



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

SAMARA CAROLINA ALMEIDA DE OLIVEIRA

**DETERMINAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA DE CLORETO DE
SÓDIO (NaCl) PARA A BIOMASSA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO USANDO
A RESPIROMETRIA COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO**

**CAMPINA GRANDE-PB
MARÇO DE 2014**

SAMARA CAROLINA ALMEIDA DE OLIVEIRA

DETERMINAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA DE CLORETO DE SÓDIO (NaCl) PARA A BIOMASSA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO USANDO A RESPIROMETRIA COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre.

**ORIENTADOR:
Dr. ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL**

**CAMPINA GRANDE-PB
MARÇO DE 2014**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

O48d Oliveira, Samara Carolina Almeida de.

Determinação da toxicidade aguda e crônica de cloreto de sódio (NaCl) para a biomassa em sistemas de lodo ativado usando a respirometria como ferramenta de avaliação [manuscrito] / Samara Carolina Almeida de Oliveira. - 2014.

85 p. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2014.

"Orientação: Prof. Dr. Adrianus C. Van Haandel, Centro de Tecnologia de Recursos naturais".

1. Sistema de lodo. 2. Cloreto de sódio. 3. Respirometria. I.
Título.

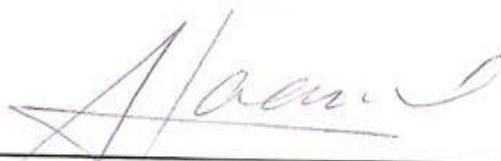
21. ed. CDD 628.3

SAMARA CAROLINA ALMEIDA DE OLIVEIRA

**Determinação da toxicidade aguda e crônica de cloreto de sódio (NaCl) para a
biomassa em sistemas de lodo ativado usando a respirometria como
ferramenta de avaliação**

**DISSERTAÇÃO APROVADA EM
14/03/2014**

COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Adrianus C. Van Haandel

Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

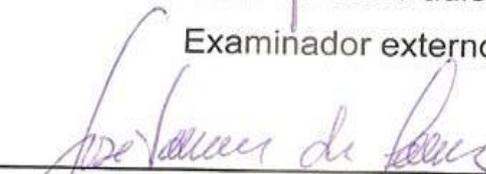
Orientador



Prof. Dr. Pedro Alem Sobrinho

Universidade de São Paulo – USP

Examinador externo



Prof. Dr. José Tavares de Sousa

Universidade Estadual da Paraíba - UEPB

Examinador interno

CAMPINA GRANDE – PB

MARÇO DE 2014

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a Deus.
Sem ele nada disso seria possível

AGRADECIMENTOS

A Deus por ser fonte inesgotável de amor e fortaleza, por se fazer presente em todos os momentos de minha vida;

Aos meus pais, Adalberto e Madalena e aos meus irmãos, Ariéla, Catarina e Argemiro pelo apoio e carinho de sempre;

À minha sobrinha Lorena de Almeida por renovar minhas forças com sua inocência e seu carinho;

A Luis Carlos Gonzaga de Oliveira pelo companheirismo e paciência;

Ao professor Adrianus C. Van Haandel pelos ensinamentos e orientação;

À professora Monica Maria P. da Silva pelo apoio e conselhos dados sempre com muita competência nos momentos que precisei;

Aos colegas do laboratório PROSAB Marília Guimarães, Vanessa Rebeca, Nélia, Vanessa Miná, Silvânia, Ricardo e Guilherme pelo auxílio na prática de análises e pela troca de conhecimentos;

Ao casal Heraldo Antunes e Elivânia Vasconcelos pelo apoio e ensinamentos;

Aos professores José Tavares e Pedro Alem, componentes da banca examinadora, pela predisposição em analisar este trabalho.

À CAPES pelo apoio e incentivo financeiro;

A todos que direto ou indiretamente contribuíram para realização deste trabalho.

RESUMO

Efluentes industriais contendo substâncias tóxicas, como o sal, podem interferir no funcionamento de sistemas de lodo ativado causando a morte ou inibição dos microrganismos presentes no mesmo. O efeito da toxicidade de determinada substância pode ser classificado como crônico ou agudo. A respirometria vem sendo apontada como importante ferramenta para avaliação da toxicidade em sistemas biológicos, pois por meio dela é possível determinar a cinética das bactérias heterotróficas e autotróficas presentes no sistema identificando-se, assim, o efeito causado pelo intoxicante sobre as mesmas. Desta forma, este trabalho teve como objetivo principal avaliar a toxicidade de Cloreto de Sódio (NaCl) para a biomassa microbiana de sistemas de lodo ativado, usando a respirometria como ferramenta de avaliação. Para estudo da toxicidade crônica e aguda de NaCl sobre a biomassa em sistema de lodo ativado foram estudadas seis concentrações de NaCl: 10, 15, 22,5, 33,75, 50,63 e 75,9 gNaCl/L. Foram operados dois reatores sequenciais em regime de bateladas sequenciais sob condições idênticas, sendo que um (RBS 1) foi utilizado como reator controle enquanto o outro (RBS 2) recebeu concentrações incrementais de NaCl para estudo da toxicidade crônica. O lodo de RBS1 era também usado para realização de testes agudos. A taxa de crescimento específica máxima, μ_m , de bactérias heterotróficas e autotróficas foi adotada como parâmetro de investigação. Os resultados experimentais obtidos mostram que, tanto nos testes de toxicidade crônica quanto nos testes de toxicidade aguda, a concentração de 22,5gNaCl/L reduziu mais de 50% da taxa de crescimento dos microrganismos heterotróficos e a concentração de 15gNaCl/L inibiu completamente a atividade dos microrganismo autotróficos. No RBS 2 (testes crônicos) houve adaptação do lodo que resistiu a concentrações elevadas de NaCl, embora com atividade reduzida. Nos testes agudos, no entanto, não houve metabolismo biológico quando adicionadas as concentrações de 50, 63 e 75,9gNaCl/L. De uma forma geral pode-se concluir que o lodo consegue se adaptar ao menos parcialmente à presença permanente de altas concentrações de NaCl no afluente, proporcionando maior resistência da mesma à presença deste intoxicante. Os microrganismos autotróficos mostraram-se bem mais sensíveis à presença de NaCl.

Palavras-chave: Toxicidade; Cloreto de Sódio; Respirometria. .

ABSTRACT

Industrial effluents containing toxic substances such as salt, may interfere in the operation of activated sludge systems, causing death or inhibition of microorganisms. The effect of the toxicity of a substance can be classified as acute or chronic. Respirometry has been identified as an important tool for the evaluation of toxicity in biological systems, allowing to determine the kinetics of autotrophic and heterotrophic bacteria present in the system thus identifying the effect caused by toxic compounds. The objective of this study is to evaluate the toxicity of sodium chloride (NaCl) for microbial biomass of activated sludge systems using respirometry as an evaluation tool. To study acute and chronic toxicity of NaCl on biomass in activated sludge systems six concentrations of NaCl were studied : 10 , 15 , 22.5 , 33.75, 50.63 and 75.9 gNaCl / L. Two sequential batch reactors (RBS 1 and RBS 2)were operated under identical conditions. One reactor (RBS1) was used as control reactor while the other (RBS 2) received increasing concentrations of NaCl for the study of chronic toxicity . RBS1 sludge was also used to perform acute toxicity tests The maximum specific growth rate of heterotrophic and autotrophic bacteria was adopted as a research parameter. The experimental results show that in both the chronic toxicity and acute toxicity tests, concentrations of 22.5 gNaCl / L reduced the potential growth of heterotrophic microorganisms by more than 50 % and a concentration of 15gNaCl/L completely inhibited activity of autotrophic organisms. In RBS 2 (chronic tests) the sludge adapted partially to high concentrations of NaCl , albeit with reduced activity. In acute tests, however, there was no biological metabolism when concentrations of 50 , 63 and 75.9 gNaCl/L were added. In general it can be concluded that the sludge can adapt at least partially to the continuous presence of high concentrations of NaCl in the influent, providing greater resistance to the presence of salt. The autotrophic organisms proved to be much more sensitive to the presence of the toxic material

Key words Toxicidade; Cloreto de Sódio; Respirometria.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO II REVISÃO DE LITERATURA

- Figura 2.1** Esquema do Sistema de Lodo Ativado convencional..... 23
- Figura 2.2** Representação esquemática dos ciclos cooperacionais do sistema de lodo ativado com bateladas..... 25
- Figura 2.3** Representação esquemática do respirômetro Beluga..... 38

CAPÍTULO III MATERIAL E MÉTODOS

- Figura 3.1** Esquema dos RBS1 e RBS2..... 40
- Figura 3.2** Sistemas RBS1 e RBS2..... 40
- Figura 3.3** Esquema do sistema de alimentação dos sistemas RBS..... 41
- Figura 3.4** Caixa de armazenamento do afluente..... 41
- Figura 3.5** **A:** Caixa de descarga; **B:** Bomba de drenagem..... 41
- Figura 3.6** Esquema do sistema montado para realização de testes respirométricos..... 45
- Figura 3.7** Respirograma com os perfis da concentração de OD e da TCO, obtidos durante um dos testes realizados onde foram usados três diferentes substratos..... 46
- Figura 3.8** Entrada de solução salina no RBS2 através de bomba dosadora..... 52
- Figura 3.9** Entrada de NaCl no RBS2 diluído no afluente..... 52

CAPÍTULO IV RESULTADOS E DISCUSSÃO

- Figura 4.1** Respirograma referente a teste de toxicidade crônica com concentração de 10gNaCl/L..... 54

Figura 4.2	Respirograma do teste controle com lodo de RBS1 no período que RBS2 recebia concentração de 10gNaCl/L.....	54
Figura 4.3	Respirograma referente a teste de toxicidade crônica com concentração de 15gNaCl/L.....	55
Figura 4.4	Respirograma do teste controle com lodo de RBS1 no período que RBS2 recebia concentração de 15gNaCl/L.....	55
Figura 4.5	Respirograma referente a teste de toxicidade crônica com concentração de 22,5gNaCl/L.....	55
Figura 4.6	Respirograma do teste controle com lodo de RBS1 no período que RBS2 recebia concentração de 22,5gNaCl/L.....	55
Figura 4.7	Respirograma referente a teste de toxicidade crônica com concentração de 33,75gNaCl/L	55
Figura 4.8	Respirograma do teste controle com lodo de RBS1 no período que RBS2 recebia concentração de 33,75gNaCl/L	55
Figura 4.9	Respirograma referente a teste de toxicidade crônica com concentração de 50,63 gNaCl/L	56
Figura 4.10	Respirograma do teste controle com lodo de RBS1 no período que RBS2 recebia concentração de 50,63gNaCl/L.....	56
Figura 4.11	Respirograma referente a teste de toxicidade crônica com concentração de 75,9 gNaCl/L	56
Figura 4.12	Respirograma do teste controle com lodo de RBS1 no período que RBS2 recebia concentração de 75,9gNaCl/L.....	56
Figura 4.13	Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos em função da concentração de NaCl.....	58
Figura 4.14	Valores percentuais da Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) em função da concentração de NaCl.....	59

Figura 4.15	Determinação gráfica da relação entre μ_m e concentração de NaCl em testes de toxicidade crônica.....	60
Figura 4.16	Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos no RBS1 e RBS2 em função da concentração de NaCl.....	62
Figura 4.17	Valores percentuais da taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos em função da concentração de NaCl.....	63
Figura 4.18	Respirograma de teste de toxicidade aguda com concentração de 10gNaCl/L.....	65
Figura 4.19	Respirograma referente a teste controle realizado simultaneamente ao teste agudo com concentração de 10gNaCl/L	65
Figura 4.20	Respirograma de teste de toxicidade aguda com concentração de 15gNaCl/L.....	65
Figura 4.21	Respirograma referente a teste controle realizado simultaneamente ao teste agudo com concentração de 15gNaCl/L.....	65
Figura 4.22	Respirograma de teste de toxicidade aguda com concentração de 22,5gNaCl/L.....	65
Figura 4.23	Respirograma referente a teste controle realizado simultaneamente ao teste agudo com concentração de 22,5gNaCl/L.....	65
Figura 4.24	Respirograma de teste de toxicidade aguda com concentração de 33,75gNaCl/L.....	66
Figura 4.25	Respirograma referente a teste controle realizado simultaneamente ao teste agudo com concentração de 33,75gNaCl/L.....	66

Figura 4.26	Respirograma de teste controle seguido de teste de toxicidade aguda com concentração de 50,63gNaCl/L.....	66
Figura 4.27	Respirograma de teste controle seguido de teste de toxicidade aguda com concentração de 75,9gNaCl/L.....	66
Figura 4.28	Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos em testes agudos com diferentes concentrações de NaCl e em testes controle sem adição de NaCl.....	68
Figura 4.29	Valores percentuais da Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) de microrganismos heterotróficos em função da concentração de NaCl em testes agudos.....	69
Figura 4.30	Determinação gráfica da relação entre μ_m e concentração de NaCl em testes de toxicidade aguda.....	70
Figura 4.31	Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos em testes de toxicidade aguda e testes controle.....	71
Figura 4.32	Valores percentuais da taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos em testes de toxicidade aguda.....	71
Figura 4.33	Valores percentuais da taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos nos testes crônicos e agudos.....	73
Figura 4.34	Valores percentuais da taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos nos testes crônicos e agudos.....	74
Figura 4.35	Concentrações de NTK afluentes e efluentes dos RBS 1 e 2 no período de estudo da toxicidade crônica.....	77
Figura 4.36	Concentrações de SST, SSV e SSF no RBS 2 durante estudo da toxicidade crônica de NaCl em sistema de lodo ativado.....	78

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO III MATERIAL E MÉTODOS

- Tabela 3.1 -** Parâmetros analisados para identificar a eficiência dos sistemas, frequência e métodos..... 43
- Tabela 3.2 –** Concentrações estudadas para análise da toxicidade crônica e aguda..... 51

CAPÍTULO IV RESULTADOS E DISCUSSÃO

- Tabela 4.1** Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos no RBS2 obtida através de testes respirométricos para cada concentração estudada..... 57
- Tabela 4.2** Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos no RBS1 referentes aos períodos nos quais foram realizados os testes crônicos..... 57
- Tabela 4.3** Valores percentuais de μ_m em testes de toxicidade crônica para cada concentração de NaCl estuda..... 59
- Tabela 4.4** Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos no RBS2 obtida através de testes respirométricos para cada concentração estudada..... 61
- Tabela 4.5** Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos no RBS1 referentes aos períodos nos quais foram realizados os testes crônicos..... 61
- Tabela 4.6** Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos em testes agudos..... 67
- Tabela 4.7** Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos em testes realizados concomitantemente aos testes agudos..... 68

Tabela 4.8	Valores percentuais de μ_m em testes de toxicidade aguda para cada concentração de NaCl estuda.....	69
Tabela 4.9 -	Valores de pH do afluente e efluentes dos RBS 1 e RBS 2 em diferentes concentrações de NaCl adicionadas ao sistema.....	75
Tabela 4.10-	Concentrações de nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal presentes no afluente e efluentes dos RBS 1 e RBS 2 nos períodos de adição de diferentes concentrações de NaCl ao RBS 2.....	76
Tabela 4.11	Concentrações de SST, SSV e SSF nos RBS 1 e 2 referentes aos períodos nos quais foram adicionadas diferentes concentrações de NaCl ao RBS 2.....	78

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

APHA	<i>American Public Health Association</i>
b_h	Constante de decaimento de lodo ativo
CAGEPA	Companhia de Água e Esgoto do Estado da Paraíba
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV	Coeficiente de Variação
DP	Desvio Padrão
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
f	Fração de lodo ativo que quando decai permanece como resíduo endógeno
f_{cv}	Proporção entre a concentração de sólidos voláteis e a DQO de um lodo (mg SVS/mgDQO)
f_n	Fração de nitrogênio em lodo volátil = $0,1g.g^{-1}SSV$
fra_{cat}	Fração catabolizada
K_{ms}	Constante de utilização do substrato pelo lodo ativo (mgDQO/mgXa/d)
NaCl	Cloreto de Sódio
N_c	Capacidade de nitrificação no reator
N_i	Concentração de NTK para a produção de lodo de excesso (mgN.L ⁻¹)
N_{ta}	Concentração de NTK afluyente (mgN.L ⁻¹)
N_{te} :	Concentração de NTK efluente (mgN.L ⁻¹);
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl (mg/L)
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio amoniacal (mg/L)
PROSAB	Programa de Saneamento Básico
OD	Oxigênio dissolvido (mgO ₂ .L ⁻¹)

OD_{Max}	Valor de oxigênio dissolvido de referência superior ($mgO_2.L^{-1}$)
OD_{min}	Valor de oxigênio dissolvido de referência inferior ($mgO_2.L^{-1}$)
pH	Potencial hidrogeniônico
R_h	Tempo de permanência no sistema gerador (d)
r_n	Taxa de nitrificação ($mgN.L^{-1}.d^{-1}$)
$r_{n(nitri)}$	Taxa de nitrificação das bactérias nitrificadoras (nitritadoras);
$r_{n(nitrat)}$	Taxa de nitrificação das bactérias nitratadoras
R_s	Idade de lodo no sistema gerador (d)
r_{us}	Taxa de utilização do substrato
SSF	Sólidos suspensos fixos (mg/L)
SST	Sólidos suspensos totais (mg/L)
SSV	Sólidos suspensos voláteis (mg/L)
TCO	Taxa de consumo de oxigênio ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)
TCO_{end}	TCO relativa à respiração endógena ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)
$TCO_{exó}$	TCO relativa à respiração exógena ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)
TCO_n	TCO devido à nitrificação ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$)
X_a	Concentração de lodo ativo ($mgSSV.L^{-1}$)
X_n	Concentração de bactérias nitrificantes ($mgSSV.L^{-1}$)
X_v	Concentração de sólidos voláteis no licor misto ($mg.L^{-1}$)
Y	Coeficiente de rendimento das bactérias (0,1 mgXN/mgN para autotróficas)
Y_h	Coeficiente de rendimento em ambiente aeróbio
Y_n	Coeficiente de rendimento de <i>Nitrossomonas</i> ($mgN.L^{-1}.d^{-1}$)
μ_m	Taxa de crescimento específico máxima
Δt	Variação do tempo

SUMÁRIO

CAPÍTULO I INTRODUÇÃO.....	18
CAPÍTULO II REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
2.1 Esgoto sanitário: Definições e tratamentos.....	21
2.2 Sistema de lodo ativado.....	22
2.2.1 Microrganismos presentes no Sistema de Lodo Ativado.....	25
2.2.2 Metabolismo bacteriano no sistema de lodo ativado	26
2.2.3 Cinética do metabolismo biológico na estabilização da matéria orgânica.....	27
2.2.4 Cinética no metabolismo biológico no processo de nitrificação.....	29
2.3 Toxicidade em Sistema de Lodo Ativado	30
2.3.1 Efluentes salinos e reatores biológicos	32
2.4 Respirometria.....	35
CAPÍTULO III MATERIAL E MÉTODOS.....	39
3.1 Introdução.....	39
3.2 Material.....	39
3.2.1 Descrição dos sistemas	39
3.3 Método.....	42

3.3.1	Operação dos sistemas de lodo ativado.....	42
3.3.2	Parâmetros de desempenho analisados.....	43
3.3.3	Determinação da TCO.....	44
3.3.4	Testes Respirométricos.....	44
3.3.5	Determinação da capacidade metabólica de microrganismos heterotróficos.....	47
3.3.6	Determinação da capacidade metabólica de microrganismos autotróficos.....	48
3.3.7	Ensaios de toxicidade.....	50
3.3.7.1	Testes controles realizados com lodo do RBS 1.....	51
3.3.7.2	Testes de toxicidade crônica.....	51
3.3.7.3	Testes de toxicidade aguda.....	52
CAPÍTULO IV RESULTADOS E DISCUSSÃO.....		53
4.1	Introdução.....	53
4.2	Toxicidade de NaCl no sistema de lodo ativado.....	53
4.2.1	Toxicidade crônica de NaCl em sistema de lodo ativado.....	53
4.2.2	Toxicidade aguda de NaCl em sistema de lodo ativado	64
4.2.3	Avaliação da toxicidade crônica e aguda de NaCl em sistema de lodo ativado de forma comparativa.....	72
4.3	Eficiência dos Sistemas RBS1 e RBS2.....	74
CAPÍTULO V CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....		80
CAPÍTULO VI REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....		82

INTRODUÇÃO

O setor industrial lança diariamente em seus corpos receptores efluentes contendo grande quantidade de substâncias químicas que afetam diretamente a saúde da população e do meio ambiente. Segundo Silva (2002) são conhecidas 6 milhões de substâncias que são utilizadas nas indústrias, dentre estas 63 mil são de uso cotidiano. Desta forma, fica evidente a necessidade de tratamento de águas residuárias industriais antes que estas sejam lançadas no meio ambiente.

As águas residuárias podem ser tratadas por processo físico, químico ou biológico (aeróbio ou anaeróbio). Dentre os processos biológicos aeróbios o sistema de lodo ativado vem sendo amplamente utilizado em todo o mundo. De acordo com Van Haandel e Marais (1999) e Von Sperling (1996) a ampla utilização do sistema de lodo ativado para tratamento de esgoto municipal e industrial deve-se ao fato deste sistema apresentar nível de eficiência bastante elevado e reduzidos requisitos de área de implantação.

Todavia, efluentes salinos provenientes de indústrias de alimentos, petróleo, produtos químicos/farmacêuticos, couro e têxtil podem afetar a atividade metabólica de microrganismos presentes nos sistemas biológicos responsáveis pela remoção da matéria orgânica e de nutrientes (LEFEBVRE e MOLETTA, 2006) diminuindo, assim, a eficácia desse sistema. De acordo com Kargi e Dincer (1996) o desempenho dos processos de tratamento biológico de águas residuárias salinas é geralmente baixo devido aos efeitos adversos do sal na flora microbiana. Altas concentrações de sal em águas residuárias causam plasmólise e perda de atividade das células, assim resultando em baixa eficiência na remoção de matéria orgânica (DQO).

Segundo Van Haandel *et al.* (2001), a toxicidade no sistema de lodo ativado resulta numa diminuição da capacidade metabólica da biomassa, sem estar relacionada a uma diminuição da carga orgânica aplicada. Segundo Goldstein (1988), toxicidade é definida como sendo os resultados nocivos à saúde proveniente do sistema composto por substâncias químicas e substâncias próprias do organismo, que se evidenciam sobre organismos vivos.

