação entre eles, depende das características do efluente a ser tratado, da área disponível para montagem do sistema de tratamento e do nível de depuração que se deseja atingir. O objetivo principal de qualquer uma das muitas opções de sistemas de tratamento biológicos existentes é de simular os fenômenos naturais em condições controladas e otimizadas, de modo que resulte em um aumento da velocidade e da eficiência de estabilização da matéria orgânica, bem como de outras substâncias presentes no meio (Von Sperling, 1997; Jordão & Pêsoa, 2005). A escolha do melhor processo de tratamento deve ser antecipada de um estudo preliminar para caracterização do efluente a ser tratado. De acordo com ABNT NBR –12209 devem ser considerados os parâmetros básicos mínimos do afluente a ser tratado, como: vazão máxima, média e mínima; DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio); temperatura; sólidos em suspensão total e volátil; nitrogênio total; fósforo total; coliformes termotolerantes e outros indicadores biológicos quando pertinente.

Os tratamentos físicos são os mais utilizados e caracterizam-se pela retirada de substâncias fisicamente separáveis do líquido, ou seja, que não estão dissolvidas no efluente. Os tratamentos físicos são comumente encontrados no início da planta de tratamento de esgotos e são compostos geralmente de unidades como: peneiras e/ou grades, decantadores e caixas de gordura (Jordão & Pêsoa; 2005).

Em diversas ETEs, são adicionados produtos químicos que ajudam a transformar as espécies químicas em substâncias inativas ou menos reativas. A forma de tratamento químico mais amplamente utilizado baseia-se na adição de

O princípio do sistema de tratamento de efluentes por lodos ativados fundamenta-se na possibilidade de bactérias, protozoários, material orgânico dissolvido, colóides, pequenos particulados e material inorgânico de se aglomerarem, formando flocos em suspensão no reator, facilitando o processo de degradação do material orgânico biodegradável presente nos esgotos. A conservação dessa biomassa em forma de flocos é essencial para obtenção de um efluente final clarificado (Bitton, 2005).

O espaço físico que receberá o efluente é chamado de reator e seu formato condiciona o tipo de aeração que será utilizado no processo. A aeração geralmente é provida de modo a seguir duas tarefas: fornecer oxigênio e realizar a homogeneização dos flocos, de maneira que os mantenham em suspensão e em contato com a matéria orgânica a ser degradada. Os sistemas de aeração mais comum são por ar difuso, aeradores superficiais e aeradores submersos (Gray, 2004).

De acordo com a finalidade ao qual se destina, disponibilidade de espaço físico, volume de efluente a ser tratado, manutenção mensal, entre outros, o sistema de lodos ativados pode ter dois modos operacionais: sistema contínuo ou por batelada.

O sistema contínuo é o processo convencional de lodos ativados. Possui um reator, denominado de tanque de aeração, onde se processa as reações metabólicas das bactérias e da matéria orgânica, conseguida através da disponibilidade de oxigênio e assimilação deste pelas bactérias, promovendo a oxidação do material biodegradável. Em seguida há a presença de um decantador secundário que garante a sedimentação dos flocos, separando o sólido do líquido, de maneira que o líquido verte e o sólido retorna para o tanque de aeração. O retorno do lodo, que sedimenta no decantador secundário, para o tanque de aeração objetiva garantir uma biomassa ativa (decompositora e aglomeradora) no sistema, mantendo a concentração ideal de flocos e de bactérias no tanque de aeração (Bitton, 2005; Gray, 2004, Von Sperling, 1997).

Uma variação do processo convencional de lodos ativados é conhecido como MBR (*Membrane Biological Reactor*). Em português é traduzido como biorreatores com membrana. Esse tipo de tratamento consiste em um reator com biomassa em suspensão, assim como no processo convencional, e uma unidade com membranas

para a separação sólido-líquido; esse módulo de membranas substitui o decantador secundário. Essa variação do processo convencional gera efluentes de boa qualidade e muitas vezes atende padrão de exigência para utilização como água de reúso (Sant'Anna Júnior, 2010).

O sistema por bateladas é conhecido pela sigla RBS ou em inglês como SBR (sequential batch reactor), reator de batelada sequencial. O princípio desse processo com operação intermitente consiste na incorporação de todas as unidades de processos e operações, normalmente associadas ao processo convencional de lodos ativados, em um único tanque. Mesquita *et al* (2006) denomina RBS como “um sistema que apresenta variação temporal das condições do meio, podendo ser encarado como um processo cíclico, orientado temporalmente”. O RBS consiste de um reator de mistura completa onde ocorrem todas as etapas do tratamento biológico, conseguido através do estabelecimento de ciclos de operação com duração definidas, como mostrado na Figura 2.1. (Von Sperling, 1997; Santos *et al.*, 2006).

IMAGEM					
FASE DO CICLO	ENCHIMENTO	AERAÇÃO	SEDIMENTAÇÃO	DESCARGA	REPOUSO
OBJETIVO DA FASE	INTRODUÇÃO DO SUBSTRATO	BIODEGRADAÇÃO DO SUBSTRATO	CLARIFICAÇÃO DO EFLUENTE TRATADO	DESCARTE DO EFLUENTE TRATADO	RESERVA DE TEMPO A TRANSFERIR PARA OUTRA FASE, CASO NECESSÁRIO
ESTADO DA AERAÇÃO	LIGADA OU DESLIGADA	LIGADA	DESLIGADA	DESLIGADA	LIGADA OU DESLIGADA

Figura 2.1. Esquema das fases de um RBS - Retirado de Santos *et al.*, 2006

Entre as vantagens que tem se atribuído ao RBS, destaca-se: a facilidade de adaptação desta tecnologia a variações de concentração de poluentes, permitindo o tratamento de efluentes de variada composição; maior eficiência e flexibilidade em relação aos reatores contínuos, além disso, menores custos de operação e menos equipamentos no processo (Mesquita, 2006).

Para ocorrer o processo de degradação da matéria orgânica, as bactérias necessitam assimilar o oxigênio dissolvido (OD) e nutrientes, adsorver o substrato, transformar a matéria dissolvida em moléculas mais simples (geralmente pelo processo de hidrólise ou outra transformação catalisada por enzimas bacterianas),

absorver o metabólito e inseri-lo na rota metabólica para geração de energia. No interior das células, as moléculas absorvidas poderão seguir uma das duas rotas metabólicas que são: catabolismo e anabolismo. A rota catabólica gera energia para manutenção celular bacteriana como as reações catalisadas por enzimas ou para entrada/saída de algum composto que estão contra o gradiente de concentração. A rota anabólica são as reações biossintéticas, onde moléculas maiores são produzidas a partir de moléculas menores como no processo de divisão celular (Sant'Anna Junior, 2010).

2.1. Microbiologia de lodos ativados:

Embora seja colonizado por numerosos micro-organismos, a agitação constante e a elevada turbidez tornam o ecossistema artificial dos lodos ativados, um ambiente aquático de características singulares, inóspito para macrofauna aquática e algas (Gomes, 2009). Sendo assim, os componentes bióticos dos lodos ativados são representados por micro-organismos decompositores como bactérias e fungos, e por micro-organismos consumidores, como protozoários e micrometazoários, que se alimentam de bactérias dispersas e outros organismos (Madoni, 1994).

A eficiência do processo de lodos ativados depende, dentre outros fatores, da capacidade de floculação da biomassa ativa e da forma dos flocos formados (Bento *et al*, 2005). Flocos bem formados cooperam para um eficiente tratamento e boa remoção da matéria orgânica; flocos mal formados possuem má sedimentabilidade, com tendência a dispersão, facilitando a desagregação dos constituintes e sendo perdidos no efluente final. Os flocos biológicos são constituídos preponderantemente por bactérias formadoras de flocos e bactérias que formam filamentos (Sant'Anna Júnior, 2010).

A microfauna presente nos processos de lodos ativados constitui-se de variada composição, principalmente o diversificado e abundante grupo das bactérias; porém sua análise qualitativa é demorada e dispendiosa. Levando em consideração a praticidade e facilidade de identificação, a análise dos grupos de protozoários, torna-se uma excelente ferramenta como parâmetro biológico nas plantas de tratamento de esgotos por lodos ativados (Vazollér, 1989).

A estrutura da comunidade, distribuição e frequência dos organismos estão relacionadas com as condições operacionais de tratamento, com a quantidade e

qualidade do esgoto que alimenta o sistema e a uma série de fatores atribuídos a cada processo de tratamento (Cutolo & Rocha, 2000).

2.1.1.Floco biológico:

A separação líquido - sólido é uma das etapas mais importantes no processo de lodos ativados. A capacidade de sedimentação e compactação dos flocos é crucial para o desempenho global e para a eficiência da planta de tratamento (Wilén *et al*, 2008). Os flocos biológicos são agregados de sólidos em suspensão, formado por diferentes tipos de micro-organismos, produtos da hidrólise e da lise dos micro-organismos, água, partículas orgânicas e inorgânicas, principalmente Ca^{+2} e Mg^{+2} e embebidos por substância polimérica extra-celular - (EPS) *extracellular polymeric substance* (Jin *et al.*,2003; Liao *et al.*, 2000; Wilén *et al.*, 1999).

A condição biológica do floco determina a taxa de remoção do substrato e sua estrutura física determina a eficiência de sedimentação da biomassa no decantador. O floco biológico é regido pelas suas propriedades físicas, químicas e biológicas, como: hidrofobicidade (Zita & Hermansson, 1997), ligações de Van der Waals e ligações de cátions (Zita & Hermansson,1994), quantidade de polímero extra-celular (Sheng *et al.*, 2005) e quanto ao tamanho dos filamentos de bactérias e fungos (Wilén *et al* 2008; Bitton, 2005). As características do floco como: tamanho, micro-estrutura, propriedades de superfície e densidade podem diferenciar devido às peculiaridades de cada planta de tratamento.

A formação dos flocos do lodo ativado e clarificação do efluente são baseadas na agregação bacteriana e mecanismos de adesão. A agregação das superfícies bacterianas deve-se principalmente às interações hidrofóbicas das estruturas de superfície da membrana, como proteínas e íons (Zita & Hermansson, 1997). Alguns trabalhos demonstram que a floculação no tanque de aeração e sedimentação no decantador secundário, devem-se a essas interações. A hidrofobicidade interna e externa dos flocos, a produção de EPS, a concentração de íons e as cargas de superfície das estruturas das membranas estão relacionadas com o processo de adesão célula-célula (Liao *et al.*, 2000; Zita & Hermansson, 1994).

Os cátions divalentes como Ca^{+2} e Mg^{+2} são considerados um dos fatores para estabilidade e compressão dos flocos biológicos. Esses íons são preponderantes na formação da estrutura dos flocos, pois eles agem como pontes

entre exopolímeros carregados negativamente (EPS) e bactérias, porém quando a concentração deles é muito elevada pode ocorrer o processo de desestabilização do lodo, por dois motivos: (1) plásmolise celular das espécies bióticas e (2) por mudança de carga das superfícies dos flocos. O Ca^{+2} parece ser o cátion mais importante envolvido no processo de floculação dos lodos ativados. Zita & Hermansson (1994) explicam que o aumento da concentração de eletrólitos resulta na compressão da dupla camada em volta das superfícies, aumentando a estabilidade dos flocos. Entretanto, quando há um acréscimo de cátions (Na^+ e K^+) resulta na desestruturação do floco, pois há a perda do Ca^{+2} para o sistema, e com isso há aumento de turbidez no efluente final (Figura 2.2).

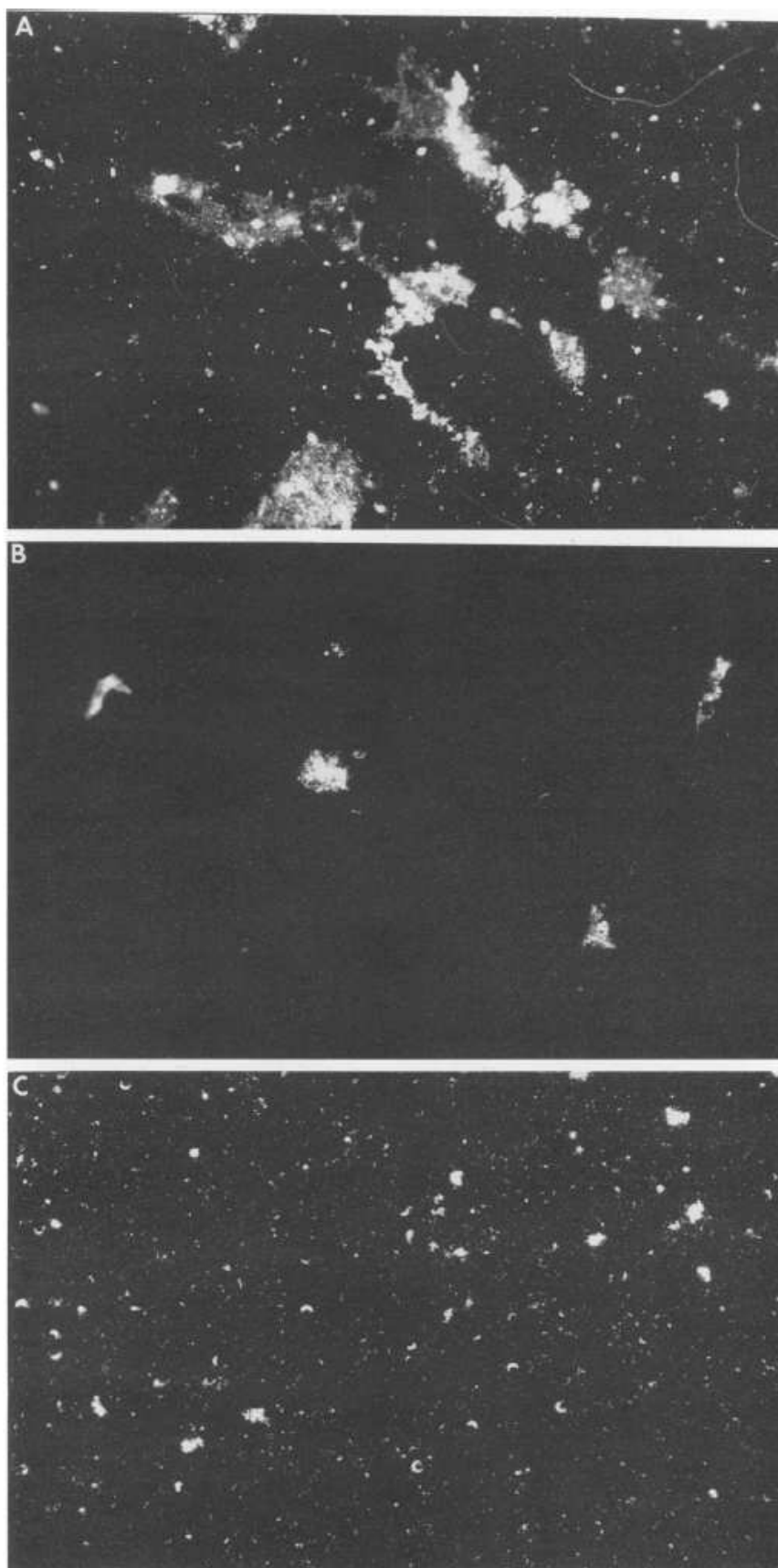


Figura 2.2 - Micrografias da microscopia de epifluorescência do sobrenadante de experimentos de dissociação em diferentes forças iônicas (aumento de $\times 1,138$). A: $I=0,05 \times 10^{-3}$ a $0,5 \times 10^{-3}$ / B: $I= 5 \times 10^{-3}$ a 50×10^{-3} / C: $I=0,5$. / I = Força iônica. Retirado de Zita & Hermansson, 1994.

substâncias húmicas, carboidratos, ácidos nucleicos e lipídeos (Wilén *et al.*, 2008). A taxa de excreção do EPS não é bem entendida e há uma certa contradição, mas há trabalhos que as correlacionam com a eficiência de sedimentabilidade e floculação (Zita & Hermansson, 1994; Sheng *et al.*, 2005; Liao *et al.*, 2000). Altas concentrações de EPS podem levar a um declínio na floculação, sedimentação e compactação do lodo, possivelmente devido à forte repulsão eletrostática entre as cargas negativas dos componentes do floco e pouca concentração de EPS pode levar a um declínio no processo de adesão celular (Wilén *et al.*, 2008).

Zita & Hermansson (1994) advertem ainda que não somente a quantidade de EPS é importante para as taxas de adesão celular, mas também a composição desta EPS, que varia de acordo com o modo operacional e com a qualidade do efluente. Entre os fatores mais importantes para controle da sedimentabilidade do lodo destacam-se: pH, temperatura, força iônica, composição da microfauna e a presença de toxicantes, como sais inorgânicos. Efluentes domésticos normalmente não contêm nenhuma substância que altere a funcionalidade e formação dos flocos biológicos e conseqüentemente a sedimentabilidade do lodo; porém em diversos lugares no mundo a infiltração de água marinha ou salobra nas redes coletoras de esgotos causa prejuízos ao tratamento minimizando assim a eficiência do sistema biológico, principalmente devido à mortandade da microfauna presente nos lodos ativados (Bitton, 2005; Wilén *et al.*, 2000; Liao, 2001; Wilén *et al.*, 2008).

2.1.2. Bactérias:

As bactérias são os mais simples organismos procariotos encontrados até hoje; têm tamanhos e formas dos mais variados, colonizando quase todos os ambientes conhecidos no planeta Terra. As bactérias podem multiplicar-se com rapidez, dividindo-se por fissão binária onde uma simples célula procariótica pode dividir-se a cada vinte minutos, possibilitando populações de bactérias se adaptarem às mudanças no ambiente (Bruce, 1997). De acordo com Wenderoth, 2003 apud Cordi, 2008, a adaptação dos micro-organismos é feita basicamente por clonagem de genes ou adaptação natural, sendo que a primeira é mais em cultivo de culturas puras. Alguns autores relatam sua experiência em tratar efluentes salinos com culturas adaptadas, porém ainda não há um consenso na literatura sobre a melhor forma de adaptação. Woolard & Irvine (1995) explicam que para tolerar a força

osmótica dos ambientes hipersalinos, os organismos halofílicos acumulam solutos compatíveis para equalizar a força iônica do citoplasma com o ambiente externo, sendo as membranas estabilizadas por mecanismos similares, onde é requerido um equilíbrio osmótico para não entrar em colapso. Entretanto, os autores advertem que se houver diminuição da força iônica, toda essa cultura adaptada é perdida. Dan (2003) conclui em seu trabalho que culturas de fungos são mais eficientes que as culturas bacterianas para tratar efluente salino, isso deve-se provavelmente ao aparato enzimático halofílico que esses organismos possuem. Medeiros *et al.* (2005) concluiu que mesmo após os procedimentos de adaptação do lodo às diferentes concentrações de salinidade, uma redução significativa da atividade microbiana foi observado através dos testes respirométricos e COD (carbono orgânico dissolvido), principalmente a partir da concentração de 10 g/L de sal.

As bactérias aeróbias são as responsáveis pela degradação da matéria orgânica em ambientes onde haja a presença de oxigênio dissolvido (OD) como: rios, lagos e sistemas artificiais como lodos ativados. Através da respiração aeróbia a matéria orgânica é oxidada em compostos mais simples como CO₂, água e energia. Em trabalhos de identificação das bactérias de lodos ativados, como em Snaidr *et al.* 1997, comprova que é alta a diversidade genética microbiana e que as células são relativamente grandes e contêm altas quantidades de RNA ribossomal, sugerindo alto potencial metabólico.

As bactérias possuem papel fundamental nos processos de tratamento de esgotos por lodos ativados, além de estabilizar a matéria orgânica, a população microbiana desempenha o papel de aglomerador, que se dá devido à interação da excreção de EPS e das camadas que revestem a membrana externa da célula (glicocálix das células Gram-negativas e peptídeoglicanos das células Gram-positivas) que auxilia no processo de adesão celular (Sant'Anna Júnior, 2010).

