



**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**

**SISTEMA HÍBRIDO PARA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO DE  
ESGOTO SANITÁRIO**

**ALANE LIMA DE FREITAS SOUTO**

**CAMPINA GRANDE – PB**

**2014**

**ALANE LIMA DE FREITAS SOUTO**

**SISTEMA HÍBRIDO PARA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO DE  
ESGOTO SANITÁRIO**

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: Prof. Dr. José Tavares de Sousa**

**Co- Orientador: Dr. Israel Nunes Henrique**

**CAMPINA GRANDE – PB**

**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.

S726s Souto, Alane Lima de Freitas.

Sistema híbrido para remoção biológica de nitrogênio de esgoto sanitário [manuscrito] / Alane de Lima Freitas Souto. - 2014.

94 p. : il. color.

Digitado.

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

"Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental".

"Co-Orientação: Prof. Dr. Israel Nunes Henrique, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental".

1. Tratamento de águas residuárias. 2. Tratamento de esgoto. 3. Sistema de tratamento combinado. 4. Remoção de nitrogênio.

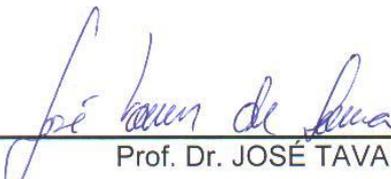
I. Título.

21. ed. CDD 628.3

**ALANE LIMA DE FREITAS SOUTO**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 21/02/2014

BANCA EXAMINADORA

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA  
(Orientador - Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. ISRAEL NUNES HENRIQUE  
(Co-orientador – PNPd-CNPq)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. RODRIGO JOSÉ DE OLIVEIRA  
(Examinador Interno - Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)

  
\_\_\_\_\_  
Profª. Dr. CATARINA SIMONE ANDRADE DO CANTO  
(Examinador Externo – Instituto Mauá de Tecnologia- IMT)

***“Se não puder se destacar pelo talento, vença  
pelo esforço”***

**“Dave Weinbaum**

## DEDICATÓRIA

À minha mãe “Guerreira” **Terezinha de Souza Lima**, ao meu pai **Crizonaldo Alves de Freitas** que, apesar da ausência, sempre esteve presente em meu coração, ao meu esposo **Belino Cavalcante Souto Júnior**, meu companheiro de todas as horas e as Minhas filhas **Kauhanny de Lima Souto** e **Kamily Vitória de Lima Souto**.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, acima de tudo, por todas as bênçãos derramadas em mim e pelo constante auxílio nos momentos mais difíceis.

À Meu esposo Belino Cavalcante Souto Júnior pelo carinho, apoio e compreensão durante todas as etapas de minha pós-graduação.

À Minha mãe por estar presente em todos os momentos da minha vida.

A meu pai Crizonaldo Alves de Freitas que apesar da ausência, sempre esteve presente em meu coração.

As minhas filhas Kauhanny de Lima Souto e Kamily Vitória de Lima Souto por perdoarem minha ausência ao lado da minha pós-graduação.

À meus irmãos Thiago Lima de Freitas, Cristiane Lima de Freitas, Caliana de Lima Lopes e Tatiana Lima de Freitas.

Aos meus familiares pela dedicação e confiança em mim depositadas durante minha formação.

Aos meus sogros Belino e Geraldina pela amizade e apoio durante minha trajetória.

Às minhas cunhadas Francielle, Geane e Gledsnelle pelo incentivo e confiança.

Ao professor Tavares pela orientação, apoio e confiança durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu amigo e Co-orientador Israel Nunes Henrique, pela paciência, dedicação, ensinamentos e incentivo constante, minha admiração a esse pesquisador admirável.

Aos amigos da turma de mestrado, em especial à Rizoneide Borges, Alessandra e Joseilton, por terem acompanhado minha trajetória, pelos seminários, provas e exercícios compartilhados juntos, pelos momentos de estresse e conselhos trocados.

Aos amigos do laboratório (PROSAB), em especial à Joseilda, Camila, Wagner, Juliana, Yasmim e Michele, pela ajuda, companheirismo, desabafos e apoio nas atividades da pesquisa.

À seu Marcone por esta sempre disponível a nos ajudar.

Aos meus amigos Gustavo Luna, Gilmara, Alda e Josy pelo incentivo.

## SÚMARIO

**LISTA DE FIGURAS**

**LISTA DE TABELAS**

**LISTA DE QUADROS**

**LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS**

**RESUMO**

**ABSTRACT**

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	18
<b>2. OBJETIVOS</b>	20
2.1. objetivo Geral	20
2.2. Objetivos Específicos	20
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	21
3.1. Poluição hídrica	21
3.2. Tratamento Biológico de Efluentes	21
3.3. Ambiente anóxico	22
3.4. Ambiente Anaeróbio	23
3.5 Ambiente Aeróbio	24
3.6. Sistemas com Biomassa	25
3.6.1. Sistema com biomassa em suspensão	25
3.6.1.1 Lodos Ativados em Reator de Bateladas Sequenciais	26
3.6.1.2 Balanço de massa em material orgânico	26
3.6.2. Sistemas com biomassa fixa	27
3.6.2.1. Biofilmes	29
3.6.2. 1.1. Formação, Estrutura e Comportamento dos Biofilmes	29
3.6.3. Reatores Híbridos	30
3.7. Geração de lodo em estações de tratamento de águas residuárias	31
3.7.1 Lise celular	31
3.7.1.1 Lise Celular Induzida por Microondas	33
3.8 Respirômetria de Lodo Biológico	33
3.9. Nitrogênio nas águas residuárias	34
3.9.1. Remoção Biológica de Nitrogênio	34

3.9.1.1. Amonificação	36
3.9.1.2. Nitrificação	37
3.9.1.3. Desnitrificação	38
3.9.1.3.1 Fatores que afetam na desnitrificação	39
3.9.2. Balanço de massa do material nitrogenado	39
<b>4. MATERIAIS E METÓDOS</b>	<b>41</b>
4.1. Localização do experimento	41
4.2. Descrição dos sistemas experimentais	41
4.2.1. Primeira fase: remoção biológica de nutrientes em sistema combinado reator An/Ax seguido por RAMSI	41
4.2.1.1. Configuração do Sistema Experimental	43
Procedimento de alimentação e recirculação do sistema combinado: An/Ax + RAMSI	43
4.2.1.2. Meio suporte para formação de biofilme	44
4.3. Balanços de massa do material orgânico e nitrogenado	45
4.3.1. Balanço de massa do material orgânico	46
4.3.2. Balanço de massa do material nitrogenado	46
4.4.1. Segunda fase: avaliação da biodegradabilidade de lodo biológico lisado	47
4.4.1.1. Utilização da respirometria no auxílio de fonte de carbono do lodo lisado	48
4.4.1.2. Procedimentos	49
4.5 Análises Físico-Químicas	50
4.6. Análises Estatísticas	50
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>51</b>
5.1. Remoção biológica de nutrientes em sistema combinado reator An/Ax seguido por RAMSI	51
5.1.1 Potencial hidrogeniônico (pH) do afluente(EB) e efluentes do reator An/Ax e RAMSI.	51
5.1.2. Alcalinidade Total do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI, respectivamente.	52
5.1.3 Ácidos Graxos Totais (AGV) do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI, respectivamente.	54