Uma ferramenta que pode contribuir para identificação da toxicidade em sistemas de lodo ativado é a respirometria. Muitos métodos de respirometria em sistema de lodo ativado são bem estabelecidos. A base para tais testes é que a taxa de respiração de organismos presentes no lodo podem ser reduzidas na presença de substâncias tóxicas (REN, 2004; VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Esta dissertação de mestrado trata de um estudo experimental, que teve como principal objetivo avaliar a toxicidade de Cloreto de Sódio (NaCl) para a biomassa microbiana de sistemas de lodo ativado, usando a respirometria como ferramenta de avaliação. Como objetivos específicos, apresentam-se:

- 1 - Definir a relação entre redução da taxa de crescimento específico máxima (μ_m) das bactérias heterotróficas e autotróficas e a concentração de Cloreto de Sódio (NaCl);
- 2- Estabelecer a concentração de Cloreto de Sódio (NaCl) que reduz a taxa de crescimento específico máxima (μ_m) na microbiota de sistema de lodo ativado em 50% o valor C50;
- 3 - Avaliar a toxicidade crônica e aguda de Cloreto de Sódio (NaCl) em sistema de lodo ativado de forma separada e comparativa;
- 4 - Operar sob as mesmas condições operacionais e de dimensionamento, os sistemas de lodo ativado RBS 1 e RBS 2 sem e com adição de Cloreto de Sódio, respectivamente, para determinação da toxicidade crônica de NaCl;

Esta dissertação é dividida em 6 capítulos no total. No Capítulo 2 está apresentada a revisão bibliográfica, na qual estão expostas definições e citações relacionadas ao tema desta dissertação, tendo como finalidade a compreensão do assunto estudado e o embasamento para discussão dos dados obtidos durante a fase experimental.

O Capítulo 3 trata do material e métodos utilizados pra desenvolvimento deste estudo, nele estão descritas as duas unidades de lodo ativado operadas para produção de lodo, sua forma de operação e dimensionamento, bem como os

procedimentos para realização de testes respirométricos de toxicidade crônica e aguda e para análise dos parâmetros investigados.

No Capítulo 4 estão apresentados e discutidos os resultados obtidos durante a fase experimental. Os resultados encontram-se dispostos em Figuras e Tabelas buscando-se facilitar a avaliação da toxicidade crônica e aguda de forma separada e comparativa.

No Capítulo 5 estão expostas as conclusões obtidas com a discussão dos resultados.

O Capítulo 6, referencias bibliográficas, apresenta as referências referentes às citações feitas nesta dissertação.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Esgoto sanitário: Definições e tratamentos

Segundo a Norma Brasileira - NBR 9648/1986 esgoto sanitário é o despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária, sendo que:

- Esgoto doméstico é o despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas;
- Esgoto industrial é o despejo líquido resultante dos processos industriais, respeitados os padrões de lançamento estabelecidos;
- Água de infiltração é toda água proveniente do subsolo, indesejável ao sistema separador e que penetra nas canalizações;
- Contribuição pluvial parasitária é a parcela do deflúvio superficial inevitavelmente absorvida pela rede de esgoto sanitário.

De acordo com a NBR 9800/1987, efluente líquido industrial é o despejo líquido proveniente do estabelecimento industrial, compreendendo emanções de processo industrial, águas de refrigeração poluídas, águas pluviais poluídas e esgoto doméstico. A composição de efluentes industriais varia quantitativamente e qualitativamente, dependendo dos tipos de produtos fabricados, processos utilizados e matérias-primas empregadas. Em função da variabilidade da composição dos efluentes industriais e de sua complexidade torna-se necessário que seja aplicado um tratamento bastante eficiente do efluente, de forma que o seu lançamento no corpo d'água receptor, não afete a flora e a fauna do mesmo (COSTA, *et al.*, 2002)

Segundo a Resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, aos padrões e às exigências propostos.

O tratamento de esgoto é usualmente classificado através dos seguintes níveis, segundo Van Haandel e Marais (1999):

- Tratamento primário: visa à remoção de sólidos sedimentáveis através de sedimentação simples;

- Tratamento secundário: caracteriza-se pela utilização de processos biológicos, para obter a remoção mais completa da matéria orgânica;
- Tratamento terciário: proporciona também a remoção de nutrientes, nitrogênio e fósforo.

Os processos de tratamento de esgoto também podem ser classificados em físicos, químicos e biológicos. No processo de tratamento físico acontece a remoção dos sólidos em suspensão sedimentáveis e flutuantes por meio de processos físicos como gradeamento, peneiramento, entre outros. No processo de tratamento químico são utilizados produtos químicos em diferentes etapas dos sistemas de tratamento, através de reações químicas ocasiona-se a remoção dos poluentes ou condiciona-se a mistura de efluentes ao serem tratados aos processos subsequentes. O processo de tratamento biológico, por sua vez, reduz em escala de tempo e área os fenômenos de autodepuração que ocorre na natureza, proporcionando ao esgoto tratado um aspecto mais claro e menor concentração de material orgânico (GIORDANO, 1999).

O processo de tratamento biológico pode ser aeróbio ou anaeróbio. Dentre os sistemas com processo de tratamento biológico aeróbio, o sistema de lodo ativado vem sendo amplamente utilizado no Brasil e no mundo nas últimas décadas (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999). Segundo Brasil (2006) o processo dos lodo ativado é o mais versátil dos processos biológicos de tratamento.

2.2 Sistema de lodo ativado

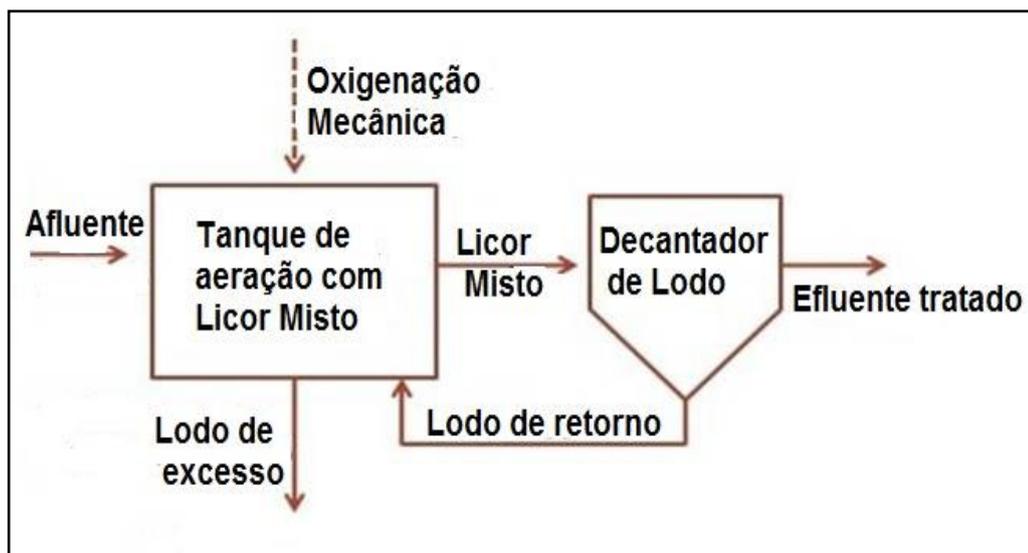
O processo de tratamento de esgotos por lodo ativado foi desenvolvido na Inglaterra, em 1914, por Andern e Lockett. É chamado “lodo ativado” porque notou-se a capacidade do lodo biológico para acelerar a remoção do material orgânico de águas residuárias. Muitas modificações e melhorias no desempenho dos sistemas de lodo ativado vêm sendo realizadas nas últimas décadas, no entanto o seu princípio não foi modificado. Ainda hoje a remoção do material orgânico das águas residuárias é obtida colocando-as em contato com o lodo ativado e aerando a mistura (VAN HANDEL e MARAIS, 1999).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003) sistemas de lodo ativado são conhecidos como unidades eficientes na remoção de material orgânico, sólidos em suspensão e, eventualmente, nutrientes (nitrogênio e fósforo), todos estes presentes em águas residuárias, produzindo um efluente de alta qualidade. O princípio desse

processo baseia-se na oxidação bioquímica dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes nos esgotos, mediada por uma população microbiana diversificada e mantida em suspensão num meio aeróbio. A eficiência do processo depende, dentre outros fatores, da capacidade de floculação da biomassa ativa e da composição dos flocos formados (BENTO *et al.*, 2005).

O sistema de lodo ativado consiste no desenvolvimento de cultura microbiológica na forma de flocos (lodo ativo) em um tanque com aeração (reator biológico), onde ocorre a metabolização da matéria orgânica presente no afluente constituindo uma mistura chamada de licor misto. O licor misto mantém-se em suspensão através da agitação provocada pelo sistema de aeração e é enviado continuamente a um decantador para separar o efluente tratado do lodo. O lodo é recirculado ao tanque de aeração para que a quantidade de microrganismos ideal ao tratamento seja mantida. O sobrenadante do decantador (efluente tratado) é então descartado no corpo receptor. A **Figura 2.1** representa um esquema de um sistema de lodo ativado convencional onde se distinguem o tanque de aeração (reator biológico) e um decantador de lodo. O excesso de lodo decorrente do crescimento biológico deve ser retirado para que o sistema se mantenha em equilíbrio. A descarga de lodo deve ser igual ao crescimento de lodo (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; PEREIRA e FREITAS, 2012).

Figura 2.1 – Esquema do Sistema de Lodo Ativado convencional



Para Van Handel e Marais (1999) a idade de lodo (R_s) representa o parâmetro mais importante no sistema de lodo ativado. A idade de lodo pode ser definida pela razão entre a massa de lodo no reator e a massa de lodo descarregada diariamente. Este parâmetro é fundamental para o dimensionamento e operação de sistemas de lodo ativado.

Um modelo alternativo de sistema de lodo ativado é o reator em bateladas sequenciais no qual as etapas de reação e sedimentação ocorrem no mesmo reator (**Figura 2.2**) sem que haja a necessidade de decantador como acontece no sistema convencional.

Segundo Von Sperling (1996) nas últimas décadas a operação em regime de bateladas sequenciais vêm sendo amplamente utilizados para o tratamento de águas residuárias de diversas origens. Para Mesquita *et al.* (2006) o reator sequencial por batelada (RSB) é uma modificação do sistema de lodo ativado convencional, em que as diferentes etapas de tratamento ocorrem dentro de um mesmo tanque.

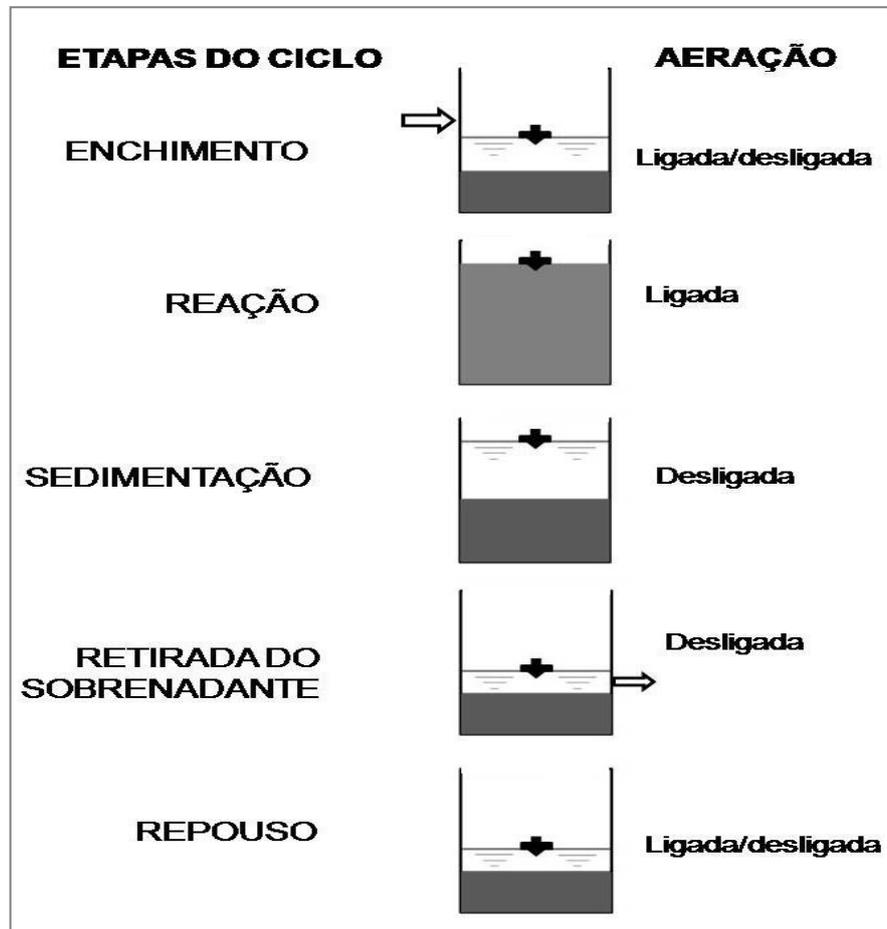
Na operação com bateladas sequenciais é possível observar as seguintes etapas:

1. Enchimento - Entrada de água residuária no reator. Os aeradores podem estar ligados ou desligados;
2. Reação – Tratamento da água residuária. Os aeradores devem estar ligados;
3. Sedimentação – Sedimentação do lodo no reator;
4. Retirada do sobrenadante - Retirada do efluente tratado do reator e eventualmente de lodo de excesso;
5. Repouso – Ajuste dos ciclos e remoção do lodo excedente;

A duração de cada ciclo pode ser alterada de acordo com a função das variações da vazão afluente, das necessidades de tratamento e das características do esgoto e da biomassa do sistema (VON SPERLING, 1996).

Mesquita *et al.* (2006) aponta as principais vantagens atribuídas aos RBS: 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 e menores custos de operação e menos equipamentos no processo.

FIGURA 2.2 – Representação esquemática dos ciclos cooperacionais do sistema de lodo ativado com bateladas



Fonte: Von Sperling (1996)

2.2.1 Microrganismos presentes no Sistema de Lodo Ativado

Os flocos biológicos que compõem o sistema de lodo ativado constituem um micro-sistema complexo formado por bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários. A capacidade de depuração do sistema de lodos ativados se deve às atividades metabólicas dos microrganismos presentes (PEREIRA E FREITAS, 2012). De acordo com Brasil (2006) os microrganismos presentes no sistema de lodo ativado encontram-se interligados por uma cadeia alimentar: bactérias e fungos decompõem o material orgânico complexo e por essa atividade se multiplicam servindo de alimento aos protozoários, os quais, por sua vez, são consumidos pelos metazoários que também podem se alimentar diretamente de bactérias, fungos e mesmo de fragmentos maiores dos flocos de lodo ativado.

Segundo Jordão (1997) as bactérias constituem os microrganismos de maior importância em sistema de lodo ativado, uma vez que são elas as maiores responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e pela formação dos flocos, através da conversão da matéria orgânica biodegradável em novo material celular, CO₂ (dióxido de carbono) e água, e outros produtos inertes.

Para Bento *et al.* (2005), apesar do importante papel desempenhado pelas bactérias no tratamento de águas residuárias, os componentes da microfauna (protozoários e micrometazoários) também têm importante papel na manutenção de uma comunidade bacteriana equilibrada, na remoção de *E. coli*, na redução da DBO₅ e na floculação.

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. As bactérias aeróbicas são as responsáveis pela degradação da matéria orgânica em ambientes onde haja a presença de oxigênio dissolvido (OD), através de sua respiração (aeróbia) a matéria orgânica é oxidada em compostos mais simples como dióxido de carbono, água e energia.

A maioria das bactérias presentes em sistemas de lodo ativado é quimioheterotrófica e também gram-negativas, realizando a oxidação da matéria orgânica a dióxido de carbono e água, utilizando oxigênio molecular como aceptor de elétrons (JENKINS *et al.*, 2003). Outro grupo presente em sistema de lodo ativado é o das bactérias quimioautotróficas que atuam no processo nitrificante e utilizam carbono inorgânico (CO₂) para a síntese celular.

Por serem extremamente sensíveis às alterações no processo, os componentes da microfauna alternam-se no sistema em resposta às mudanças nas condições físico-químicas e ambientais (BENTO *et al.*, 2005).

2.2.2 Metabolismo bacteriano no sistema de lodo ativado

A utilização de substâncias orgânicas pelos microrganismos é chamada de metabolismo. Nos microrganismos heterotróficos existem dois mecanismos de degradação da matéria orgânica: catabolismo e anabolismo. Catabolismo consiste em reações bioquímicas que fornecem energia aos microrganismos resultando na dissimilação por oxidação de substâncias orgânicas e na formação de produtos estáveis, e anabolismo consiste na síntese de material celular novo a partir de substâncias orgânicas (VAN HANDEL E MARAIS, 1999). Segundo Marais e Ekama

(1976), para o catabolismo é utilizado $\frac{1}{3}$ do material orgânico e para o anabolismo $\frac{2}{3}$ desse material.

Quanto ao metabolismo das bactérias nitrificantes, sua massa celular é sintetizada a partir de materiais inorgânicos, principalmente CO_2 , H_2O , NH_4^+ e PO_4^{3-} . e por isso são chamadas autotróficas, distinguindo as das bactérias heterotróficas (VAN HANDEL e CATUNDA, 2014).

O material nitrogenado que chega a estações de tratamento de esgoto principalmente na forma de nitrogênio amoniacal (gasoso, NH_3 , e salino, NH_4^+) e nitrogênio orgânico (ureia, aminoácidos e outras substâncias orgânicas com o grupo amino) é oxidado pelos microrganismos autotróficos aeróbios. Este processo recebe o nome de nitrificação (VAN HANDEL E MARAIS, 1999). A nitrificação ocorre em duas etapas consecutivas: nitritação (oxidação da amônia a nitrito) e nitratação (oxidação do nitrito a nitrato). A redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular, tendo-se material orgânico como redutor, é denominada desnitrificação.

2.2.3 Cinética do metabolismo biológico na estabilização da matéria orgânica

A cinética do metabolismo do material orgânico presente no afluente refere-se à velocidade com que os processos de oxidação e síntese no sistema de lodo ativado ocorrem. A partir do conhecimento da cinética dos processos de utilização do substrato, pode-se descrever a remoção do material orgânico, o crescimento do lodo e o consumo de oxigênio.

A taxa de consumo de oxigênio (TCO) proveniente do metabolismo de material orgânico no sistema de lodo ativado pode ser analisada considerando-se as taxas de respiração endógena e de respiração exógena (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999):

$$\text{TCO}_c = \text{TCO}_{\text{end}} + \text{TCO}_{\text{exó}} \quad (2.1)$$

Onde

TCO_c : TCO relativa ao metabolismo de material orgânico

TCO_{end} : TCO relativa à respiração endógena

$\text{TCO}_{\text{exó}}$: TCO relativa à respiração exógena

De acordo com Van Handel e Catunda (2014) a partir da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) é possível determinar a cinética do metabolismo dos substratos material orgânico e da massa bacteriana (heterótrofas e autótrofas) no lodo:

(1) Concentração de lodo ativo (X_a) - O lodo ativo pode ser considerado como uma suspensão equivalente de bactérias, que por um lado tem capacidade metabólica quando se adiciona substrato, levando ao aumento da massa bacteriana, e por outro lado decai continuamente o que resulta na perda da massa bacteriana. A concentração de lodo ativo pode ser calculado a partir da TCO_{end} determinada na ausência de material extracelular:

$$X_a = TCO_{en}/(f_{cv}b_h(1-f)) \quad (2.2)$$

Onde

X_a : Concentração de lodo ativo

TCO_{en} : Taxa de consumo de oxigênio devido à respiração endógena

f_{cv} : Proporção entre a concentração de sólidos voláteis e a DQO de um lodo = 1,5 mg SVS/mgDQO (VAN HAANDEL e MARAIS 1999)

f : Fração de lodo ativo que quando decai permanece como resíduo endógeno = 0,2 (BRODERSEN e MCCARTY, 1964)

b_h : Constante de decaimento de lodo ativo = $0,24(1,04)^{(t-20)} d^{-1}$ (VAN HAANDEL e MARAIS 1999).

(2) A taxa de utilização do substrato orgânico pela massa de microrganismos pode ser descrita como a cinética de Monod (Monod, 1948), que se caracteriza pela expressão da taxa de utilização em função da concentração de lodo ativo:

$$r_{us} = K_{ms}(S/(K_{ss}+S))X_a \quad (2.3)$$

Onde:

r_{us} : Taxa de utilização do substrato

K_{ms} : Constante de utilização do substrato pelo lodo ativo (mgDQO/mg X_a /d)

K_{ss} : Constante de meia saturação (mgDQO/l)

X_a : Concentração de lodo ativo (mgXa/l)

S : Concentração do substrato (mgDQO/l)

(3) Com auxílio da equação 2.3 calcula-se a constante de utilização do substrato: considerando que no período de TCO_{exo} constante (e máxima) sabe-se que $S \gg K_{ss}$ e $S/(K_{ss} + S) \approx 1$. Nestas condições tem-se:

$$K_{ms} = r_{us}/X_a \quad (2.4)$$

Onde:

K_{ms} : Constante de utilização do substrato pelo lodo ativo (mgDQO/mgXa/d)

r_{us} : Taxa de utilização do substrato

X_a : Concentração de lodo ativo

(4) A taxa de crescimento das bactérias heterotróficas é proporcional à taxa de utilização do substrato. O crescimento bacteriano ocorre em função da disponibilidade de material orgânico. A relação entre a taxa específica máxima de crescimento e a disponibilidade deste substrato (quando este não é fator limitante) pode ser calculada conforme a equação 2.5:

$$\mu_m = Y_{ae} * K_{ms} \quad (2.5)$$

Onde:

μ_m : Taxa específica de crescimento (d^{-1});

Y_h : Coeficiente de rendimento em ambiente aeróbio = 0,45 mgX_a/mgDQO (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999)

K_{ms} : Constante de utilização do substrato pelo lodo ativo (mgDQO/mgXa/d)

2.2.4 Cinética no metabolismo biológico no processo de nitrificação

Nitrificação consiste na oxidação biológica da amônia, tendo como produto final o nitrato. Este processo acontece em duas etapas: Na primeira etapa a amônia é oxidada para nitrito (nitritação) através da ação bioquímica de bactérias como as do gênero *Nitrossomonas*. Na segunda etapa a oxidação de nitrito para nitrato (nitratação) é mediada por bactérias como as do gênero *Nitrobacter*. Ambos os

gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* somente desenvolvem atividade bioquímica na presença de oxigênio dissolvido (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

O valor da constante μ_{\max} é considerado o mais importante das constantes de nitrificação e pode ser determinado a partir da TCO máxima para nitrificação. De acordo com Van Haandel e Catunda (2014) a constante μ_{\max} pode ser assim simplificada:

$$\text{TCO}_n = 4,56r_N = \mu_m X_n / Y_n \quad (2.6)$$

Onde:

$$\mu_m : \mu_{\max} * \text{OD} / (\text{OD} + K_o)$$

OD : valor médio da concentração de OD durante os testes.