Zita e Hermansson (1994) estudaram o efeito iônico no processo de adesão celular das bactérias e dos outros compostos encontrados no meio; eles propuseram que o aumento da concentração de eletrólitos pode aumentar a força de atração entre as partículas e bactérias; porém um aumento exacerbado pode levar a perda da estabilidade tendendo a desaglomeração; os autores encontraram resultados parecidos no estudo com cátions monovalentes e divalentes.

As principais espécies de bactérias são aquelas que possuem melhor capacidade de se reproduzir no lodo ativado, o processo em si seleciona as mais

eficientes bactérias formadoras de floco, pois elas tendem a se aglomerar e sedimentar no decantador, retornando em seguida ao tanque de aeração, mantendo suas concentrações; já as bactérias que não se agregam ao floco, tende a serem perdidas no efluente final dificultando assim sua dominância (Gray,2004).

As bactérias formadoras de flocos são potencialmente hidrofóbicas, tendendo a ficarem aderidas nos flocos biológicos, juntamente com os compostos orgânicos e os inorgânicos; formando a microestrutura do floco (Zita & Hermansson, 1997). A macroestrutura é formada por micro-organismos filamentosos que criam uma teia com a microestrutura do floco e com as bactérias formadoras de floco. Muitas vezes, as bactérias filamentosas, são chamadas de “esqueleto” do floco, já que elas dão sustentação ao floco biológico, contra turbulência e choque (Jenkins, 1986).

2.1.3.Protozoários:

Os protozoários são organismos eucarióticos unicelulares, altamente especializados, onde uma única célula possui diferentes funções que sustentam a vida, tais como a locomoção, aquisição de alimento, transporte interno e a reprodução. As organelas locomotoras dos protozoários podem ser flagelos, cílios ou extensões fluidas do corpo chamadas de pseudópodos (Barnes, 1996).

Os protozoários podem ser considerados um dos constituintes do lodo ativado que exercem um papel chave na clarificação do efluente. Diversos trabalhos relacionam as concentrações destes organismos com parâmetros físico-químicos, como DBO, DQO, turbidez, entre outros. A presença destes no lodo ativado indica uma melhoria na qualidade do efluente. Isso se deve, principalmente a capacidade dos protozoários de ingerir bactérias em suspensão e assim reduzir significativamente a concentração dessas bactérias, que seriam perdidas no efluente final. Além disso, o muco liberado pelos protozoários parece estar envolvido no processo de adesão celular e entre os outros constituintes do floco biológico (Madoni, 1994; Bento *et al.*, 2005; Curd, 1973).

Os protozoários são extremamente sensíveis às mudanças ambientais o que os deixam vulneráveis a alterações das condições físico-químicas e ambientais, possui uma capacidade de encistamento de até segundos após ser submetidos a condições de estresse, como é o caso de salinização de ambiente. Para formar o cisto, o protozoário secreta um envoltório espessado ao redor de si mesmo e fica

inativo até a recuperação do ambiente, de forma que fique favorável sua permanência no ambiente (Ruppert & Barner, 1996). Sendo assim, torna-se excelente bioindicador do processo de tratamento por lodos ativados (Bento *et al.* 2005; Vazzolér *et al.* 1989; Madoni, 1994; Curds, 1973).

Na literatura existente de microfauna de lodos ativados, encontra-se um padrão geral de protozoários que são classificados de acordo com seu nicho ecológico, e estes são: os ciliados livres, ciliados sésseis, flagelados e amebas (Madoni, 1993; Bento *et al.* 2005). Cada grupo tem uma característica específica de locomoção e de alimentação, influenciando no papel que cada grupo representará neste ecossistema (Madoni, 1994; Bento *et al.* 2005; Ferreira *et al.* 2008; Salvadó *et al.* 2001).

2.1.3.1. Os ciliados:

Os protozoários ciliados são os mais abundantes no processo de lodos ativados e são os que possuem maior complexidade de estrutura. Seu modo característico de alimentação se realiza por meio de correntes ciliares, responsáveis pela ingestão de bactérias suspensas no meio (Madoni, 1994).

Os ciliados têm grande importância no processo de tratamento de efluentes por lodos ativados, não só pelo fato de serem indicadores ambientais, mas principalmente pela sua capacidade de ingerir grande quantidade de bactérias suspensas, já que estas não se aderem ao floco e tendem serem perdidas no efluente final. Curds (1973) descreve experimentos em tanques com a presença e ausência de protozoários ciliados, e os resultados desse estudo demonstram a eficiência da remoção de bactérias suspensas pelos ciliados, aumentando assim a eficiência do processo.

Dentro do grupo dos ciliados, os ciliados livres (Figuras 2.3 e 2.4) são os mais abundantes, e são os mais importantes na retirada de bactérias livres do efluente. Eventualmente também consomem material orgânico dissolvido, já que são filtradores e osmotróficos (Barnnes, 1996). Os ciliados livres podem se apresentar como livre natantes e predadores de floco; dentre os principais representantes deste grupo encontram-se *Litonottus*, *Paramecium* e *Blepharisma*; *Euplotes* e *Aspidisca*, respectivamente.



Figura 2.3: Protozoário ciliado livre natante – Aumento 600x.



Figura 2.4: Protozoário ciliado livre natante – Aumento de 1000x.

Outro grupo de ciliados importante no processo de lodos ativados são os ciliados sésseis (Figura 2.5). Os protozoários deste grupo possuem cílios que se encontram na região anterior do corpo, próximo a cavidade oral (Figuras 2.6 e 2.7), formando uma corrente de água e de material em suspensão, que será filtrado, servindo de alimento.



Figura 2.5.: Protozoário ciliado sésil – Aumento de 250x.



Figuras 2.6 e 2.7.: Protozoários ciliados sésseis – Detalhe para cavidade oral
- Aumento de 1600x.

Realizam movimentos (Figuras 2.8 e 2.9) contráteis seja encurtando o pedúnculo, ou encurtando o próprio corpo por feixes de filamentos contráteis, ou mionemas (Barnnes,1996).



Figuras 2.8 e 2.9. – Protozoário ciliado sésil – Detalhe do encurtamento do pedúnculo – Aumento de 1000x.

Algumas espécies são encontradas em colônias, como *Epistylis* (Figuras 2.6 e 2.7) e *Opercularia*, este último, inclusive está dentre os grupos de protozoários com maior capacidade de sobrevivência em ambientes desfavoráveis, sendo muito comum em estações que recebem efluentes industriais tóxicos. Em estudos com diferentes concentrações de salinidade, Salvadó *et al*(2001), retifica a resistência de grupos sésseis como *Vorticella* e *Opercularia*, que suportam concentrações de até 20000 mg/L de NaCl.

2.1.3.2. Flagelados:

Há várias formas de flagelados, os encontrados nos esgotos são do tipo zooflagelado, um grupo pequeno, porém heterogêneo. Os flagelados mais comuns nos processos aeróbios de tratamento de esgoto são dos gêneros: *Euglena sp*, *Peranema sp* e *Cercomona sp*. A predominância de flagelados geralmente está associado a deficiência de aeração, má depuração, sobrecarga orgânica, alto índice volumétrico do lodo (Vazzollér *et al.* 1989). Esse grupo de protozoário é normalmente dominante na fase inicial de sucessão no tanque de aeração, onde os flocos ainda não estão formados (Madoni, 1994).

Salvadó *et al* (2001) observou que o pequeno grupo de flagelados presentes desde o começo dos experimentos, mantiveram-se vivos até as doses de 20 g/L de NaCl. Bento *et al* (2002) encontraram bastante flagelados em seu trabalho, porém as análises físico-químicas não indicaram um sistema deficiente, as espécies encontradas pelos autores não se relacionam com os flagelados ao qual a literatura se refere como bioindicadores de baixo desempenho, pois espécies maiores como *Peranema* não se relaciona com efluentes de baixa qualidade (Madoni, 1994).



Figura 2.10 – Protozoário flagelado – Aumento de 1000x.

2.1.3.3. Amebas:

As amebas têm movimento através de extensões fluidas do corpo chamadas de pseudópodos. Além de locomoção, os pseudópodos, servem para capturar presa. As amebas dos processos de lodos ativados são encontradas sob a forma de tecamebas, pois possuem uma carapaça rígida em volta do corpo. As tecamebas são mais abundantes ou dominantes em efluentes com baixa carga orgânica, altos tempo de detenção e altas concentrações de oxigênio dissolvido (Madoni, 1993). Salvadó *et al.*(2001), observou que esse grupo desaparece em concentrações de até 5000 mg/L de NaCl.

2.1.4. Micrometazoários:

Os metazoários são animais multicelulares onde cada célula é incapaz de executar todas as funções do corpo como nos protozoários; são animais sensíveis e mais vulneráveis às mudanças ambientais, sendo encontrados, portanto, apenas

nas estações de tratamento que possuem poucas variações do seu controle operacional, além de pouco ou nenhum agente tóxico para o lodo ativado (Amaral, 2003).

Os metazoários ajudam a remover bactérias suspensas e outras pequenas partículas, ajudando na clarificação do efluente, além disso eles contribuem para formação do floco, devido a grande quantidade de excreção de muco fecal (Gray, 2004).

Esses animais possuem lenta taxa de crescimento e reprodução, indicando alto tempo de retenção celular e alta idade do lodo. A ocorrência e densidade de metazoários são relacionáveis com o índice volumétrico do lodo (IVL), sugerindo que quanto maior a densidade desse grupo, maiores resultados de IVL são encontrados (Bento *et al.* 2005).

2.1.5. Índices bióticos do lodo:

As condições de operação de uma planta de tratamento de esgotos determinam quais micro-organismos suportam tais adversidades em um ambiente tão hostil quanto os esgotos. Espera-se que mudanças populacionais ocorram tão logo haja mudanças nas características preliminares do esgoto a ser tratado. De acordo com Madoni (1994), uma estação de tratamento de esgotos eficiente de lodos ativados encontra-se aproximada das seguintes características:

- 1) Alto número de células da microfauna $\geq 10^6$ organismos/L;
- 2) Microfauna de protozoários composta em sua maioria por ciliados livres e pedunculados e quase nenhum flagelados;
- 3) Grupos de ciliados livres altamente diversificados.

Há diversos trabalhos na literatura relacionando os parâmetros operacionais e laboratoriais com análise microscópica da microfauna e da forma dos flocos formados durante o processo. O ciclo de vida, a taxa de crescimento, taxas ótimas de oxigênio, de matéria orgânica e de cargas tóxicas, são alguns parâmetros indicativos de adaptação de cada micro-organismo às condições de sobrevivência e crescimento nesse ecossistema artificial que é o tanque de aeração (Bento *et al.* 2005; Ferreira, 2008; Madoni, 1993; Araújo, 2010).

Alguns autores trabalharam para descrever modelos aplicados ao diagnóstico da operação através de parâmetros biológicos. Madoni (1994) sugere a utilização do Índice biológico do lodo (IBL) que define a qualidade biológica utilizando valores numéricos em 4 classes. A partir das características singulares dos diversos grupos de protozoário, criou grupos chaves e correlacionou-os como positivos e negativos no sistema. O IBL foi criado com base nos resultados obtidos por uma pesquisa conduzida por 20 anos, em 45 diferentes plantas de lodos ativados, sobre micro-organismos de lodo ativado. O método proposto leva em consideração parâmetros físico-químicos, as condições de operação das plantas, abundância e diversidade da microfauna.

Madoni (1994) dividiu grupos de acordo com comportamento, com as relações de predação, competição e com os resultados de colonização e sucessão populacional dos lodos ativados. Dentre os grupos mais conhecidos e importantes são os grupos de ciliados, ao qual inclui ciliados livres e sésseis.

Os ciliados são filtradores e bacteriófagos, o que correlaciona-os com a concentração de bactérias suspensas. Espera-se que quanto maior a população de ciliados menor será a concentração de sólidos em suspensão no efluente final, pois grande quantidade de material em suspensão no efluente deve-se a presença de bactérias suspensas. Os ciliados livres possuem vantagem nutricional em relação aos sésseis, podendo os primeiros, se locomoverem em todo tanque de aeração, assim sendo, lodos ativados com maiores concentrações de ciliados livres obtêm pontuação maior que lodos ativados com maiores concentrações de ciliados sésseis. O grupo dos flagelados é enquadrado dentre os grupos “negativos”, pois não se aderem ao floco, tão logo são perdidos no efluente final, além disso, são encontrados em ambientes com pouco oxigênio e alta carga orgânica. As tecamebas possuem alta taxa de crescimento, assim quando encontrados, indicam elevada idade do lodo e alta concentração de oxigênio dissolvido. Altas concentrações de oxigênio dissolvido no tanque de aeração aliado a alto tempo de retenção aumentam as chances de ocorrer o processo de nitrificação. Logo esse grupo é frequentemente relacionado com altas taxas de nitrificação (Madoni, 1993; Bento, 2005).

2.2. Metabolismo de lodos ativados:

O metabolismo de lodos ativados envolve processos catabólicos e anabólicos e seus resultados são o crescimento da biomassa dos lodos ativados, assim como o consumo de oxigênio (Fernandes, 2001). A respiração aeróbia é um processo metabólico que acontece nos seres vivos que utilizam o oxigênio comoceptor final de elétrons. Esse processo metabólico é formado por dezenas de reações químicas que objetiva a formação de energia na forma de ATP, que mais tarde serão utilizadas em outras reações metabólicas celulares. O processo de quebra das moléculas orgânicas até a formação de ATP possui diversas reações, como ciclo de Krebs e cadeia transportadora de elétrons (Brown, 2005).

O processo de catabolismo, também conhecido como respiração exógena, envolve reações de oxidação de matéria orgânica, gerando ATP através da movimentação de elétrons e tendo o oxigênio comoceptor final de elétrons. O processo de anabolismo ou respiração endógena envolve reações que consomem energia, que resultam em novas células, ou seja, reações de biossíntese. A maioria da energia utilizada nessas reações é utilizada para síntese protéica. As células utilizam a energia gerada no catabolismo para sintetizar “blocos de construção”, macromoléculas, reparação de danos as células e manter o transporte ativo através da membrana celular. A maior parte dos precursores das macromoléculas são derivados dos intermediários gerados no catabolismo (Brown, 2005).

O processo de lodos ativados pode ser afetado por várias maneiras: por bloqueio em alguma etapa das reações, inativação em alguma organela específica das células bacterianas, seja por desarranjo da membrana celular dos microorganismos, pela desfloculação dos flocos biológicos (Zita & Hermansson, 1996) ou pela plasmólise de células bacterianas ocasionada por elevada pressão osmótica, este causado principalmente por excesso de sais nos efluentes (Medeiros, 2005). É necessária a verificação de diversos fatores condicionantes para o desenvolvimento de uma microfauna saudável e metabolicamente ativa para formação de flocos biológicos e degradação da matéria orgânica presente no efluente.

2.2.1. Parâmetros físico-químicos:

O processo de lodos ativados é controlado por diversos fatores físico-químicos que auxiliam a operação da planta de tratamento. Aqui serão discutidos os parâmetros mais relevantes para discussão dos resultados desta presente pesquisa.

2.2.1.1. Concentração de substrato:

A qualidade e quantidade do substrato são fatores muito importantes para o andamento do processo de lodos ativados. A concentração de matéria orgânica advinda nos esgotos normalmente é expressa em termos de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio). A razão DQO/DBO pode fornecer indícios sobre a biodegradabilidade do efluente, já que a diferença entre os dois indica a quantidade de material recalcitrante ou de difícil biodegradação contido no sistema, a faixa da razão DQO/DBO em esgotos domésticos é de 1,5-1,9 (Sant'Anna Júnior, 2010).

A análise de matéria orgânica pode ser obtida também por Carbono Orgânico Total (COT); o ensaio mais difundido para a sua determinação envolve a utilização de um equipamento analítico, o *TOC analyser*. Neste aparelho, a amostra é levada a temperaturas elevadas, e na presença de um catalisador adequado, a matéria orgânica contida na amostra é convertida a CO_2 , este CO_2 é quantificado por um analisador infravermelho, permitindo determinar o teor de carbono total na amostra (Sant'Anna Júnior, 2010).

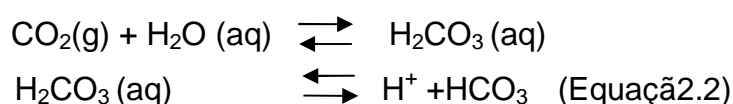
2.2.1.2. Oxigênio Dissolvido(OD):

O oxigênio dissolvido juntamente com a matéria orgânica são elementos preponderantes no processo; a concentração de OD deve ser suficiente para fornecer oxigênio aos micro-organismos, possibilitando-os oxidar a matéria orgânica biodegradável e converter amônia em nitrato (nitrificação biológica). Por outro lado, elevadas concentrações de OD exigem maior taxa de fluxo de ar, elevando o gasto energético, além disso, pode levar a queda da eficiência no processo de desnitrificação (Holenda *et al.*, 2008).

Wilén *et al.* (1999) analisaram diversas concentrações de OD com a forma e estrutura dos flocos biológicos de lodos ativados e sugerem uma faixa de OD ótima entre 2,00-5,00 mg/L; Pêssoa & Jordão (2005) ressaltam que pode haver altas concentrações de OD, mas não superiores a 8,00 mg/L.

2.2.1.3. Alcalinidade e pH:

Sant'Anna Júnior (2010) menciona que as bactérias que atuam na degradação da matéria orgânica, mantêm crescimento ótimo na faixa de pH entre 5,5 e 8,5. O pH está relacionado as transformações químicas da matéria orgânica e frequentemente encontra-se atrelado aos parâmetros de alcalinidade e acidez. Esses parâmetros indicam a capacidade da água em resistir às mudanças de pH, também conhecido como capacidade tampão. Além disso, os estudos de bancada, geralmente em sistemas fechados, espera-se que haja a produção de carbonatos e bicarbonatos, a partir da reação do CO₂ e água (produzidos pela decomposição da matéria orgânica), ocasionando na diminuição de pH e aumento da alcalinidade, devido a produção de prótons, como segue as reações a seguir:



A alcalinidade é expressa em mg/L de carbonato de cálcio (CaCO₃) e espera-se no processo que haja aumento na produção de bicarbonatos, indicando degradação da matéria orgânica e produção de gás carbônico.

2.2.1.4. Sólidos:

A análise de sólidos se faz importante nos processos de tratamento de efluentes por lodos ativados no controle biológico e físico, e para assegurar o cumprimento dos limites de concentração do efluente de saída da ETE frente à agência regulatória (APHA, 1998).

O termo sólido total (ST) é o termo aplicado a todo resíduo contido no recipiente após a evaporação da amostra e subsequente secagem em temperatura

definida. Os ST incluem sólidos em suspensão total (SST), que é a porção sólida retida no filtro e sólidos dissolvidos totais (SDT), que é a porção que passa através do filtro. Efluentes com SDT maiores que 3,5% m/v são considerados efluentes salinos (Woolard & Irvine, 1995). Os sólidos presentes nos efluentes podem ser classificados por tamanho: sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos, e/ou podem ser classificados pela sua natureza química: sólidos orgânicos e sólidos inorgânicos.

De acordo com o APHA (1998), a classificação por tamanho se dá por partículas maiores que 2,0 μm e partículas menores que 2,0 μm , porção em suspensão e porção dissolvida, respectivamente. A parcela solúvel (material dissolvido) é composta em sua maior porcentagem por material inorgânico enquanto que as partículas em suspensão são em sua maioria material orgânico (Santos, 2004; Munch, 1980). O material orgânico é separado do material inorgânico pela elevação de temperatura, a amostra é colocada na mufla a 500°C. O material orgânico é volatilizado e o material inorgânico ficará inerte no frasco, por diferença de peso, se obtêm o resultado de cada fração (Von Sperling, 1997).