5.2. Remoção de matéria orgânica	54
5.2.1. DQO Bruta do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI, respectivamente.	55
5.2.2. DQO Filtrada do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI, respectivamente.	56
5.3. Remoção de material nitrogenado	57
5.3.1. Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI, respectivamente.	58
5.3.2. Nitrogenio Amoniacal do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI, respectivamente.	59
5.3.3. Nitrito do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI, respectivamente.	60
5.3.4. Nitrato do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI, respectivamente.	61
5.4. Remoção de Compostos Fosfatados	62
5.4.1. Fósforo Total do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI, respectivamente.	62
5.4.2. Ortofosfato do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI, respectivamente.	63
5.5. Remoção de Sólidos Totais	64
5.5.1. Sólidos Totais	65
5.5.2. Remoção de Sólidos Totais Voláteis	65
5.6. Remoção de Sólidos Suspensos	65
5.6.1. Sólidos Suspensos Totais	65
5.6.2. Sólidos Suspensos Voláteis	66
5.7. Resultados do balanço de massa do material orgânico e nitrogenado	68
5.8. Segunda fase: avaliação da biodegradabilidade de lodo biológico lisado	70
5.8.1. Lodo Anaeróbio	71
5.8.2. Lodo Aeróbio	77
<b>6. CONCLUSÕES</b>	<b>83</b>
<b>7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>84</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Representação esquemática das formas e das reações do material nitrogenado no sistema de lodo ativado.	36
<b>Figura 2.</b> Representação esquemática do sistema experimental de tratamento de esgoto doméstico por reatores combinado.	42
<b>Figura 3.</b> Foto do sistema combinado reator An/Ax seguido de RAMSI.	42
<b>Figura 4.</b> Distribuição temporal de um ciclo aplicado aos reatores An/ Ax + RAMSI.	44
<b>Figura 5.</b> Esponja de poliuretano em formato retangular	45
<b>Figura 6.</b> Imobilização da esponja de poliuretano em um dispositivo de PVC cilíndrico envolvido por uma tela de nylon e conectado a um agitador mecânico.	45
<b>Figura 7.</b> Comportamento do Potencial hidrogeniônico (ph) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.	51
<b>Figura 8.</b> Comportamento da Alcalinidade Total na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.	53
<b>Figura 9.</b> Comportamento dos ácidos graxos voláteis (AGV) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.	54
<b>Figura 10.</b> Comportamento da DQO Bruta na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.	55
<b>Figura 11.</b> Comportamento da DQO Filtrada na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.	57
<b>Figura 12.</b> Comportamento do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.	58
<b>Figura 13.</b> Comportamento do Nitrogênio amoniacal na Fase adaptativa	59

(F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

**Figura 14.** Comportamento do Nitrito na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI. 60

**Figura 15.** Comportamento do Nitrato na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI. 61

**Figura 16.** Comportamento do Fósforo Total na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionaria (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI. 62

**Figura 17.** Comportamento do Fósforo Total (A) e Ortofosfato(B) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionaria (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI. 63

**Figura 18.** Comportamento dos Sólidos Totais (ST) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI. 64

**Figura 19.** Comportamento dos Sólidos Totais Voláteis(STV) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI. 65

**Figura 20.** Comportamento dos Sólidos Suspensos Totais (SST) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI. 65

**Figura 21.** Comportamento dos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI. 67

**Figura 22.** Balanço de massa do material orgânico e nitrogenado 69

**Figura 23.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 1 de assimilação dos substratos utilizados com lodo anaeróbio. 71

**Figura 24.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 2 de assimilação dos substratos utilizados com lodo anaeróbio. 73

**Figura 25.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 3 de assimilação dos substratos utilizados com lodo anaeróbio. 75

**Figura 26.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 1 de assimilação dos substratos utilizados com lodo aeróbio. 77

**Figura 27.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 2 de 79  
assimilação dos substratos utilizados com lodo aeróbio.

**Figura 28.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 3 de 81  
assimilação dos substratos utilizados com lodo aeróbio.

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Aceptores de elétrons típicos das reações de oxidação no tratamento de águas residuárias	22
<b>Tabela 2.</b> Parâmetros analisados na monitoração e seus respectivos métodos analíticos.	50
<b>Tabela 3.</b> Parâmetros e resultados obtidos durante o monitoramento do sistema combinado RAn/Ax + RAMSI, para determinação do balanço de massa.	68
<b>Tabela 4.</b> Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 1 com lodo anaeróbio.	72
<b>Tabela 5.</b> Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 2 com lodo anaeróbio.	74
<b>Tabela 6.</b> Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 3 com lodo anaeróbio.	76
<b>Tabela 7.</b> Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 1 com lodo aeróbio.	78
<b>Tabela 8.</b> Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 2 com lodo aeróbio.	79
<b>Tabela 9.</b> Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 3 com lodo aeróbio.	81

## LISTA DE QUADROS

- Quadro 1. Equações utilizadas para determinar o balanço de massa do material orgânico. 46
- Quadro 2. Equações utilizadas para determinar o balanço de massa do material nitrogenado. 47