Para poder calcular o valor de μ_m a partir de equação 2.6 é preciso que saiba a concentração de *Nitrossomonas* na amostra de lodo. Esta concentração pode ser calculada a partir dos dados operacionais do sistema (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2012)

$$X_n = Y_n R_s N_c / ((1 + b_n R_s) R_h) \quad (2.7)$$

Onde:

Y_n : Coeficiente de rendimento de *Nitrossomonas*

N_c : Concentração de amônia nitrificado no sistema

R_s : Idade de lodo no sistema

R_h : Tempo de permanência no sistema

2.3 Toxicidade em Sistema de Lodo Ativado

De acordo com Oliveira *et al.* (2009) um dos requisitos necessários para tratar adequadamente um efluente é o entendimento da influência dos compostos tóxicos sobre o processo de depuração bem como a eficiência do sistema para remoção de cargas tóxicas. Segundo Santos (2002) os efluentes industriais lançados podem apresentar matéria orgânica, nutrientes, sólidos em suspensão e poluentes tóxicos em determinadas concentrações que alteram o equilíbrio dos ecossistemas. De

acordo com o mesmo autor quando os contaminantes estão no meio aquático, ao entrarem nos diferentes elos da cadeia alimentar, causam diversos distúrbios nos organismos vivos, podendo levar até ao desaparecimento de espécies. Para REN (2004) a presença de substâncias tóxicas em águas residuárias pode inibir a atividade biológica do lodo ativado comprometendo a eficiência do sistema de tratamento. De acordo com o autor, tais distúrbios no processo de tratamento de águas residuárias podem ser evitados se o esgoto afluente que chega à estação de tratamento de esgoto for monitorado quanto à toxicidade e as devidas providências forem tomadas quando a toxicidade for detectada.

A toxicidade é uma propriedade que reflete o potencial de uma substância em causar um efeito danoso a um organismo vivo. Ela depende da concentração e das propriedades da substância química à qual o organismo é exposto e também do tempo de exposição (COSTA *et al.*, 2008). De acordo com Silva (2002) o grau da toxicidade pode ser avaliado através do efeito que a dose ou concentração de uma determinada substância causará a determinado organismo num dado intervalo de tempo. Esses efeitos podem ser classificados em agudos ou crônicos.

O efeito tóxico agudo trata-se de um efeito deletério aos organismos vivos causado por agentes físicos ou químicos, podendo causar a letalidade ou alguma outra manifestação que a antecede, em um curto período de exposição (BRASIL, 2005). Para Silva (2002) a toxicidade aguda pode ser expressa através do parâmetro CL50 que corresponde à concentração que causa o efeito (letalidade) a 50% da população testada.

Já o efeito tóxico crônico é o efeito deletério aos organismos vivos causado por agentes físicos ou químicos, que afetam uma ou várias funções biológicas dos organismos, tais como a reprodução, o crescimento e o comportamento, em um período de exposição que pode abranger a totalidade de seu ciclo de vida ou parte dela (BRASIL, 2005). O efeito crônico deve ser objeto de verificação quando os testes de toxicidade aguda não forem suficientes para caracterizar um efeito tóxico mensurável (SILVA, 2002). De acordo com Costa *et al.* (2008) o lançamento contínuo de efluentes nos corpos d'água pode provocar efeitos crônicos, uma vez que os organismos são expostos a certos contaminantes, mesmo em baixas concentrações, durante longos períodos de tempo.

Em uma estação de tratamento de esgoto é imprescindível que se apresentem as condições favoráveis à oxidação biológica, condições essas que

estão relacionadas ao desenvolvimento dos microrganismos envolvidos nesse processo e à introdução de oxigênio, no caso dos processos de tratamento aeróbio. Compostos tóxicos comprometem o funcionamento e a eficiência dos sistemas biológicos.

Segundo Costa *et al.* (2002) a toxicidade proveniente dos compostos químicos presentes em águas residuárias industriais interfere no desempenho do processo de seu tratamento em sistemas de lodo ativado.

2.3.1 Efluentes salinos e reatores biológicos

A concentração de sais em efluentes industriais tem aumentado em decorrência da tentativa por parte das indústrias de diminuir a carga de poluente/contaminante lançada nos corpos receptores na qual as indústrias têm implantado políticas para redução da vazão do efluente líquido gerado, eliminando-se as perdas e desperdícios e adotando-se medidas para o reuso da água (MEDEIROS *et al.*, 2005).

Todavia, esta é apenas uma das formas de lançamento de efluentes salinos em corpos receptores, segundo Lefebvre e Moletta (2006) o sal é amplamente utilizado para a conservação de alimentos, fabricação de produtos químicos tal como o ácido clorídrico, hidróxido de sódio (soda cáustica), bicarbonato de sódio, etc. O setor industrial agro - alimentar, de produtos químicos/farmacêuticos, couro, têxtil e de petróleo também são grandes geradores de poluição salina.

Os efluentes salinos geralmente são submetidos a tratamentos físico-químicos, visto que o tratamento biológico convencional é fortemente inibido pelo sal (essencialmente NaCl) (ZERDAZI *et al.*, 2012; LEFEBVRE e MOLETTA, 2006).

Segundo Dan *et al.* (2003), a elevada concentração de sal no meio provoca mudanças no metabolismo dos microrganismos e efeitos inibitórios, além de causar a desidratação e lise celular, devido à grande diferença de pressão osmótica entre o citoplasma e o ambiente. Para Medeiros *et al.* (2005) a consequência global desses efeitos provocados pela alta salinidade na comunidade microbiana é a redução da eficiência do processo biológico.

Bassin, Dezotti e Sant'Anna Jr. (2011) apontam alguns efeitos nocivos causados pelo sal em sistemas biológicos, tais como, mudanças no metabolismo microbiano e sobre as características de sedimentabilidade, alterações nas estruturas dos flocos, perturbação na formação do biofilme, além de afetar a

solubilidade do oxigênio e sua transferência para a fase líquida. Segundo os autores o sal presente em matrizes complexas, como os de águas industriais, pode intensificar o efeito inibitório das substâncias orgânicas.

De acordo com Zerdazi *et al.* (2012) o tratamento biológico de efluentes salinos deve ser feito por meio de microrganismos tolerantes a altas concentrações de sal. Estes microrganismos estão presentes nos oceanos, mas também em ambientes hipersalinos, como pântanos ou lagos alcalinos. Desta forma, a aclimatação moderada de lodo ativado para alta concentração de sal pode ser uma alternativa viável para solucionar esse problema.

Estudos de toxicidade de sal apresentam diversas contradições em seus resultados (KARGI e DINCER, 1996; UYGUR e KARGI, 2004; MOUSSA *et al.*, 2006; MEDEIROS *et al.*, 2005; SALVADÓ *et al.*, 2001). A explicação para estas contradições é a variação nas configurações dos sistemas, o modo como o sal é adicionado aos sistemas (pulso ou aumento gradual), bem como a microbiota presente no sistema (adaptadas e não adaptadas).

Kargi e Dincer (1996) avaliaram os efeitos do sal sobre a remoção de DQO. Utilizou-se esgoto sintético contendo diferentes concentrações de sal (0-5% de NaCl) em uma cultura predominantemente composta por *Z. rumigeru*. Observou-se uma redução na remoção de DQO para concentrações de sal superiores a 1%. Para concentração de 5% a remoção de DQO caiu de 85% para 60%.

UYGUR e KARGI (2004) avaliaram o efeito da inibição de sal (NaCl) na remoção de nutrientes (DQO, N-NH₄ e P-PO₄). No estudo observou-se que com teores salinos abaixo de 0,5% (5g. L⁻¹) a remoção de DQO encontra-se acima de 90%, mas caiu para 32% com variação da concentração de 0 a 6%. Para as mesmas concentrações salinas a remoção de N-NH₄ caiu de 96 para 39%. No mesmo estudo observou-se que os efeitos da inibição salina foram mais pronunciados na remoção de P-PO₄⁻, apresentando um decréscimo na remoção de 84 para 22%.

Moussa *et al.*, (2006) descreveram o efeito do NaCl sobre a atividade de nitrificação, estrutura populacional e características dos flocos que formam no sistema de lodo ativado, com população microbiana aclimatada ou não ao sal, aumentando-se a concentração salina de 5 a 40 gCl-.L⁻¹. Para o estudo utilizou-se três reatores (RBS) em escala laboratorial alimentados por um meio sintético contendo principalmente amoníaco e os nutrientes para reforçar o crescimento

microbiano. Os sistemas RBS foram operados de forma idêntica. O RBS1 foi operado durante quatro anos, como um reator de referência (sem sal). Neste RBS foi inoculado lodo nitrificante proveniente de uma estação de tratamento de esgoto doméstico. O RBS2 foi inoculado a partir de RBS1. Neste reator foram acrescentadas concentrações de 0 a 10 g de NaCl-Cl⁻/L aumentadas gradualmente. O reator foi operado continuamente a uma concentração de sal de 10 g de Cl⁻ /L, durante um período de um ano antes de iniciar o experimento buscando-se a aclimatação do lodo. O RBS3 foi inoculado com lodo proveniente do RBS 1 e operado sem adição de sal por um período de quatro meses antes de iniciar os experimentos. A população nitrificante deste reator não foi aclimatada ao sal. Após estabilização da atividade microbiana do RBS3 foi adicionada uma concentração de 10g de NaCl (5g e após duas semanas mais 5g) e então o seu desempenho foi comparado com o desempenho do RBS2. Posteriormente aumentou-se a concentração de NaCl para 20 g. Quando o nível de inibição era quase completo (95%) o nível de sal foi ajustada para o seu nível original (RBS2: 10 g de Cl⁻/L e RBS3: 0 g Cl⁻ /L), as atividades da população nitrificante foram monitorizadas durante o período de recuperação. Neste experimento observou-se que os efeitos de choque de carga de 10 g de Cl⁻ /L tanto para oxidação de amônia quanto para oxidação de nitrito foram mais acentuados no RBS2 (sal foi adicionado em um passo) com queda de 36-39% na atividade do que em RBS3 (sal foi adicionada em dois passos) que apresentou queda de 5-10% da atividade. Redução de mais de 95% da atividade foi alcançado tanto para amônia quanto para oxidantes de nitrito em um nível de sal 40 g de Cl⁻/L em ambos os reatores (RBS2 e RBS3).

Salvadó *et al.* (2001) estudaram os efeitos de várias concentrações de NaCl em sistema de lodo ativado. Para cada concentração, duas réplicas foram colocadas em Erlenmeyers de 250 ml com 60 ml de lodo, 30 ml de esgoto sintético e 10 ml de solução salina a fim de atingir as concentrações de 3, 5, 10, 20, 40 g de NaCl / L, e um controle de esgoto sintética contendo apenas 0,4 g/L de NaCl. Após o início do experimento, durante cinco dias, 40 ml do sobrenadante foi removido a cada 24 horas e substituído por 30 ml de água residuária sintética e mais 10 ml de solução salina, a fim de manter as concentrações respectivas. Os Erlenmeyers, assim, funcionaram como mini-RBS. Através de microscopia óptica, os microrganismos foram contados a cada 24 horas, durante 5 dias após a primeira aplicação de sal. Os resultados mostraram que o aumento na concentração de sal

de 3 a 10 g/L afetou gradualmente a comunidade microbiana e alguns protozoários e metazoários sobreviveram a 96 h. Algumas espécies de ciliados resistiram às altas doses de NaCl, no entanto a diversidade microbiana deste grupo caiu drasticamente com adição da concentração de 20 g/L, o que comprometeria a confiabilidade nos processos de lodo ativado. Aos 40 g/l, nem os protozoários nem metazoários sobreviveram após 24 h.

Medeiros *et al.* (2005) avaliaram o desempenho do processo de lodo ativado no tratamento de um efluente industrial em diferentes concentrações salinas e investigaram se a adição de um suplemento nutricional (milhocina) é capaz de minimizar o estresse causado pela alta salinidade à comunidade microbiana.

Para este estudo foram operados, de modo contínuo, dois reatores (R1 e R2) alimentados com o efluente industrial com teores de sal de 11, 15 e 20 gCl⁻.L⁻¹. Um suplemento nutricional (milhocina, 20 mg.L⁻¹) foi adicionado ao afluente do reator R1. O desempenho dos reatores foi avaliado em termos de remoção do carbono orgânico dissolvido (COD) e de nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺). Observações microscópicas foram realizadas para avaliar o efeito da salinidade nas características dos flocos microbianos e na abundância de protozoários. Os resultados mostraram que o uso do suplemento nutricional não foi efetivo para incrementar o desempenho do processo que, por sua vez, foi afetado pela salinidade. As eficiências médias de remoção de COD foram de 92% para concentração de 11 g.L⁻¹, 70% para concentração de 15 g.L⁻¹ e 20% para uma concentração de 20 g.L⁻¹, a remoção de N-NH₄⁺ foi de 85% para concentração de 11 g.L⁻¹, 63% para concentração de 15 g.L⁻¹ e 20% para uma concentração de 20 g.L⁻¹. O aumento da salinidade produziu um aumento praticamente linear da turbidez do efluente tratado. As observações microscópicas revelaram que houve uma seleção da flora microbiana, ocorrendo uma redução do número protozoários com o incremento da salinidade.

2.4 Respirimetria

De acordo com Van Haandel e Marais (1999) através de testes respirométricos pode-se determinar a velocidade de processos metabólicos no sistema de tratamento aeróbio com lodo em suspensão. Segundo os autores os testes respirométricos são muito úteis para obter dados para o cálculo do balanço de massa em sistema de lodo ativado, determinação da toxicidade de efluentes

industriais, determinação da atividade de lodo em termos da taxa máxima de utilização do material orgânico, determinação do grau de estabilização de lodo em digestores aeróbios e para a determinação da cinética do sistema de lodo ativado.

Segundo REN (2004) a respirometria pode ser usada para avaliar a toxicidade das águas residuárias para bactérias heterotróficas e bactérias autotróficas. Este método tem sido indicado como o método mais direto para a avaliação da toxicidade do lodo e, assim, a sua atividade. Através da respirometria é possível determinar a taxa de respiração bacteriana expressa em TCO (taxa de consumo de oxigênio).

A determinação experimental da TCO em sistema de lodo ativado por meio da respirometria pode ser realizada através de dois métodos: semi contínuo e contínuo. No método semi contínuo a TCO é determinada a partir do cálculo do consumo de oxigênio durante um período de tempo em que não há fornecimento de oxigênio. Inicialmente estabelecem-se duas concentrações de referência, uma superior (OD_{sup}) e uma inferior (OD_{inf}). Períodos com aeração são seguidos de períodos sem aeração. Nos períodos com aeração a concentração de OD sobe até atingir seu valor máximo (OD_{sup}), interrompendo-se, então, a aeração e observa-se a redução da concentração de OD devido seu consumo pelas bactérias, até a concentração de OD mínima (OD_{inf}), pré estabelecida. Após um tempo t de respiração, reinicia-se a aeração iniciando um novo ciclo. O valor da concentração mínima de OD deve ser tal que a TCO não seja influenciada pela sua concentração, ou seja, a concentração mínima deve ser maior que a concentração crítica. O valor da concentração máxima, no entanto, não está claramente estabelecido. No método contínuo não há interrupção da aeração. Neste método a TCO é determinada a partir da taxa da variação da concentração de OD em função do tempo, desde que dispõe do valor da constante de transferência do aerador (VAN HAANDEL E CATUNDA, 2014; SANTOS, 2007).

Para realização de testes respirométricos dois tipos de respirômetros vem sido utilizados: respirômetros do tipo aberto e respirômetros do tipo fechado.

De acordo com Santos (2007) em respirômetros fechados não há trocas gasosas entre o ambiente e o material. Estes respirômetros apresentam várias desvantagens, pois apresentam resultados lentos e só podem ser usados em bateladas de licor misto, permitem a determinação da demanda de oxigênio apenas de uma amostra coletada num determinado instante. Os respirômetros abertos, por sua vez, possibilitam a medição da TCO diretamente do reator de lodo ativado,

podendo ser medida a TCO exógena, endógena e devido à nitrificação. Os respirômetros abertos são muito mais práticos que os respirômetros fechados, principalmente quando se trata de determinar a toxicidade de efluentes e quando esta toxicidade é variável, o que, na prática, é o caso (VAN HAANDEL *et al.*, 1998). Uma outra vantagem dos respirômetros abertos é que não há necessidade de suspensão da operação do sistema (SANTOS, 2007).

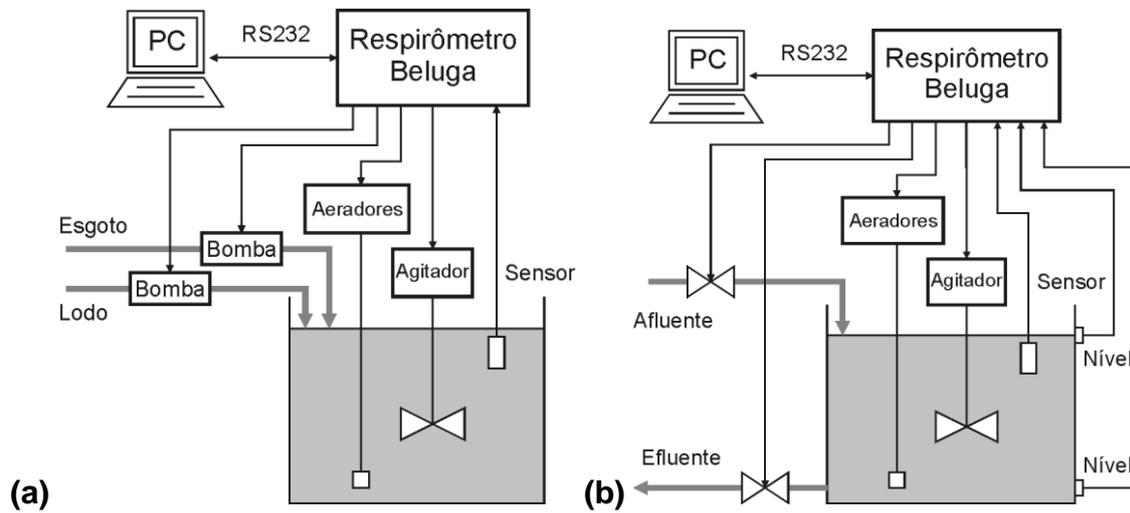
Catunda *et al.* (1996), em parceria com a Universidade Federal de Campina Grande, desenvolveram um respirômetro do tipo aberto e semi-contínuo. Nesse respirômetro, denominado Beluga, a aeração é controlada pelo *software* S32c, que ativa o aerador quando a concentração de OD atinge um limite inferior previamente estabelecido, desativando-o quando esta atinge o limite superior também estabelecido, iniciando ciclos de períodos com e sem aeração. Durante os períodos sem aeração o Beluga calcula a TCO a partir da variação da concentração de OD com o tempo.

A **Figura 2.3** mostra uma representação esquemática do respirômetro Beluga versão 4.1 que possibilita a determinação contínua ou semicontínua da TCO no licor misto.

O respirômetro se compõe dos seguintes componentes básicos de hardware:

- (1) Reator biológico com lodo, alimentado em regime contínuo ou de batelada com um substrato.
- (2) Respirômetro ao qual estão acoplados: (a) sensor de oxigênio dissolvido (OD), (b) aerador que pode ser ligado ou desligado via controle automático (c) agitador que assegura que a suspensão de lodo e o substrato se mantenham com concentração e composição uniformes no reator
- (3) Computador PC, carregado com software e usado para armazenar os dados obtidos.

Figura 2.3 – Representação esquemática do respirômetro Beluga. (a) ConFIGuração para testes respirométricos com fluxo contínuo de afluente. (b) conFIGuração para testes respirométricos em regime de bateladas



Fonte: Van Haandel e Catunda (2014)

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Introdução

Para analisar o efeito do Sal (NaCl) sobre o desempenho do sistema de lodo ativado foram operados dois sistemas biológicos contendo as mesmas características físicas e operacionais, sendo o primeiro para determinação da toxicidade crônica e o segundo para determinação da toxicidade aguda do sal, bem como para avaliação de forma comparativa do metabolismo bacteriano quando expostas a ambiente com e sem a adição de sal. A respirometria foi utilizada para determinar a capacidade metabólica dos lodos gerados nos dois reatores. A descrição do sistema, os procedimentos operacionais e analíticos e os testes específicos serão descritos neste capítulo.

O desenvolvimento da pesquisa foi realizado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), em Campina Grande - PB, numa área pertencente à Universidade Federal de Campina Grande e à Universidade Estadual da Paraíba (UFCG/UEPB), no laboratório do grupo de pesquisa do Programa de Saneamento Básico (PROSAB), no período de maio a dezembro de 2013. Durante a pesquisa, os reatores foram operados simultaneamente e sob condições ambientais idênticas.

3.2 Material

3.2.1 Descrição dos sistemas

Foram montados e operados dois sistemas de lodo ativado em regime de batelada sequencial com características idênticas. Os reatores foram construídos em PVC com diâmetro de 150 mm, altura de 1,20 m, de forma cilíndrica e volume de 15L, sendo duas unidades com as mesmas características (**Figuras 3.1 e 3.2**). A **Figura 3.3** apresenta um esquema do sistema de alimentação dos sistemas RBS. O esgoto utilizado para alimentação dos sistemas foi proveniente da rede coletora de esgotos da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA), bombeado do interceptor Leste que transporta os esgotos domésticos da cidade de Campina Grande, passando pelo campo experimental do laboratório. No bombeamento foi utilizado um conjunto motor bomba de poço úmido para uma caixa de areia vertical

com capacidade de 2m^3 na qual o esgoto passa por um tratamento preliminar. Da caixa de areia o esgoto era encaminhado a um tanque equalizador para armazenamento do afluente (**Figura 3.4**).

A distribuição do afluente para os sistemas de batelada sequencial era feito por um conjunto de bombas de drenagem de máquina de lavar roupa do tipo Pcx-a, que era recebido por uma caixa de descarga com volume de nove litros (**Figura 3.5**) e por gravidade o afluente entrava pela parte inferior do sistema. Enquanto os reatores eram alimentados na parte inferior, igual volume era expulso na parte superior como efluente tratado. Este efluente era armazenado e depois tinha sua composição analisada.

Os reatores foram programados para operar em regime de bateladas sequenciais, RBS, com quatro alimentações diárias.

Figura 3.1 – Esquema dos RBS1 e RBS2. **A**: Entrada de afluente; **E**: Descarga de efluente; **L**: Descarga de lodo;

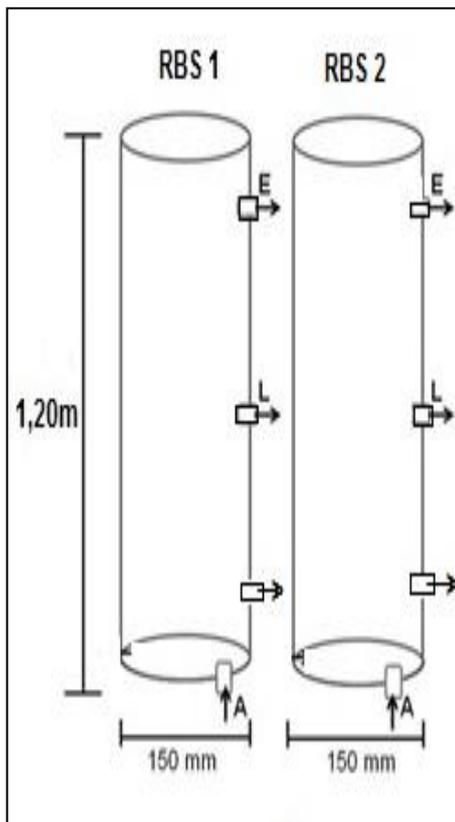


Figura 3.2 – Sistemas RBS1 e RBS2.