No controle operacional de sistemas de tratamento de esgotos, algumas frações de sólidos assumem grande importância. Em processos biológicos aeróbios, como os sistemas de lodos ativados, as concentrações de sólidos em suspensão voláteis nos lodos dos tanques de aeração tem sido utilizadas para se estimar a concentração de micro-organismos decompositores. Isto por que as células vivas são, em última análise, compostos orgânicos e estão presentes formando flocos em grandes quantidades nos tanques de tratamento biológico de esgotos. Embora não representem exatamente a fração ativa da biomassa presente, os sólidos voláteis têm sido utilizados de forma a atender as necessidades práticas do controle de rotina. Os valores típicos da concentração de SSV no tanque de aeração de um sistema de lodos ativados, encontra-se entre a faixa de 1500 a 4000 mg SSV/L (Jordão & Pêsoa, 1998; Von Sperling, 1997).

2.2.1.5.Índice volumétrico do lodo:

O índice volumétrico do lodo (IVL) é a medida de volume ocupado pelo lodo após 30 minutos de sedimentação, expresso em mL/g (Sant'Anna Júnior, 2010). Esse parâmetro expressa o estado de sedimentabilidade do lodo e é de grande relevância nas plantas de tratamento por lodos ativados já que um lodo com boa

sedimentação é fundamental para clarificação do efluente final. A faixa de IVL recomendada varia de 40-150 mL/g (Jordão & Pessoa, 1995).

Diversos fatores estão associados a floculação e defloculação dos flocos biológicos e que por sua vez interferem nos resultados de IVL. A salinidade é um dos fatores que afetam diretamente a sedimentabilidade do lodo ativado. É sabido que os sais inorgânicos, em geral, têm propriedade coagulante. Alguns trabalhos na literatura relacionam o IVL com o aumento da concentração de sais, porém os resultados e discussão são contraditórios. Mesquita (2006) encontrou valores de IVL até 5 mL/g para lodos ativados com concentração de sal a 3%, enquanto que o controle apresentava-se com 40 mL/g. Uygur & Kargi (2004) obtiveram resultados opostos do apresentado por Mesquita (2006). Estes autores acrescentaram sal até 6% e obtiveram resultado de IVL de 97 mL/g, enquanto que o controle apresentava um valor de IVL de 45 mL/g. Eles explicam esses valores pelo fato de que o aumento de sal resulta na plasmólise celular dos organismos deteriorando a qualidade do lodo e diminuindo a habilidade de sedimentação do lodo.

2.2.1.6. Condutividade:

A condutividade elétrica dos efluentes é a medida da capacidade da solução de conduzir corrente elétrica. Essa habilidade de conduzir corrente elétrica depende da presença, concentração, mobilidade e valência dos íons presentes na solução. A maioria dos compostos inorgânicos são bons condutores (APHA, 1998). A corrente elétrica é transportada por íons presentes na solução, a condutividade aumenta à medida que aumenta a concentração de íons, levando conseqüentemente a um aumento na força iônica. A força iônica pode ser expressa em valores relacionados aos STD (sólidos totais dissolvidos), como expresso na equação 2.3 (Metcalf & Eddy, 2003).

$$I = 2,5 \times 10^{-3} \times STD \quad (\text{Equação 2.3})$$

Um aumento na concentração de eletrólitos leva a maior interação elétrica da dupla camada da superfície e maior estabilidade dos flocos biológicos, porém forças iônicas muito altas ($I > 0,05$) elevam a turbidez, possivelmente devido à desestabilização do floco e perda de células e estruturas para o efluente. O Ca^{+2}

parece ser o íon de maior importância na estabilidade do floco biológico e a adição de outros íons no efluente podem causar uma desagregação do floco, muitas vezes devido a retirada do Ca^{+2} da estrutura (Zita & Hermansson, 1994). Não há claras conclusões sobre o papel do Ca^{+2} no floco biológico, mas as evidências levam a crer do seu papel de ponte entre o EPS, células bacterianas e outros constituintes do floco (Zita & Hermansson, 1994; Jin *et al.*, 2004).

2.2.1.7.Salinidade:

A salinidade é hoje considerada como um dos fatores que mais causam estresse nas plantas de tratamento de efluentes (Moussa *et al.* 2006). Muitas cidades costeiras, embarcações e plataformas off-shore, utilizam a água do mar como fonte de água alternativa, resultando em alto conteúdo de sal nos efluentes; além disso, diversas cidades ribeirinhas enfrentam dificuldade na obtenção de água potável de boa qualidade, e os poços artesianos configuram uma das opções mais viáveis de água de abastecimento. Assim, a utilização de água salobra advinda dos poços, chega as ETEs causando distúrbios em diversos processos de tratamento, como o processo por lodos ativados (Wang, 2005; Mesquita, 2006).

Diversas indústrias como as de conservas, de processamento de peixes, refinarias de petróleo, indústrias de couros, farmacêuticas, indústrias de produção de pesticidas e herbicidas, lixiviados de aterros sanitários, entre outras, também geram um efluente com elevada concentração de sais inorgânicos (Lefebvre, 2006; Moussa *et al.*, 2006; Wang, 2005; Dan, 2003).

A plasmólise celular, causada pelo excesso de sal nos efluentes, é a explicação mais difundida sobre a má funcionalidade dos processos de tratamento por lodos ativados (Salvadó *et al.* 2001; Kargi, 1996; Perneti *et al.* 2003; Chu & Lee, 2001). Porém, além da plasmólise celular, Kargi & Dincer (1996) e Woolard & Irvine (1995) enumeram 4 principais problemas que são encontrados no tratamento de efluente salino por lodos ativados:

- 1) Limitada variação de adaptação: culturas convencionais não podem ser efetivamente utilizadas para tratar efluentes com salinidade superior a 3,5%; e mesmo quando adaptado a condição de sal, o sistema não pode ter uma queda na salinidade, de outra forma, toda cultura adaptada é perdida;

2) Sensibilidade a mudanças de força iônica: Variação nas concentrações de sal entre 0,5-2%, normalmente causam significativas anormalidades no sistema. Culturas adaptadas requerem constantes forças iônicas, a equalização do efluente e para manter constante a concentração de sal, os quais são essenciais para o bom desempenho do sistema;

3) Redução das cinéticas de degradação: As taxas de degradação da matéria orgânica são reduzidas em tratamento de efluentes salinos, sendo necessárias baixas taxas A/M;

4) Alta concentração de sólidos em suspensão: Altas concentrações de sal reduzem a população de protozoários e organismos filamentosos resultando em baixa eficiência de sedimentação e perda de sólidos para o efluente.

Alguns trabalhos que estudaram a sedimentabilidade do lodo biológico estendem-se na explicação da perda de eficiência do processo de lodos ativados no tratamento de efluentes salinos. A adição de sais reduz o número de bactérias filamentosas, que são responsáveis pela macroestrutura do floco, diminuindo a eficiência de sedimentação do lodo no decantador secundário e aumentando perdas de sólidos para o efluente final (Wilén *et al* 2008; Woolard & Irvine, 1995). Em algumas ETEs dos EUA foram utilizados íons de cloro para controle do bulking filamentoso, porém o controle deve ser minucioso, já que altas doses podem causar efeito de overdose no lodo ativado, ocasionando em rápidos decréscimos do IVL e aumento da turbidez no efluente final (Jenkins, 1986). O IVL é um parâmetro muito relevante para as pesquisas que investigam a influência da salinidade dos processos de lodos ativados. Os sais, em geral, possuem a propriedade de coagulação, ocasionando em maior aglomeração e sedimentação do lodo e, por conseguinte, a diminuição do IVL. Nota-se que os resultados das pesquisas são bem controversos nesse parâmetro (Mesquita, 2006; Uygur, 2004; Chu & Lee, 2001). Esses autores concluem que a adição de perclorato de sódio nos lodo ativado induzem a extração de íons Ca^{+2} e Mg^{+2} da microestrutura do floco, porém os autores não encontraram relação da desfloculação com a perda desses íons.

2.2.1.8. Relação A/M:

A relação A/M (alimento/micro-organismos) representa a razão (Equação 2.4) entre a concentração de alimento (matéria orgânica) proveniente dos esgotos e a concentração de biomassa (SSV) presente nos tanques de aeração (Von Sperling, 1997). A faixa de operação do processo pode variar de 0,02 a 5 kgDBO₅/kg.SSV.dia, sendo que os valores do processo convencional, variam normalmente entre 0,07 – 1,1 kgDBO₅/kg.SSV.dia (Jordão & Pêsoa, 1995). Quando a relação A/M apresenta valores abaixo de 0,15 pode significar que há pouca disponibilidade de alimento para a quantidade de micro-organismos presente no tanque de aeração; em contra partida, relação acima de 0,15 pode representar alta quantidade de matéria orgânica para a densidade de micro-organismos presente, podendo levar a perda de material orgânico pelo efluente. Para o tratamento de efluentes salinos, recomendam-se menores relações A/M, já que há queda na eficiência das taxas de degradação de consumo de substrato (Costa, 2009).

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \left(\frac{m^3}{d} \right) \times DBO \text{ (mg } O_2\text{L)}}{SSV \left(\frac{mg}{L} \right) \times Vol. \text{reator (m}^3\text{)}} = \frac{Kg \text{ DBO}}{Kg \text{ SSV} \cdot d} \quad \text{(Equação 2.4)}$$

2.2.2. Parâmetros biocinéticos:

Os parâmetros biocinéticos dos lodos ativados são de difícil obtenção, dada a complexidade das variáveis. Por exemplo: o tipo de substrato, a espécie de bactéria que vai degradar o composto, em qual etapa do ciclo de vida que essa bactéria se encontra, a competitividade no sistema, a abundância de substrato e nutrientes, fatores físico-químicos entre outros. Para simplificar tais dados, vários pesquisadores debruçaram-se sobre esse tema, originando modelos matemáticos que são hoje, amplamente aceitos e utilizados (Vanrolleghem et al. 1995, 1999). O modelo ASM1 (Activated Sludge Model N°1) é um dos modelos mais completos e aceitos, porém envolve o acompanhamento de muitos parâmetros e variáveis deixando o modelo inadequado para o uso nas plantas de tratamentos. O modelo Monod é um modelo simplificado a partir de culturas puras de bactérias, sua maior

aplicação é avaliar a cinética de bio-degradação dos poluentes nos sistemas ambientais, essa avaliação é feita através equações matemáticas e levam a três cinéticas: taxa de consumo de substrato, taxa de crescimento bacteriano e taxa de consumo de oxigênio, que estão intrinsecamente relacionados.

A taxa de crescimento microbiano é definida como o aumento no número de células microbianas ou massa celular, geralmente expresso em SSV (sólidos em suspensão voláteis). Há três parâmetros importantes na cinética de crescimento bacteriano: coeficiente de rendimento; taxa específica de crescimento e taxa de absorção de substrato. O coeficiente de rendimento é a quantidade de biomassa formada por unidade de substrato absorvido, refletindo a eficiência de conversão do substrato a material celular (Bitton, 2005). A taxa específica de crescimento fica sendo máxima, desde que não haja depleção de OD, acréscimo de carga tóxica, mudanças nas características químicas e/ou físicas, escassez de nutrientes e substrato. Quando o sistema se encontra em condições adversas, como por exemplo, com excesso de salinidade, a taxa de crescimento microbiano diminui até atingir o valor zero, mas a maioria das culturas puras de bactérias tem coeficiente de crescimento na faixa de 0,4 – 0,6 (Bitton, 2005; Sant'Anna Júnior, 2010). A relevância deste parâmetro é dada em consonância aos parâmetros A/M, concentração de sólidos totais e voláteis, demanda de oxigênio necessária para degradação de substrato, entre outros.

Os modelos de consumo de substrato pressupõem, em geral, proporcionalidade entre o crescimento celular e a utilização do substrato. Vale ressaltar que a matéria orgânica presente nos esgotos é de várias fontes diferentes, influenciando para alta variabilidade de "biodegradabilidade", ou seja, cada substrato possui uma taxa específica de degradação. O modelo ASM1 inclui o conceito de substrato lentamente/rapidamente biodegradável, assim como outros conceitos que são ignorados por outros pesquisadores. Porém a simplificação dos modelos, em muitos casos, torna-se essencial para a adequação de projetos, operação e controle dos processos de tratamentos de esgotos (Sant'Anna Júnior, 2010). Os parâmetros mais frequentemente utilizados para a análise de taxa de consumo de substrato são as medidas de demanda biológica e/ou química de oxigênio, que são análises demoradas e que gastam enorme volume de reagentes químicos, o que muitas vezes dificulta uma amostragem em tempo real (Vanrolleghem *et al.*, 1999).

A oxidação é o principal mecanismo de remoção dos poluentes orgânicos das águas residuárias, portanto, a taxa de absorção de OD ou taxa de respiração, é a variável chave de caracterização de degradação. A cinética de degradação da matéria orgânica pode ser expressa por uma demanda de oxigênio de curto tempo, conhecidos como testes de respirometria (Spanjers & Keesman, 1994). Esses e outros autores (Brouwer *et al.*, 1997; Vanrolleghen *et al.*, 1999; Andreatolla *et al.*, 2004) concluíram que o método respirométrico é uma eficiente ferramenta para obtenção de informações da cinética de degradação de substrato.

2.2.2.1. Respirometria:

A respirometria é a medida, em curto prazo, da concentração de oxigênio dissolvido necessário para oxidar a matéria orgânica biodegradável presente na amostra. A unidade de medida é em miligramas de oxigênio por litro de lodos ativados em função do tempo, podendo ser segundos, minutos ou horas. Há diversos trabalhos na literatura que relatam diferentes tempos de amostragem, variando de testes respirométricos que duram poucos segundos (Spanjers & Keesman, 1994) até testes de 24 horas (Fernandes, 2001).

Os testes de respirometria podem ser utilizados em diversos tipos de controles operacionais, adaptando o método para cada objetivo. Podem ser utilizados para análise de lodos ativados para avaliar a TCO do lodo ativado no geral, assim como para avaliar a taxa apenas da biomassa heterotrófica, adicionando um inibidor de nitrificação; pode ser utilizado para investigar processos de fitodepuração de solos, assim como para projetos de fitodepuração *in situ* de fluxo vertical (Andreatolla, *et al.* 2005).

Os respirogramas têm sido cada vez mais utilizados, tanto em plantas de tratamentos como em projetos de pesquisa, pois permitem obter importantes indicativos sobre a atividade metabólica da biomassa, frente ao acréscimo de cargas tóxicas, da biodegradabilidade do substrato ou de outros influentes negativos, com facilidade, rapidez e baixo custo de análise (Spanjers & Keesman, 1994; Vanrolleghen *et al.*, 1999; Brouwer *et al.*, 1997; Vanrolleghen *et al.* 1995; Ferreira *et al.* 2002; Andreatolla *et al.*, 2004).

Os testes de respirometria consistem em determinar, em tempo real, a taxa de consumo de oxigênio dos lodos ativados. Uma diminuição do valor da taxa de

consumo de oxigênio (TCO), quando não há redução de carga orgânica, pode representar algum incremento de agente intoxicante; falta de OD; temperatura inadequada ou algum outro fator que proporcione a inabilidade da biomassa frente à geração de energia.

Os respirogramas representam a taxa de consumo da parte efetivamente ativa do processo, pois a parte inativa não participa das reações exógenas (Fernandes, 2001). O método mais difundido da análise de concentração de biomassa é o SSV (sólido suspensão volátil) inclui células ativas e inativas, sólidos em suspensão inertes e matéria orgânica absorvida nos flocos biológicos, uma análise, portanto, que não pode ser usada com acurácia para a análise da biomassa ativa nos lodos ativados (Huang, 1984). Diversos autores atentam para a utilização dos testes de respirometria como alternativa e/ou complemento para o acompanhamento do crescimento da biomassa, efeitos metabólicos do meio, eficiência da biomassa para degradação da matéria orgânica do meio, além dos altos custos e demorados testes, como DBO (Costa, 2009; Fernandes, 2001; Porto, 2007). A realização do teste é feita através da adição de um substrato facilmente biodegradável, que após um tempo de carência de substrato, os micro-organismos ávidos por energia, consomem rapidamente o oxigênio para poder gerar energia e assim estocarem suas reservas celulares, assim as taxas de consumo de oxigênio tendem a ser bem inclinadas nos primeiros instantes, e após algum tempo retornam para inclinação anterior à adição de substrato. Keesman & Spanjers (1994) concluíram em seu trabalho que a taxa de consumo de oxigênio é uma ótima ferramenta para análise do metabolismo dos lodos ativados, porém deve-se ter o cuidado com a concentração de SSV. Os autores explicam que baixas concentrações de SSV geram uma TCO muito baixa e um maior tempo para ocorrer a completa oxidação dos poluentes; altas concentrações de SSV pode causar efeitos inibitórios, os autores atentam ainda a presença da “cauda final” de alguns respirogramas, podendo indicar a oxidação da matéria orgânica biodegradável lentamente. Como a concentração de SSV está diretamente relacionável com a TCO, muitos autores preferem trabalhar com o parâmetro TCO_e (Taxa de consumo de oxigênio específico), que é a TCO dividida pela concentração de SSV.

3. METODOLOGIA

3.1. Caracterização do local de amostragem:

Para realização deste trabalho foi utilizado lodo ativado do tanque de aeração da ETE Penha (ETEP), pertencente à Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Estado do Rio de Janeiro (CEDAE). A ETEP trata atualmente 600 L/s de esgotos produzidos nos domicílios da área da zona norte do município do Rio de Janeiro. Essa ETE funciona atualmente com as grades e com a caixa de areia, no tratamento preliminar; decantadores (primários), para retirada de material em suspensão, no tratamento primário e com tanques de aeração para o tratamento secundário por lodos ativados. O lodo sedimentado que é retirado dos decantadores primários segue para os adensadores e em seguida para os digestores primários; o excesso de lodo ativado, retirado dos decantadores secundários segue para os digestores secundários. O lodo dos digestores primários e digestores secundários seguem para as centrífugas, onde será centrifugado e encaminhado para o aterro sanitário, como segue no fluxograma 3.1.

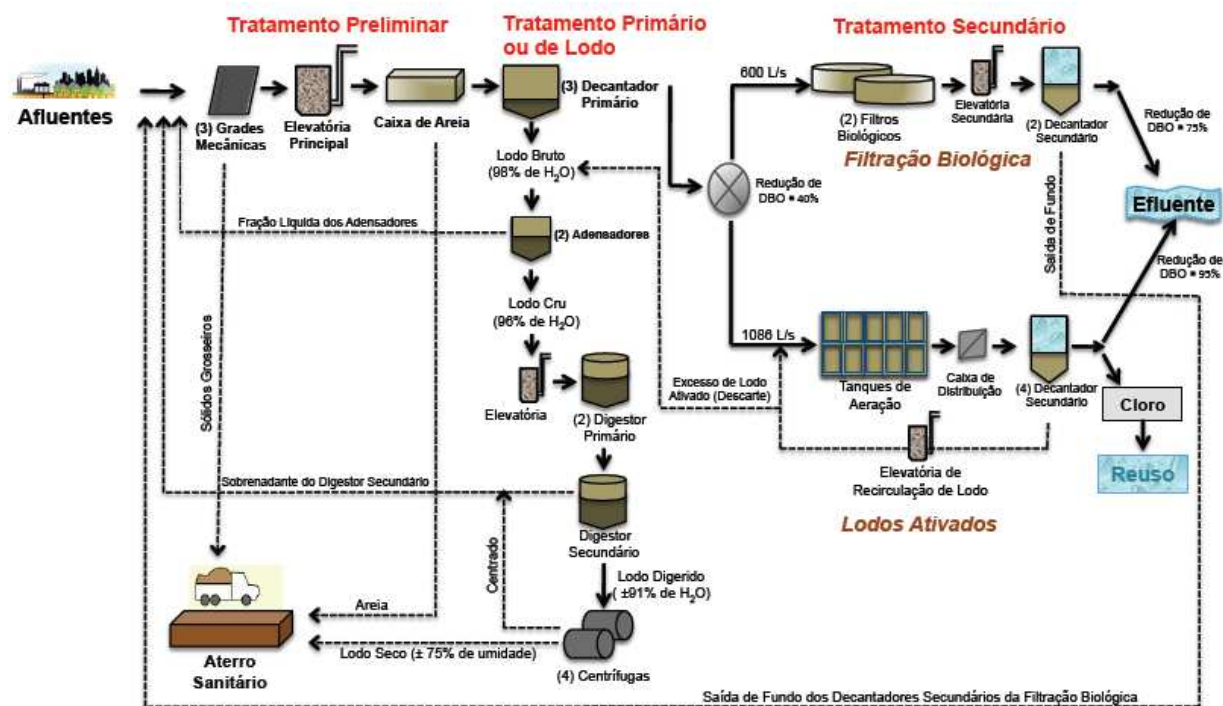


Figura 3.1: Fluxograma ETEP.