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

A/M	Alimento/ microrganismo
AGV:	Ácidos Graxos Voláteis ( $\text{mgHAc.L}^{-1}$ )
ANAB:	Anabolismo
An/Ax	Anaeróbio/Anóxico
ATU:	Alil-tioureia
B <sub>n</sub> :	Balanco de massa de material nitrogenado
Bo:	Balanco de massa do material orgânico
CaCO <sub>3</sub> :	Carbonato de Cálcio
CAGEPA:	Companhia de Água e Esgotos do Estado da Paraíba
CO <sub>2</sub> :	Dióxido de carbono
CH <sub>4</sub> :	Metano
CAT:	Catabolismo
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ )
CONAMA:	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPU:	Central Processing Unit
DQO:	Demanda Química de Oxigênio ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ )
DQO <sub>rb</sub> :	DQO rapidamente biodegradável ( $\text{mg.O}_2.\text{L}^{-1}$ )
DQO <sub>lb</sub> :	DQO lentamente biodegradável ( $\text{mg.O}_2.\text{L}^{-1}$ )
EB:	Esgoto Bruto
ETE:	Estação de Tratamento de Esgoto
F <sub>b</sub> <sup>b</sup> :	Fração biodegradável da DQO afluente
F <sub>rb</sub> :	Fração de DQO rapidamente biodegradável
F <sub>lb</sub> :	Fração de DQO lentamente biodegradável
F <sub>s</sub> :	Fração solúvel
H <sub>2</sub> :	Gás hidrogênio
H <sub>2</sub> O:	Água
H <sub>2</sub> S	Sulfeto
HCl:	Ácido clorídrico
L A:	Lodo ativado
MET:	Metabolismo
NaOH:	Hidróxido de sódio
N – NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> :	Nitrogênio como amônia ( $\text{mgN-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$ )
MN <sub>1</sub> :	fluxo de nitrogênio descarregado no lodo de excesso ( $\text{mgN.d}^{-1}$ )
MN <sub>d</sub> :	fluxo de nitrogênio utilizado na desnitrificação ( $\text{mgN.d}^{-1}$ )
mN <sub>d</sub> :	Nitrogênio utilizado na desnitrificação ( $\text{mgN.d}^{-1}$ )
MN <sub>ta</sub> :	fluxo de nitrogênio descarregado afluente ( $\text{mgN.d}^{-1}$ )
mN <sub>ta</sub> :	Nitrogênio afluente ( $\text{mgN.d}^{-1}$ )
MN <sub>te</sub> :	fluxo de nitrogênio descarregado no efluente ( $\text{mgN.d}^{-1}$ )
mN <sub>te</sub> :	Nitrogênio descarregado no efluente ( $\text{mgN.d}^{-1}$ )
mN <sub>te</sub> :	mN <sub>xv</sub> : Nitrogênio descarregado no lodo de excesso ( $\text{mgN.d}^{-1}$ )
MSo:	fluxo de DQO oxidada ( $\text{mgDQO.L}^{-1}$ )
MSta:	fluxo de DQO afluente ( $\text{mgDQO.L}^{-1}$ )

MSt <sub>e</sub> :	fluxo de DQO efluente (mgDQO.L <sup>-1</sup> )
MSX <sub>v</sub> :	fluxo de DQO que sai no lodo de excesso (mgDQO.L <sup>-1</sup> )
N – NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> :	Nitrogênio como nitrito (mgN-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /L)
N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> :	Nitrogênio como nitrato (mgN-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)
N <sub>2</sub> :	Gás nitrogênio
NaOH:	Hidróxido de sódio
N <sub>oa</sub> :	nitrogênio oxidado afluente (mg.L <sup>-1</sup> )
N <sub>oe</sub> :	nitrogênio oxidado efluente (mg.L <sup>-1</sup> )
N <sub>ta</sub> :	Concentração de nitrogênio afluente (mg.L <sup>-1</sup> )
N <sub>te</sub> :	Concentração de nitrogênio efluente (mg.L <sup>-1</sup> )
NTK:	Nitrogênio Total Kjeldahl
NTK <sub>a</sub> :	Nitrogênio Total Kjeldahl afluente (mg.L <sup>-1</sup> )
NTK <sub>e</sub> :	Nitrogênio Total Kjeldahl efluente (mg.L <sup>-1</sup> )
NTK <sub>RAMSI</sub> :	Concentração de NTK do RAMSI (mg.L <sup>-1</sup> )
NTK <sub>RAn/Ax</sub> :	Concentração de NTK do RAn/Ax (mg.L <sup>-1</sup> )
O <sub>2</sub> :	Gás oxigênio
OD:	Oxigênio Dissolvido
OD <sub>máx</sub> :	Oxigênio dissolvido máximo
OD <sub>mín</sub> :	Oxigênio dissolvido mínimo
pH:	Potencial hidrogeniônico
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> :	Ortofosfato (mgP-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)
P:	Fósforo (mgP/L)
PVC:	Cloreto de Polivinila
RBS:	Reator em Batelada Seqüencial
RAMSI:	Reator Aeróbio com Meio suporte Submerso Imobilizado
rpm:	Rotação por minuto
SST:	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
SSV:	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> :	Sulfato
SSV:	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
S <sub>DQO</sub> :	Solubilização DQO (%)
TCO:	Taxa de Consumo de Oxigênio (mgO <sub>2</sub> /L.h)
TDH:	Tempo de Detenção Hidráulica (h)
TRC:	Tempo de Retenção Celular (d)
UASB:	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
Q <sub>a</sub> :	Vazão afluente (L.d <sup>-1</sup> )
SSV <sub>RAMSI</sub> :	Concentração de SSV do RAMSI (mg.L <sup>-1</sup> )
SSV <sub>RAn/Ax</sub> :	Concentração de SSV do RAn/Ax (mg.L <sup>-1</sup> )
S <sub>ta</sub> :	DQO afluente (mg.L <sup>-1</sup> )
S <sub>te</sub> :	DQO efluente (mg.L <sup>-1</sup> )
S <sub>xv</sub> :	DQO dos SSV no licor misto (mg.L <sup>-1</sup> )
xv:	Concentração e lodo (mgSSV.L <sup>-1</sup> )

## RESUMO

Sistemas combinando processos anaeróbio e aeróbio no tratamento de águas residuárias, têm sido considerados alternativas viáveis do ponto de vista técnico-econômico em relação aos sistemas tradicionais por apresentarem maiores remoções de nutrientes, utilizando desta maneira sistemas compactos, de baixo custo-benefício e de fácil manutenção e operação. Atendendo assim, a legislação brasileira quanto ao lançamento dos efluentes nos corpos d'água. Neste estudo, foram desenvolvidos estudos em um sistema de tratamento combinando reator anaeróbio/anóxico (An/Ax) seguido de reator aeróbio com meio suporte imobilizado (RAMSI), buscando produzir efluente com baixas concentrações de material carbonáceo e nutrientes e menor produção de lodo de excesso. O experimento foi realizado em duas fases. A primeira fase foi constituída de sistema combinado anaeróbio/anóxico (An/Ax) seguido de reator aeróbio de meio suporte imobilizado (esponja sintética de poliuretano) submerso imobilizado (RAMSI) operado em regime de bateladas com recirculação. Na segunda, foram realizados testes respirométricos como ferramenta para avaliar a biodegradabilidade de lodo biológico lisado, por meio de técnicas de lise celular induzida: reação ácido-base, microondas, térmica e ação mecânica. O sistema combinado removeu de forma eficiente material carbonáceo (92%), SST (98%), SSV (97%), NTK (93%) e N-NH<sub>4</sub> - (96%). Produzindo efluente com concentrações médias de nitrito e nitrato, respectivamente de 0,04 mgN-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> e 0,65 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>. Através do balanço de massa constatou-se um crescimento bacteriano concebido pelo consumo e remoção de substrato (fração orgânica) e no processo de nitrificação seguido de desnitrificação (fração nitrogenada). Quanto a quantificação de biomassa presente no reator An/Ax e no RAMSI, constatou-se que o RAMSI apresentou maior concentração de SSV (12766) mg.L<sup>-1</sup> e DQO (10878 mg.L<sup>-1</sup>) que o reator An/Ax, associando-se esse resultado ao biofilme formado no meio suporte (espuma de poliuretano) inserido no interior do reator. Os resultados obtidos através dos testes respirométricos constataram que o lodo triturado apresentou concentração de material rapidamente biodegradável superior aos demais lodos lisados.