Figura 3.3 – Esquema do sistema de alimentação dos sistemas RBS

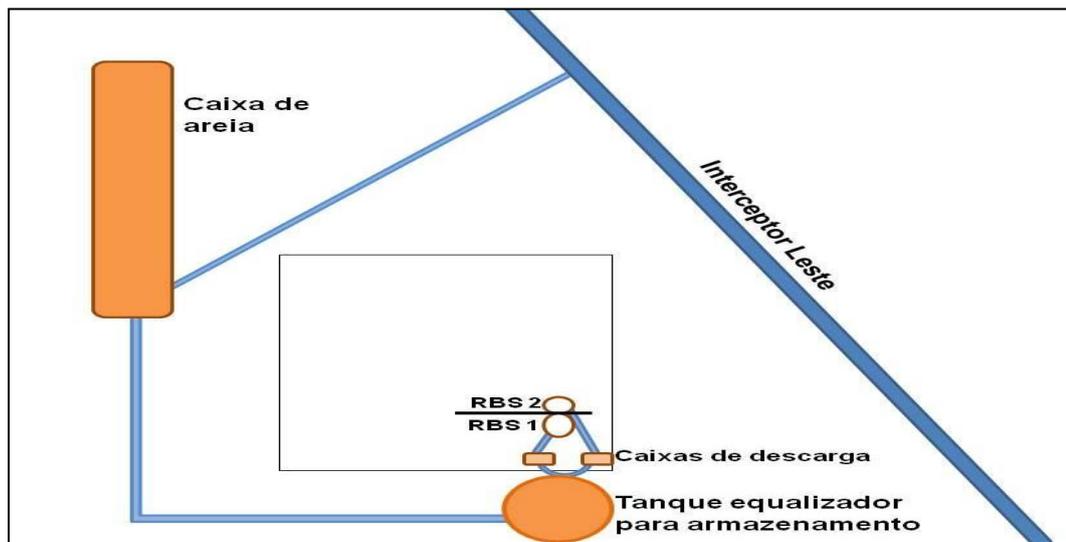
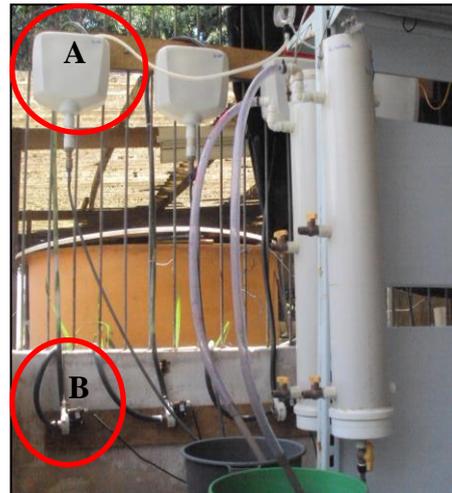


Figura 3.4 – Caixa de armazenamento do afluente.



Figura 3.5 – A: Caixa de descarga; B: Bomba de drenagem.



Os reatores foram programados para operar em regime de bateladas sequenciais, RBS, com quatro alimentações diárias.

Para aeração dos sistemas, utilizou-se aeradores de ar modelo (Air Compressor, BOYU), com capacidade para 50 L/min, com motor eletromagnético e potência de 35W, pressão máxima de 0,028 MPa. Ao insuflar bolhas de ar através de pedras porosas presas no fundo do reator, o aerador garantia o suprimento de oxigênio dissolvido (OD) aos microrganismos.

As divisões de tempo de cada etapa do tratamento eram coordenadas por um conjunto de temporizadores que determinaram o momento de cada componente funcionar.

3.3 Método

3.3.1 Operação dos sistemas de lodo ativado

O sistema foi operado com quatro bateladas diárias, tendo Vazão de 32 L/d, Oxigênio Dissolvido (OD) na faixa de 3 a 5mg/L e idade de lodo de 15 dias, para que houvesse no sistema tanto bactérias heterotróficas como autotróficas. O ciclo de cada batelada tinha duração de seis horas, sendo a alimentação e descarte de efluente realizados durante cinco minutos, aeração com duração de cinco horas e trinta e cinco minutos e a sedimentação do lodo durante trinta minutos. A retirada do lodo de excesso acontecia no final do período de aeração.

A vazão afluente, a descarga do sobrenadante e o tempo de aeração foram controlados automaticamente através de temporizadores, mas o descarte do lodo de excesso foi realizado manualmente. O sistema foi operado em cinco fases, todavia a descarga do efluente e alimentação do afluente eram realizadas simultaneamente:

- (1) Alimentação/descarte do efluente - O afluente era introduzido na parte inferior do reator em sentido ascendente para assegurar boa distribuição no fundo do reator e bom contato entre o lodo no sistema e o afluente sendo introduzido. Ao entrar no reator o afluente provocava a descarga de igual volume de efluente no topo do reator enquanto a massa de lodo permanecia parada. Esta situação continuava até que se completasse a batelada de alimentação.
- (2) Aeração para remoção de material orgânico, nitrogênio e fósforo - Nesta fase aplicava-se aeração para introduzir oxigênio na fase líquida. O oxigênio era utilizado pelos microrganismos para remoção do material orgânico, oxidação de amônia e utilização do PHB pelas bactérias acumuladoras de fósforo. A duração da aeração era determinada pelo tempo necessário para nitrificação.
- (3) Descarte de lodo de excesso - Tendo concluído a remoção do material orgânico e dos nutrientes, era necessário que se desse um descarte de lodo de excesso para manter a idade de lodo no valor desejado. O volume diário de lodo de excesso é igual à razão entre o volume do reator e a idade de lodo que se deseja, ou seja, 1 L/d para um volume de 15L e uma idade de lodo de 15 d. A retirada do lodo de excesso era realizada quando o conteúdo do reator estava completamente misturado, como na hora da aeração. O lodo de excesso era

utilizado para a realização dos testes respirométricos e de caracterização da composição do lodo.

- (4) Sedimentação de lodo – Ao interromper a aeração em ambiente sem agitação se realizava a separação das fases líquida (o sobrenadante) e sólida (o lodo) pelo processo de sedimentação.

3.3.2 Parâmetros de desempenho analisados

Durante a fase experimental alguns parâmetros foram analisados para acompanhamento da eficiência dos sistemas. As amostras para análises do afluente e do efluente foram coletadas da caixa de alimentação e dos baldes onde ficavam armazenados os efluentes, respectivamente. As amostras de lodo eram retiradas através de torneiras dispostas nos reatores.

Os parâmetros analisados, bem como a periodicidade e o método utilizado para as análises encontram-se na **Tabela 3.1**.

Tabela 3.1 - Parâmetros analisados para identificar a eficiência dos sistemas, frequência e métodos

Variáveis	Frequência Semanal	Métodos Analíticos	Referência
NTK mgN/L	1 vez	Semi-Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (2012)
Amônia (N-NH ₄ ⁺)	1 vez	Titulométrico	APHA <i>et al.</i> (2012)
pH	1 vez	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> (2012)
Sólidos Suspensos Totais, Voláteis e Fixos	2 vezes	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (2012)
TCO	3 vezes	Semicontínuo	VAN HAANDEL e CATUNDA (1982)

3.3.3 Determinação da TCO

A Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) revela a velocidade com que os microrganismos aeróbios consomem oxigênio, refletindo a atividade biológica ou o metabolismo do lodo em tempo real. A TCO foi determinada utilizando-se o respirômetro *Beluga*. Nos testes respirométricos, as concentrações de OD de referências mínima e máxima usadas foram de 1,0 e 3,0mg/L. Os valores de referência foram escolhidos de acordo com a resposta metabólica do lodo para que não houvesse erro na leitura da TCO.

O respirômetro S4.0C armazena no microcomputador os dados de oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T) e a TCO através de regressão linear, apresentada na Equação (3.1):

$$TCO = (dOD/dt) = (OD_{max} - OD_{min})/\Delta t \quad (3.1)$$

Sendo:

- TCO : Taxa de consumo de oxigênio ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$);
 OD_{Max} : Valor de oxigênio dissolvido de referência superior;
 OD_{min} : Valor de oxigênio dissolvido de referência inferior;
 Δt : Variação do tempo.

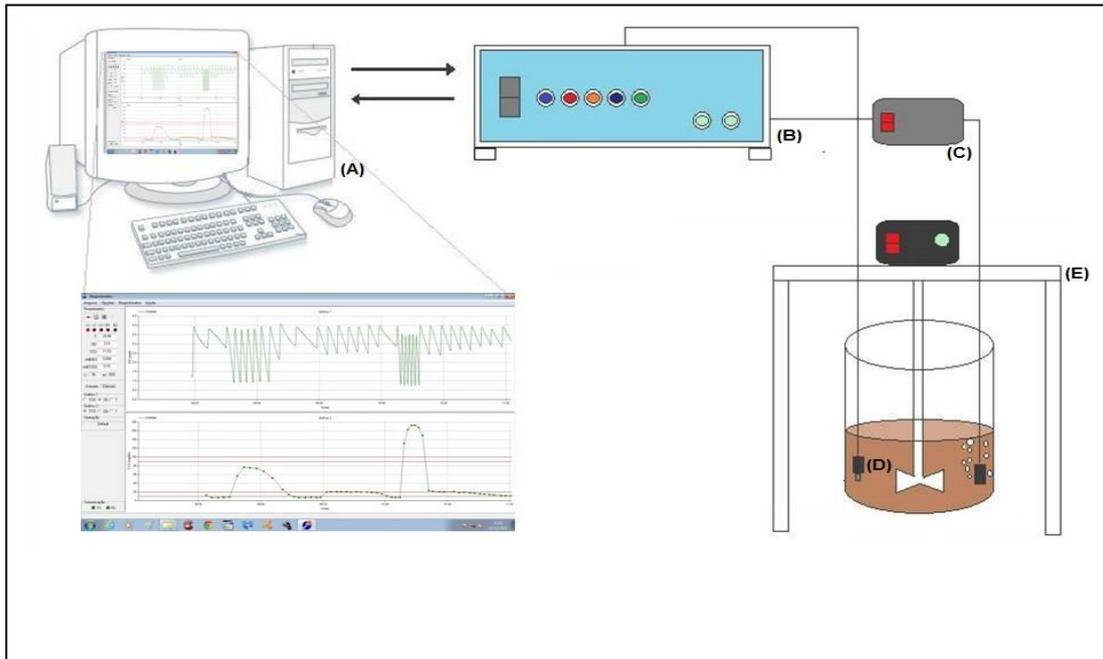
3.3.4 Testes Respirométricos

Para os testes de respirometria foi utilizado o respirômetro *Beluga*, do tipo aberto e aeração de forma semicontínua (CATUNDA *et al.*, 1996). Para os testes respirométricos, foi montado um sistema contendo alguns materiais específicos (**Figura 3.6**):

- CPU (*Central Processing Unit*) com o software Resp S4.0C instalado e seus periféricos (monitor, mouse, teclado);
- Respirômetro *Beluga* com saída para a CPU e aerador e entrada para o eletrodo de OD;
- Aerador de aquário com pedra porosa;
- Eletrodo de oxigênio (Modelo YSI 5718);
- Béquer com 2 litros de capacidade;

- Estrutura de ferro contendo um motor de agitação do líquido.

Figura 3.6 – Esquema do sistema montado para realização de testes respirométricos: **(A)** CPU; **(B)** Respirômetro *Beluga*; **(C)** Aerador com pedra porosa; **(D)** Eletrodo de oxigênio; **(E)** Estrutura de ferro contendo um motor de agitação.



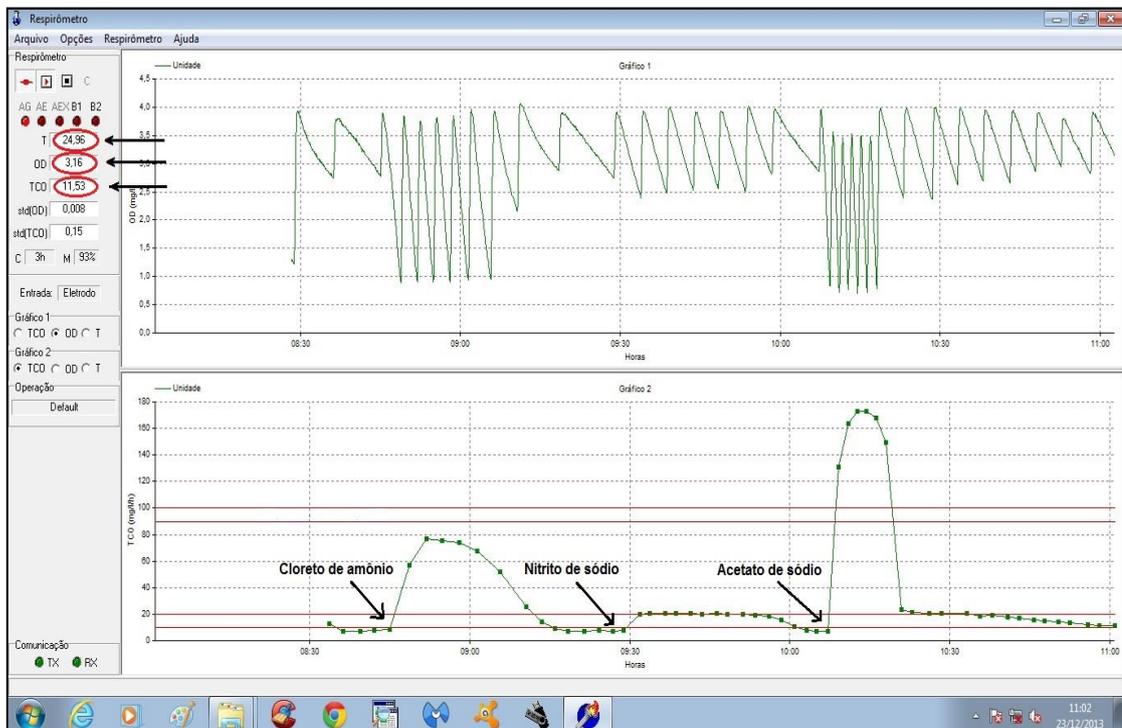
O procedimento básico utilizado para realização dos testes respirométricos consistiram em:

- Ligar o respirômetro e esperar aproximadamente 10 minutos e calibrar o eletrodo de oxigênio de acordo com a temperatura ambiente;
- Coletar um litro de licor misto dos reatores aeróbios e armazenar em béquero de 2 litros;
- Deixar o licor misto sob agitação e emergir o eletrodo de OD, ligado ao respirômetro, dando início aos ciclos com e sem aeração. O software do respirômetro calculava a TCO, por regressão linear, através dos dados de depleção de OD. No início do teste não se adicionará substrato, com a finalidade de se determinar a TCO endógena (TCO_{end});

- Deixar os lodos sob aeração por um período de tempo suficiente para todo material extracelular ser utilizado (verificar esta utilização quando o valor da TCO ficar constante), e assim, determinar a TCO_{end} .
- Adicionar o substrato após estabelecer a TCO_{end} . Aguardar o respirômetro começar a registrar valores da TCO relativos à utilização do substrato adicionado, restabelecer a TCO_{end} quando todo o substrato for utilizado.
- Expressar a DQO do substrato oxidado pelo lodo a partir da integração da área da curva formada que dará o oxigênio consumido por litro de licor misto. Ao se comparar a concentração de substrato adicionado e a concentração de DQO oxidada, verificar experimentalmente a fração de material oxidado.

A **Figura 3.7** mostra a tela do computador com respirograma gerado pelo respirômetro *Beluga* (software S4.0C) durante um teste realizado com lodo do RBS1 no qual foram adicionados três substratos diferentes: o primeiro de cloreto de amônio, o segundo de nitrito de sódio e o terceiro de acetato de sódio.

Figura 3.7 – Respirograma com os perfis da concentração de OD e da TCO, obtidos durante um dos testes realizados onde foram usados três diferentes substratos.



No respirograma observa-se duas janelas. Na janela superior, vê-se o gráfico da concentração de OD, gerado a partir dos dados de OD medidos durante os períodos com aeração (completados quando era atingida a concentração limite superior de OD) e os períodos sem aeração (completados quando a concentração de OD era reduzida até atingir o limite inferior). Na janela inferior, vê-se o gráfico com os valores da TCO calculados pelo *software* S4.0C do respirômetro Beluga, durante os períodos sem aeração.

Do lado esquerdo da tela é possível ler diretamente os dados pontuais da temperatura do licor misto, da concentração de OD e da TCO.

3.3.5 Determinação da capacidade metabólica de microrganismos heterotróficos

A partir dos testes respirométricos e determinação da TCO determinaram-se as constantes cinéticas dos microrganismos heterotróficos. A constante cinética adotada para verificar a capacidade metabólica do lodo quando submetido a diferentes concentrações de NaCl de forma crônica e aguda foi a Taxa de crescimento específico máxima (μ_m).

De posse dos dados de TCO e com o auxílio da teoria de lodo ativado desenvolvida por Marais e seus colaboradores, temos:

(1) A taxa de utilização do substrato é determinada por:

$$r_{us} = \frac{TCO_{exo}}{fra_{cat}} \times 24 \quad (3.2)$$

Onde:

r_{us} : Taxa de utilização do substrato

TCO_{exo} : Taxa de consumo de Oxigênio exógena

fra_{cat} .: fração catabolizada

(2) A partir da TCO endógena, pode ser determinado o valor de X_a (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999):

$$X_a = \frac{TCO_{end}}{f_{cv}(1-f)b_h} \quad (3.3)$$

Onde:

TCO_{end} : Taxa de consumo de Oxigênio endógena

f_{cv} : 1,5 mgSSV/mgDQO

f : 0,2 (fração de massa que não pode ser oxidada)

b_h : Taxa de decaimento influenciada pela temperatura ($b_h=0,24 \times 1,04^{(t-20)}$)

(3) Assim, calcula-se a constante de utilização do substrato:

$$K_{ms} = \frac{r_{us}}{X_a} \quad (3.4)$$

(4) Taxa de crescimento específico máximo:

$$\mu_m = Y_h * K_{ms} \quad (3.5)$$

Onde:

μ_m : Taxa de crescimento específico máximo das bactérias heterotróficas (/d);

Y_h : Coeficiente de rendimento das heterotróficas - 0,45 mgXa/mgSb (MARAIS & EKAMA, 1976);

K_{ms} : Taxa de utilização máxima do substrato solúvel (mg/L/d);

3.3.6 Determinação da capacidade metabólica de microrganismos autotróficos

Para determinar a taxa máxima de crescimento específico dos microrganismos autotróficos precisa-se do conhecimento dos seguintes fatores:

- (1) Taxa de nitrificação (r_n) - A taxa de nitrificação pode ser determinada utilizando-se a TCO (que pode ser determinada por métodos respirométricos rápidos, simples e confiáveis), desta forma estima-se a taxa de nitrificação como:

$$\text{Nitritadoras- } r_{n(\text{nitri})}: \frac{\text{TCO}_n}{4,57} \quad (3.6)$$

$$\text{Nitratadoras - } r_{n(\text{nitra})}: \frac{\text{TCO}_n}{1,14} \quad (3.7)$$

Onde:

TCO_n = TCO devido a nitrificação ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$);

$r_{n(\text{nitri})}$ = Taxa de nitrificação das bactérias nitrificadoras (nitritadoras);

$r_{n(\text{nitra})}$ = Taxa de nitrificação das bactérias nitratadoras.

Os valores, 4,57 e 1,14 dão o consumo estequiométrico de oxigênio por mol do substrato considerado amônia e nitrito, respectivamente.

(2) Concentração de bactérias nitrificantes no reator (X_n):

$$X_n = \frac{Y_n R_s N_c}{(1 + b_n R_s) R_h} \quad (3.8)$$

Onde:

R_s : idade de lodo (d);

N_c : concentração de amônia nitrificada (mgN/l de afluente);

b_n : constante de decaimento para as $b_n = 0,04 \cdot 1,04^{(t-20)}$, onde t é a temperatura de operação (d^{-1});

R_h : tempo de permanência (d);

(3) Capacidade de nitrificação no reator (N_c):

$$N_c = N_{ta} - N_{te} - N_i \quad (3.9)$$

Onde:

N_{ta} : concentração de NTK afluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);

N_{te} : concentração de NTK efluente ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$);

N_i : concentração de NTK para a produção de lodo de excesso ($\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$).

Considerando que aproximadamente 10% de lodo orgânico se compõem de nitrogênio, temos:

$$N_l = \frac{f_n X_v R_h}{R_s} \quad (3.10)$$

Onde:

f_n = Fração de nitrogênio em lodo volátil = $0,1 \text{g.g}^{-1} \text{SSV}$;

X_v = Concentração de sólidos voláteis no licor misto (mgSSV.L^{-1});

R_s = Idade de lodo (d);

R_h = Tempo de permanência (d).

De posse destes dados pode-se determinar a taxa máxima de crescimento específico utilizando a equação:

$$\mu_{\max} = \frac{(Y \cdot r_{\max})}{X_n} \quad (3.11)$$

Onde:

Y : Coeficiente de rendimento das bactérias ($0,1 \text{mgXN/mgN}$ para autotróficas);

r_{\max} : Taxa máxima de consumo do substrato (mgS/L/h), determinada através da TCO.

X_n : Concentração ativa das bactérias (X_n para autotróficas, mgX/L);

3.3.7 Ensaio de toxicidade

Para análise da toxicidade crônica e aguda de NaCl em sistema de lodo ativado foram estudadas seis concentrações de NaCl iniciando-se com 10gNaCl/L . As concentrações seguintes corresponderam à concentração anterior somada a 50% do seu valor (**Tabela 3.2**).

Para os testes respirométricos eram adicionados três substratos diferentes: Cloreto de amônio e nitrito de sódio para identificação do metabolismo de microrganismos autotróficos e acetato de sódio para identificação a atividade dos microrganismos heterotróficos.