As amostras de lodo ativado foram coletadas em diferentes semanas, ao longo dos meses de Janeiro à Abril de 2011, no período matutino, e sempre no mesmo ponto do tanque de aeração da ETEP. As amostras coletadas eram armazenadas em frascos de 5 litros de polietileno e levadas para as dependências da empresa Tecnologia em Meio Ambiente LTDA (TECMA), onde foram realizados os experimentos deste trabalho.

Localizada no município do Rio de Janeiro, a TECMA, possui laboratórios credenciados pelo INEA – Instituto Estadual do Ambiente sob o certificado CCL N° IN002298 e acreditado pelo INMETRO sob o certificado CRL 0200.

O presente estudo consistiu em verificar a influência da salinidade, nos processos de lodos ativados através de análises de respirometria e análise microscópica; além do monitoramento dos sólidos totais, dissolvidos e voláteis, pH e alcalinidade de bicarbonatos. Foram realizados dois diferentes tipos de experimento para verificar essa influência nos parâmetros supracitados. O experimento A foi avaliado a influência nos lodos ativados, no momento que era adicionado sal e o experimento B foi avaliado essa influência ao longo de 5 dias.

3.2. Planejamento experimental:

3.2.1. Caracterização geral dos reatores testes:

O lodo ativado era acondicionado nos reatores assim que chegavam às dependências da TECMA. Os reatores eram feitos de polipropileno, possuíam um volume útil de 10 litros, com altura e largura de 35 e 20 centímetros, respectivamente. O fundo do reator possuía uma pequena declividade que garantia a homogeneização do lodo juntamente com a bomba de aeração acoplada a uma mangueira, na ponta da mangueira, uma pedra porosa era conectada, para ocorrer a difusão do ar em toda amostra. Os reatores eram alimentados com efluente sintético, numa relação $A/M = 0,15$, e os testes iniciavam quando o lodo ativado encontrava-se com uma biodiversidade de protozoários relativamente constantes. Todos os experimentos foram realizados em triplicatas e os procedimentos pré – testes seguiam o mesmo esquema da Figura 3.2.

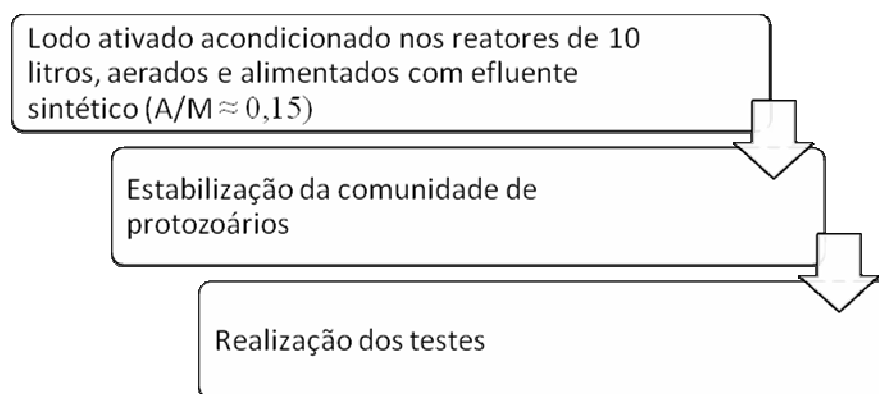


Figura 3.2: Esquema do procedimento pré testes.

3.2.2. Alimentação dos reatores:

É sabido que a composição do substrato e as condições operacionais são como a força motriz para a formação de diferentes comunidades de protozoários em plantas de tratamentos. Para minimizar a mudança da comunidade microbológica ao longo dos meses de estudo e alcançar uma sucessão ecológica relativamente parecida em todos os experimentos, a metodologia empregada neste estudo, consistiu em alimentar os reatores de lodo ativado com efluente sintético,

respeitando a relação A/M de 0,15 e sempre no mesmo horário. A composição da solução foi feita de acordo com Papadimitriou *et al.* (2007):

- 833 mg/L de sacarose;
- 2000 mg/L de acetato de sódio;
- 100 mg/L de NaCl;
- 50 mg/L de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$;
- 600 mg/L de NH_4Cl ;
- 333 mg/L de K_2HPO_4

3.2.3. Condições operacionais:

Os testes iniciavam quando os reatores apresentavam uma diversidade de microfauna estável, ou seja, um número relativamente constante de protozoários ciliados livres e predadores de flocos. Para essa verificação era retirada diariamente uma alíquota de 10 mL para examinação em microscopia, em que se observava a qualidade biológica. Normalmente essa estabilidade era conseguida com aproximadamente 3 a 4 dias de aclimação do lodo nos reatores de bancada.

Não foi realizado descarte de lodo e nem retirada do decantado em nenhum dos reatores durante todo período de experimento. As concentrações de SSV, pH, sólidos e alcalinidade variaram ao longo dos experimentos e os valores encontram-se tabelados em anexo. Essa variação deve-se a diferença comportamental dos lodos frente à diferentes concentrações de cloreto de sódio.

3.2.4. Caracterização do intoxicante (Cloreto de sódio):

Foram feitos dois litros de solução salina, concentração 0,4 g/mL de sal marinho em água destilada e armazenada em geladeira a aproximadamente 4°C até o fim de todos os experimentos. No início de cada teste eram verificadas a salinidade e condutividade desta solução para verificar uma possível mudança de concentração.

Para facilitar a compreensão do procedimento experimental dos diferentes experimentos, estes estão descritos separadamente, assim como a apresentação dos resultados e discussão dos mesmos.

3.3. Experimento A:

O experimento A consistiu em avaliar a influência da salinidade, no exato momento em que o lodo ativado recebia choques de carga salinos. Foram realizados na ordem crescente de concentração de sal: Controle, 5, 10, 15, 20, 25, 30 e 35 g/L de NaCl. Essas concentrações foram estabelecidas de forma a atender o maior número possível e viável, de diferentes concentrações chegando até 35 g/L que é a concentração salina aproximada da água marinha no litoral brasileiro.

Através de testes de respirometria foi considerada a taxa de consumo de oxigênio (TCO) e posteriormente a taxa de consumo de oxigênio específica (TCOe mg/mg.h). Para complementar essa análise as amostras foram submetidos à microscopia óptica, para obtenção do índice biológico de lodo, de acordo com Madoni (1994).

Os testes do experimento A foram repetidos por 3 vezes no mesmo dia (triplicata da amostra) e depois foram novamente repetidos por mais 2 dias diferentes (Figura 3.3). A cada dia de experimento, um “novo” lodo era coletado na ETEP e todo o esquema experimental de acordo com a Figura 3.2 era repetido.



Figura 3.3- Esquema de amostragem do Experimento A.

3.4. Experimento B:

O experimento B consistiu em verificar a influência da salinidade e a possível adaptação do lodo ativado por 5 dias consecutivos, submetido a diferentes concentrações de efluente salino (Controle, 8,5 g/L e 17 g/L de NaCl), através dos testes de respirometria e qualidade biológica do lodo. Além disso, foram controlados os parâmetros de pH, alcalinidade de bicarbonatos e sólidos suspensos voláteis (SSV). As concentrações de sal foram escolhidas supondo a situação em uma ETE que tem influência da maré e recebe água do mar, onde 50% do efluente é doméstico e 50% é água do mar, assegurando assim uma concentração aproximada de 17 g/L. A concentração de 8,5 g/L foi escolhida para poder fazer uma curva com um ponto intermediário entre o 17 g/L e o controle (sem sal). O ensaio consistiu de 3 reatores, onde um foi para teste controle, ou seja sem adição de intoxicante; o segundo com salinidade de 8,5 g/L de NaCl e o terceiro com salinidade de 17 g/L de NaCl. Os experimentos foram realizados em triplicatas, como demonstra a Figura 3.4.



Figura 3.4 - Esquema de amostragem do Experimento B.

Os reatores foram mantidos em temperatura ambiente, variando na faixa de valor de 21,0° a 25,0°, alimentados com a mesma solução de efluente sintético e aerados, com o mesmo fluxo de ar. A alimentação foi realizada respeitando a relação A/M de 0,15 do reator controle. A partir dessa estimativa, alimentavam-se os outros 2 com a mesma quantidade de efluente sintético que era utilizado para alimentação do reator controle, para todos terem a mesma concentração de entrada de substrato e assim poder haver as devidas discussões dos resultados.

As análises de pH e condutividade foram realizadas por sonda multiparamétrica, de marca YSI, modelo 63. As análises foram realizadas após a devida calibração do aparelho. As análises de alcalinidade de bicarbonatos e SSV foram executadas de acordo com protocolo preconizado pelo livro “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” de autoria da APHA, AWWA e WEF (2005), cuja norma/procedimento foram 2320 B e 3111 D, respectivamente.

3.4. Testes de respirometria:

Nas ETEs onde o processo de tratamento é por lodos ativados, torna-se cada vez mais frequente o uso de testes respirométricos. Há diversos trabalhos na literatura que utilizam esses testes para testar a biodegradabilidade do efluente e avaliar a atividade do lodo biológico (Andreatolla, 2005; Araújo, 2010; Beranger, 2009; Brouwe, 1998; Ferreira, 2002; Spanjers, 1998, 1999).

Equipamentos e reagentes utilizados:

- Solução salina;
- Solução de sacarose;
- Água destilada;
- Béquer de 500 mL;
- Frasco de DBO;
- Agitador magnético – Marca Quimis/ Modelo Q-221-1
- Bomba de aquário acoplado a pedra porosa;
- Oxímetro portátil- Marca YSI/Modelo 550A

Os testes de respirometria foram realizados de acordo com a metodologia descrita por: Ferreira *et al.*(2002); Beranger (2009); Costa (2007) e Araújo (2010). Os testes respirométricos são simplificados e empregam equipamentos rotineiros e menos sofisticados em ETEs e laboratórios de pesquisa, como os oxímetros, placa de metal com agitador magnético e frasco de DBO, como ilustra a Figura 3.5. Esses autores correlacionam 3 principais características deste método: Operação em regime de batelada; técnica de medida de OD na fase líquida e funcionamento sem fluxo do ar no sistema durante as medidas de respiração (regime estático).



Figuras 3.5: Esquema do teste respirométrico – Oxímetro, agitador magnético e frasco de DBO com amostra.

Uma amostra de 300 mL de lodo ativado do reator foi colocado em béquer de 500 mL e adicionados 1,5 mL de solução de sacarose na concentração de 30 g/L, solução salina na concentração pretendida e deixado em aeração por 15 minutos. A solução de sacarose é adicionada por ser um substrato facilmente degradável, e nesta etapa pretende-se realizar a estimulação do lodo ativado. O teste controle era realizado sem adição de solução salina. Após os 15 minutos sob aeração, essa mistura (lodo ativado + sacarose + intoxicante) era colocada em frasco de DBO, que por sua vez era colocado sob a placa de metal com agitador magnético e acoplado ao oxímetro. O esquema experimental simplificado pode ser acompanhado na Figura 3.6.

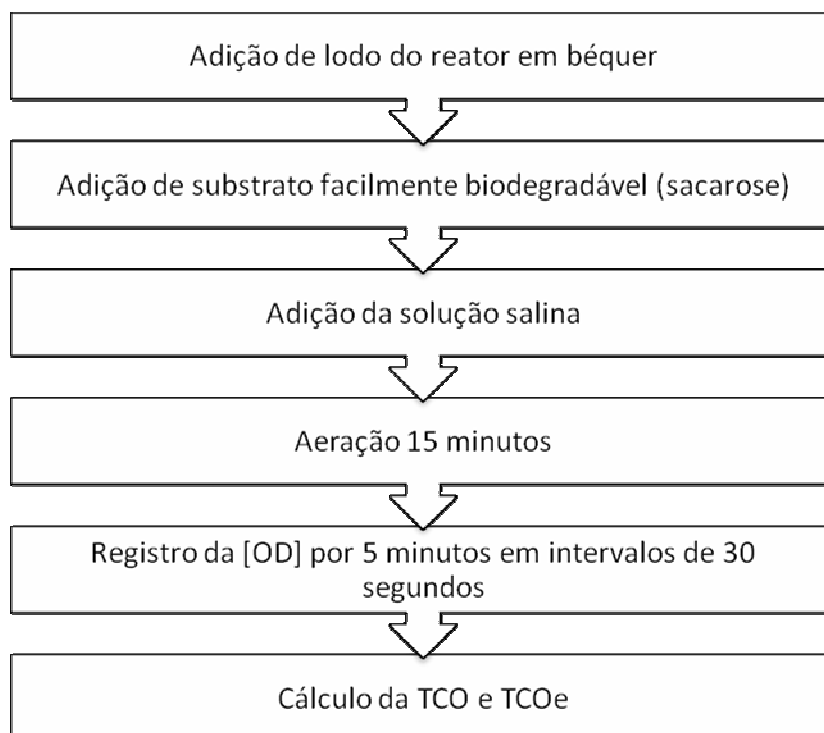


Figura 3.6: Esquema experimental simplificado do teste de respirometria.

O bocal do frasco de DBO é na medida exata para o encaixe do eletrodo do oxímetro de maneira que não ocorra troca de gases do interior do frasco com a atmosfera. A agitação é realizada para haver a constante homogeneização da mistura. Feito isso, foi anotado a concentração de OD no tempo 0 minuto e a cada 30 segundos, por 5 minutos e então calculadas as taxas de consumo de oxigênio e as taxas de consumo de oxigênio específico para cada amostra, através das equações 3.1 e 3.2.

$$TCO = \frac{(OD_i - OD_f)}{\Delta t} \quad (\text{Equação 3.1})$$

$$TCO_e = TCO / SSV \quad (\text{Equação 3.2})$$

Onde:

TCO: Taxa de consumo de oxigênio (mg/ L.h)

TCO_e: Taxa de consumo de oxigênio específica (mg/mg.h)

SSV: Sólidos em suspensão volátil (g/L)

3.5. Qualidade biológica do lodo:

A qualidade biológica do lodo foi verificada através de análises microscópicas e enumerando valores de acordo com índice de Madoni (1994). Após os testes respirométricos foram coletados um volume de 10 mL da amostra, armazenados em frascos com tampas de 50 mL e observados em microscopia óptica. Vazzollér (1989) atenta para o preenchimento do frasco, que não deve exceder a metade do seu volume de modo a manter oxigênio em sua parte superior, necessário à sobrevivência da microfauna até o período de análise. A observação em microscopia foi realizada imediatamente após a batelada dos testes respirométricos, aproximadamente 60 minutos após a mistura do lodo ativado com o intoxicante (sal).

Foi retirada uma alíquota de 0,05 mL de amostra dos frascos de 50 mL e colocada em lâmina de tamanho 25,4 x 76,2 mm e coberto por uma lamínula. Madoni (1994) adverte que 0,025 mL de sub-amostras de lodos ativados, repetidos por uma ou duas vezes são suficientes. Não foi adicionado nenhum tipo de conservante ou preservativo químico, já que é de fundamental importância a observação “*in vivo*” para serem percebidas as mudanças na estrutura dos protozoários. A observação foi realizada em microscópio óptico de Marca Nikon, Modelo Eclipse E200MVR. As observações foram realizadas em aumento das lentes objetivas de 4x, 10x e 40x.

O procedimento proposto por Madoni (1994) é baseado na diversidade e densidade de protozoários que estão entre os grupos chaves da microfauna dos lodos ativados; logo, deve ser dada atenção especial na identificação dos grupos chave e na enumeração desses organismos. Os organismos inclusos nos grupos chaves são: pequenos e grandes flagelados, ciliados sésseis, ciliados predadores de floco e ciliados livres natantes e tecamebas. O índice a ser atribuído ao lodo ativado é obtido pela tabela abaixo (Tabela 3.1.).

Tabela 3.1. - Determinação do Índice Biológico do Lodo

Grupo dominante	Densidade (ind./L)	NÚMEROS TAXONÔMICOS							
		>10		8 – 10		5 -7		<5	
		F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100
Ciliados livres + Sésseis e/ou Tecamebas	$\geq 10^6$	10	8	9	7	8	6	7	5
	$< 10^6$	9	7	8	6	7	5	6	4
Ciliados sésseis >80%	$\geq 10^6$	9	7	8	6	7	5	6	4
	$< 10^6$	8	6	7	5	6	4	5	5
<i>Opercularias</i> spp	$\geq 10^6$	7	5	6	4	5	3	4	2
	$< 10^6$	6	4	5	3	4	2	3	1
<i>Vorticella</i>	$\geq 10^6$	6	4	5	3	4	2	3	1
	$< 10^6$	5	3	4	2	3	1	2	0
Ciliados livres natantes	$\geq 10^6$	5	3	4	2	3	1	2	0
	$< 10^6$	4	2	3	1	2	0	1	0
Pequenos flagelados	$\geq 10^6$	4		3		2		1	
	$< 10^6$	3		2		1		0	

Adaptado de Madoni (1994).

Os grupos chaves são correlacionados um abaixo do outro da parte superior para parte inferior da tabela e indicam uma qualidade cada vez pior do lodo. No cabeçalho da tabela contem quatro faixas de enumeração, que indicam a quantidade de números taxonômicos presentes na amostra. Os micrometazoários contribuem com apenas uma unidade sistemática, dada a dificuldade de identificação das espécies. Ainda no cabeçalho, há consideração da quantidade de flagelados, $F < 10$ e $10 < F < 100$.

Além disso, a tabela 3.1 considera a densidade total da microfauna (segunda coluna). Para determinar o IBL é necessário então, primeiramente selecionar a linha que indica o grupo dominante que se tem na amostra, juntamente com a densidade ($\geq 10^6$ ou $< 10^6$ ind/L), depois é necessário atribuir a quantidade de unidades taxonômicas e posteriormente a densidade de pequenos flagelados ($F < 10$ ou $10 < F < 100$). O IBL é então atribuído no ponto de interseção entre a linha e a coluna.

Os valores do IBL podem então ser agrupados dentro das 4 classes de qualidade do lodo, numerados por algarismos romanos, como apresentado na Tabela 3.2.

Tabela 3.2.- Conversão do IBL para classificação em 4 classes.

<i>Valor do IBL</i>	<i>Classe</i>	<i>Características</i>
8 – 10	I	Lodo muito bem colonizado e estável, excelente atividade biológica, muito boa performance
6 – 7	II	Lodo bem colonizado e estável, atividade biológica decrescendo; boa performance
4 – 5	III	Insuficiente depuração biológica no tanque de aeração; performance pobre
0 – 3	IV	Pobre depuração biológica no tanque de aeração; performance muito baixa

Adaptado de Madoni (1994).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO:

Neste capítulo estão apresentados e discutidos os resultados obtidos nos experimentos A (choque de carga salino) e B (reatores de bancada monitorados por 96 horas), separadamente. Todos os experimentos foram realizados em triplicatas e os resultados brutos encontram-se nos apêndices deste trabalho. Os valores apresentados nos gráficos são as médias das réplicas. Foram calculados a média, o desvio padrão e os limites mínimo e máximo aceitáveis para cada grupo de amostra, através da equação 4.1 dentro de um intervalo de confiança de 97,5%. Os resultados que ficaram fora desse intervalo de valores foram retirados do grupo amostral.

$$\textit{Intervalo de confiança 97,5\%} = \textit{Média} \pm 2 \times \textit{desvio padrão} \quad (\text{Equação 4.1})$$

As análises dos testes de respirometria geram um valor que é a variação de oxigênio dissolvido; dividindo essa variação pelo tempo, a taxa de oxigênio consumido (TCO) pela comunidade bacteriana presente na amostra é obtida. O valor bruto da TCO não leva em consideração a concentração da microbiota presente. Sendo assim, os resultados de TCO foram divididos pela concentração de SSV e apresentados como TCOe (taxa de consumo de oxigênio específica).