Palavras-chave: sistema combinado; biodegradabilidade da matéria orgânica; remoção biológica de nutrientes; respirometria.

## ABSTRACT

Combining anaerobic and aerobic processes in wastewater treatment systems have been considered viable alternatives technically-economically than traditional systems because they have higher nutrient removal, using this way compact systems, low cost - effective and easy maintenance and operation. Since then, Brazilian law regarding the release of effluents into water bodies. In this study, studies were developed as a treatment system combining anaerobic / anoxic (An/Ax) followed by aerobic reactor with immobilized support medium (RAMSI), seeking to produce effluent with low concentrations of organic material and nutrients and produce less sludge excess. The experiment was conducted in two phases. The first phase consisted of combined system anaerobic / anoxic (An/Ax) followed by aerobic reactor of immobilized support medium (synthetic polyurethane sponge) submerged immobilized (RAMSI) operated under batch recirculation. In the second, respirometric tests were performed as a tool to assess the biodegradability of activated sludge lysate through techniques induced cell lysis: acid-base reaction, microwave, thermal and mechanical action. The combined system removed efficiently carbonaceous material (92%, SST (98%), SSV (97%), NTK (93%) and N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup> (96 %). Producing effluent with average concentrations of nitrite and nitrate, respectively 0.04 mg N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> and 0.65 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>. Through the bullet mass is found a bacterial growth designed for the consumption and removal of substrate (organic fraction) and the nitrification followed by denitrification (nitrogen fraction). Regarding the quantification of biomass present in the reactor An/Ax and RAMSI, found RAMSI showed that the highest concentration of SSV (12766) mg.L<sup>-1</sup> and COD (10,878 mg L<sup>-1</sup>) that An/Ax reactor, associating this result in the biofilm support medium (polyurethane foam) inserted inside the reactor. Results obtained through respirometric tests found that the concentration of sludge presented ground rapidly biodegradable material superior to others lysates sludge.

Keywords: combined system; biodegradability of organic matter; biological nutrient removal; respirometry .

## 1. INTRODUÇÃO

O crescimento desordenado da população aliado ao desenvolvimento tecnológico e industrial ao longo dos anos têm acelerado os crescentes níveis de poluição dos recursos hídricos, gerando resíduos sólidos e líquidos cada vez mais complexos, o que exige o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de efluentes, com o objetivo de reduzir ou eliminar poluentes antes de seu lançamento e/ou descarte no meio ambiente tais como, alta carga de matéria orgânica e de nutrientes presentes nas águas residuais domésticas (METCALF e EDDY, 2003). O lançamento não controlado destes resíduos nos corpos de água está gradualmente deteriorando a qualidade de lagos e rios, resultando no processo de eutrofização, causado pelo enriquecimento destes ecossistemas com nutrientes, como nitrogênio e fósforo, resultando na proliferação de algas e cianobactérias, as quais liberam toxinas, podendo desencadear doenças.

Na busca de soluções para estes problemas tem-se verificado o desenvolvimento de pesquisas aplicadas, visando principalmente a possibilidade de aplicação de cargas orgânicas mais elevadas e a redução de áreas necessárias ao tratamento, por conseguinte, menores custos de implantação, menor produção de lodo e alocação de efluente com qualidade adequando as exigências dos órgãos ambientais (ABREU e ZAIAT, 2008; DAVEREY et al., 2012).

Os processos de tratamento biológico de água residuais mais comuns são: processos anaeróbios, anóxicos e aeróbios, os quais podem atuar separadamente ou combinados. No entanto, a discussão sobre a utilização de processo anaeróbio ou aeróbio para o tratamento de esgoto sanitário está se tornando cada vez menos frequente. Sistemas combinados utilizando dois processos têm se destacado por aproveitar as vantagens de cada processo, minimizando seus aspectos negativos (CHUNG et al., 2007; KIM et al., 2003). Obtendo assim uma maior remoção da matéria orgânica, com baixos custos de implantação e operação, além de sistemas mais compactos com menor produção de lodo, que podem ser citados como vantagens dos sistemas anaeróbios. Além disso, a combinação torna possível a remoção de nitrogênio e, algumas vezes, fósforo, características dos processos aeróbios (ABREU e ZAIAT, 2008; GARCIA et al., 2009; ASADI et al., 2012; ZANETTI et al., 2012).

Quando comparado com o processo tradicional de remoção biológica de nutrientes, o processo conjugado pode reduzir o consumo de energia na aeração, exigindo menos carbono e alcalinidade para a desnitrificação, a reação ocorre em menor tempo, além de reduzir a quantidade de lodo produzido (HELLINGA et al, 1998; VAN DONGEN et al, 2001; PENG et al, 2004).

Na atualidade um dos grandes desafios para empresas de saneamento é o destino do lodo produzido diariamente nas estações de tratamento de esgoto. Por conter bactérias patogênicas, que podem contaminar o ambiente se eliminadas sem tratamento adequado (CHANG et al., 2011). Portanto, o lodo produzido, necessita de uma qualidade sanitária apropriada antes de sua disposição final.

Atualmente, experiências em bancada laboratoriais e em escala piloto, estudam a viabilidade técnica de se utilizar o lodo produzido no tratamento de esgotos sanitários como fonte alternativa de material orgânico (através de lise celular induzida) para a obtenção de fonte de carbono interna na remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, e concomitante a este, diminuir a geração de lodo a ser descartado ao meio ambiente (HENRIQUE et al., 2010). Entre os métodos, destacam-se os processos por via química, física, hidrólise, térmica, biológica ou combinação de qualquer um desses métodos (DOGÃN e SANIN, 2009). O uso de lodo biológico lisado pode contribuir consideravelmente com a quantidade de carbono necessária para os procesos biológicos de remoção de nutrientes em sistemas biológicos aerados.

Essa pesquisa teve como objetivo, a remoção de material carbonáceo e nitrogênio de esgotos sanitários através de sistema combinado. Obtendo assim, um efluente tratado que atenda aos padrões exigidos pela lei vigente, quanto aos aspectos de lançamento em corpos receptores.

## **2. OBJETIVO**

### **2.1. Objetivo Geral**

Avaliar a viabilidade técnica da utilização de um sistema biológico combinado: reator anaeróbio/anóxico seguido de reator aeróbio com biomassa imobilizada em processo de recirculação visando remover material carbonáceo e nitrogênio em esgotos sanitários.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- Quantificar as frações dos constituintes oxidados, através de balanço de massa;
- Avaliar a eficiência do sistema combinado operado em regime de recirculação;
- Avaliar a flexibilidade operacional do sistema combinado na remoção de nitrogênio;
- Verificar o crescimento do biofilme no suporte.
- Quantificar as frações de  $DQO_{rb}$  dos lodos submetidos a lise celular induzida.