Tabela 3.2 – Concentrações estudadas para análise da toxicidade crônica e aguda

Concentrações (NaCl)	Aumento das concentrações (50%)	Período de testes
10g	10g + 5g = 15g	15 dias
15g	15g + 7,5g = 22,5g	15 dias
22,5g	22,5g + 11,25g = 33,75g	15 dias
33,75g	33,75g + 16,875g = 50,63g	15 dias
50,63g	50,63g + 25,31g = 75,9g	15 dias
75,9g	Total: 99K 734g	15 dias

3.3.7.1 Testes controles realizados com lodo do RBS 1

Para analisar o efeito do NaCl nos testes crônicos e agudos fez-se necessária a realização de testes respirométricos com lodo sem a presença de intoxicante que servissem de parâmetro comparativo para os testes de toxicidade.

Desta forma, durante o período experimental foi realizado semanalmente um teste controle com lodo do RBS1. Assim, no período de quinze dias, nos quais eram realizados testes crônicos para cada concentração de NaCl, tinha-se dois testes controles para comparação da atividade metabólica da microbiota presente nos lodos estudados. Para comparação dos testes agudos eram usados os testes controles feitos na semana em que os mesmos eram realizados.

Para realização destes testes o lodo de descarte era retirado do RBS1 e levado até o laboratório para realização do teste respirométrico no qual era realizado o procedimento apresentados na seção 3.3.4.

3.3.7.2 Testes de toxicidade crônica

Para análise da toxicidade crônica foi operado um reator (RBS2) que recebia NaCl em cada alimentação. A concentração de NaCl era alterada a cada 15 dias, tempo correspondente a uma idade de lodo. Nas quatro primeiras concentrações o

sal foi diluído em água e, à medida que o sistema era alimentado, uma bomba dosadora adicionava a solução salina à caixa de descarga por onde passava o afluente, fazendo com que estes se misturassem antes de entrarem no reator (**Figura 3.8**). A partir da quinta concentração (50,63gNaCl/L), devido a necessidade de um maior volume de solução salina necessária para adicionar a concentração desejada ao sistema, optou-se por diluir o sal no próprio afluente. Para isto, o armazenamento do esgoto foi transferido para um novo recipiente (**Figura 3.9**) evitando que o RBS1 fosse afetado pela presença de NaCl no afluente. Até o final do experimento foram adicionados ao sistema 99kg e 734g de NaCl.

Figura 3.8 – Entrada de solução salina no RBS2 através de bomba dosadora



Figura 3.9 – Entrada de NaCl no RBS2 diluído no afluente



3.3.7.3 Testes de toxicidade aguda

Para análise da toxicidade aguda o lodo utilizado para realização dos testes respirométricos era proveniente do RBS1, reator operado sob as mesmas condições do RBS2, mas ao qual não era adicionado sal. O lodo retirado do RBS1 era levado ao laboratório para realização dos testes respirométricos.

Para realização dos testes agudos ao estabelecer a TCO_{end} a agitação do licor misto era interrompida, esperava-se a sedimentação do lodo e retirava-se o sobrenadante que era utilizado para diluição do sal na concentração desejada. Após a diluição, o sobrenadante contendo o sal era retornado ao béquer e a agitação era reiniciada dando-se continuidade ao teste. O licor misto, que neste passo já havia recebido a concentração de NaCl diluída no sobrenadante, recebia, então, o substrato para análise da atividade metabólica.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Introdução

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados dos testes respirométricos e de eficiência dos sistemas de lodo ativado para análise da toxicidade crônica e aguda de NaCl. Para os testes crônicos foram realizados cinco testes respirométricos ao decorrer dos 15 dias nos quais o reator recebia cada concentração. Para análise da toxicidade aguda foram realizados dois testes respirométricos para cada concentração estudada. Os valores mostrados nos gráficos são as médias das repetições.

4.2 Toxicidade de NaCl no sistema de lodo ativado

Para verificar a atividade metabólica dos microrganismos heterotróficos e autotróficos presentes no sistema de lodo ativado e analisar os impactos causados pelo NaCl sobre os mesmos, foram realizados testes respirométricos usando-se três substratos: acetato de sódio, cloreto de amônio e nitrito de sódio.

A partir dos testes respirométricos foi possível obter dados de TCO e a determinação da constante da taxa de crescimento específico máxima, μ_m , das bactérias heterotróficas e autotróficas, que foi adotada para caracterizar a microbiota em cada concentração estudada. Os testes referentes ao RBS1 foram realizados semanalmente para comparação do funcionamento dos dois reatores.

O procedimento para determinação do μ_m está detalhado nas seções 3.3.5 e 3.3.6 do capítulo 3 deste trabalho.

4.2.1 Toxicidade crônica de NaCl em sistema de lodo ativado

Os testes crônicos iniciaram-se com concentração de 10gNaCl/L aumentando-se a concentração gradativamente a cada 15 dias até a concentração máxima de 75,95gNaCl/L. De acordo com Wang *et al.* (2005) concentrações a partir de 5 gNaCl/L contribuem expressivamente para inibição dos microrganismos presentes em sistemas de lodo ativado.

Para análise dos microrganismos heterotróficos foi adicionado ao teste respirométrico o substrato Acetato de Sódio. As **Figuras 4.1, 4.3, 4.5, 4.7, 4.9, 4.11** apresentam respirogramas obtidos quando o RBS 2 recebia as concentrações de 10; 15; 22,5; 33,75; 50,63 e 75,9gNaCl/L, respectivamente. Nas Figuras **4.2, 4.4, 4.6, 4.8, 4.10 e 4.12** estão expostos respirogramas do RBS 1 referentes aos mesmos períodos de realização dos testes crônicos com as concentrações de 10, 15, 22,5, 33,75, 50,63 e 75,9gNaCl/L, respectivamente. Comparando-se as Figuras dos testes crônicos com seus respectivos testes controles é possível notar que a TCO_{exo} é maior nos respirogramas dos lodos provenientes do RBS1 (que não recebia intoxicante), o que indica que para todas as concentrações estudadas a TCO dos microrganismos presentes no sistema que recebia NaCl foi afetada. É possível notar também que a concentração de NaCl está diretamente relacionada com a TCO dos microrganismos submetido à presença deste intoxicante, pois à medida que se aumentou a concentração de NaCl adicionada ao RBS2 diminuiu-se a TCO da microbiota do mesmo.

Figura 4.1 – Respirograma referente a teste de toxicidade crônica com concentração de 10gNaCl/L

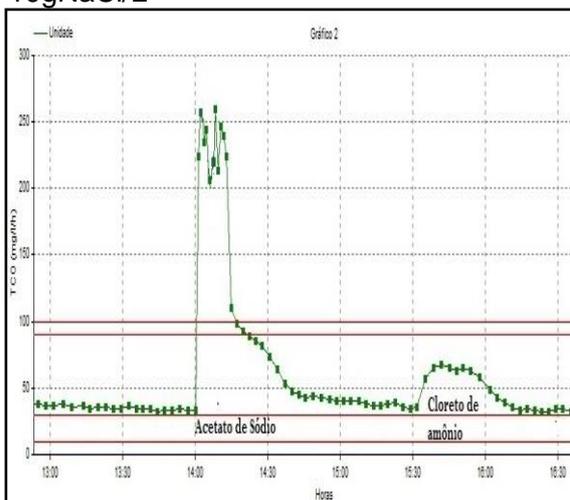


Figura 4.2 – Respirograma do teste controle com lodo de RBS1 no período que RBS2 recebia concentração de 10gNaCl/L

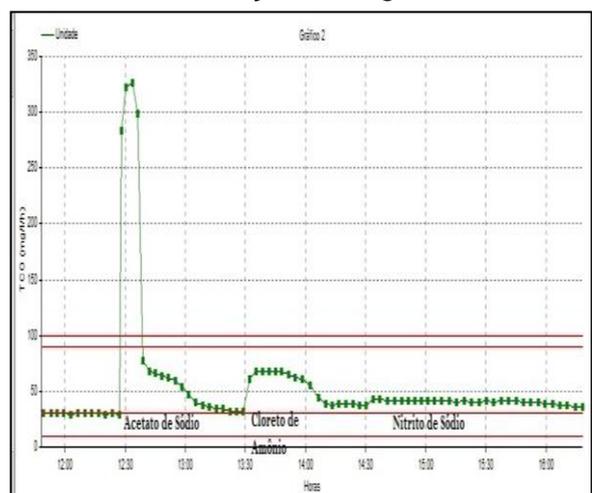


Figura 4.3 – Respirograma referente a teste de toxicidade crônica com concentração de 15gNaCl/L

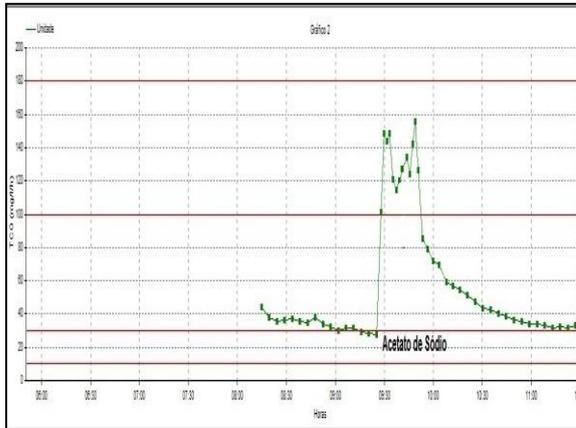


Figura 4.4 – Respirograma do teste controle com lodo de RBS1 no período que RBS2 recebia concentração de 15gNaCl/L

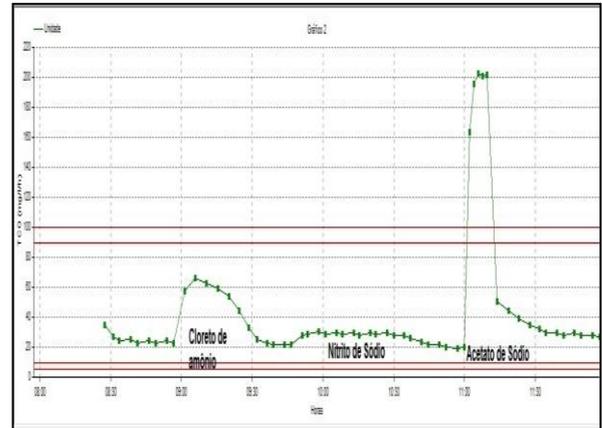


Figura 4.5 – Respirograma referente a teste de toxicidade crônica com concentração de 22,5gNaCl/L

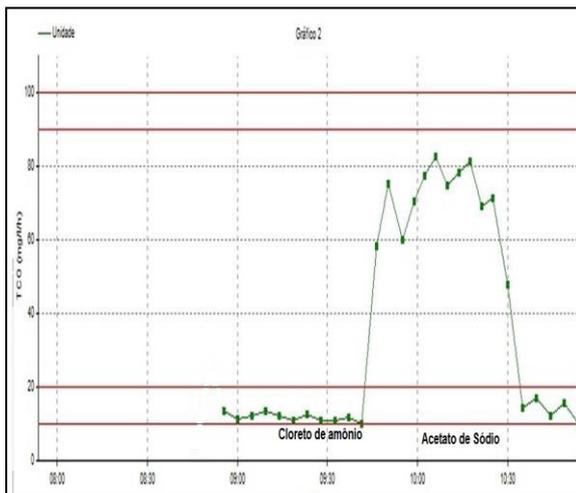


Figura 4.6 – Respirograma do teste controle com lodo de RBS1 no período que RBS2 recebia concentração de 22,5gNaCl/L

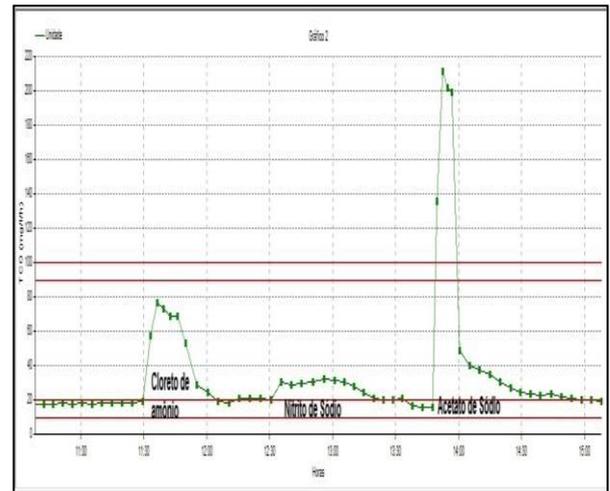


Figura 4.7 – Respirograma referente a teste de toxicidade crônica com concentração de 33,75gNaCl/L

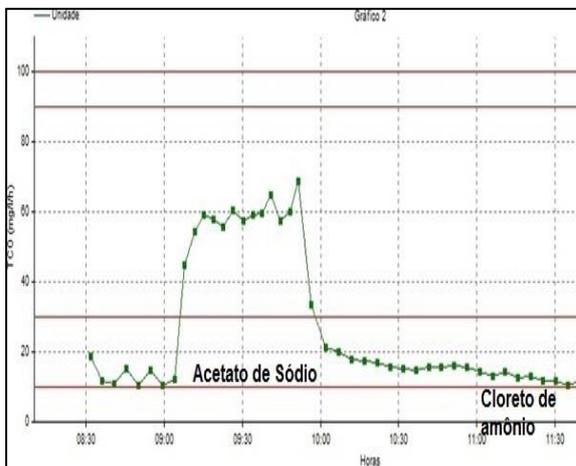


Figura 4.8 - Respirograma do teste controle com lodo de RBS1 no período que RBS2 recebia concentração de 33,75gNaCl/L

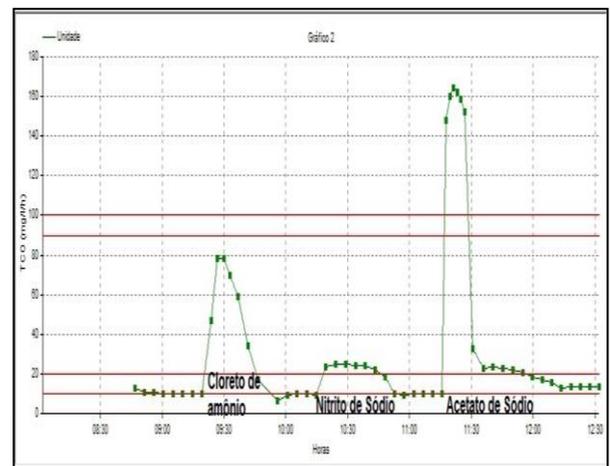


Figura 4.9 – Respirograma referente a teste de toxicidade crônica com concentração de 50,63 gNaCl/L

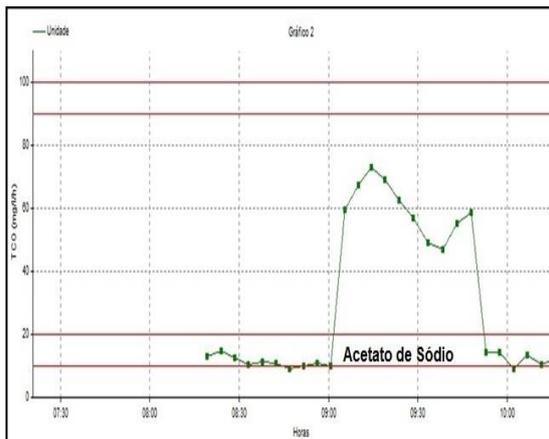


Figura 4.10 – Respirograma do teste controle com lodo de RBS1 no período que RBS2 recebia concentração de 50,63gNaCl/L

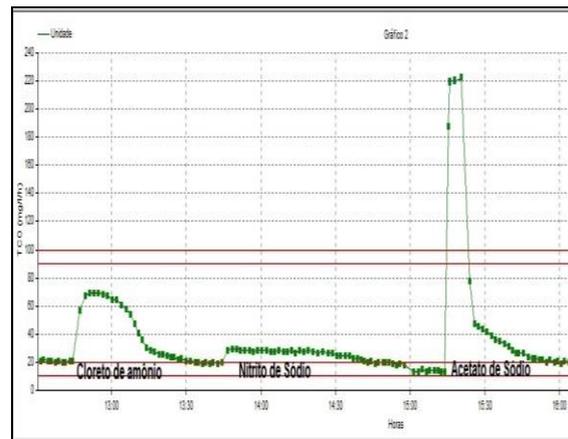


Figura 4.11 – Respirograma referente a teste de toxicidade crônica com concentração de 75,9 gNaCl/L

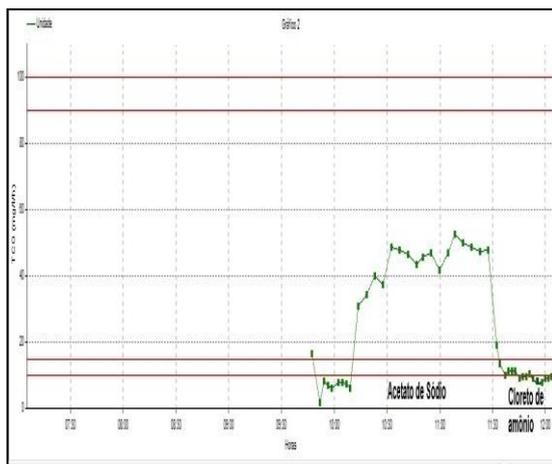
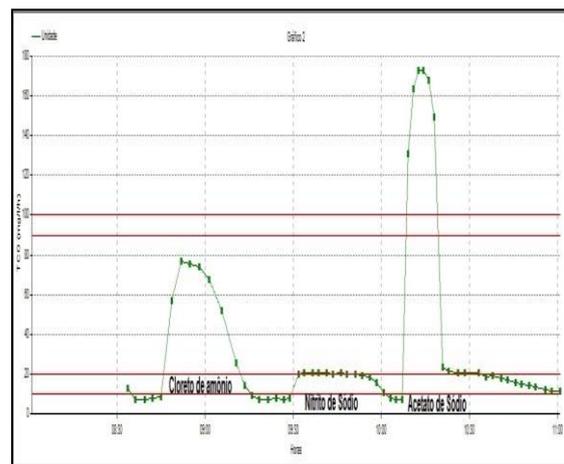


Figura 4.12 – Respirograma do teste controle com lodo de RBS1 no período que RBS2 recebia concentração de 75,9gNaCl/L



Tendo encontrado os valores de TCO, obtidos através dos testes respirométricos, pode-se calcular os dados referentes à taxa de crescimento específico máxima (μ_m), objeto de estudo deste trabalho, conforme foi mostrado na seção 3.3.5 do capítulo anterior.

Os dados da taxa de crescimento específico máxima (μ_m) dos testes de toxicidade crônica com as concentrações investigadas estão expostos na **Tabela 4.1**. A **Tabela 4.2** apresenta os valores de μ_m dos testes realizados com lodo do RBS1 referentes a cada período no qual o RBS2 recebia as concentrações de NaCl estudadas.

Tabela 4.1 - Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos no RBS2 obtida através de testes respirométricos para cada concentração estudada.

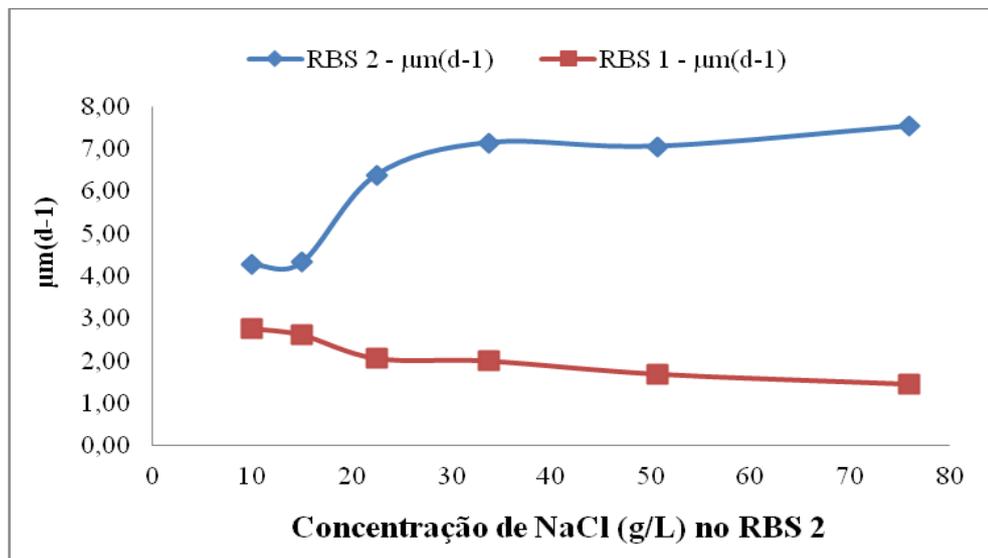
Concentração (gNaCl/L)	Teste 1 $\mu\text{m(d-1)}$	Teste 2 $\mu\text{m(d-1)}$	Teste 3 $\mu\text{m(d-1)}$	Teste 4 $\mu\text{m(d-1)}$	Teste 5 $\mu\text{m(d-1)}$	Média $\mu\text{m(d-1)}$	DP	CV (%)
10	2,92	3,05	2,60	2,61	2,64	2,77	0,2	7
15	2,43	2,55	2,98	2,64	2,47	2,61	0,2	8,5
22,5	1,63	1,33	2,86	2,55	1,91	2,05	0,6	31,1
33,75	2,42	1,98	2,02	2,32	1,22	1,99	0,5	23,6
50,63	1,68	2,40	1,88	1,26	1,20	1,68	0,5	29,1
75,9	1,58	1,07	1,60	1,69	1,27	1,44	0,3	18,2

Tabela 4.2 - Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos no RBS1 referentes aos períodos nos quais foram realizados os testes crônicos.

Período referente a cada concentração de NaCl adicionada ao RBS 2	Teste 1 $\mu\text{m(d-1)}$	Teste 2 $\mu\text{m(d-1)}$	Média $\mu\text{m(d-1)}$	DP	CV (%)
1 (10gNaCl/L)	4,45	4,08	4,27	0,5	6
2(15gNaCl/L)	4,08	4,57	4,33	0,3	7,9
3 (22,5gNaCl/L)	5,78	6,99	6,39	0,9	13,4
4(33,75gNaCl/L)	6,99	7,30	7,15	0,2	3,1
5 (50,63gNaCl/L)	7,82	6,30	7,06	1,1	15,2
6 (75,9gNaCl/L)	6,30	8,77	7,53	1,8	23,2

A **Figura 4.13** apresenta os valores médios da taxa de crescimento específico máxima (μ_m) dos microrganismos heterotróficos do RBS1 apresentados na **Tabela 4.2** e do RBS2 apresentados na **Tabela 4.1**.

Figura 4.13 – Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos em função da concentração de NaCl.



De acordo com os dados obtidos durante o experimento pode-se analisar que no RBS1 o μ_m apresentou aumento no terceiro período (correspondente à adição da concentração 22,5gNaCl/L ao RBS2). O aumento no valor do μ_m do lodo proveniente do RBS1 indica que as condições ambientais e operacionais encontravam-se favoráveis para o bom funcionamento dos sistemas. Nota-se ainda que, mesmo sendo operado sob as mesmas condições, o RBS2 apresentou diminuição do μ_m à medida que se aumentou a concentração de sal adicionada ao sistema. Portanto pode-se afirmar que a concentração de NaCl por litro é inversamente proporcional à taxa de crescimento específica máxima (**Figura 4.13**).