O índice da qualidade do lodo (IBL) foi realizado levando em consideração diversos itens que compõem a Tabela 3.1, como descrita na metodologia deste trabalho. Após o preenchimento desta tabela os valores são convertidos para a Tabela 3.2., onde o lodo é classificado por classes. Para melhor visualização dos resultados, optou-se neste presente trabalho apresentar os resultados gráficos somente na forma de IBL, onde os valores variam de 0 a 10.

Foram monitorados parâmetros como: alcalinidade de bicarbonatos, condutividade, temperatura, pH e SSV, os resultados encontram-se tabelados no apêndice deste trabalho. Os resultados obtidos nestes testes não foram discutidos pois o objetivo deste trabalho foi analisar a influência do cloreto de sódio nas taxas de respiração e na qualidade biológica do lodo, e não focar nesses outros parâmetros.

4.1. Experimento A – Influência da salinidade no momento em que é adicionado intoxicante:

O gráfico 4.1 demonstra a queda da TCOe a medida que é aumentada a concentração de salinidade nos testes. Apesar dos três experimentos (A.1, A.2 e A.3) serem amostras diferentes, apresentam o mesmo perfil de consumo de oxigênio específico, sugerindo forte influência da salinidade no momento em que é adicionado a solução salina, principalmente nas concentrações a partir de 15 g/L de NaCl como visto no Gráfico 4.1.

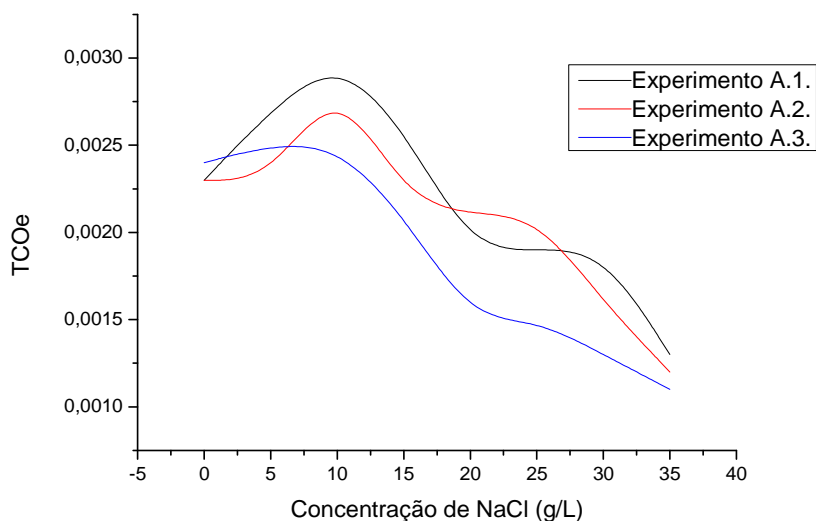


Gráfico 4.1.- Relação TCOe x [NaCl]

Observando o gráfico 4.1 percebemos que nas concentrações de 5 e 10 g/L de NaCl houve um aumento na taxa de respiração específica comparado com a amostra controle (0 g/L de NaCl), indicando diretamente um estímulo na respiração (consumo de oxigênio dissolvido). Esse estímulo poderia ser explicado como uma 'melhoria' no processo de degradação do substrato, entretanto para essa afirmação ser válida, a concentração de NaCl do efluente utilizado deveria estar abaixo da faixa ideal e a adição de 5 e 10 g/L de NaCl explicaria o estímulo, no entanto foi utilizado para alimentação dos reatores efluente sintético, ou seja, efluente de composição controlada e com todos os compostos essenciais à microbiota, refutando assim a ideia de 'melhoria' do processo. O estímulo pode ser explicado pela atividade bacteriana, que ao receber o choque de carga salino, tende nos

primeiros minutos a aumentar o metabolismo e conseqüentemente aumentar a absorção de oxigênio dissolvido, como tentativa de reagir à situação de estresse.

Elela *et al.*(2010) encontraram resultados semelhantes, onde adicionavam diferentes concentrações de NaCl em lodos ativados com diferentes culturas (lodo ativado, cultura mista de bactérias halofílicas com lodo ativado e cultura somente de bactérias halofílicas) e em todas as culturas eles obtiveram melhores resultados de remoção de carbono orgânico dissolvido (COD) nas amostras dos reatores operados com 5 g/L de NaCl do que nos reatores controles. Os autores explicam que essa concentração de sal pode ser estimulante para o lodo ativado. Berenger (2009) ao trabalhar com variações de pH em lodos ativados também obteve resultados parecidos; seus testes respirométricos resultavam em maiores TCO nas amostras ao qual o pH estava fora dos valores de origem (7,90) exceto nos valores extremos (maiores que 9 e menores que 5). O autor sugere que a alteração ambiental para valores não críticos, pode levar o lodo a uma maior atividade metabólica como defesa ou resistência às modificações do meio, e dessa forma levar a um consumo maior de OD.

Wang *et al.*(2005) estudou o impacto de choque de carga salino em lodos ativados proveniente de uma ETE doméstico na China, utilizando diversas concentrações (0; 0,1; 0,5; 2; 5; 10 e 20 g/L) de NaCl e concluíram que as concentrações a partir de 5 g/L de NaCl contribuem fortemente para inibição bacteriana nos lodos ativados. Nas amostras com concentração de NaCl de 5 g/L os autores sugerem uma inibição na taxa de remoção de carbono orgânico total (TOC) de 30%. Nas amostras com 10 g/L de NaCl houve um decréscimo de 35%; nas amostras com concentração de 20 g/L, Wang *et al.* (2005) encontraram uma inibição de 37%, indicando a deficiência na qualidade do efluente quando acrescidos cloreto de sódio no processo de lodos ativados. Perneti *et al.* (2003) estudaram o efeito na TCO quando adicionados diferentes concentrações de NaCl nos reatores com lodo ativado. Esses autores sugerem uma inibição de 20% com 10 g/L de NaCl; 35% com 15 g/L e 80% de inibição nos reatores com 30 g/L, ou seja, uma inibição bem maior que as inibições encontrados neste trabalho.

Averiguando as condições experimentais dos autores supracitados, percebeu-se que há uma diferença na metodologia que pode explicar essa variação nos resultados. O presente trabalho e Berenger (2009) realizaram os testes 15 minutos após a adição do intoxicante. Wang *et al* (2005) e Perneti *et al* (2003) realizaram os

testes 60 minutos após a adição de cloreto de sódio nos lodos ativados, o que explicaria uma inibição maior no processo de remoção do substrato, já que houve mais tempo hábil para as células bacterianas se intoxicarem.

Além dos testes de respirometria que avaliam a atividade metabólica dos lodos ativados, foram feitos testes da análise do lodo a fim de verificar a qualidade biológica deste frente à intoxicação com solução salina. As amostras são comparadas com a qualidade biológica do controle, onde os protozoários encontravam-se em grande diversidade, como mostra o gráfico 4.2.

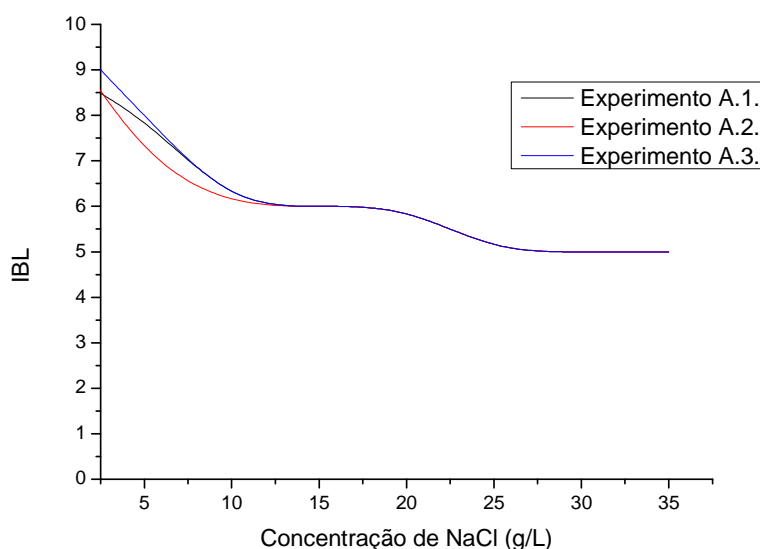


Gráfico 4.2.. – Relação da qualidade biológica do lodo (IBL) x [NaCl]

Na concentração de 5 g/L já é percebida a degradação da qualidade do lodo. Foi observada diminuição do número de táxons, a quantidade de ciliados livres e predadores de flocos, assim como a diminuição dos micrometazoários. Foi evidente a lenta movimentação dos micrometazoários que mantiveram-se vivos. Já nas amostras com concentração de 10 g/L de NaCl não foi encontrado nenhum micrometazoário em movimento, os ciliados predadores de flocos já não eram mais encontrados, assim como a drástica diminuição de ciliados sésseis.

Os resultados sugerem que o choque de carga salina no processo de lodos ativados leva a uma rápida resposta da população de protozoários, onde a qualidade biológica do lodo é rapidamente afetada, levando a mortandade e/ou encistamento dos protozoários, assim como a diminuição da taxa de respiração. Espera-se que

quanto menor a taxa de respiração, menor atividade biológica seja encontrada, levando-nos a crer numa diminuição no metabolismo dos lodos ativados, e conseqüentemente numa desaceleração no processo de degradação da matéria orgânica, podendo ocasionar momentaneamente uma situação indesejada no processo, diminuindo a eficiência da ETE.

4.2. Experimento B – Influência da salinidade ao longo de 96 horas após a intoxicação:

O experimento B foi realizado para tentar elucidar a influência do sal nos sistemas de lodos ativados nas horas seguintes após o choque de carga salino. Foram feitos três experimentos (B.1, B.2 e B.3) metodologicamente idênticos, com amostras de lodo ativado do mesmo lugar (ETE Penha), e coletados em diferentes semanas respectivamente. Foi avaliada através das taxas de consumo de oxigênio e da qualidade biológica do lodo, a influência que a salinidade exerceu ao longo de 96 horas nos reatores de estudo. Foram operados simultaneamente três reatores, o reator controle (0 g/L de NaCl); o reator com 8,5 g/L e último com 17 g/L de NaCl. O gráfico 4.3 apresenta a média das triplicatas das taxas de consumo de oxigênio específico dos três reatores do experimento B.1.

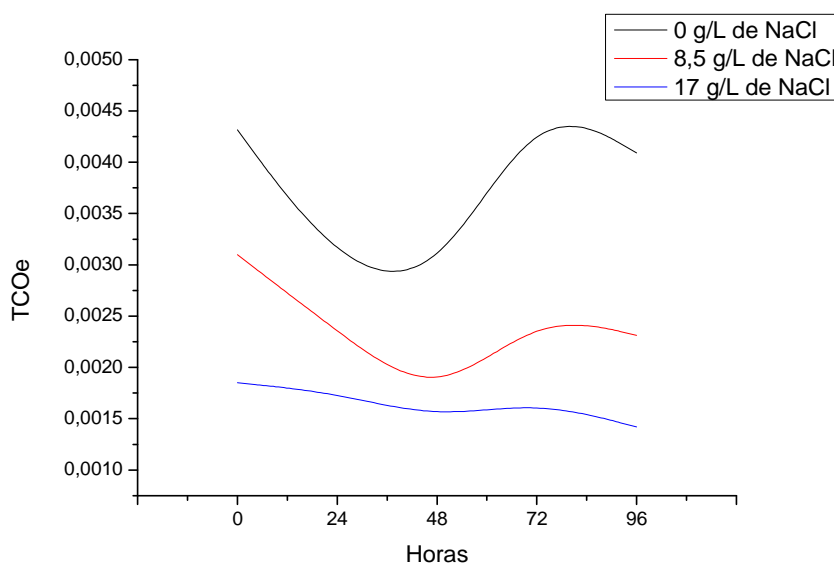


Gráfico 4.3. – Experimento B.1:TCOe x Tempo (horas) nas concentrações de 0 g/L (controle), 8,5 g/L de NaCl e 17 g/L de NaCl.

Analisando o gráfico 4.3, percebe-se claramente a diferença da atividade metabólica do reator controle com os demais reatores, principalmente com o reator que operava com 17 g/L de NaCl. Para melhor visualização dos resultados foram feitos gráficos em termos de porcentagem de inibição, onde a TCOe do reator controle era considerada como 100% e assim encontrava-se a porcentagem de

inibição da TCOe dos reatores intoxicados com cloreto de sódio. O gráfico 4.4 apresenta os resultados do experimento B.1 em termos de % de inibição da taxa de consumo de oxigênio específico.

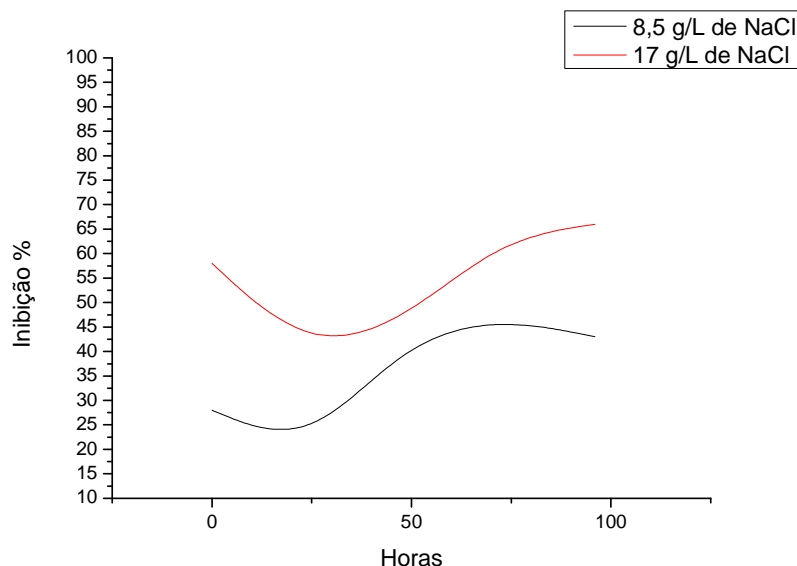


Gráfico 4.4. – Inibição do lodo ativado comparado ao reator controle do experimento B.1 ao longo do tempo (horas).

O experimento B.1 foi o que mais obteve resposta negativa do lodo do reator com 17 g/L de sal em relação ao reator controle, já que iniciou o experimento com uma inibição da taxa de respiração de até 58% em relação ao reator controle, e após 96 horas, ainda encontrava-se inibido em até 65% comparado ao reator controle.

O experimento B.2 apresentou taxas de consumo de oxigênio específico do reator controle, menores que as taxas encontradas no experimento B.1, entretanto, como esperado, os reatores operados com sal tiveram uma declividade nas taxas de consumo quando comparados com as taxas do reator controle, devido ao estresse gerado pelo cloreto de sódio nas células bacterianas.

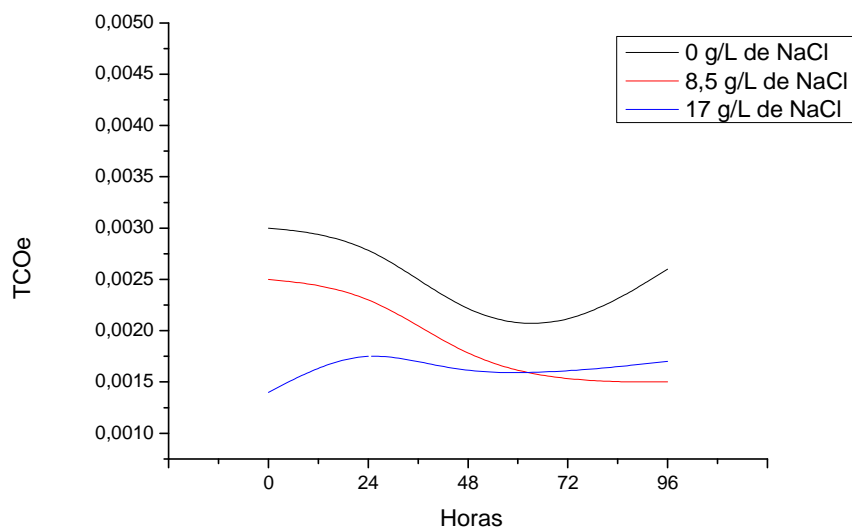


Gráfico 4.5.-Experimento B.2:TCOe x Tempo (horas)

Observando o Gráfico 4.5. percebemos que lodo do reator com 8,5 g/L de sal teve um decaimento da taxa de respiração e não houve melhoria ao longo do tempo, enquanto que o lodo do reator com 17 g/L de sal teve um 'leve' aumento da taxa de respiração ao longo das 96 horas.

O Gráfico 4.6 representa em termos de porcentagem de inibição, ajudando na observação a influência do cloreto de sódio dos reatores intoxicados.

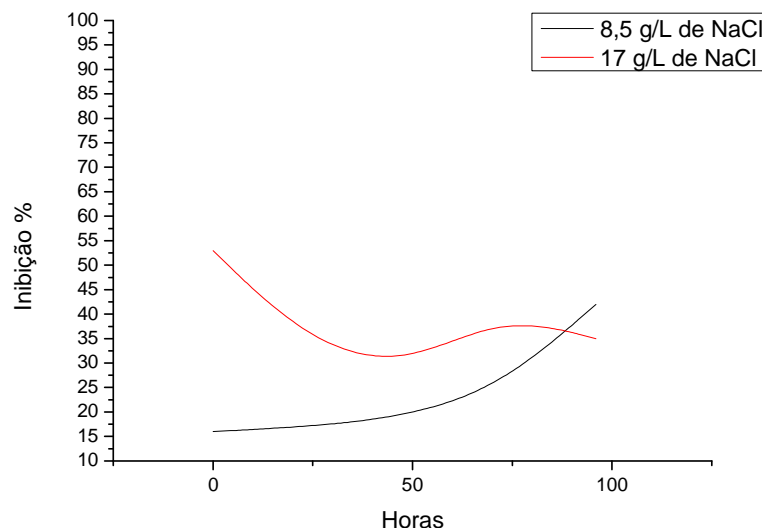


Gráfico 4.6. - Inibição do lodo ativado comparado ao reator controle do experimento B.2 ao longo do tempo (horas).

O reator operado com 17 g/L de cloreto de sódio do experimento B.2 por sua vez, em termos de porcentagem de inibição, teve uma melhoria ao final das 96 horas, já que iniciou com uma inibição de 53% e terminou o experimento com uma inibição de 35% comparado ao lodo ativado presente no reator controle, como vimos no gráfico 4.6. O lodo operado com 8,5 g/L de cloreto de sódio, por sua vez, parece ter sido cada vez mais influenciado negativamente pelo cloreto de sódio, já que inicia o experimento com uma inibição de 16% e termina o experimento com uma inibição de 43%, indicando que a microbiota aeróbia não se adapta a condição salina a qual está exposta.

Entretanto o experimento B.3 parece corroborar com o experimento B.1 onde o lodo ativado do reator com 17 g/ L de sal terminou as 96 horas com uma TCOe mais baixa que no início do experimento, como é percebido no gráfico 4.7.