### **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1. Poluição hídrico**

A crescente escassez de águas naturais de boa qualidade constitui um dos grandes problemas mundiais da atualidade. O problema está associado principalmente à acelerada deterioração da qualidade dos mananciais superficiais e subterrâneos ocasionada pelo lançamento inadequado de esgotos sanitários, industriais e resíduos sólidos no solo e em corpos hídricos.

A poluição dos corpos hídricos gera uma série de efeitos negativos ao meio ambiente, bem como à saúde humana, prejudicando a manutenção das condições básicas de qualidade d'água para seus diversos usos, além de causar a eutrofização dos corpos hídricos, resultando na depleção de oxigênio para os organismos aquáticos, uma vez que apresentam alta concentração de compostos nitrogenados e fosfatados (ALBUQUERQUE et al., 2012).

O tratamento biológico de efluentes tem sido bastante utilizado na remoção de nutrientes tais como nitrogênio e fosforo, além de remover o material carbonáceo, obtendo, assim, um efluente com baixas concentrações destes componentes.

#### **3.2. Tratamento Biológico de Efluentes**

O tratamento biológico de águas residuárias ocorre com a participação de grupos de microrganismos com características distintas, os quais convertem matéria orgânica e/ou outros componentes presentes nas águas residuárias a novos produtos e novas células. Os processos de tratamento biológicos utilizados na degradação da matéria orgânica são classificados em aeróbios, anóxicos e anaeróbios, podendo atuar de forma individual ou combinada. Dependendo da locação da biomassa dentro do reator, estes reatores podem operar com biomassa em suspensão ou biomassa fixa (BRANDÃO, 2002).

Os sistemas de tratamento biológicos mais utilizados são os sistemas anaeróbios e aeróbios, geralmente, operados de forma individual. Porém, novas tecnologias de tratamento de esgoto vêm sendo desenvolvidas, através de sistemas compactos, de fácil operação, manutenção e de baixo custo. A otimização de

sistemas combinados vem sendo bastante estudado, na área de saneamento, com a finalidade de obter um efluente tratado que atenda os padrões exigidos pela legislação vigente (ASADI et al., 2012).

A integração dos processos anaeróbios / anóxicos com os aeróbios surgiu como uma forma de combinar as vantagens dos processos envolvidos, permitindo dessa forma, alta eficiência de remoção de matéria carbonácea e menor custo se comparado com a alternativa de lodos ativados convencional (PARSEKIAN e PIRES; 2002). Na Tabela 3.1 estão apresentados os aceptores de elétrons mais importantes na oxidação da matéria orgânica em tratamento biológico de esgoto de acordo com a liberação de energia em ordem decrescente (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Tabela 1 – Aceptores de elétrons típicos das reações de oxidação no tratamento de águas residuárias

CONDIÇÕES	ACCEPTOR DE ELÉTRONS	FORMA DO ACCEPTOR APÓS A REAÇÃO
Aeróbia	Oxigênio (O <sub>2</sub> )	Água (H <sub>2</sub> O)
Anóxica	Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	Nitrogênio gasoso (N <sub>2</sub> )
Anaeróbia	Sulfato (SO <sub>4</sub> ) Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )	Sulfeto (H <sub>2</sub> S) Metano (CH <sub>4</sub> )

Fonte: Van Haandel e Lettinga (1994)

### 3.3. Ambiente anóxico

O ambiente anóxico pode ser definido como um ambiente onde o processo de desnitrificação ocorre na ausência de oxigênio e na presença de nitrato. Portanto, os microrganismos heterotróficos facultativos passam a utilizar nitrato no seu processo respiratório, convertendo-os a nitrogênio gasoso, que escapa para atmosfera. Para que a desnitrificação ocorra é necessário uma fonte de carbono orgânico, a qual pode ser introduzida artificialmente ou estar disponível na própria água residuária.

Os sistemas que possuem zonas anóxicas apresentam uma maior taxa de desnitrificação, devido a elevada concentração de matéria orgânica na zona anóxica, advindo do esgoto. De acordo com Von Sperling *et al.* (2005), a presença de zonas anóxicas como pré-desnitrificação proporciona algumas vantagens como:

- menor tempo de detenção na zona anóxica, comparado ao arranjo de pós-desnitrificação;
- redução do consumo de oxigênio face à estabilização da matéria orgânica, utilizando o nitrato como receptor de elétrons na zona anóxica;
- possibilidade da redução do volume da zona aeróbia, em decorrência da estabilização de parte da DBO na zona anóxica (a redução do volume não deverá ser tal que afete a nitrificação);
- não há necessidade de um tanque de reaeração separado, como no arranjo de pós-desnitrificação.

### 3.4. Ambiente Anaeróbio

No ambiente anaeróbio ocorre o processo de digestão anaeróbia capaz de metabolizar matéria orgânica na ausência de um oxidante. Esse processo converte matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico, amônia e novas células bacterianas através de uma série de processos microbiológicos envolvidos. Esse processo está dividido em quatro etapas distintas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Com a participação de três principais grupos de bactérias. O primeiro grupo, as bactérias hidrolíticas e acidogênicas, que hidrolisam substratos complexos (carboidratos, lipídios, proteínas, etc) a monômeros dissolvidos (açúcares, peptídeos, aminoácidos, etc) e ainda a gás carbônico, hidrogênio e ácidos orgânicos. O segundo grupo de bactérias acetogênicas, que convertem os monômeros simples e ácidos graxos para acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. O terceiro grupo constitui as bactérias metanogênicas que utilizam o  $H_2$ ,  $CO_2$  e acetato para a produção de  $CH_4$  e  $CO_2$  (BOUGRIER *et al.*, 2005; PILLI *et al.*, 2010).

Existe uma grande variedade de sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto sanitário. Os mais empregados, no Brasil são: decanto-digestores (tanques sépticos), lagoas anaeróbias, filtros anaeróbios, reatores anaeróbios de manta de

lodo (UASB) e, a partir de 1980, os reatores anaeróbios compartimentados e de leito expandido ou fluidificado. Os mesmos podem apresentar-se de forma individual ou em sistemas conjugados, podendo assim, atender a diversas necessidades de cada Estação de Tratamento (SARTI et al., 2005).

Os reatores anaeróbios apresentam inúmeras vantagens como fácil manutenção e operação, baixo custo, baixa produção de lodo quando comparado aos processos aeróbios. Esse processo ainda apresenta algumas limitações, tais como ineficiência na remoção de nutrientes e de organismos patogênicos, além da possibilidade de exalar maus odores. Portanto, torna-se necessário o pós-tratamento do efluente anaeróbio para alcançar padrões de descarga ao meio ambiente (CHONG et al., 2012).

Os reatores conjugados têm sido desenvolvidos a partir da necessidade de aperfeiçoar sistemas já consolidados, como os reatores tipo UASB. No intuito de se obter um efluente tratado que atenda às normas de lançamento em corpos receptores.