Mesmo aumentando-se gradativamente a concentração de NaCl adicionada ao RBS 2, o lodo deste teve sua capacidade de crescimento microbiano máxima afetada, comprometendo o bom funcionamento do sistema. Na **Tabela 4.3** estão apresentados os valores de μ_m em termos de porcentagem utilizando-se o RBS1 como referência de capacidade máxima de crescimento dos microrganismos presentes nos sistemas para cada concentração estudada. Os dados expostos na **Tabela 4.3** estão apresentados na **Figura 4.14**. Observa-se que há relação entre o valor de μ_m e a concentração de NaCl adicionada ao sistema, pois a medida que aumentou-se a concentração de NaCl diminuiu-se a taxa de crescimento dos microrganismos presentes no sistema. Nota-se que quando a concentração de NaCl/L foi aumentada para 15g não houve diferença significativa comparando-se à

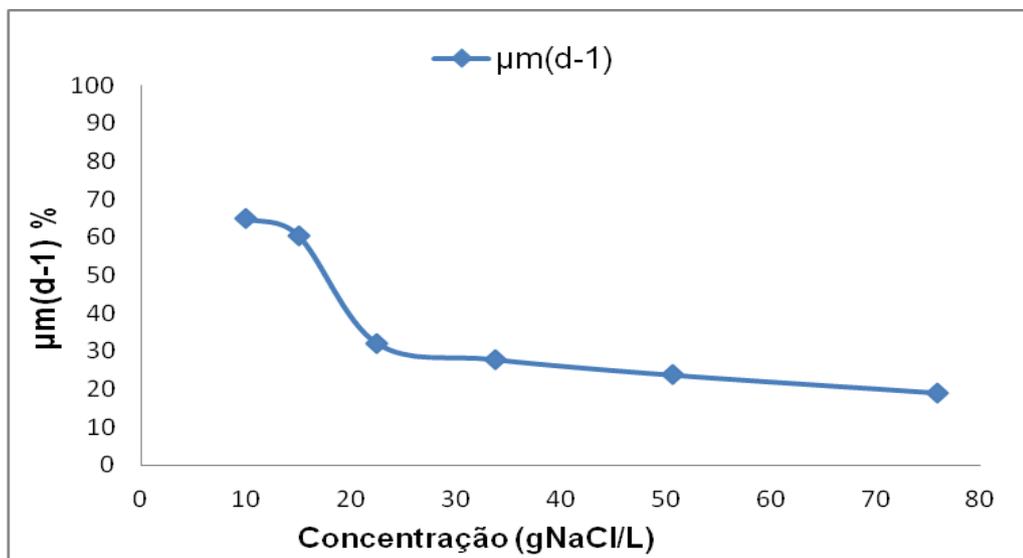
concentração de 10gNaCl/L. A concentração de 22,5gNaCl/L reduziu o μ_m em mais de 50% o valor C50.

Na ultima concentração estudada (75,9gNaCl/L) o μ_m apresentou 19% do valor que teria atingido se não estivesse recebendo NaCl em seu afluente, representando 81% de inibição no valor de μ_m . Perneti *et al.* (2003) realizaram estudos sobre o efeito de diferentes concentrações de NaCl em sistema de lodo ativado sobre a TCO e sugerem inibição de 80% da TCO nos reatores com 30 g/L, ou seja, uma inibição bem maior que as inibições encontrados neste trabalho, indicando que o lodo do RBS 2 estava parcialmente adaptado à presença de NaCl no sistema.

Tabela 4.3 – Valores percentuais de μ_m em testes de toxicidade crônica para cada concentração de NaCl estuda

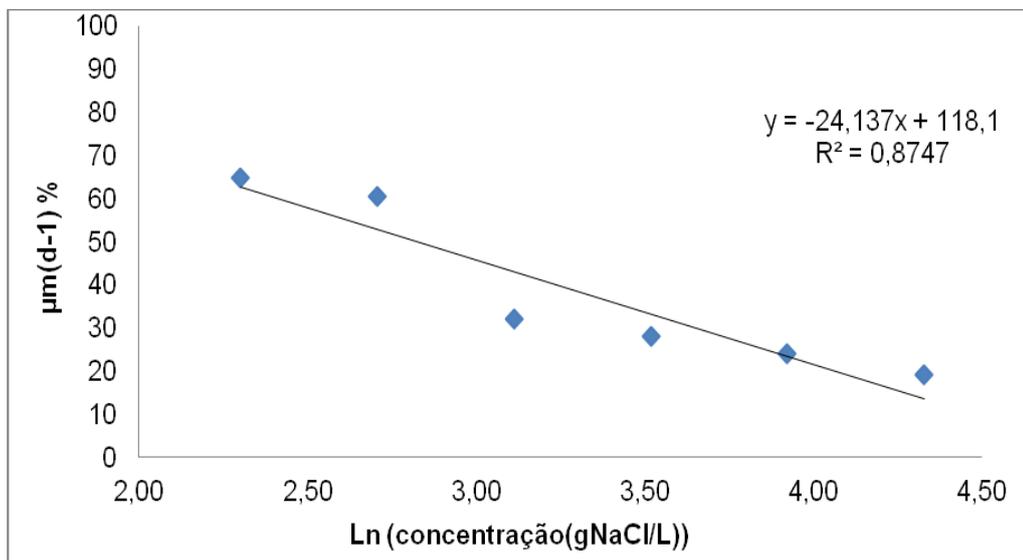
Concentração (gNaCl/L)	Ln (concentração)	$\mu_m(d-1)$ %
10	2,30	65
15	2,71	60
22,5	3,11	32
33,75	3,52	28
50,63	3,92	24
75,9	4,33	19

Figura 4.14 – Valores percentuais da Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) em função da concentração de NaCl.



Os dados referentes aos valores percentuais de μ_m apresentados na **Tabela 4.3** foram colocados num gráfico semilogaritmo, sendo traçada a melhor linha reta (**Figuras 4.15**). A partir da relação estabelecida entre μ_m e a concentração de NaCl adicionada ao sistema foi possível estabelecer uma relação que possibilita a determinação da queda na eficiência do crescimento dos microrganismos para diferentes concentrações de NaCl que chega a um sistema de lodo ativado.

Figura 4.15 – Determinação gráfica da relação entre μ_m dos microrganismos heterotróficos e concentração de NaCl em testes de toxicidade crônica



De acordo com os dados obtidos na análise da toxicidade crônica sobre os microrganismos heterotróficos podemos concluir que, apesar da diminuição de mais de 80% da capacidade de crescimento dos microrganismos heterotróficos no final do experimento, houve aclimação do lodo que recebeu diferentes concentrações de NaCl, pois mesmo tendo sido submetido a altas concentrações de NaCl/L este ainda respondeu positivamente aos testes respirométricos e continuava removendo material orgânico no sistema RBS 2.

Para análise da toxicidade de NaCl sobre os microrganismos autotróficos em sistema de lodo ativado adicionou-se os substratos Cloreto de Amônio e Nitrito de sódio aos testes respirométricos. As **Figuras 4.1, 4.3, 4.5, 4.7, 4.9 e 4.11** apresentam respirogramas referentes às concentrações de 10; 15; 22,5; 33,75; 50,65 e 75,9gNaCl/L, respectivamente. Os respirogramas mostram que sob a concentração de 10gNaCl/L houve atividade dos microrganismos autotróficos,

enquanto na presença das demais concentrações de NaCl adicionadas aos sistema este grupo não apresentou atividade metabólica. Observa-se também que mesmo na menor concentração adicionada ao sistema não houve atividade das bactérias nitrificadoras.

Nas **Tabelas 4.4 e 4.5** estão descritos os dados de taxa de crescimento específico máximo (μ_m) obtidos através de testes respirométricos durante o experimento no RBS2 e no RBS1, respectivamente. O procedimento utilizado para determinação do valor de μ_m encontra-se descrito na seção 3.3.6 do capítulo 3 deste trabalho.

Tabela 4.4 – Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos no RBS2 obtida através de testes respirométricos para cada concentração estudada.

Concentração (gNaCl/L)	Teste 1 μ_m (d-1)	Teste 2 μ_m (d-1)	Teste 3 μ_m (d-1)	Teste 4 μ_m (d-1)	Teste 5 μ_m (d-1)	Média μ_m (d-1)	DP	CV (%)
10	0,10	0,20	0,27	0,33	0,33	0,24	0,1	40,7
15	0	0	0	0	0	0	0	0
22,5	0	0	0	0	0	0	0	0
33,75	0	0	0	0	0	0	0	0
50,63	0	0	0	0	0	0	0	0
75,9	0	0	0	0	0	0	0	0

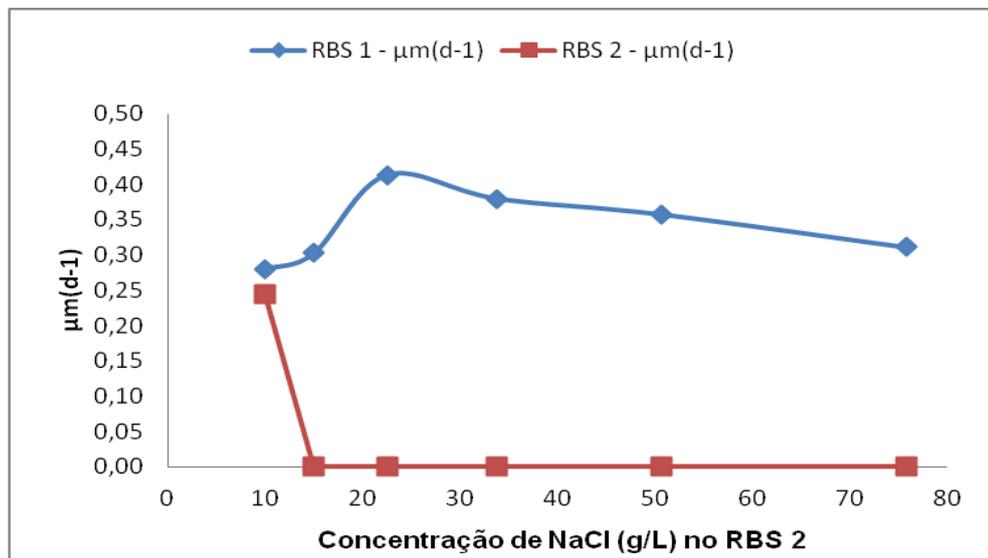
Tabela 4.5 – Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos no RBS1 referentes aos períodos nos quais foram realizados os testes crônicos.

Período referente a cada concentração de NaCl adicionada ao RBS 2	Teste 1 μ_m (d-1)	Teste 2 μ_m (d-1)	Média μ_m (d-1)	DP	CV (%)
1 (10gNaCl/L)	0,29	0,27	0,28	0,01	4,3
2(15gNaCl/L)	0,27	0,33	0,30	0,04	14,35
3 (22,5gNaCl/L)	0,40	0,43	0,41	0,02	4,5
4(33,75gNaCl/L)	0,43	0,33	0,38	0,07	17,2
5 (50,63gNaCl/L)	0,43	0,29	0,36	0,10	27,1
6 (75,9gNaCl/L)	0,29	0,33	0,31	0,03	10,1

A **Figura 4.16** apresenta os dados referentes à Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos durante os testes de toxicidade crônica, sendo os valores do RBS 1 (sem adição de NaCl) correspondentes aos períodos nos quais foram adicionadas diferentes concentrações de NaCl ao RBS2 para estudo a toxicidade crônica (valores apresentados nas Tabelas 4.4 e 4.5).

De acordo com os dados relacionados aos microrganismos autotróficos obtidos neste estudo e apresentados na **Figura 4.16**, pode-se observar que não houve diferença significativa na taxa de crescimento específico máximo (μ_m) entre os RBS 1 e 2 no período no qual o RBS 2 estava recebendo a concentração de 10gNaCl/L. Neste período o RBS 1 apresentou valor médio do μ_m de 0,28 d⁻¹ e o RBS 2 apresentou $\mu_m = 0,24$ d⁻¹. No entanto, a partir da concentração de 15gNaCl/L os testes respirométricos indicam a ausência de microrganismos autotróficos no lodo avaliado. Estes dados apontam que este grupo de microrganismo não suporta taxas mais elevadas de NaCl, mesmo quando este é adicionado de forma gradativa.

Figura 4.16 – Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos no RBS1 e RBS2 em função da concentração de NaCl.

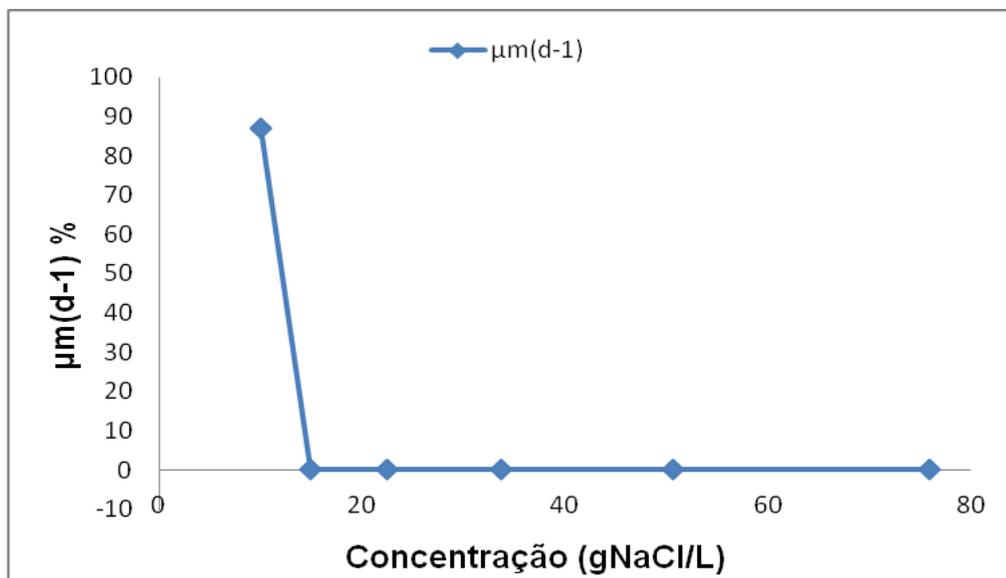


A **Figura 4.17** apresenta os valores percentuais do μ_m para microrganismos autotróficos em testes de toxicidade crônica. Observa-se que a concentração de 10gNaCl/L reduz em 13% o potencial de crescimento deste grupo de microrganismos. Estudo realizado por Moussa *et al.* (2006) apresentou maior

redução da atividade dos microrganismos autotróficos, detectando que cargas salinas de 10gNaCl/L reduziram de 36 à 39% a atividade deste grupo.

A **Figura 4.17** mostra ainda a redução drástica dos microrganismos autotróficos quando expostos à concentração de 15gNaCl/L, não havendo recuperação destes microrganismos nas concentrações adicionadas posteriormente. De acordo com estes dados percebe-se que os microrganismos autotróficos são mais sensíveis à presença de NaCl no sistema de lodo ativado e que durante o presente estudo não houve aclimação destes microrganismos. É importante ressaltar que o início do experimento com a concentração de 10gNaCl/L pode ter prejudicado o processo de aclimação destes microrganismos por ser considerada uma concentração elevada para esse grupo de microrganismos. Bassin, Dezotti e Sant'Anna Jr. (2011) alertam para a necessidade de uma adaptação lenta e gradual, a fim de propiciar boas condições de aclimação à biomassa microbiana submetida ao estresse osmótico.

Figura 4.17 – Valores percentuais da taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos em função da concentração de NaCl.



É importante ressaltar que a ausência ou inibição deste grupo prejudica a eficiência do tratamento de águas residuárias em sistema de lodo ativado, pois impede a remoção de nitrogênio. Uma vez lançado, o efluente contendo Nitrogênio causará danos ao corpo d'água no qual será lançado. A impossibilidade de nitrificação pode ser menos importante no caso de águas residuárias industriais (as

que podem ter NaCl em concentrações mais elevadas), porque podem não ter alta concentração de nitrogênio amoniacal.

Os dados de toxicidade crônica apontam ainda que os microrganismos autotróficos são mais sensíveis ao NaCl do que os microrganismos heterotróficos que, apesar de terem seu crescimento afetado pela presença do sal no sistema, mantiveram-se ainda com 19% de sua capacidade máxima de crescimento a uma concentração de 75gNaCl/L.

4.2.2 Toxicidade aguda de NaCl em sistema de lodo ativado

Os testes agudos tiveram finalidade de avaliar a influência de NaCl no momento em que o lodo ativado recebia choques de diferentes concentrações salinas. Para análises da toxicidade aguda de NaCl foram estudadas seis concentrações diferentes de NaCl, sendo estas as mesmas concentrações que foram utilizadas para análise da toxicidade crônica. O lodo utilizado para realização dos testes respirométricos de toxicidade aguda foi proveniente do RBS 1.

As **Figuras 4.18, 4.20, 4.22, 4.24** apresentam respirogramas gerados a partir de testes de toxicidade aguda com as concentrações de 10; 15; 22,5 e 33,75gNaCl/L, respectivamente. As **Figuras 4.19, 4.21, 4.23, 4.25** apresentam teste controles realizados nos mesmos períodos nos quais foram realizados os testes agudos com objetivo de compará-los identificando-se o efeito do NaCl sobre o lodo que recebia o intoxicante. Nota-se que, nos testes agudos, a adição de NaCl no lodo diminuiu a TCO_{exo} em todas as concentrações estudadas. Nas **Figuras 4.26 e 4.27** estão expostos respirogramas de testes controles seguidos de testes agudos com as concentrações de 50,63 e 75,9gNaCl/L, respectivamente. É possível observar que a adição destas concentrações de NaCl inibiram totalmente as atividades metabólicas da microbiota presente no lodo ativo não havendo, assim, consumo do substrato adicionado ao teste.

Figura 4.18 – Respirograma de teste de toxicidade aguda com concentração de 10gNaCl/L

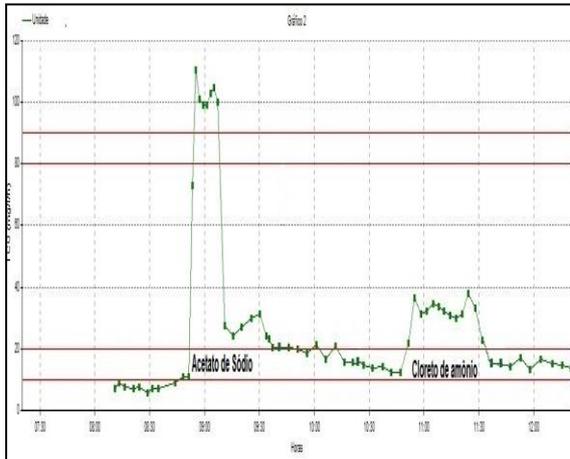


Figura 4.19 – Respirograma referente a teste controle realizado simultaneamente ao teste agudo com concentração de 10gNaCl/L

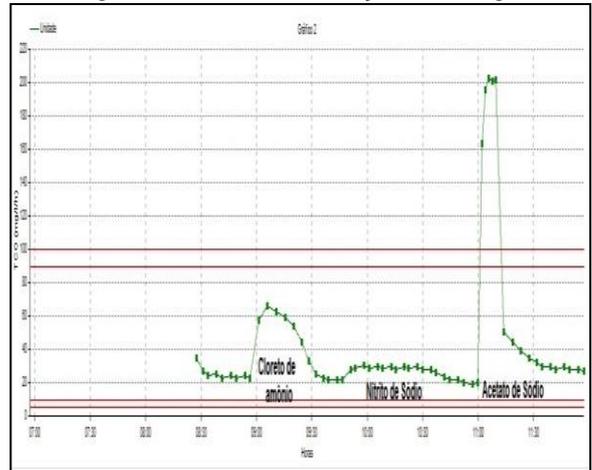


Figura 4.20 – Respirograma de teste de toxicidade aguda com concentração de 15gNaCl/L

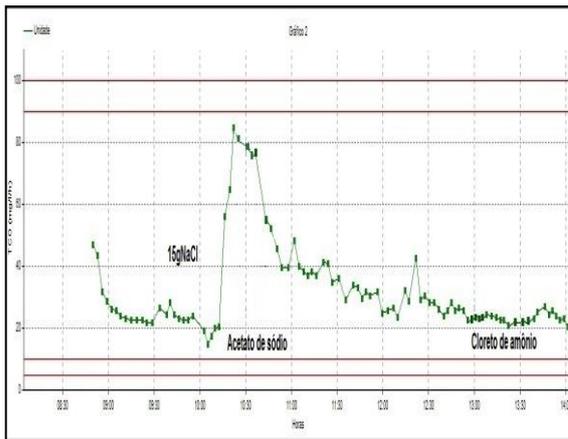


Figura 4.21 – Respirograma referente a teste controle realizado simultaneamente ao teste agudo com concentração de 15gNaCl/L.