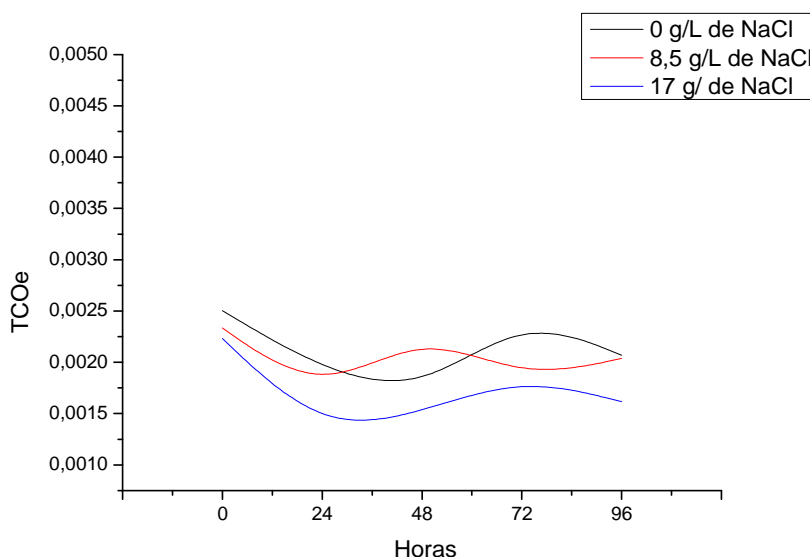


Gráfico 4.7. – Experimento B.3: TCOe x Tempo (horas)

O experimento B.3 foi o que obteve menores taxas de consumo no reator controle; os reatores operados com cloreto de sódio mantiveram suas taxas de consumo baixas. O reator operado com 8,5 g/L de cloreto de sódio, teve um ápice de respiração entre 24 e 72 horas e não foi encontrado razão justificável para tal fenômeno.

Em termos de inibição o experimento B.3 apresentou perfil bastante diferente dos outros gráficos de inibição apresentados acima. O reator operado com 8,5 g/L de cloreto de sódio apresentou entre 24 e 72 horas uma inibição negativa, ou seja, uma estimulação, como observamos no Gráfico 4.8.

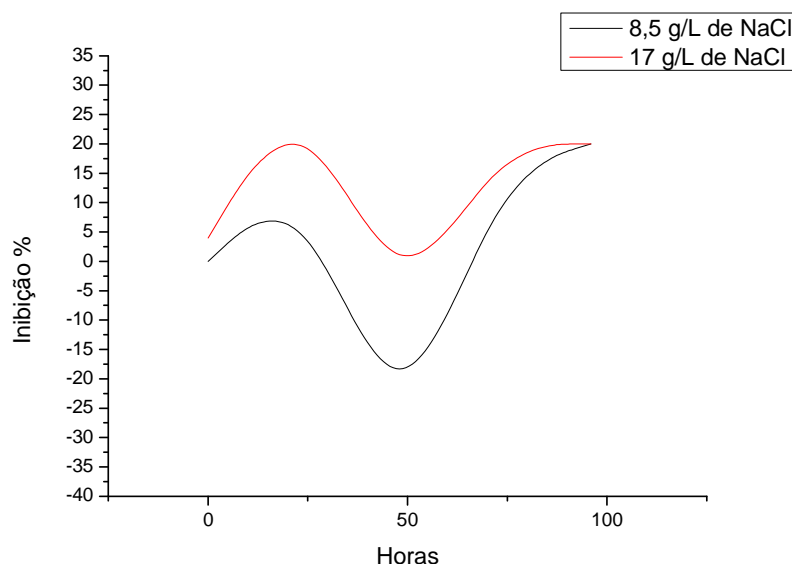


Gráfico 4.8. – Inibição do lodo ativado comparado ao reator controle do experimento B.3 ao longo do tempo (horas).

O reator 8,5 g/L de cloreto de sódio apresenta uma estimulação na taxa de respiração bacteriana, não foi encontrado nenhuma suposição que possa explicar tal fenômeno. Assim como o reator operado com 8,5 g/L de cloreto de sódio, o reator operado com 17 g/L também manteve-se instável durante o experimento. Entretanto, como o esperado, demonstrou ao longo das 96 horas que não houve adaptação do lodo ativado frente à carga salina na concentração trabalhada, já que iniciou com uma inibição de 5% e terminou o experimento com uma inibição de 22%.

No geral, os reatores operados com 8,5 g/L de sal obtiveram uma inibição entre 8% a 27% comparados com os lodos dos reatores controles nos primeiros momentos (0 hora) após a administração do intoxicante. Após 96 horas os experimentos B.1 e B.2 alcançaram resultados muito próximos sendo inibidos 43% e 42% respectivamente, em relação ao controle, indicando que seu metabolismo

continuou sendo afetado negativamente pelo sal, como apresenta os Gráficos 4.4, 4.6. e 4.8.

Quando comparamos os resultados somente entre os reatores operados com intoxicante, percebemos que os reatores com 17 g/L sofrem uma queda na sua atividade bem maior que os reatores com 8,5 g/L de sal. O experimento B.1. o reator de 17 g/L apresentou uma inibição de 40% quando comparado ao reator administrado com 8,5 g/L de NaCl, resultado muito próximo ao encontrado no experimento B.2. que apresentou uma inibição de 44%.

Os lodo ativados com 8,5 g/L de NaCl apresentaram curvas muito similares as curvas do controle, no aspecto de variação dentro do próprio experimento, ao contrário das curvas dos reatores com lodos ativados com 17 g/L de sal que mantiveram-se mais ou menos com a mesma variação entre todo o tempo (de 0 a 96 horas) assim como entre as diferentes amostras (B.1; B.2. e B.3.), como vimos nos gráficos 4.3, 4.5 e 4.7.

A literatura demonstra a sensibilidade do processo de lodos ativados frente à carga salina presente em efluentes domésticos com influência da costa marinha, efluentes de plataformas, além de inúmeros trabalhos com efluentes industriais. Todos esses autores e este presente estudo apresentam resultados que confirmam a deterioração do efluente que recebe choques de cargas salinos nos processos de lodos ativados (Kargi & Dincer, 2000; Elela *et al*, 2010; Lefebvre & Moletta, 2006; Dan *et al.*, 2003; Chu & Lee, 2001).

Os resultados do IBL por sua vez seguiram um padrão muito parecido. Os testes microscópicos demonstraram a mesma frequência, densidade e dominância dos grupos de protozoários esperados, tanto nas réplicas dos experimentos como nas diferentes amostras (B.1, B.2. e B.3.). Os resultados de IBL estão apresentados em gráficos (Gráficos 4.9; 4.10 e 4.11) em um intervalo de confiança de 97,5%.

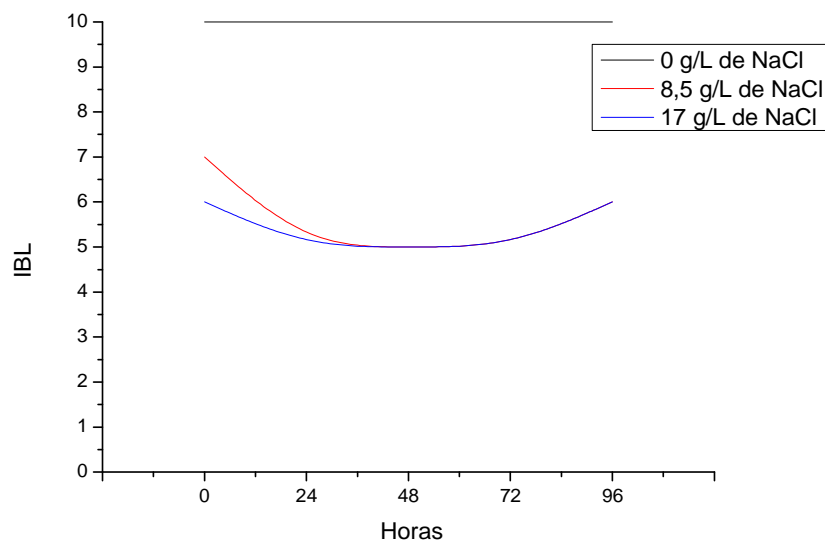


Gráfico 4.9 – Experimento B.1 – Qualidade biológica (IBL) x Tempo (horas)

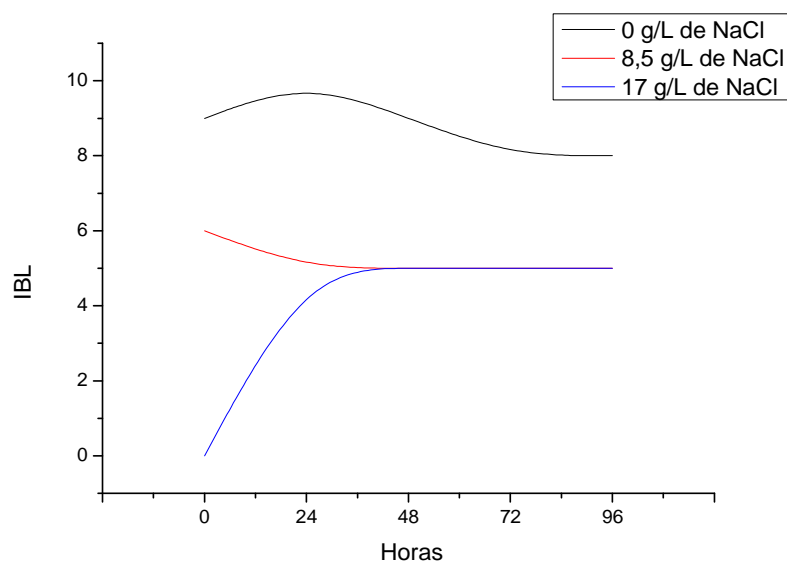


Gráfico 4.10 – Experimento B.2 – Qualidade biológica (IBL) x Tempo (horas)

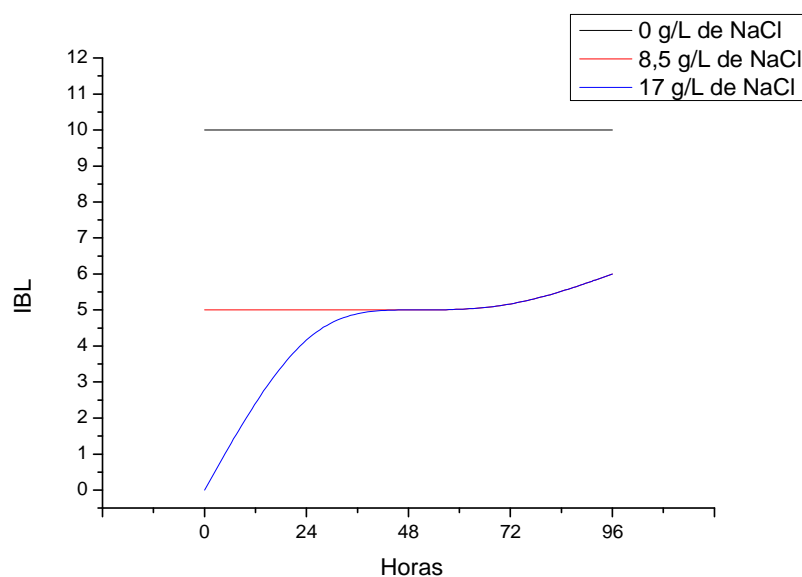


Gráfico 4.11 – Experimento B.3 – Qualidade biológica (IBL) x Tempo (horas)

É notório que os dois reatores operados com sal obtiveram resultados no final dos experimentos muito parecidos, mesmo sendo em concentrações bem diferentes. Porém é evidente o fato que os reatores administrados com 17 g/L de NaCl obtêm respostas quase que imediatas na comunidade de protozoários, onde notamos que os resultados de 0 hora, a qualidade do lodo é “0” para os dois experimentos (B.2. e B.3.) e classificada como Classe IV - “pobre depuração biológica e baixa performance” (vide tabela 3.2). Após no máximo 48 horas, nas três amostras provenientes do reator com 17 g/L de NaCl (B.1; B.2 e B.3), o lodo ativado parece ter uma resposta positiva e sobe para classe III, onde permanece até o final dos experimentos. Os reatores administrados com 8,5 g/L de sal, iniciam o experimento com lodo Classe II - “lodo bem colonizado, estável, boa performance, atividade decrescente”, mas em menos de 48 horas ele já encontra-se como lodo Classe III - “insuficiente depuração biológica, baixa performance”, indicando sua deterioração, podendo sugerir que a variação das concentrações de sal escolhidas para esse teste, não pareceu ser o fator mais importante, mas sim a própria presença do sal, já que a concentração mais baixa dos reatores foi significativamente letal para a maioria dos protozoários e micrometazoários.

Os resultados de IBL (vide apêndice) demonstraram que os protozoários dominantes nos reatores com os controles dos lodos ativados são diferentes dos protozoários dominantes dos lodos ativados com carga salina. Os reatores controle mantiveram-se estáveis e bem colonizados durante todo o experimento, enquanto que os reatores aos quais foram adicionados sal mudaram bastante sua composição e biodiversidade, demonstrando a sensibilidade de muitas espécies frente a carga salina.

Smurov & Fokin (1999) advertem que ciliados e micrometazoários de água doce regulam sua composição iônica interna e seus limites de sal normalmente até 5 g/L. Em salinidades maiores que 5 g/L é necessário uma prévia aclimação, porém esta é limitada. O vacúolo contrátil é a estrutura responsável pelo controle osmótico desses organismos, que trabalham em conjunto com outras estruturas que expõem sal do organismo. Em alguns grupos de protozoários, este mecanismo funciona mais rapidamente do que em outros, diferindo assim suas osmorregulações, esclarecendo a habilidade de alguns organismos tolerarem ambientes salinos mais eficientemente que outros, explicando assim a mudança da comunidade de protozoários.

Nas observações em microscópio foi muito marcante a presença dos micrometazoários em todas as amostras dos lodos controles, por outro lado, esses organismos sofriam rapidamente a ação do sal, sendo muito perceptível sua dificuldade de locomoção e a deficiência na sua atividade metabólica, ocorrendo provavelmente devido a grande proporção superfície x volume. Essa observação era possível graças suas estruturas internas serem bem grandes e facilmente visíveis, como mostra a figura 4.1.



Figura 4.1. – Micrometazoário- Aumento de 250x.

Durante as observações em microscópio, percebeu-se claramente o efeito do sal nos protozoários. Foram observadas nas amostras de lodo proveniente dos reatores controles, o intenso movimento dos feixes contráteis assim como o batimento dos cílios da cavidade oral. Nas amostras dos lodos ativados advindos dos reatores com sal, os pedúnculos encontravam-se muitas vezes sem o zooide, assim como suas estruturas internas de difícil visualização, indicando possivelmente a deformação causada pelo estresse osmótico, além da movimentação lenta dos batimentos dos cílios. As figuras 4.2 e 4.3 ilustram a diferença de uma colônia proveniente de um lodo ativado do reator controle e uma colônia de uma amostra do reator com 8,5 g/L de NaCl.



Figura 4.2. – Protozoário ciliado colonial em amostra de lodo ativado do reator controle. Aumento de 250x.

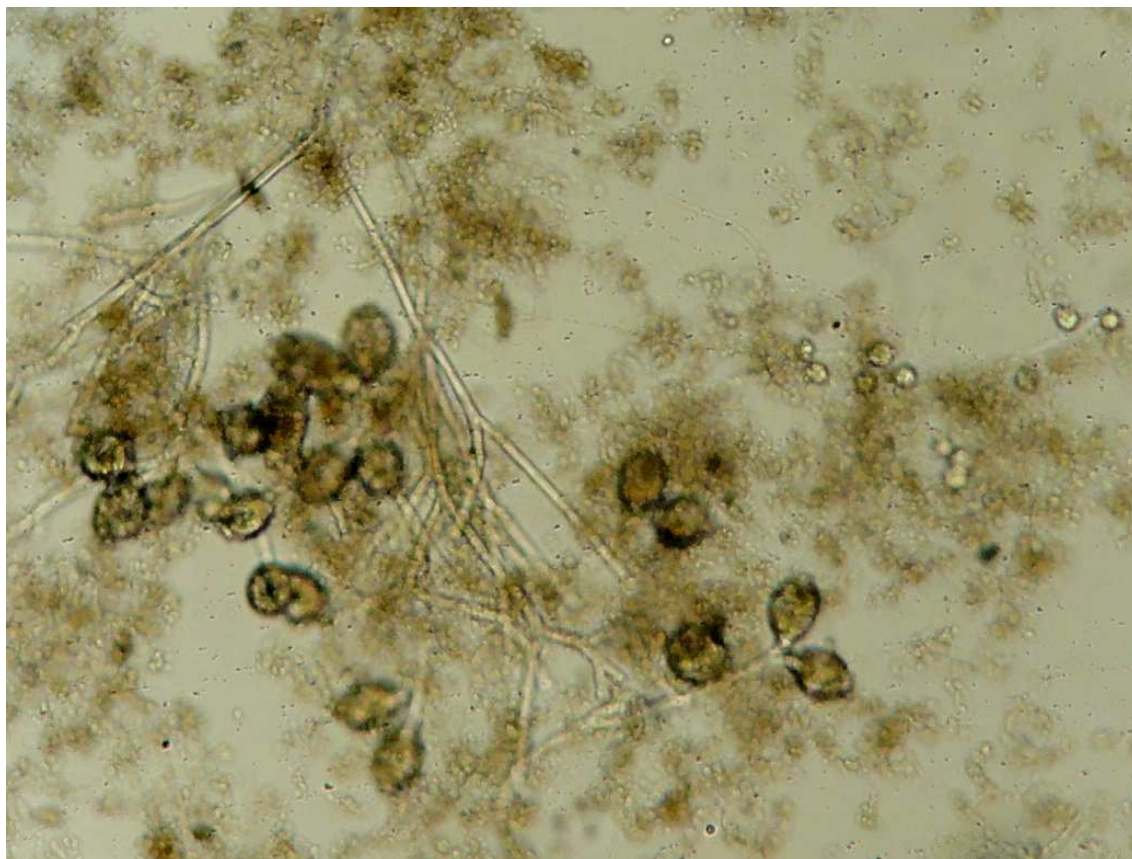


Figura 4.3. – Protozoário ciliado colonial em amostra de lodo ativado do reator com 8,5 g/L de NaCl .Aumento de 250x.

Foram observadas muitos zooides de ciliados sésseis desprendidos da estrutura de suporte (pedúnculos), como pode ser observado na figura 4.4. Nas figuras 4.5 e 4.6 podemos observar a presença do pedúnculo sem o zoóide assim como diversos ciliados do grupo “Suctoria” foram encontrados com seus “tentáculos suctórios” encurtados, o que provavelmente se deve a uma tentativa de defesa, diminuindo sua superfície de contato com a amostra salina (Figuras 4.7. e 4.8.).