### **3.5. Ambiente Aeróbio**

Nos reatores aeróbios de tratamento de efluentes ocorre a oxidação da matéria orgânica com a participação de microrganismos os quais utilizam o oxigênio molecular, ( $O_2$ ), como aceptor de elétrons. Esse processo, normalmente, ocorre na presença de grupo de microrganismos, atuando conjuntamente para que ocorra a estabilização da matéria orgânica. Os microrganismos presentes são: protozoários, fungos, leveduras, micrometazoários e bactérias. Sendo o maior grupo existente o das bactérias.

Existe uma série de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuais, porém, os mais empregados são lagoas facultativas, lagoas aeradas, filtros biológicos aeróbios, valos de oxidação, disposição controlada no solo e lodo ativado, o qual tem sido um dos sistemas mais utilizados (MELO et al., 2008).

### **3.6. Sistemas com Biomassa**

Os sistemas biológicos de tratamento de esgotos também podem ser classificados de acordo com a locação da biomassa no interior do reator em: biomassa em suspensão e biomassa fixa (SEETHA et al., 2010; FALA°S et al., 2013). No primeiro caso, a biomassa cresce sem nenhuma estrutura de sustentação e os microrganismos se concentram em suspensão na mistura líquida formando o floco que apresenta estrutura heterogênea, contendo material orgânico adsorvido, material inerte das águas residuárias, material microbiano, células vivas e mortas como, por exemplo, lodos ativados convencionais. Já nos sistemas com imobilização os microrganismos ficam aderidos em algum tipo de material suporte, formando um biofilme. Como por exemplo, leito de filtro, aeração por contato, “rotating disc”, leito fluidificado etc. Nesse sistema a biomassa se desenvolve em um meio suporte (VON SPERLING, 2002).

### **3.6.1 Sistema com biomassa em suspensão**

Os processos biológicos de biomassa em suspensão, geralmente, são constituídos por sistemas naturais, como lagoas de estabilização, ou biomassa floculada, compreendendo principalmente os lodos ativados e suas variantes. O princípio da biomassa floculada é o desenvolvimento da atividade dos microrganismos em suspensão, sob a forma de flocos. Este tipo de processo tem uma fase de separação sólido-líquido muito afetada pelas variações de cargas.

O sistema convencional de lodo ativado inclui, basicamente, as seguintes unidades: um tanque de aeração (o reator biológico) seguido de um tanque de decantação (o qual representa um decantador secundário). No tanque de aeração ocorre a oxidação da matéria orgânica e em determinadas condições, pode-se alcançar a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). No tanque de decantação ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa). Uma parcela desses sólidos sedimentados no decantador secundário é recirculada para o tanque de aeração, aumentando a concentração de biomassa ativa no reator, o que faz com que o tempo de retenção celular (idade do lodo) seja maior que o tempo de detenção hidráulica, proporcionando, assim, uma elevada eficiência no sistema. A outra parcela é descartada para manter uma boa relação entre A/M

(alimento/microrganismo), sendo considerados para o sistema de lodo ativado convencional os valores de 0,3 a 0,6 KgDBO<sub>5</sub>/KgSSV.d em termos das concentrações da demanda biológica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) e de sólidos suspensos voláteis (SSV) (VON SPERLING, 2005).

### **3.6.1.1 Lodos Ativados em Reator de Bateladas Sequenciais**

O reator em bateladas sequenciais (RBS) é uma modificação do sistema de lodos ativados convencional, em que ocorrem diferentes etapas de tratamento dentro de um mesmo tanque. Esse sistema tem se destacado devido algumas vantagens em comparação aos processos contínuos, além de apresentar maior flexibilidade na remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo e ser de fácil operação (GARCIA et al., 2009 ; ZANETTI et al., 2012).

O RBS obedece um ciclo de operação pré-determinado, constituído pelas seguintes etapas básicas: (1) enchimento: nesta fase o reator é alimentado com o afluente a ser tratado; (2) aeração: também chamada de fase de reação onde é fornecido oxigênio por difusão para o metabolismo dos microrganismos; (3) sedimentação: na qual ocorre a separação dos sólidos em suspensão do efluente tratado e (4) descarga: última fase do ciclo na qual é descarregado o sobrenadante clarificado e tratado do reator.

Esse reator tem sido muito utilizado para tratar águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio e de fósforo. Neste sistema, os nutrientes são removidos usando dois métodos diferentes: (1) Remoção biológica de fósforo e nitrogênio, em condições aeróbias anóxicas e anaeróbias, através da aeração intermitente e (2) a operação do sistema com menor concentração de oxigênio dissolvido (OD), ocorrendo a nitrificação e desnitrificação simultaneamente (METCALF e EDDY, 2003).

### **3.6.1.2 Balanço de massa em material orgânico**

Em sistemas de lodos ativados, uma fração da massa de material orgânico afluente (MSt<sub>a</sub>) não é removida da fase líquida e deixa o sistema junto com o

efluente (MSte); outra é transformada em lodo orgânico e deixa o sistema como lodo de excesso (MSXv); e a fração restante é oxidada para produtos inorgânicos gasosos (MSo). As frações de material orgânico que deixam o sistema na forma de lodo, oxidada e no efluente, em termos de DQO, permitem fazer o balanço de massa do material orgânico (Bo) (**Equação 1**). De acordo com Van Haandel e Marais (1999), quando o balanço fecha significa  $Bo = 1$ . Nesse caso, o sistema está sob condições de carga orgânica constante e que os erros analíticos normalmente cometidos não são significativos e os dados experimentais são confiáveis.

$$Bo = (MSte + MSXv + MSo) / MSta = 1 \quad (1)$$

Sendo:

MSta: massa de DQO afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

MSte: massa de DQO efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

MSXv: massa de DQO que sai no lodo de excesso ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

MSo: fração de DQO oxidada ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

### 3.6.2 Sistemas com biomassa fixa

Os processos de crescimento aderido de microrganismos (biofilmes) em reatores aeróbios vêm sendo utilizados no tratamento de efluentes por mais de um século, inicialmente na forma de filtros percoladores e biodiscos.

No entanto, ao longo dos anos, novas pesquisas têm se desenvolvido em busca de novas configurações de reatores com biomassa aderida.

O interesse a novas pesquisas neste campo está intimamente ligado à eficiência desses reatores com biomassa, pois quando o mesmo possui biofilme aderido na sua superfície, a sua atividade aumenta, ocorrendo maior taxa de crescimento e utilização do substrato, quando comparada à biomassa dispersa (BRANDÃO, 2002). Outras razões que provocam a renovação no interesse por estes tipos de reatores são as tendências e necessidades provocadas pelo constante crescimento dos centros urbanos, que demandam cada vez mais por estações de

tratamento compactas, com alta capacidade de remoção de nutriente e baixa produção de lodo.

Além dos filtros percoladores e biodiscos, diversos tipos de outros reatores com biomassa fixa surgiram ao longo dos anos, dentre os quais podem ser citados: Biofiltros Aerados Submersos, Reatores de Leito Fluidizado bi-fásicos, Reatores de Leito Fluidizado tri-fásicos, Reatores de Leito Turbulento ou Agitado e *Air-lifts* (BRANDÃO, 2002).