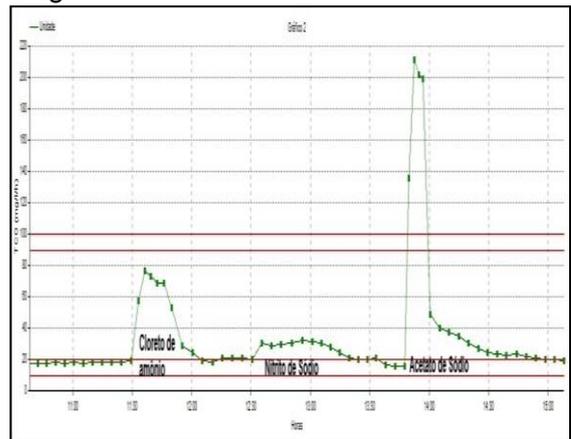


Figura 4.22 – Respirograma de teste de toxicidade aguda com concentração de 22,5gNaCl/L

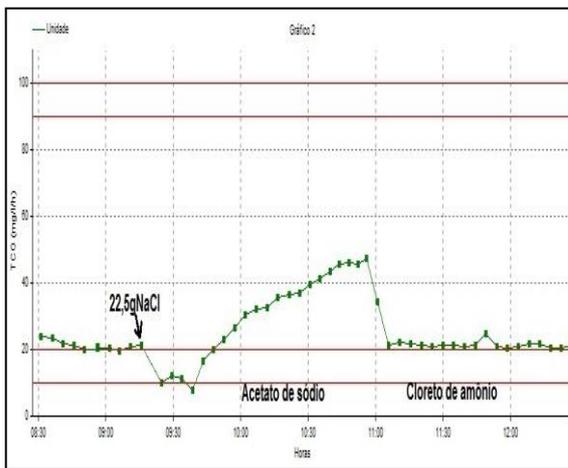


Figura 4.23 – Respirograma referente a teste controle realizado simultaneamente ao teste agudo com concentração de 22,5gNaCl/L

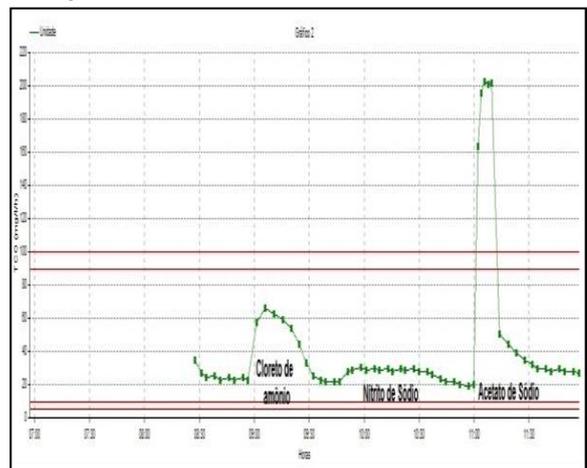


Figura 4.24 – Respirograma de teste de toxicidade aguda com concentração de 33,75gNaCl/L

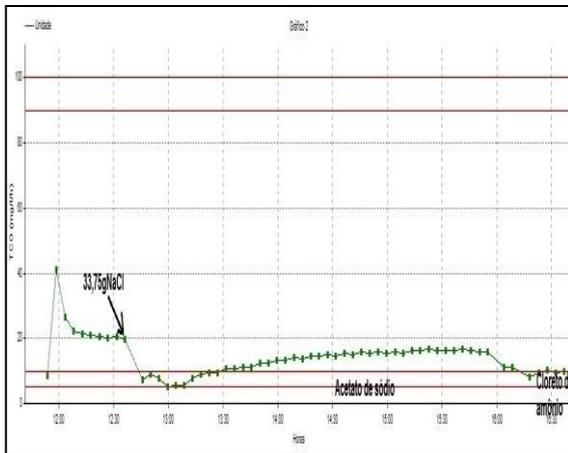


Figura 4.25 – Respirograma referente a teste controle realizado simultaneamente ao teste agudo com concentração de 33,75gNaCl/L

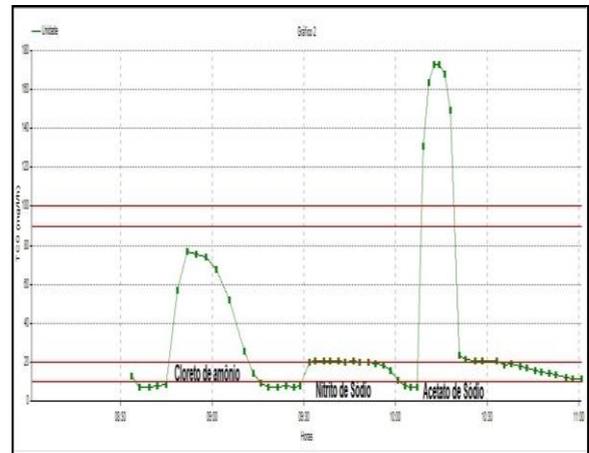
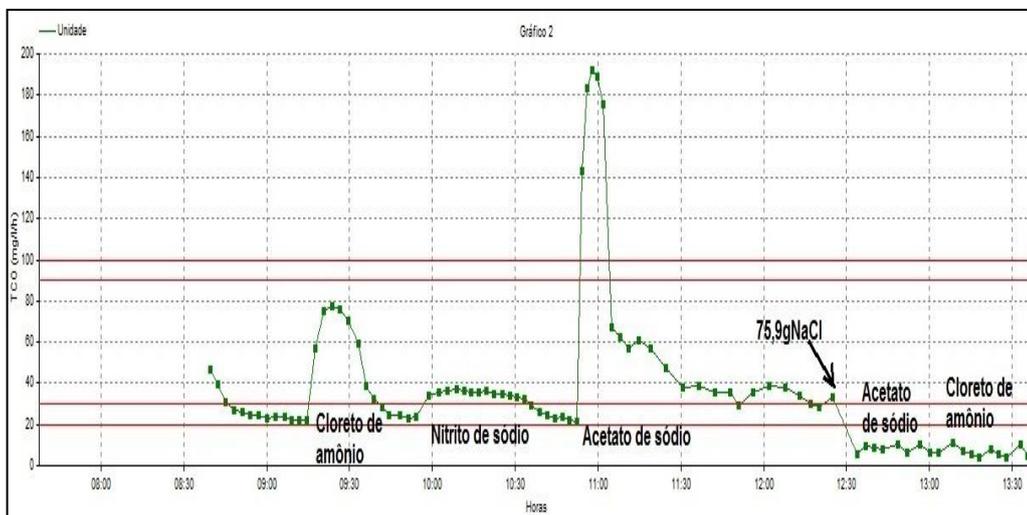


Figura 4.26 - Respirograma de teste controle seguido de teste de toxicidade aguda com concentração de 50,63gNaCl/L.



Figura 4.27 - Respirograma de teste controle seguido de teste de toxicidade aguda com concentração de 75,9gNaCl/L.



De posse dos dados de TCO obtidos através dos testes respirométricos pode-se calcular a taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos nos testes agudos.

A **Tabela 4.6** apresenta os valores do μ_m dos microrganismos heterotróficos relativos aos testes agudos nos quais foram adicionadas diferentes concentrações de NaCl. Na **Tabela 4.7** estão expostos os dados referentes aos testes controles (sem adição de NaCl) que foram realizados concomitantemente aos testes agudos. Os dados mostram que ao receber concentrações de NaCl de forma brusca, principalmente àquelas mais elevadas, a microbiota presente no lodo diminui sua atividade podendo não realizar remoção da matéria orgânica e/ou nutrientes presentes em águas residuárias. Isto pode ser percebido de forma mais acentuada nos testes agudos realizados com as concentrações de 50,63 e 75,9gNaCl/L, estes não apresentaram metabolismo bacteriano indicando a inibição ou morte dos microrganismos presentes no lodo.

Tabela 4.6 – Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos em testes agudos.

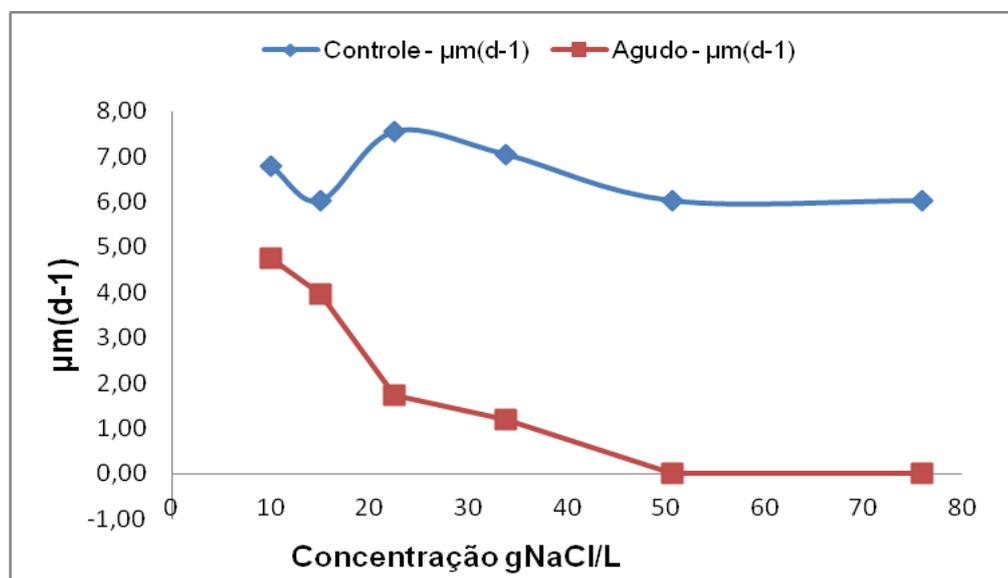
Concentração (gNaCl/L)	Teste 1 $\mu_m(d-1)$	Teste 2 $\mu_m(d-1)$	Média $\mu_m(d-1)$	DP	CV (%)
10	5,15	4,34	4,74	0,6	12,1
15	4,36	3,58	3,97	0,6	13,8
22,5	1,56	1,92	1,74	0,3	14,9
33,75	1,13	1,27	1,20	0,1	7,9
50,63	0	0	0	0	0
75,9	0	0	0	0	0

Tabela 4.7 – Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos em testes realizados concomitantemente aos testes agudos.

Concentração (gNaCl/L)	Teste 1 $\mu_m(d-1)$	Teste 2 $\mu_m(d-1)$	Média $\mu_m(d-1)$	DP	CV (%)
10	7,82	5,78	6,80	1,4	21,2
15	5,78	6,30	6,04	0,4	6,04
22,5	7,30	7,82	7,56	0,4	4,9
33,75	7,82	6,30	7,06	1,1	15,2
50,63	5,78	6,30	6,04	0,4	6,04
75,9	5,78	6,30	6,04	0,4	6,04

Os dados das **Tabelas 4.6 e 4.7** estão apresentados na **Figura 4.28**, mostrando os resultados de testes realizados com o lodo do RBS 1, sendo os testes agudos com adição de diferentes concentrações de NaCl e os testes controle sem adição de NaCl. Nota-se pequena diferença entre os choques salinos de 10 e 15gNaCl/L, no entanto quando recebe uma concentração de 22,5gNaCl/L o μ_m reduz significativamente o seu valor. Isto mostra que o lodo não está adaptado à presença deste composto e tem sua atividade afetada pela sua presença.

Figura 4.28 – Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos em testes agudos com diferentes concentrações de NaCl e em testes controle sem adição de NaCl.

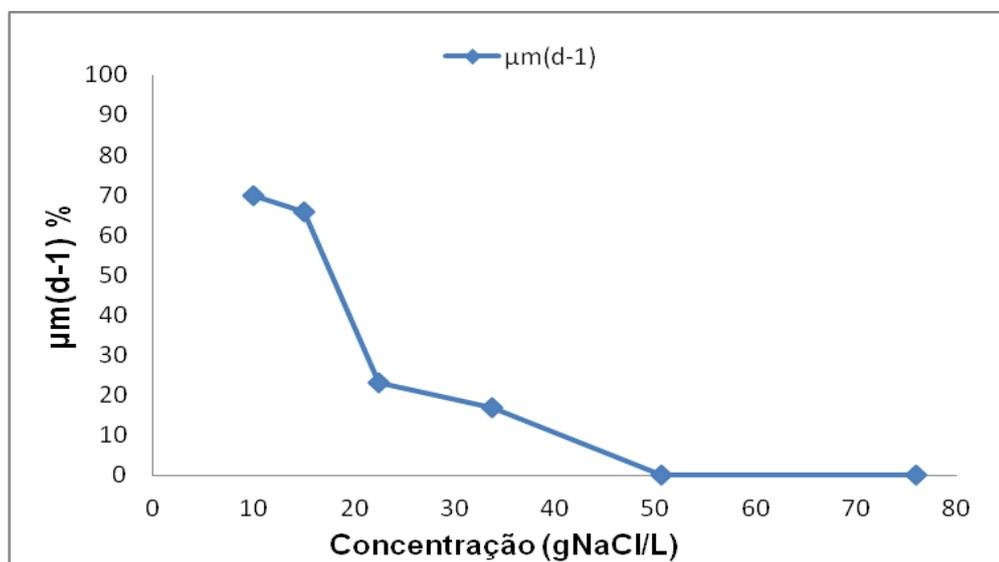


De acordo com os dados obtidos através dos testes respirométricos pode-se perceber claramente a diferença do μ_m comparando-se os testes controles com os testes agudos. Para melhor visualização dos resultados os valores de μ_m , obtidos nos testes de toxicidade aguda, foram descritos em termos de porcentagem (**Tabela 4.8**) nos quais o μ_m dos testes controles era considerado como 100% e assim encontrava-se a porcentagem de inibição da taxa de crescimento dos microrganismos heterotróficos ao receber cargas de diferentes concentrações de NaCl. A representação gráfica da porcentagem de inibição do μ_m nos testes agudos encontra-se na **Figura 4.29**.

Tabela 4.8 - Valores percentuais de μ_m em testes de toxicidade aguda para cada concentração de NaCl estuda

Concentração (gNaCl/L)	Ln (concentração)	$\mu_m(d-1)$ %
10	2,30	70
15	2,71	66
22,5	3,11	23
33,75	3,52	17
50,63	3,92	0
75,9	4,33	0

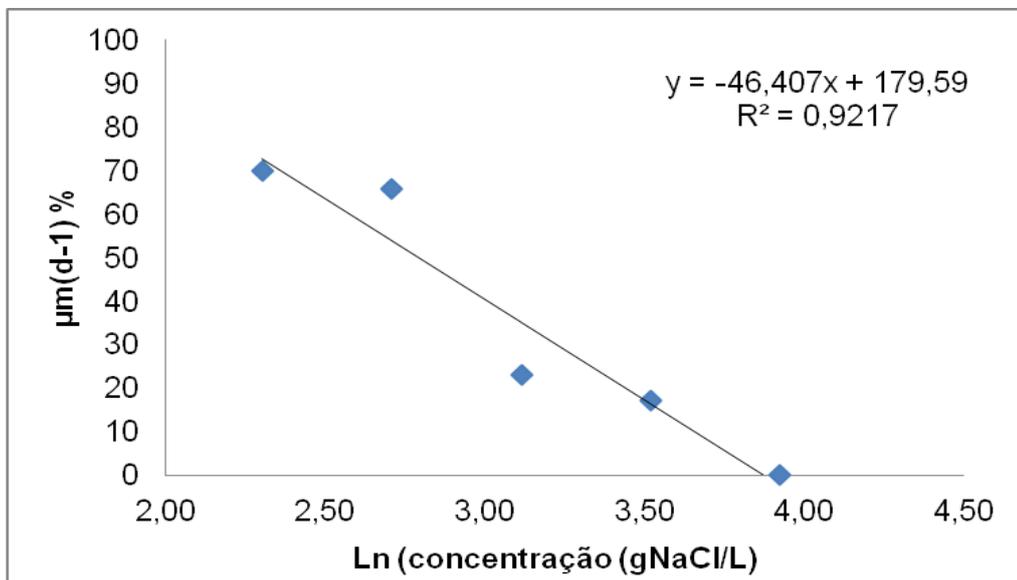
Figura 4.29 – Valores percentuais da Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) de microrganismos heterotróficos em função da concentração de NaCl em testes agudos.



Observa-se que quando o lodo foi exposto de forma brusca a uma concentração de 10gNaCl/L teve sua taxa de crescimento reduzida para 70%, valor semelhante ao obtido com concentração de 15gNaCl/L, que reduziu para 66% o crescimento bacteriano. Quando exposto às concentrações de 50,63 e 75,9gNaCl/L o lodo apresentou inibição total não respondendo aos testes respirométricos. Estes dados ressaltam a importância do monitoramento de afluentes que chegam até um sistema de tratamento biológico, pois concentrações elevadas de NaCl podem comprometer a eficiência do mesmo causando danos de funcionamento e proporcionando efluentes sem o devido tratamento.

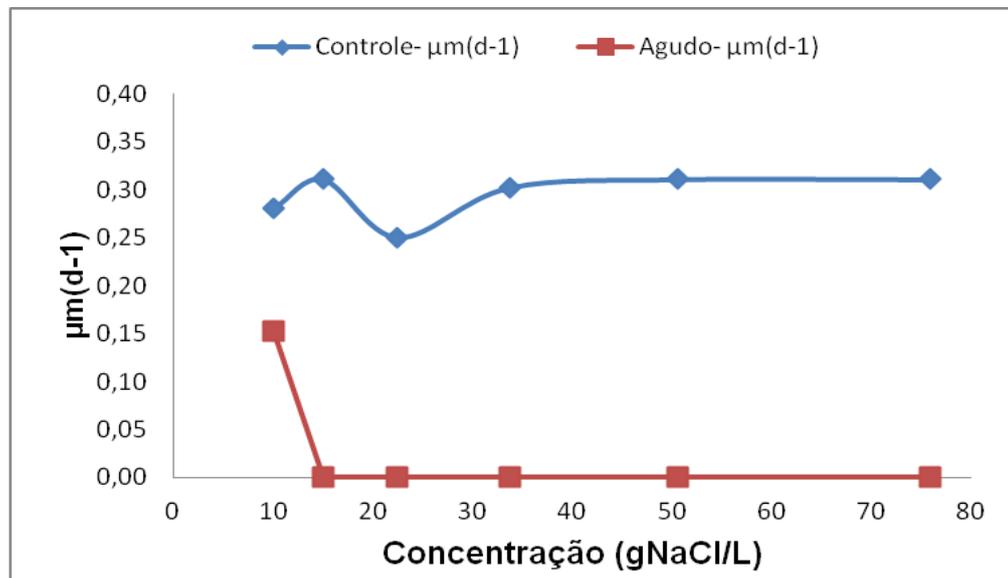
Com os valores percentuais da taxa de crescimento específico máximo obtidos para cada concentração de NaCl investigada em testes de toxicidade aguda, foi plotado um gráfico semilogaritmo de μ_m em função da concentração de NaCl adicionada ao teste (**Figura 4.30**). Nota-se a relação existente entre o aumento da concentração de NaCl e a diminuição do μ_m .

Figura 4.30 - Determinação gráfica da relação entre μ_m dos microrganismos heterotróficos e concentração de NaCl em testes de toxicidade aguda.



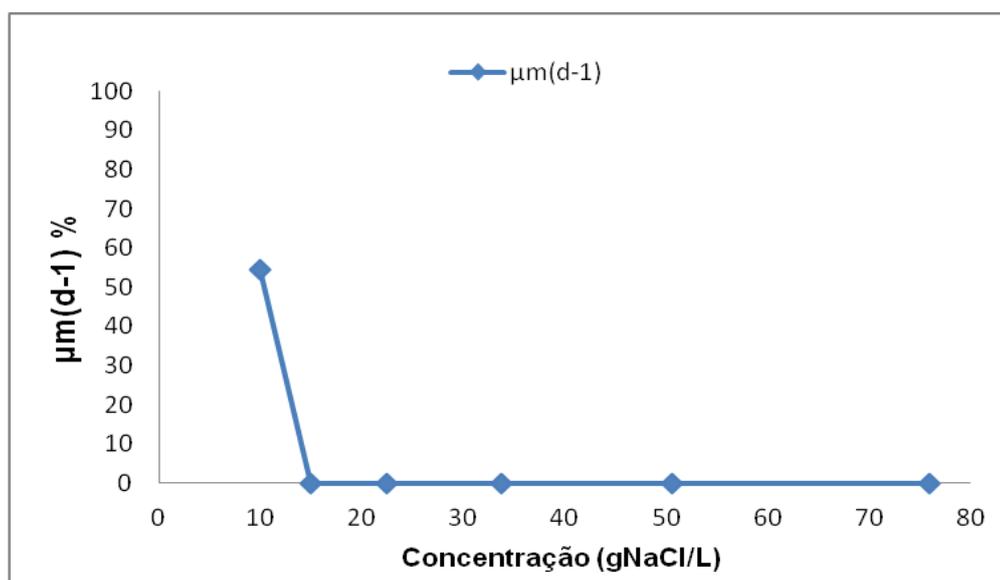
Quanto à toxicidade aguda sobre os microrganismos autotróficos, a **Figura 4.31** mostra que este grupo é significativamente afetado quando recebe uma concentração de 10gNaCl/L e tem sua atividade metabólica completamente inibida em concentrações iguais ou maiores que 15gNaCl/L.

Figura 4.31 – Taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos em testes de toxicidade aguda e testes controle.



A **Figura 4.32** apresenta os valores percentuais de μ_m para microrganismos autotróficos quando receberam choques de cargas salinas. Observa-se que quando recebeu uma carga de 10gNaCl/L o μ_m diminuiu 54% de sua capacidade de crescimento e quando recebeu cargas de NaCl maiores que este valor caiu 100% o seu crescimento.

Figura 4.32 – Valores percentuais da taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos em testes de toxicidade aguda.



Observando-se as **Figuras 4.18 e 4.27** que apresentam respirogramas referentes aos testes agudos realizados com concentrações de 10gNaCl/L e 75,9gNaCl/L, respectivamente, nota-se que na **Figura 4.18** há atividade dos microrganismos heterotróficos (consumo do substrato acetato de sódio) e dos microrganismos autotróficos nitrificantes (consumo do cloreto de amônio). Na **Figura 4.27**, no entanto, mesmo já tendo consumido o substrato adicionado no primeiro momento do teste, após adição de NaCl não houve atividade dos microrganismos presentes no lodo, comprovando a inviabilidade da remoção de nitrogênio perante esta concentração.

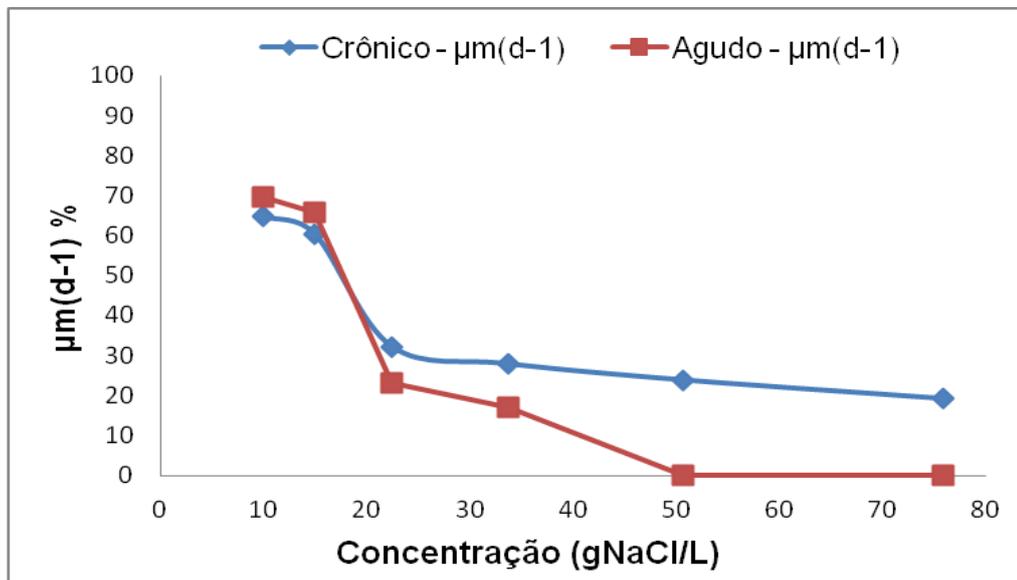
4.2.3 Avaliação da toxicidade crônica e aguda de NaCl em sistema de lodo ativado de forma comparativa

Os testes respirométricos crônicos e agudos realizados durante este estudo permitiram analisar o efeito tóxico do NaCl em sistema de lodo ativado quando este é submetido a diferentes concentrações salinas e ainda quando esta exposição é gradativa ou imediata.