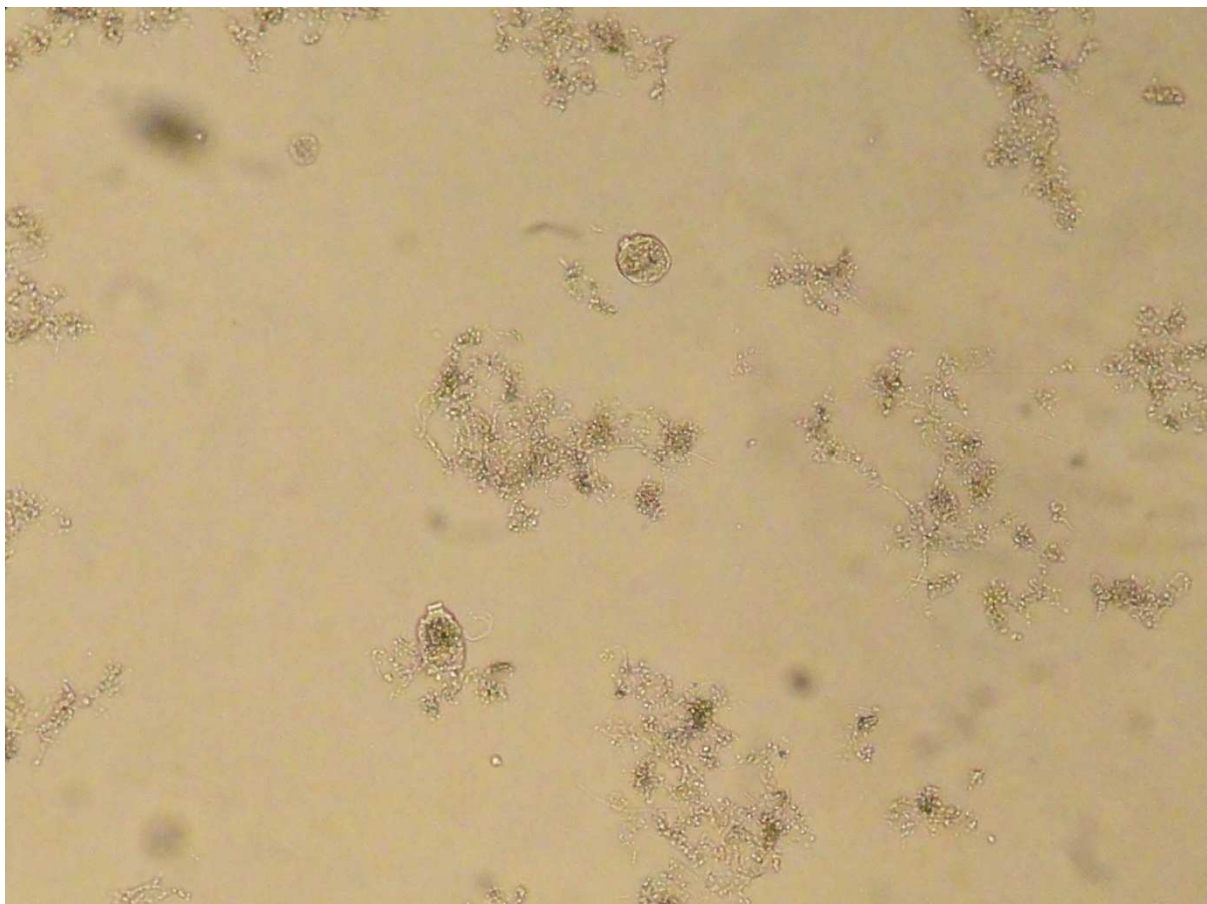


Figura 4.4. – Estrutura (zoóide) de um protozoário sésil sem o pedúnculo. Amostras do lago ativado proveniente do reator com 8,5 g/L de NaCl – Aumento de 250x.



Figuras 4.5 e 4.6 – Pedúnculos de ciliados sésseis sem seus respectivos zoides. Amostras provenientes do reator de 8,5 g/L de NaCl – Aumento de 1000x.

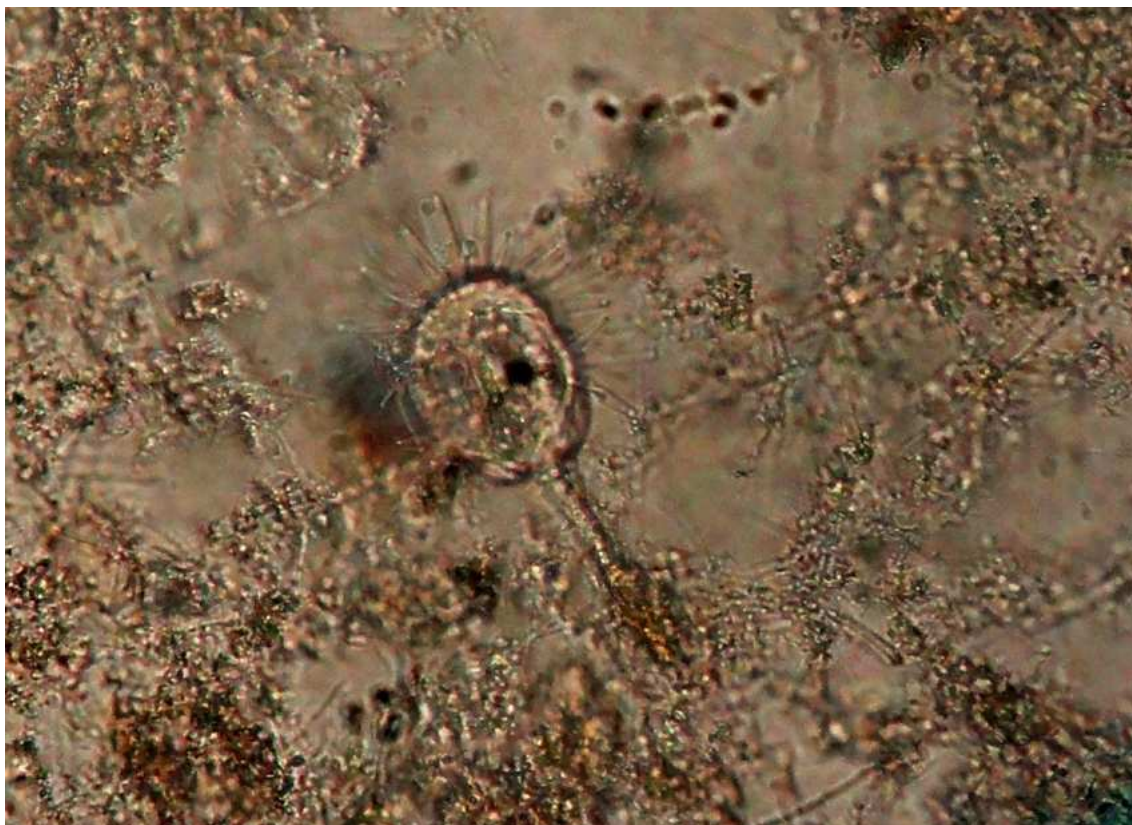


Figura 4.7 – Protozoário ciliado suctorina em amostras do lodo do reator controle – Aumento de 1600x.

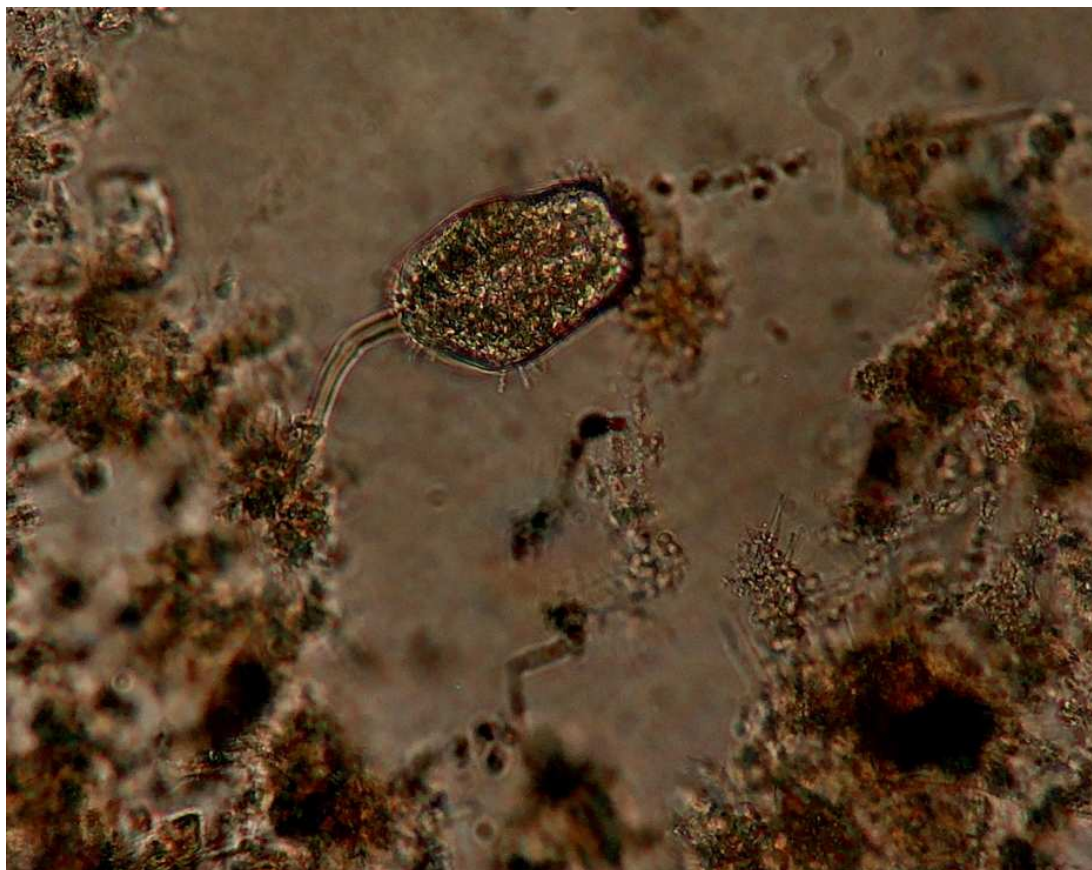


Figura 4.8. – Protozoário ciliado suctoriana em amostras do lodo do reator com 8,5 g/L de NaCl – Aumento de 1600x.

A diversidade dos grupos de protozoários ciliados livres e dos predadores de floco foi diminuída logo no início do experimento, esses grupos são conhecidos por ser um indicador positivo, isto por que são sensíveis as mudanças ambientais, são grupos presentes em lodos ativados estáveis, em ETEs que tem pouca ou nenhuma influência de intoxicante. Salvadó *et al* (2001) estudaram o efeito do sal na comunidade dos protozoários ao longo de 96 horas, e seus resultados confirmaram os resultados encontrados neste trabalho. Os ciliados livres e as tecamebas são de fato os protozoários mais sensíveis as mudanças ambientais, e o estresse salino afeta rapidamente sua sobrevivência. Após 48 horas outras espécies foram tornando-se dominantes, demonstrando sua resistência a persistir em ambiente com condições de estresse salino. Foi observado um gênero dentro do grupo de predador de floco que diminui drasticamente sua população nas primeiras horas de estudo e após 48/72 horas prolifera tornando-se a espécie dominante. Salvadó *et al* (2001) notam essa mesma tendência em seu trabalho, onde após 48 horas eles observam um grande aumento na abundância dos gêneros *Euplotes* e *Vorticella*,

esta última não encontrada neste presente trabalho. De fato, quando há aclimatação do lodo ativado numa situação hostil, como é o acréscimo de sal, a tendência é que as espécies adaptadas rapidamente aumentem sua densidade, já que possuem a vantagem de não haver competidores no sistema. Neste presente trabalho, após as 96 horas de estudo, os reatores com sal apresentaram somente de 2 a 3 táxons diferentes e que pertenciam a grupos diferentes, o que significa dizer que esses protozoários encontrados não possuíam o mesmo nicho ecológico, obtendo muita vantagem nutricional no sistema.

O aumento de sal leva a um decréscimo considerável na atividade metabólica do processo, tal afirmação é consolidada com os resultados da respirometria, onde o consumo de oxigênio é diminuído e com isso há acúmulo de matéria orgânica. Tal fato é atribuído a plasmólise celular, tanto das bactérias quanto dos protozoários presentes no sistema. Alguns autores discutem a possibilidade de aclimatação do lodo ativado, porém essa aclimatação é limitada e depende do uso de culturas halofílicas ou um consórcio de cultura halofílica e lodo ativado, como estudado por Elele *et al* (2010); Woolard & Irvine (1995), entre outros.

Além da plasmólise celular ocasionada pelo aumento excessivo da força iônica do meio, existe a questão da desaglomeração dos flocos biológicos, ocasionado pela alta concentração de íons no sistema. Essa desaglomeração é explicada, por alguns autores, devidamente mencionados no capítulo 2 deste trabalho, pela perda dos íons de Ca^{+2} do floco biológico, eles explicam que o NaCl e outros íons, podem retirar o Ca^{+2} da estrutura do floco. O Ca^{+2} parece ser um dos íons mais importantes no processo de adesão celular e dos outros constituintes do floco, deixando o floco mais frágil e o efluente mais turvo.

Durante os experimentos foi perceptível a formação de espuma do lodo ativado nos reatores operados com sal. Quando era colocada a amostra no béquer no momento de estimulação para os testes respirométricos, o lodo formava uma densa espuma, como podemos ver na figura 4.9.



Figura 4.9 – Amostra controle e amostra com 17 g/L de NaCl, ambos sob aeração

Diversos autores discutem sobre desfloculação, formação de espuma e a perda de material em suspensão no efluente na condição de aumento da condutividade e de força iônica. Então mesmo que haja a adaptação das bactérias para um meio salino, se fazem necessários estudos para tomar ciência se essas culturas halofílicas são em sua maioria formadoras de floco, para então poder se ter além da degradação da matéria orgânica, a formação de flocos estáveis, condição preponderante para o funcionamento pleno do processo de tratamento de efluentes por lodos ativados.

Como visto nos resultados da qualidade biológica do lodo, os protozoários possuem certa capacidade de aclimação e muitas espécies conseguem manterem-se vivas e ativas mesmo em um ambiente salino, entretanto, os protozoários responsáveis pela ingestão de bactérias em suspensão, são perdidos logo que a solução intoxicante de sal é adicionada no sistema, e até o final das 96 horas não reaparecem, sugerindo que esses não conseguem se adaptar a essas condições de estresse salino. Sendo assim, mesmo que haja a presença de protozoários no sistema, não há a presença do grupo que parece ser o principal grupo de protozoários no sistema de lodos ativados que são os protozoários ciliados livre natantes.

5. CONCLUSÕES.

- Os resultados apontam a imediata deterioração da atividade metabólica dos micro-organismos consumidores de OD no processo de lodos ativados, nas concentrações a partir de 15 g/L de NaCl, com isso leva-nos a crer que o processo de degradação da matéria orgânica seja afetado, já que no processo de lodos ativados é essencial a absorção do OD para a ocorrência da estabilização da matéria orgânica;

- Foram confirmados pelos resultados de IBL que os protozoários existentes nas condições normais (sem a presença de NaCl) de operação de uma ETE não sobrevivem nas condições de estresse osmótico, dando lugar a novas espécies;

- As novas espécies de protozoários que passam a dominar o sistema, são espécies relacionadas com baixa qualidade biológica;

- O grupo de protozoário que controla a população de bactérias em suspensão, são os primeiros a desaparecerem do sistema, nas concentrações a partir de 5 g/L de NaCl; afetando assim a população de bactérias em suspensão, sugerindo o aumento da turbidez no efluente final;

- Não houve melhora na atividade metabólica ao longo de 96 horas, assim como não houve melhora na qualidade biológica do lodo, sugerindo que o lodo ativado não é facilmente adaptável a condição de salinidade superior de 10 g/L de sal;

- Apesar dos testes de respirometria, nos experimentos de choque com concentração de 5 g/L e 10 g/L de NaCl apresentarem resultados com altas taxas de consumo de oxigênio, mas os testes de IBL apresentaram-se baixos, demonstrando que os testes de respirometria não são suficientes para medir a eficiência da influência da salinidade de forma aguda.

- Comparando os resultados desta pesquisa com outros estudos que investigaram a influência do sal no processo biológico por lodos ativados, conclui-se que os testes de respirometria em consonância com as observações microscópicas das amostras são excelentes ferramentas de monitoramento de uma ETE, podendo ser utilizado de forma segura, custo baixo, sem geração de resíduos químicos, sem

gasto de água e de forma rápida, o que é essencial para o bom funcionamento operacional de uma ETE.

Recomendações:

- Diversas questões foram observadas ao longo dos meses de experimento e de estudos de artigos científicos, entretanto, levando em consideração o tempo hábil para realização experimental e escrita de uma dissertação de Mestrado, torna-se inviável a verificação de todas as ferramentas e parâmetros importantes a serem investigados. Esse trabalho propôs avaliar a influência da salinidade (cloreto de sódio) com testes de respirometria e qualidade biológica do lodo, em amostras de lodos ativados. Entretanto, diversos outros parâmetros já consolidados na literatura científica seriam importantes para embasar os resultados dessa pesquisa. Dessa forma, recomenda-se que juntamente aos testes de respirometria e qualidade biológica do lodo, acrescente-se análise de tamanho dos flocos, para avaliar a desfloculação destes, já que o aumento da força iônica, parece ser um dos maiores responsáveis pela desestabilização dos flocos biológicos, responsáveis pela boa depuração e clarificação dos efluentes oriundos dos processos de tratamento por lodos ativados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- ALBERTS, B.; BRAY, D.; LEWIS, J..*Biologia Molecular da Célula*. 4 ed. Porto Alegre: ArtesMédicasSulLtda, 2004. 1560p.
- ALOUI F. et al. Performance of an activated sludge process for the treatment of fish processing saline wastewater. *Desalination*, [S.I.], v.246, [s.n.], p.389- 396.
- AMARAL, A.L.P. *Image Analysis in biotechnological processes: applications to wastewater treatment*. 2003. (Dissertation pH Degree in chemical and biological engineering) – University of Minho, Braga, Portugal, 2003.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Standard

Methods for the examination of water and wastewater. 19 ed., Washington – D.C.:APHA, 1995. 1108 p.

ANDRETOLLA, G. et al. Método respirométrico para monitoramento de processos biológicos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [S.I.], v.10, n.1, p.14-23, jan./ mar. 2005.

ARAÚJO, L.G.B.R. *Avaliação da influência dos nutrientes metálicos nos processos de lodos ativados*. 2010. 186f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)- Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12209: Projeto de estações de tratamento de esgotos sanitários. Rio de Janeiro, 1992. 12 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgotos sanitários. Rio de Janeiro, 1986. 5 p.

BENTO, A.P. et al. Caracterização da microfauna em estações de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [S.I.], v.10, n.4, p. 329-338, out./dez. 2005.

BENTO, A.P. et al. Comparação entre modelos aplicados ao diagnóstico do tratamento de esgotos por sistema de lodo ativado, baseados em parâmetros biológicos. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002, Vitória. Trabalho Completo. Vitória: [s.n], 2002. p.1-8.

BERANGER, M.A. *Avaliação da influência do pH na respiração de lodos ativados*. 2009. 216f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

BITTON, G. *Wastewater Microbiology*. 3^a ed. Nova Iorque: Department Environmental Engineering Sciences. University of Florida, Gainesville. 2005.p.746.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual de saneamento. 3^a. Ed. rev.1^a Reimpressão – Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006. 408 p.

- BROUWER, H. Identification of activated sludge and wastewater characteristics using respirometric batch- experiments. *Water research*. V.32, n. 4, 1998, p. 1240- 1254.
- BROWN, T. Química: A ciência central. 9. Ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 972p.
- CHU, C.P.; LEE, D.J. Effects os sodium perchlorate on the waste activated sludge floc characteristics. *Journal of the Chinese Institute of Environmental Engineering*, v. 11, n. 3, p. 215-220, 2001.
- CORDI, L. et al. Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes:parâmetros físico-químicos e biológicos. *Engenharia Ambiental*, [S.I.], v.5,n.1, p. 097-115, jan./mar.. 2008.
- COSTA, A.G. et al. Monitoramento da atividade bacteriana de um sistema de lodos ativados Bardenpho por meio da respirometria. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.12, n.1, p.17-23, 2007.
- CURDS, C.R.The Role of Protozoa in the Activated – Sludge Process. *American Zoologist*, London, 13, 1973, 161-169, 1973.
- CUTOLO, S.A.; ROCHA, A.A.. Correlação entre microfauna e as condições operacionais de um processo de lodos ativados. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre. Trabalho completo. Porto Alegre: [s.n.], 2000. p. 1-7.
- DAN, N.P. et al.. Comparative evaluation of yeast and bacterial treatment of high salinity wastewater based on biokinetic coefficients, *Bioresource technology*, [S.I.], v. 87, [s.n.], p.51- 56, 2003.
- FERREIRA, E.D.S. et al. Uso da respirometria para a caracterização de esgotos domésticos: aplicação, limites e apresentação de método simplificado. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28, 2002, Cancún. Trabalho Completo. Cancún: [s.n.], 2002. p. 1-8.