O processo de tratamento aeróbio nestes reatores ocorre com a participação de um grupo de microrganismos que crescem aderidos no meio suporte formando o biofilme. O meio suporte fica imerso no reator, sendo necessário, a presença de oxigênio para que ocorram as conversões bioquímicas realizadas pelas comunidades de microrganismos formadas, fornecido através de ar introduzido artificialmente nos reatores por meio de aeradores mecânicos ou de ar difuso.

A retenção ou imobilização pode ocorrer de duas formas distintas. A primeira ocorre similarmente ao lodo, onde os microrganismos agregam-se formando flocos dispersos ou grânulos densos. Outra forma que ocorre é quando a biomassa adere ao meio suporte inerte, formando películas em sua superfície (biofilmes), tornando assim, microecossistemas biológicos mais resistentes às condições ambientais, quanto à ação de agentes físicos, químicos e predatórios, condição essa favorável para o tratamento de águas residuárias (COSTERNON et al., 1995).

A atividade da biomassa ativa depende de uma série de fatores operacionais e ambientais. A perda da biomassa com o efluente influencia negativamente no desempenho do tratamento. Uma forma de se evitar essa perda é sua imobilização em material suporte, formando os biofilmes. Assim, desvincula-se efetivamente o tempo de retenção celular do tempo de detenção hidráulica, havendo uma maior permanência dos microrganismos no reator (ABREU e ZAIAT, 2008).

A escolha do material suporte adequado é de extrema importância, uma vez que os suportes inertes para imobilização de biomassa podem tornar os sistemas mais estáveis, e reatores com células imobilizadas são poucos sensíveis à presença de materiais tóxicos e inibidores que os processos utilizando biomassa suspensa. Além disso, diferentes suportes podem proporcionar características totalmente diferentes à adesão de biomassa e ao comportamento hidrodinâmico dos reatores (FREIRE e PIRES, 2004).

O emprego de meio suporte no reator biológico consiste na formação de área superficial para o crescimento de biomassa e, conseqüentemente, uma elevação do tempo de retenção celular. Porém, tecnicamente quanto maior a concentração de sólidos aderida e em suspensão, maior será a capacidade de decomposição da matéria orgânica e a conversão de compostos nitrogenados.

A imobilização dos microrganismos formando biofilmes possibilita ao reator biológico: reter uma grande concentração de biomassa no seu interior devido a maior área superficial, melhorando o contato da biomassa com o substrato, conseqüentemente operando em tempos de retenção hidráulica significativamente reduzidos, aumentando a eficiência na remoção da DQO, e diminuindo a produção do lodo e reduzindo a área necessária (ORTIZ et al., 2012).

Alguns autores afirmam ainda que, reatores com biofilme, além de apresentar um bom desempenho, apresentam elevado grau de estabilidade, quando à adesão de biomassa ao suporte. A alta eficiência a ser obtida está intimamente ligado ao meio suporte, pois geralmente se utiliza nesse tipo de aplicação o carvão ativado, além de vidro, cerâmica, espuma de poliuretano, PVC, argilas, areia, alumina, dentre outros (YU et al., 2008; HAN et al., 2009).

### **3.6.2.1 Biofilmes**

#### **3.6.2.1.1 Formação, Estrutura e Comportamento dos Biofilmes**

O biofilme é definido como uma comunidade de células bacterianas estruturadas, rodeada por uma matriz polimérica excretada pelos próprios microrganismos aderidos a uma superfície inerte. A superfície sobre a qual as células microbianas são imobilizadas tem um importante papel na formação do biofilme. Superfícies rugosas e materiais porosos auxiliam a adesão das células e conseqüente formação de biofilme, além de aumentar a área superficial (QURESHI, 2005).

O biofilme é formado de maneira dinâmica envolvendo vários eventos moleculares, como mecanismos de adesão, agregação e expansão da comunidade microbiana, sendo a adesão o principal passo para que ocorra a colonização das bactérias na superfície do meio suporte (WOLFF et al., 2010).

O biofilme produzido fica intimamente ligado à superfície do meio suporte, predominando sobre estas culturas livres em suspensão, favorecendo a formação de micro-ambientes especiais pela interação entre as espécies, garantindo, assim alta estabilidade das colônias (BRANDÃO, 2002).

Liu (1994) observou que em suportes dotados de macrorrugosidades, o biofilme se forma inicialmente nas cavidades, onde são protegidos das forças de cisalhamento, possibilitando a fixação das bactérias na superfície do meio suporte. Porém, formação de biofilmes ocorre de forma irregular e não homogênea. Essa formação é um processo dinâmico que envolve uma série de eventos moleculares, incluindo mecanismos de adesão, agregação e expansão da comunidade.

Os processos de biofilme estão sendo empregados com sucesso para uma variedade de sistemas de tratamento de água residuária para remoção de matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação, tratamento de água de abastecimento como também em muitas áreas da biotecnologia, como indústrias farmacêuticas etc. (LAZAROVA e MANEM 1995).

Embora o desenvolvimento de sistemas de tratamento com biofilme já esteja bem documentado são ainda limitados os conhecimentos de vários processos que governam a formação do biofilme. Um aspecto importante na aderência e desenvolvimento do biofilme tem sido o meio suporte utilizado.

### **3.6.3. Reatores Híbridos**

Os sistemas híbridos constituem uma tecnologia de tratamento de efluentes, que utilizam a combinação de culturas suspensa e fixas no mesmo sistema de tratamento, aumentando assim a concentração de biomassa no interior do reator biológico e otimizando a depuração biológica do esgoto sanitário, sem um significativo aumento na produção de excesso de lodo (ØDEGAARD et al., 2000; MANNINA et al., 2009).

Esses tipos de reatores têm sido utilizados para obter a remoção simultânea e eficiente de matéria orgânica e nitrogênio. Neste tipo de sistema, são adicionados suportes para o crescimento da biomassa dentro do tanque de aeração, visando agregar as vantagens de sistemas do lodo ativado e do biofilme (MULLER, 1998). Os organismos nitrificantes, de lento crescimento, ficam em sua maioria, confinados

no biofilme e os heterotróficos, que são de rápido crescimento, podem crescer no biofilme e nos flocos em suspensão.

### **3.7. Geração de lodo em estações de tratamento de águas residuárias**

Segundo Campos e Pires (2004), apesar dos esgotos sanitários brutos apresentarem apenas 0,1% de sólidos, a produção de lodos nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) é muito elevada, principalmente quando se utiliza o sistema de tratamento aeróbio o qual produz cerca de três vezes ou mais lodo que o tratamento anaeróbio.