Na **Figura 4.33** observa-se o percentual de inibição da taxa de crescimento específico máximo (μ_m) nos testes crônicos e agudos. É possível notar que sob as concentrações de 10 e 15gNaCl/L os testes agudos apresentaram menor inibição do μ_m que os testes crônicos, no entanto essa diferença é pequena e provavelmente insignificativa levando-se em consideração a variação dos valores de μ_m que se obteve com as outras concentrações.

A partir da concentração de 22,5gNaCl/L os testes agudos apresentaram maior inibição do μ_m do que os testes crônicos, demonstrando a adaptação parcial do lodo que recebia diariamente em seu afluente concentrações de NaCl. Isto fica ainda mais evidente quando comparou-se o efeito do NaCl nas concentrações 50,63 e 75,9gNaCl/L e observou-se que, enquanto nos testes crônicos ainda encontrava-se atividade metabólica dos microrganismos heterotróficos, nos testes agudos estes foram completamente inibidos ou mortos quando entraram em contato com estas concentrações de NaCl. De toda maneira para estas concentrações a atividade do lodo fica severamente prejudicada mesmo havendo uma adaptação parcial às condições adversas.

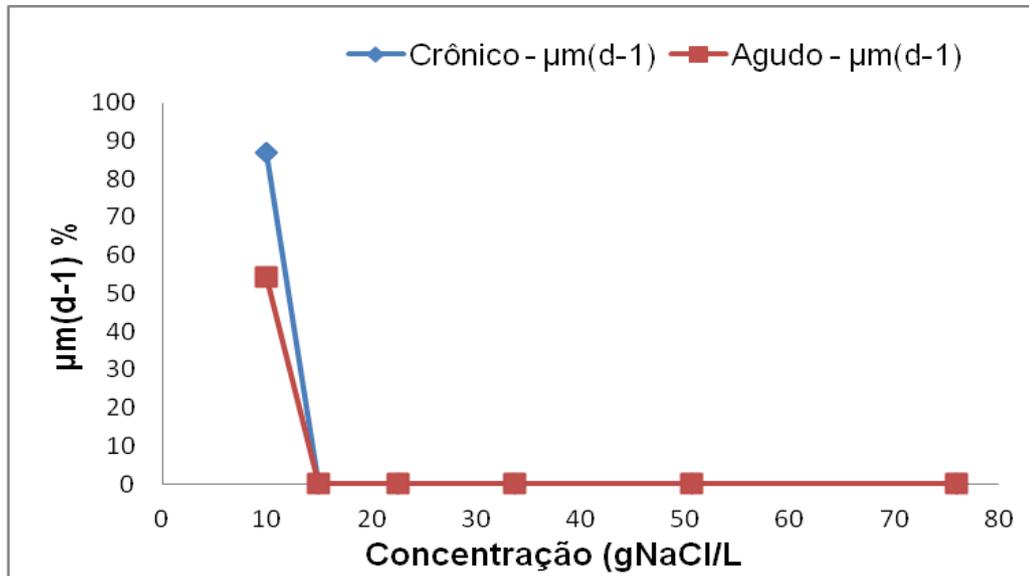
Figura 4.33 – Valores percentuais da taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos heterotróficos nos testes crônicos e agudos.



Comparando-se as **Figuras 4.11** e **4.27** com respirogramas relativos à concentração de 75,9gNaCl/L em testes de toxicidade crônica e aguda, respectivamente, é possível notar que mesmo estando sendo submetido à concentração de 75,9gNaCl/L o lodo do RBS 2 consome o substrato adicionado ao teste (**Figura 4.11**) enquanto o lodo do RBS 1 ao receber esta concentração de NaCl reduz imediatamente sua atividade não respondendo à adição do Acetato de Sódio (**Figura 4.27**).

Nota-se ainda que em nenhum dos testes houve consumo do Cloreto de amônio ou nitrito de sódio, indicando a ausência (por intoxicação ou inibição) dos microrganismos autotróficos. Na **Figura 4.34** estão expostos os valores percentuais do μ_m de microrganismos autotróficos em testes crônicos e agudos. Observa-se que sob concentração de 10gNaCl/L em ambos os testes houve atividade metabólica dos microrganismos, tendo os testes agudos mostrado maior diminuição no crescimento bacteriano que os testes crônicos. Tanto nos testes crônicos quanto nos testes agudos não houve crescimento microbiano a partir da concentração de 15gNaCl/L.

Figura 4.34 – Valores percentuais da taxa de crescimento específico máximo (μ_m) dos microrganismos autotróficos nos testes crônicos e agudos.



De acordo com os dados apresentados nesta seção pode-se concluir que, para os microrganismos heterotróficos, quando concentrações de NaCl são adicionadas aos poucos em sistema de lodo ativado, estes tendem a se adaptarem ao intoxicante resistindo a concentrações mais elevadas do mesmo. De acordo com Bassin, Dezotti e Sant'Anna Jr. (2011) em muitos casos a biomassa pode adaptar-se à presença de inibidores químicos, ultrapassando o seu efeito prejudicial.

No entanto quando o sistema recebe de uma vez cargas elevadas de NaCl este tem sua biomassa afetada comprometendo drasticamente a atividade. Os microrganismos autotróficos por sua vez, mostraram-se mais sensíveis ao NaCl estudado que os microrganismos heterotróficos, não mostrando adaptação à presença do mesmo.

4.3 Eficiência dos Sistemas RBS1 e RBS2

Com o objetivo de fornecer informações adicionais sobre o desempenho do sistema de lodo ativado que recebia doses incrementais de NaCl foram realizadas análises físico-químicas com amostras coletadas dos RBS 1 e 2 durante o desenvolvimento da pesquisa. As análises de pH, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) foram realizadas com amostras do afluente e dos efluentes dos RBS 1 e 2 e a análise de sólidos suspensos com amostra do licor

misto de cada reator. Os valores médios são referentes aos períodos nos quais o RBS 2 recebia cada concentração de NaCl estudada.

Na **Tabela 4.9** encontram-se os valores médios do pH afluente e efluente dos RBS1 e RBS2 correspondentes a cada concentração de NaCl estudada.

Tabela 4.9 - Valores de pH do afluente e efluentes dos RBS 1 e RBS 2 em diferentes concentrações de NaCl adicionadas ao sistema.

Concentrações adicionadas ao RBS 2 (gNaCl/L)	pH – Afluente (mg/L)	pH - Efluente RBS1 (mg/L)	pH - Efluente RBS2(mg/L)
10	6,9	8,0	7,9
15	6,6	7,5	7,7
22,5	7,3	7,5	7,7
33,75	7,1	7,6	7,7
50,63	7,0	7,6	7,7
75,9	7,1	7,7	7,8

Verifica-se que desde o início do experimento o pH manteve-se próximo à neutralidade sendo, assim, favorável para adaptação do lodo e ao bom funcionamento do sistema tanto para RBS 1 quanto para RBS 2. Nota-se claramente que a presença do intoxicante não alterou os valores de pH do efluente do RBS 2 que apresentou valores semelhantes ao RBS1.

A **Tabela 4.10** contém os dados de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) no afluente e nos efluentes dos RBS 1 e 2 correspondentes aos períodos nos quais cada concentração de NaCl foi adicionada ao RBS 2.

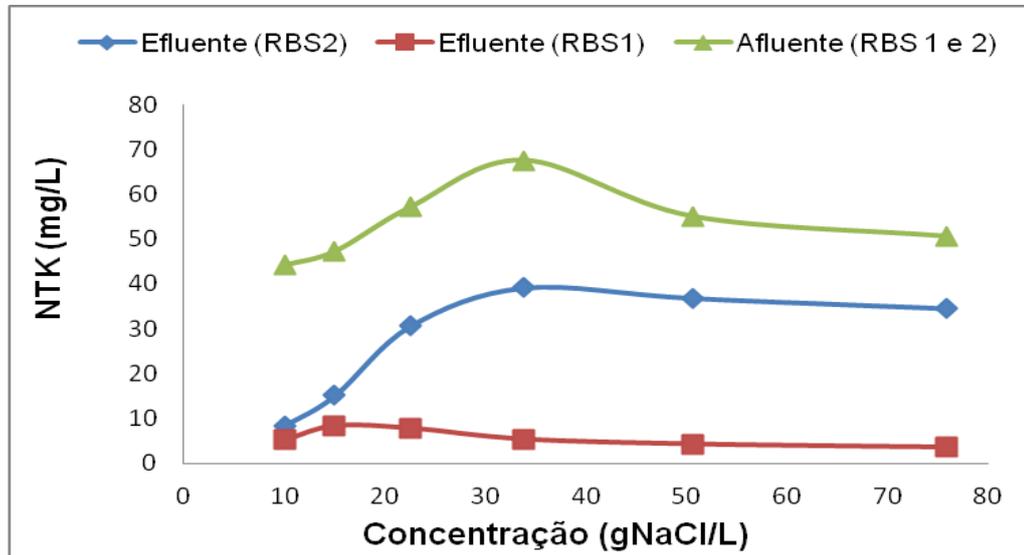
Tabela 4.10 - Concentrações de nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal presentes no afluente e efluentes dos RBS 1 e RBS 2 nos períodos de adição de diferentes concentrações de NaCl ao RBS 2.

Concentração adicionada ao RBS 2 (gNaCl/L)	NTK (mg/L)			N-NH ₄ ⁺ (mg/L)		
	Afluente RBS 1 e 2	Efluente RBS1	Efluente RBS2	Afluente RBS 1 e 2	Efluente RBS 1	Efluente RBS 2
10	44	5	8	34	3	4
15	47	8	15	35	3	18
22,5	57	8	31	41	3	28
33,75	67	5	39	43	3	27
50,63	55	4	37	46	2	32
75,9	51	4	35	40	3	35

Para os dados referentes à remoção de nitrogênio amoniacal observa-se que houve maior variação nas concentrações de N-NH₄⁺ nos efluentes do RBS 2 devido o aumento na concentração de NaCl adicionada ao sistema prejudicando o processo de amonificação. Em percentuais, no final do experimento o RBS 1 encontrava-se 92% de remoção de N-NH₄⁺, enquanto o RBS 2 apresentava apenas 12% de remoção.

A **Figura 4.35** apresenta o perfil de NTK presentes no afluente e nos efluentes de RBS 1 e 2 conforme está exposto na **Tabela 4.10**. Em termos percentuais identificou-se maior diferença na eficiência de remoção de NTK entre o RBS 1 e o RBS 2 no período em que o RBS 2 recebia a concentração de 75,9gNaCl/L, neste período o RBS 1 apresentava 93% de eficiência e o RBS 2 apresentava apenas 32% de eficiência. Observa-se também que à medida que se aumentou a concentração de NaCl adicionada ao sistema diminuiu-se a eficiência de remoção de NTK. Desta forma fica evidente tanto pelos testes respirométricos quanto pelos dados de eficiência dos sistemas que o NaCl em concentrações elevadas inibe a atividade de microrganismos autotróficos e, conseqüentemente a remoção de nitrogênio, prejudicando a eficiência do sistema de lodo ativado.

Figura 4.35 – Concentrações de NTK afluentes e efluentes dos RBS 1 e 2 no período de estudo da toxicidade crônica.



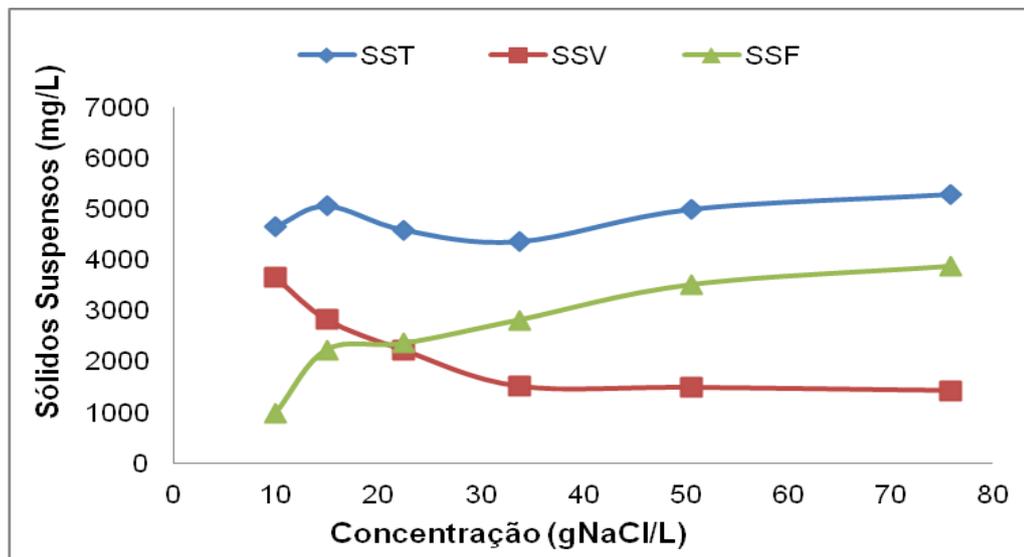
A concentração de sólidos suspensos do licor misto também foi avaliada nesse experimento. A **Tabela 4.11** apresenta as concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF), em mg/L, nos RBS 1 e 2 para cada concentração de NaCl estudada. Pode-se observar que no RBS 2 houve aumento no teor de sólidos suspensos fixos no decorrer do experimento proveniente do aumento de sal adicionada ao sistema. Enquanto os SSF tiveram concentração máxima de 1036mg/L no RBS 1, os mesmos atingiram 3866mg/L no RBS 2 no período em que este recebia a concentração de 75,9gNaCl/L. Nota-se ainda que o sal causou a diminuição da concentração de sólidos suspensos voláteis, o que pode explicar a diminuição da eficiência do sistema. Os valores expostos na **Tabela 4.11** encontram-se apresentados na **Figura 4.36**, na qual é possível notar claramente a mudança no perfil dos sólidos suspensos presentes no RBS 2.

Os dados de sólidos suspensos comprovam que a presença de sal no sistema torna o ambiente desfavorável para o crescimento da microbiota podendo tornar inviável o tratamento biológico de água residuárias.

Tabela 4.11 - Concentrações de SST, SSV e SSF nos RBS 1 e 2 referentes aos períodos nos quais foram adicionadas diferentes concentrações de NaCl ao RBS 2.

Concentração (gNaCl/L)	RBS 1			RBS 2		
	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)
10	4996	4159	837	4644	3664	980
15	5686	4650	1036	5060	2829	2231
22,5	5918	4966	952	4581	2225	2356
33,75	5414	4504	910	4347	1512	2813
50,63	4093	3420	673	4996	1488	3508
75,9	3814	3160	654	5292	1426	3866

Figura 4.36 – Concentrações de SST, SSV e SSF no RBS 2 durante estudo da toxicidade crônica de NaCl em sistema de lodo ativado.



Os dados apresentados nesta seção comprovam os dados obtidos através dos testes respirométricos: a presença de NaCl no afluente pode comprometer seriamente o funcionamento do sistema de lodo ativado, diminuindo a eficiência do

mesmo na remoção de nitrogênio e afetando o crescimento dos microrganismos presentes no sistema.

Dessa forma, fica evidente a importância do monitoramento da atividade microbiana em sistema de lodo ativado para que sejam detectados possíveis problemas ocasionados pela presença de intoxicantes no afluente.

CONCLUSÃO

Ao analisarmos os resultados obtidos nesta pesquisa experimental de toxicidade crônica e aguda para microrganismos heterotróficos e autotróficos em sistema de lodo ativado concluiu-se que:

- Concentrações maiores de 15gNaCl/L são prejudiciais ao funcionamento adequado do sistema de lodo ativado, comprometendo o processo de degradação da matéria orgânica. Apesar da queda no desempenho do sistema, notou-se que o aumento gradual da concentração de NaCl em sistema de lodo ativado contribuiu para a adaptação dos microrganismos heterotróficos, possibilitando sua resistência mesmo estando submetido a concentrações elevadas deste intoxicante;

- Os microrganismos autotróficos mostraram-se mais sensíveis à presença de sal no sistema tendo suas atividades metabólicas completamente interrompidas com concentrações de NaCl maiores que 10g/L. Este grupo não apresentou adaptação à presença do intoxicante perante as condições oferecidas neste trabalho;

- Nos testes de toxicidade crônica obteve-se maior resistência dos microrganismos heterotróficos do que nos testes de toxicidade aguda. Observou-se que, quando o sal foi adicionado gradativamente ao sistema seu lodo resistiu até a última concentração de NaCl estudada, havendo atividade metabólica do mesmo. No entanto quando o lodo recebeu de uma só vez cargas mais elevadas de NaCl teve sua atividade metabólica completamente interrompida pela presença do intoxicante;

- Há relação direta entre o aumento da concentração de NaCl que chega ao sistema e a diminuição da taxa de crescimento específico máximo. Tanto para testes de toxicidade crônica quanto para testes de toxicidade aguda o μ_m teve seu valor reduzido em mais de 50% quando adicionada a concentração de 22,5gNaCl/L;

- A respirometria apresenta-se como ferramenta importante para avaliação da toxicidade em sistema de lodo ativado, pois possibilita o cálculo da cinética do metabolismo biológico e sua variação frente à presença de substâncias tóxicas;

- Os testes de eficiência do sistema comprovaram os dados obtidos através dos respirometria, apontando a queda na eficiência dos microrganismos autotróficos e a mudança das características do lodo quando recebe NaCl em seu afluente;

- Fica evidente a necessidade de monitoramento do afluente em sistema de lodo ativado para que possíveis alterações na microbiota sejam identificadas e evitadas. É importante que sistemas que recebem cargas salinas sejam compostos por microrganismos previamente adaptados à presença do sal garantindo o seu funcionamento normal mesmo na presença deste intoxicante.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713**: Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Aguda – Método de Ensaio com *daphnia spp* (Cladocera, Crustácea). Rio de Janeiro: 2004. p. 17.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9.800**: Critérios para Lançamento de Efluentes Líquidos Industriais no Sistema Coletor Público de Esgoto Sanitário: São Paulo, abr. 1987.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, DC, 21th Ed. 2012.

BASSIN, J. P., DEZOTTI, M. G., SANT'ANNA JR L. Nitrification of industrial and domestic saline wastewaters in moving bed biofilm reactor and sequencing batch reactor. **Journal of Hazardous Materials**. 242–248. 2011.

BENTO, A. P, et al. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgoto do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Eng. Sanit. Ambiental**, v. 10(4), 329-338. 2005.

BRASIL. Concelho Nacional do Meio Ambiente – **CONAMA**. Resolução 430, 2011.

BRASIL; Portaria nº 357, Ministério da saúde: Brasília, 2005.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual de saneamento. 3. ed. rev. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006.

CATUNDA, S. Y. C.; DEEP, G. S.; VAN HAANDEL, A. C.; FREIRE, R. C. S. **Fast on-line measurement of the respiration rate in activated sludge systems**. IEEE Instrumentation and measurement technology conference Bruxelas, Bélgica, Junho 4-6. 1996.

COSTA, F. C. *et al.* **Avaliação do processo de lodos ativados para o tratamento de efluente industrial com alta salinidade**. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2002.

DAN, N. P., VISVANATHAN, C., BASU, B. Comparative Evaluation of Yeast and Bacterial Treatment of High Salinity Wastewater Based on Biokinetic Coefficients. **Bioresource Technology**, v. 87, pp. 51 – 56, 2003.

GIORDANO, G. **Avaliação ambiental de um balneário e estudo de alternativa para controle da poluição utilizando o processo eletrolítico para o tratamento de esgotos**. Niterói – RJ, 1999. 137 p. Dissertação de Mestrado (Ciência Ambiental) Universidade Federal Fluminense, 1999.

GOLDSTEIN, E. G. Testes de toxicidade de efluentes industriais. **Revista Ambiente**, v. 2, n. 2, p. 33-38, 1988.

JENKINS, D.; RICHARD, M. G.; DAIGGER, G. T. **Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems**. 3rd ed. Boca Raton: Lewis Publishers. 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.

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.

LEFEBVRE, O., MOLETTA, R. Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: a literature review. **Water Res.**40, 2006.

MARAI, G. v. R.; EKAMA, G. A. **The activated sludge process Part I: steady state Behaviour**. Water SA, v. 2, n. 4, p. 164-200, October. 1976.

MEDEIROS, V. A. de *et al.* Avaliação do efeito da salinidade e da adição de um suplemento nutricional no tratamento biológico de um efluente industrial complexo. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande, 2005.

MESQUITA, D. P.; COELHO, M. A. Z.; FERREIRA, E. C. Efeito do sal no Desempenho de um Reator Batelada Seqüencial. In: **XVI Congresso Brasileiro de Engenharia Química**. Santos – SP. 2006.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, disposal and reuse**. 4. ed. Boston, Mc Graw-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.l.], v.40, [s.n.], p. 1377- 1388, 2006.

PEREIRA, A. R. B. e FREITAS, D. A. F. de. Uso de microorganismos para a biorremediação de ambientes Impactados. **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. v. 14(6), p. 975 – 1006, 2012.

REN, S. Assessing wastewater toxicity to activated sludge: recent research and developments. **Environment International** 30 (2004) 1151– 1164.

SALVADÓ, H. *et al.* Effects of Shock Load of Salt on Protozoan Communities of Activated Sludge, *ActaProtozoologica*, [S.l.], v.40, [s.n.], p.177-185, 2001.

SANTOS, M. O. R. M dos. **O impacto da cobrança pelo uso da água no comportamento do usuário**. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro: UFRJ, Rio de Janeiro, RJ. 2002.

SANTOS, T. G. **Utilização da respirometria para avaliar o grau de toxicidade de poluentes prioritários em sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias**. 83p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande: UFCG, Campina Grande, PB. 2007.

SILVA, A. C.; **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro: UFRJ, Rio de Janeiro, RJ. 2002.

UYGUR, A., KARGI, F. Salt inhibition on biological nutrient removal from saline wastewater in a sequencing batch reactor, **Enzyme and Microbial Technology**, v. 34, n. 3-4, pp. 313-318. 2004.

VAN HAANDEL, A. C.; CATUNDA, S. Y. C. Determinação da taxa de consumo de oxigênio. **Revista Engenharia Sanitária** 21,4, PP 481-488, 1982.

VAN HAANDEL, A. C.; CATUNDA, S. Y. C. **Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: teoria e aplicações**. Campina Grande – PB. p. 110. No prelo 2014.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. v. R. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações**. Campina Grande: epgraf, 1999. p.472.

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook biological waste water treatment: design and optimization of activated sludge systems**. 2. ed. Londres – UK: IWA Publishing of Alliance House, 2012. p. 816.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Vol. 2. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA – UFMG, 1996. p. 211.

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.

ZERDAZI, R. Use of Continuous Aeration Respirometry Method for the Prediction of Slightly Saline Waste Water Biodegradation. **Energy Procedia**. V. 18 (2012) 1361 – 1371.