- FIGUEROA, M. et al. Treatment of saline wastewater in SBR aerobic granular reactors, *Water Science & Technology*, v.58, n.2, p. 479 – 485, 2008.
- GOMES, K. *Wastewater Management*. Índia: Oxford Book Company, 2009. p. 301.
- GRAY, N.F. *Biology of wastewater treatment*. 2^a ed. Londres: Imperial College Press, 2004, v.4.
- HOLENDA, B. et al. Dissolved oxygen control of the activated sludge wastewater treatment process using model predictive control. *Computers & Chemical Engineering*, [S.I.], v. 32, [s.n.], p. 1270 -1278, 2008.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – Atlas do saneamento 2011. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Vários autores. Rio de Janeiro, 2011.
- Introdução à Engenharia ambiental – 2^a. Ed. Vários autores. São Paulo: Pearson Hall, 2005. p.318.
- JENKINS, D. et al. Manual on the causes and control of activated sludge, bulking, foaming and other solids separation problems. 2 ed. Michigan: Lewis Publishers, 1993. 193p.
- JIN, B. et al. Impacts of morphological, physical and chemical properties of sludge flocs on dewaterability of activated sludge, *Chemical Engineering Journal*, v.98 [s.n.], 115 – 126, 2004.
- JIN, B.; WILÉN, B.M.; LANT, P. A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge, *Chemical Engineering Journal*, v.95 [s.n.], p.221-234,2003.
- JORDÃO E.P. et al. Controle microbiológico na operação de um sistema de lodos ativados – Estudo em escala piloto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL; 19., 1997, Foz do Iguaçu. Trabalho Completo. Foz do Iguaçu: [s.n.], 1997. p. 1-12.

- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 4. ed., Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES, 2005. 932p.
- KARGI, F.; DINCER, A.R..Effect of salt concentration on biological treatment of saline wastewater by fed-batch operation.*Enzyme and Microbial Technology*, Nova Iorque, v.19, p.529- 537, 1996.
- KEINDING, K. & NIELSEN, P.H.. Desorption of organic macromolecules from activated sludge effects of ionic composition. *Water research* .Grã Bretanha, v. 31, n. 7, p. 1665 – 1672, 1997.
- LEFEBVRE, O.; MOLETTA, R.. Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: A literature review, *Water Research*,[S.I.], v.40, [s.n.], p. 3671- 3682, 2006.
- LIAO, B. et al. Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability, *Water research*, v. 35,n.2,p. 339 – 350, 2001.
- MADONI, P.A. Sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analyses. *WaterResearch*, Grã – Bretanha, v.28, n.1, p.67-75, 1994.
- MEDEIROS, V.A. et al. Avaliação do efeito as salinidade e da adição de um suplemento nutricional no tratamento biológico de um efluente industrial complexo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Trabalho Completo. Campo Grande: [s.n.], 2005. p. 1-15.
- MESQUITA, D.P.; COELHO, M.A.Z.; FERREIRA, E.C. Efeito do sal no desempenho de um reator batelada sequencial. In: XVI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 2006, Santos. Trabalho Completo. Santos: [s.n.], 2006. p. 1-7.

- MESQUITA, D.P.B. *Monitorização e Análise de Imagem de um Reactor Descontínuo Sequencial de lamas activadas*. 2006. 122f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia)-Escola de Engenharia, Universidade do Minho, Portugal, 2006.
- METCALF; EDDY, INC. *Wastewater Engineering – Treatment and Reuse*. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819p.
- MOUSSA,M.S. et al. Long terms effects of salt on activity, population structure and floc characteristics in enriched bacterial cultures of nitrifiers, *Water Research*, [S.I.], v.40, [s.n.], p. 1377- 1388, 2006.
- QUEIROZ, J.; MOURA E SILVA, M.; TRIVINHO-STRIXINO,S..*Organismos bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Águas*.São Paulo: Embrapa Meio Ambiente, 2008. 91p.
- REBOUÇAS, A.C. et al. *Águas doces no Brasil*. 3ª ed. São Paulo: Ed. Escrituras, 2006. p.748.
- RUPPERT, E.E. & BARNER, R.D.*Zoologia dos invertebrados*. 6. ed. São Paulo: Roca, 1996. p..1029.
- SALVADÓ, H. et al. Capability of ciliated protozoa as indicators of effluent quality in activated sludge plants. *Water Research*,Grã- Bretanha, v.29, n.4, p.1041-1050, 1995.
- SALVADÓ, H. et al. Effects of Shock Load of Salt on Protozoan Communities of Activated Sludge, *ActaProtozoologica*, [S.I.], v.40, [s.n.], p.177-185, 2001.
- SANT'ANNA JÚNIOR, G.L. *Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações*.Rio de Janeiro: Interciência, 2010. p.418.
- SANTOS H.R. et al. Aplicabilidade das técnicas de determinação de tamanho de partículas em sistemas de tratamento de água e esgoto sanitário, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [S.I.], v. 9, n.4, p. 291- 300, 2004.

- SANTOS, R.C.O. et al. Proposta de um método racional para o dimensionamento de reatores de tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas para remoção da carga orgânica. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [S.I.], v.11,n. 4, p. 153 – 161, 2006.
- SHENG, G.P. et al. Stability of Sludge Floccs Under Shear Conditions: Roles of Extracellular Polymeric Substances (EPS). *Biotechnology and bioengineering*, v.93, n.6, 2006. p. 1097-1102.
- SNAIDR, J. et al. Phylogenetic Analysis and In Situ Identification of Bacteria in Activated Sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 63, n.7, 1997.p. 2884- 2896.
- SPANJERS, H. et al. Direct parameter extraction from respirograms for wastewater and biomass characterization. *Water Science & Technology*, v.39, n.4, 1999. p.137-145.
- SPANJERS, H. et al. *Respirometry in Control of the Activated Sludge Process: Principles, Scientific and Technical Reports*, n.7, IAWQ, London, 1998.
- UYGUR,A.; KARGI, F..Salt inhibition on biological nutrient removal from saline wastewater in a sequencing batch reactor. *Enzyme and Microbial Technology*, [S.I.], 34, [s.n.], p.313- 318, 2003.
- VANROLLEGHEM, P.A.; DAELE M.V.; DOCHAIN, D. Practical identifiability of a biokinetic model of a respiration. *Water Research*, [S.I.], v.29, [s.n.], p.2561- 2570, 1995.
- VANROLLEGHEM, P.A.; SPANJERS, H.; PETERSEN, B. Estimating (combinations of) activated sludge model n° 1 parameters and components by respirometry. *Water science tech.*, [S.I.], v.39, n. 1, 1999. p. 195-214.
- VAZOLLÉR, R.F. et al. *Microbiologia de lodos ativados*. São Paulo: CETESB, 1989. 23 p.
- VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos Ativados*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997. 415 p.

- WANG, J.L. et al. Effect of Salinity on the Performance of Activated Sludge System, *Biomedical and Environmental Sciences, China*, v.18, [s.n.], p.5-8, 2005.
- WILÉN, B.M. et al. Influence of microbial activity on the stability of activated sludge flocs. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, v.18, [s.n.], p.145 – 156, 2000.
- WILÉN, B.M. et al. Relationship between floc composition and flocculation and settling properties studied at a full scale activated sludge plant. *Water Research*, v.42, [s.n.], p. 4404 – 4418, 2008.
- WILÉN, B.M.; JIN, B.; LANT, P. Impacts of structure characteristics on activated sludge floc stability. *Water Research*, v.37,[s.n.], p. 3632 – 3645, 2003.
- WOOLARD, C.R.; IRVINE, R.L. Treatment of hypersaline wastewater in the sequencing batch reactor, *Water Research, Grã – Bretanha*, v. 29, n.4, p.1159-1168.
- ZITA, A.; HERMANSSON, M. Effects of bacterial cell surface structures and hydrophobicity on attachment to activated sludge flocs, *Applied and environmental Microbiology* v.63(3), p. 1168 – 1170, 1997.
- ZITA, A.; HERMANSSON, M. Effects of ionic strength on bacterial adhesion and stability of flocs in a wastewater activated sludge system. *Applied and environmental Microbiology*, v.60(9), p.3041 – 3048, 1994.

APÊNDICE A – TESTES DE RESPIROMETRIA EXPERIMENTO A

EXPERIMENTO DE RESPIROMETRIA - CHOQUE DE SAL.

EXPERIMENTO A.1

TESTES REALIZADOS EM TRIPLICATAS – SSV: 3360

Tempo/Amostra	Controle	5 g/L	10 g/L	15 g/L	20 g/L	25 g/L	30 g/L	35 g/L
0	7,63	7,71	7,33	7,65	6,86	7,57	7,86	6,56
0,5'	7,54	7,66	7,26	7,59	6,79	7,51	7,79	6,5
1,0'	7,47	7,54	7,19	7,54	6,71	7,46	7,74	6,47
1,5'	7,38	7,48	7,1	7,5	6,63	7,4	7,7	6,42
2,0'	7,29	7,36	6,99	7,47	6,53	7,37	7,67	6,38
2,5'	7,2	7,26	6,88	7,33	6,42	7,32	7,61	6,33
3,0'	7,12	7,15	6,78	7,24	6,31	7,26	7,58	6,3
3,5'	7,03	7,04	6,67	7,12	6,23	7,19	7,55	6,28
4,0'	6,93	6,94	6,56	7,06	6,15	7,13	7,48	6,26
4,5'	6,83	6,83	6,45	6,96	6,06	7,06	7,41	6,2
5,0'	6,72	6,73	6,33	6,85	5,97	6,99	7,32	6,18

TCO	10,92	11,76	12	9,6	10,68	6,96	6,48	4,56
TCOe	0,00325	0,0035	0,003571429	0,002857143	0,003178571	0,002071429	0,001928571	0,001357143

Tempo/ Amostra	Controle	5 g/L	10 g/L	15 g/L	20 g/L	25 g/L	30 g/L	35 g/L
0	7,51	7,31	7,91	7,8	7,02	7,05	6,79	7,04
0,5'	7,48	7,28	7,86	7,74	6,99	6,95	6,75	7
1,0'	7,46	7,24	7,8	7,68	6,98	6,91	6,72	6,97
1,5'	7,4	7,19	7,73	7,61	6,92	6,88	6,69	6,93
2,0'	7,38	7,14	7,66	7,55	6,87	6,85	6,63	6,89
2,5'	7,35	7,12	7,59	7,48	6,8	6,79	6,57	6,85
3,0'	7,32	7,01	7,5	7,41	6,75	6,72	6,49	6,81
3,5'	7,28	6,94	7,43	7,37	6,56	6,7	6,41	6,77
4,0'	7,24	6,86	7,39	7,3	6,51	6,63	6,35	6,74
4,5'	7,19	6,78	7,3	7,24	6,47	6,58	6,28	6,7
5,0'	7,07	6,7	7,2	7,18	6,41	6,54	6,2	6,67
TCO	5,28	7,32	8,52	7,44	7,32	6,12	7,08	4,44
TCOe	0,00157142	0,00217857	0,00253571	0,00221428	0,00217857	0,00182142	0,0021071	0,00132142

Tempo/Amostra	Controle	5 g/L	10 g/L	15 g/L	20 g/L	25 g/L	30 g/L	35 g/L
0	7,23	7,29	7,35	7,33	7,15	6,95	6,25	6,73
0,5'	7,18	7,25	7,29	7,25	7,07	6,8	6,19	6,7
1,0'	7,12	7,18	7,22	7,18	6,99	6,74	6,14	6,69
1,5'	7,06	7,12	7,18	7,11	6,91	6,7	6,08	6,67
2,0'	7,01	7,09	7,11	7,04	6,83	6,66	6,04	6,62
2,5'	6,93	7,06	7,07	6,99	6,75	6,63	5,98	6,65
3,0'	6,87	6,97	6,97	6,9	6,7	6,61	5,92	6,57
3,5'	6,8	6,89	6,84	6,83	6,58	6,54	5,87	6,51
4,0'	6,73	6,85	6,78	6,76	6,49	6,5	5,85	6,47
4,5'	6,66	6,77	6,66	6,7	6,42	6,47	5,79	6,43
5,0'	6,58	6,61	6,54	6,65	6,39	6,44	5,73	6,38
TCO	7,8	8,16	9,72	8,16	9,12	6,12	6,24	4,2
TCOe	0,002321429	0,002428571	0,002892857	0,002428571	0,002714286	0,001821429	0,001857143	0,00125

EXPERIMENTO A.2 – SSV: 3490

Tempo/Amostra	Controle	5 g/L	10 g/L	15 g/L	20 g/L	25 g/L	30 g/L	35 g/L
0	7,16	7,86	7,81	7,84	7,88	6,33	8,03	8,05
0,5'	7,1	7,78	7,73	7,79	7,8	6,25	7,99	8,02
1,0'	7	7,68	7,63	7,67	7,72	6,18	7,96	7,97
1,5'	6,91	7,6	7,53	7,58	7,66	6,11	7,91	7,93
2,0'	6,83	7,51	7,45	7,49	7,58	6,04	7,86	7,84
2,5'	6,74	7,43	7,37	7,4	7,51	5,97	7,8	7,8
3,0'	6,71	7,34	7,26	7,32	7,47	5,9	7,76	7,78
3,5'	6,61	7,24	7,19	7,23	7,35	5,83	7,69	7,74
4,0'	6,52	7,18	7,09	7,14	7,28	5,76	7,63	7,68
4,5'	6,43	7,11	7	7,05	7,2	5,69	7,58	7,62
5,0'	6,33	7,03	6,91	6,96	7,12	5,62	7,53	7,58

TCO	9,96	9,96	10,8	10,56	9,12	8,52	6	5,64
TCOe	0,0028539	0,0028539	0,0030946	0,0030258	0,0026132	0,0024413	0,0017192	0,001616

Tempo/Amostra	Controle	5 g/L	10 g/L	15 g/L	20 g/L	25 g/L	30 g/L	35 g/L
0	8,31	8,29	8,2	8,1	8,3	8,14	7,87	7,88
0,5'	8,25	8,25	8,11	8	8,23	8,11	7,81	7,82
1,0'	8,19	8,18	7,99	7,9	8,16	8,04	7,79	7,79
1,5'	8,14	8,11	7,87	7,85	8,09	7,99	7,73	7,75
2,0'	8,09	8,05	7,79	7,76	8,02	7,91	7,68	7,7
2,5'	8,02	7,98	7,75	7,69	7,97	7,84	7,63	7,67
3,0'	7,96	7,91	7,7	7,61	7,89	7,78	7,58	7,65
3,5'	7,9	7,85	7,65	7,5	7,83	7,73	7,53	7,62
4,0'	7,84	7,78	7,52	7,43	7,77	7,66	7,49	7,6
4,5'	7,78	7,71	7,42	7,35	7,73	7,59	7,43	7,58
5,0'	7,71	7,65	7,35	7,26	7,65	7,53	7,37	7,55
TCO	7,2	7,68	10,2	10,08	7,8	7,32	6	3,96
TCOe	0,002063	0,0022006	0,0029226	0,0028883	0,002235	0,0020974	0,0017192	0,0011347

Tempo/Amostra	Controle	5 g/L	10 g/L	15 g/L	20 g/L	25 g/L	30 g/L	35 g/L
0	6,65	7,32	7,13	7,24	7,66	6,77	6,75	6,67
0,5'	6,61	7,23	7,02	7,19	7,62	6,72	6,71	6,64
1,0'	6,52	7,18	6,93	7,12	7,55	6,69	6,67	6,61
1,5'	6,47	7,12	6,84	7,04	7,5	6,63	6,61	6,59
2,0'	6,4	7,06	6,75	6,96	7,43	6,58	6,55	6,54
2,5'	6,35	7	6,66	6,87	7,39	6,51	6,51	6,51
3,0'	6,28	6,94	6,58	6,79	7,33	6,45	6,45	6,49
3,5'	6,2	6,89	6,5	6,69	7,27	6,39	6,37	6,45
4,0'	6,14	6,83	6,41	6,59	7,18	6,33	6,32	6,42
4,5'	6,1	6,77	6,37	6,5	7,14	6,27	6,29	6,38
5,0'	6,04	6,74	6,33	6,4	7,08	6,2	6,27	6,35
TCO	7,32	6,96	9,6	10,08	6,96	6,84	5,76	3,84
TCOe	0,0020974	0,0019943	0,0027507	0,0028883	0,0019943	0,0019599	0,0016504	0,0011003

EXPERIMENTO A.3 –SSV - 3425

Tempo/Amostra	Controle	5 g/L	10 g/L	15 g/L	20 g/L	25 g/L	30 g/L	35 g/L
0	7,69	8,06	8,15	8,16	8,16	8,23	8,13	8,22
0,5'	7,62	7,98	8,07	8,07	8,1	8,19	8,09	8,19
1,0'	7,56	7,9	7,99	7,99	8,03	8,14	8,06	8,15
1,5'	7,49	7,84	7,91	7,93	7,98	8,08	8,03	8,11
2,0'	7,42	7,76	7,83	7,86	7,91	8,03	8	8,07
2,5'	7,36	7,68	7,75	7,79	7,85	7,98	7,96	8,03
3,0'	7,29	7,6	7,67	7,72	7,77	7,95	7,92	7,98
3,5'	7,23	7,52	7,58	7,65	7,72	7,89	7,88	7,94
4,0'	7,16	7,46	7,49	7,58	7,67	7,85	7,83	7,9
4,5'	7,08	7,38	7,42	7,51	7,61	7,81	7,79	7,86
5,0'	7,01	7,3	7,33	7,44	7,55	7,76	7,75	7,82
TCO	8,16	9,12	9,84	8,64	7,32	5,64	4,56	4,8
TCOe	0,0023825	0,002663	0,002873	0,002523	0,002137	0,001647	0,001331	0,001401

Tempo/Amostra	Controle	5 g/L	10 g/L	15 g/L	20 g/L	25 g/L	30 g/L	35 g/L
0	6,43	6,41	6,15	6,22	6,37	6,56	6,51	6,54
0,5'	6,36	6,36	6,12	6,2	6,34	6,51	6,48	6,51
1,0'	6,29	6,3	6,05	6,18	6,29	6,49	6,44	6,47
1,5'	6,21	6,25	5,94	6,12	6,24	6,45	6,4	6,44
2,0'	6,14	6,19	5,81	6,07	6,18	6,41	6,36	6,41
2,5'	6,06	6,1	5,73	6,02	6,12	6,39	6,32	6,38
3,0'	5,97	6,02	5,77	5,97	6,05	6,35	6,28	6,35
3,5'	5,9	5,94	5,64	5,92	5,99	6,27	6,24	6,31
4,0'	5,83	5,87	5,59	5,87	5,92	6,23	6,2	6,28
4,5'	5,76	5,78	5,53	5,81	5,85	6,18	6,16	6,25
5,0'	5,68	5,7	5,48	5,76	5,78	6,13	6,13	6,21
TCO	9	8,52	8,04	5,52	7,08	5,16	4,56	3,96
TCOe	0,0026277	0,002488	0,002347	0,001612	0,002067	0,001507	0,001331	0,001156

Tempo/Amostra	Controle	5 g/L	10 g/L	15 g/L	20 g/L	25 g/L	30 g/L	35 g/L
0	7,36	6,37	6,36	7,36	7,35	7,19	7,72	7,58
0,5'	7,3	6,27	6,29	7,29	7,29	7,15	7,69	7,56
1,0'	7,23	6,19	6,18	7,28	7,26	7,13	7,66	7,52
1,5'	7,17	6,09	6,09	7,26	7,19	7,1	7,63	7,48
2,0'	7,09	5,99	5,96	7,21	7,12	7,06	7,6	7,46
2,5'	6,97	5,95	5,91	7,19	7,06	7	7,57	7,43
3,0'	6,92	5,89	5,86	7,1	7	6,98	7,53	7,39
3,5'	6,85	5,87	5,79	7,07	6,94	6,93	7,5	7,37
4,0'	6,75	5,77	5,76	7,01	6,83	6,87	7,45	7,32
4,5'	6,62	5,69	5,69	6,97	6,77	6,81	7,4	7,3
5,0'	6,69	5,62	5,66	6,91	6,74	6,77	7,33	7,29
TCO	8,04	9	8,4	5,4	7,32	5,04	4,68	3,48
TCOe	0,0023474	0,002628	0,002453	0,001577	0,002137	0,001472	0,001366	0,001016