Um dos grandes desafios nas estações de tratamento de águas residuárias é a alta geração de lodo, oriundo dos sistemas de tratamentos. Esse subproduto, tal como o esgoto, precisa ser tratado e gerenciado de forma ambientalmente correta antes do seu descarte ao meio ambiente, pois o mesmo apresenta um alto grau de poluição, contendo bactérias patogênicas que colocam em risco a saúde da população (CHANG et al., 2011). No entanto, o tratamento de lodo implica em alto custo, sendo necessário buscar alternativas economicamente viáveis no intuito de contornar esse problema (CAMPOS e PIRES, 2004).

Novas técnicas no tratamento de lodos têm sido desenvolvidas, tendo por finalidade utilizar o lodo produzido no tratamento de esgotos sanitários como fonte alternativa de material orgânico (através de lise celular induzida) para a remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, na busca de minimizar a eutrofização de corpos d'água e concomitante a este, diminuir a geração de lodo a ser descartado ao meio ambiente.

Entre os métodos utilizados para lise celular, inclui-se o processo por uso de ultrassom (BOUGRIER et al., 2005) e micro-onda (LIN et al., 2012), dentre outros.

#### **3.7.1 Lise celular**

A desintegração do lodo (lise celular) é uma alternativa propícia na minimização da geração de lodos, uma vez que esse lodo é retornado ao sistema como fonte de alimento para as demais bactérias (ANDREOLI et al., 2003).

A lise celular induzida é o rompimento da parede celular e da membrana citoplasmática das células por ação forçada, ocasionando a liberação do material intracelular, tornando-se acessíveis os compostos orgânicos ali presentes como fonte de carbono.

De acordo com Metcalf e Eddy (1991), a lise celular natural é o fenômeno que ocorre durante a fase endógena do crescimento bacteriano, na qual os nutrientes remanescentes das células mortas se difundem no meio, alimentando as células remanescentes.

A aceleração desta etapa do crescimento bacteriano (lise celular induzida) pode ser realizada através de várias técnicas de pré-tratamento, incluindo processos químicos, físicos, térmicos ou biológicos, com intuito de ocasionar a ruptura da parede das células, liberando proteínas, carboidratos e ácidos graxos voláteis, e consequentemente, reduzindo a produção de lodo (BRAVO et al., 2011; DHAR et al., 2012).

Os equipamentos comumente utilizados nestes processos são moinhos de bolas, homogeneizadores de alta pressão, homogeneizadores ultra-sônicos, jateamento, pirólise, reações ácido-base, entre outros (CAMPOS e PIRES, 2004). Estudos realizados por Andreoli et al., (2003) citam algumas técnicas empregadas na lise celular induzida:

- Desintegração mecânica: com utilização de ultrassom, trituração e homogeneização;
- Tratamento químico: com destruição dos compostos orgânicos complexos através de minerais ácidos e básicos; e processos oxidativos, com utilização de ozônio e peróxido de hidrogênio;
- Tratamentos biológicos: com utilização de enzimas;
- Tratamento termoquímico: pré-tratamento por autoclave a 130 °C por 5 minutos após ser adicionado NaOH.
- Tratamento térmico: especialmente em temperaturas entre 40 e 170 °C. O tratamento térmico pode dividir e decompor uma parcela significativa da fração de sólidos fixos do lodo, resultando em sólidos solúveis, que são moléculas com menos complexidade.

Estudos realizados por Bougrier et al., (2005) mostraram que o ultra-som como pré-tratamento da digestão anaeróbia é eficaz, pois o mesmo promoveu a lise

dos microrganismos presentes no lodo. Também constataram a solubilização da DQO, sólidos e nitrogênio. Os flocos foram quebrados e os compostos foram solubilizados; e em termos de biodegradabilidade, a técnica de ultra-som levou a um aumento na produção de biogás.

### **3.7.1.1 Lise Celular Induzida por Microondas**

Nos últimos anos, o uso de microondas tem se tornado uma técnica bastante atrativa no tratamento de lodo (YU et al., 2010). Um campo de microondas uniforme gera energia através do realinhamento de polos oscilantes com campos elétricos para gerar calor, tanto internamente como na superfície do material submetido. O lodo é um meio multifásico que contém água, minerais, substâncias orgânicas e células de microrganismos. Devido ao seu alto teor de água, o lodo de esgoto pode absorver quantidades significativas de energia de microondas (WEI et al., 2010; YU et al., 2010).

Dogña e Sanin (2009) desenvolveram alguns estudos onde testaram a eficácia de microondas combinado com método alcalino, como pré-tratamento da digestão anaeróbia pela primeira vez na literatura, e constataram que esse método combinado alcalino/microondas apresentou-se como eficiente no pré-tratamento para digestão anaeróbia, obtendo uma melhor solubilização de DQO.

Wei et al., (2010) utilizaram um forno de microondas doméstico, com frequência de 2450 MHz, como pré-tratamento da digestão anaeróbia de lodo de esgotos e observaram que o aquecimento por microondas era capaz de realizar rápido aumento da temperatura no lodo em curto tempo, comparado aos processos convencionais. Observaram que a temperatura atingida pelo microondas em 5 minutos só seria alcançada em 30 minutos nos processos convencionais. A irradiação de microondas libera matéria orgânica dos flocos, e também ocasiona a desintegração do lodos com destruição de células microbianas (YU et al., 2010).

## **3.8 Respirometria de Lodo Biológico**

A respirometria possibilita a medição da Taxa de Consumo do Oxigênio dissolvido (TCO) exercida pelos microrganismos aeróbios. Essa medição é realizada através de determinações contínuas ou semi-contínuas de oxigênio. Através do monitoramento on-line (respirometria), é possível obter resposta mais rápida às situações anormais que possam causar danos irreversíveis aos processos biológicos de remoção de nitrogênio e fósforo, resultando em economia de tempo e dinheiro (GUISASOLA et al., 2007).

Esse método tem sido amplamente utilizado por apresentar algumas vantagens, em comparação a outras técnicas com base em medições de concentração de substrato, pois permite a recuperação de numerosos parâmetros, um melhor controle das condições de ensaio e melhor precisão dos resultados em tempo real, com baixo custo/benefício (ORDAZ et al., 2011).

### **3.9. Nitrogênio nas águas residuárias**

O nitrogênio presente no esgoto doméstico apresenta-se geralmente de duas formas: (1) uréia, resultante da metabolização das proteínas e excretada na urina e (2) proteínas não assimiladas, excretadas nas fezes. A uréia é rapidamente hidrolisada por bactérias, sob condições aeróbias ou anaeróbias, pela ação da enzima urease, gerando amônia e gás carbônico.

As proteínas são transformadas em moléculas mais simples, peptídeos ou aminoácidos, pela ação de enzimas extracelulares produzidas por bactérias proteolíticas. Ocorrendo em seguida o processo denominado deaminação, que dependendo das condições ambientais será oxidativa-redutiva, intermediadas por bactérias aeróbias ou anaeróbias (BITTON, 1994).

#### **3.9.1. Remoção Biológica de Nitrogênio**

O nitrogênio é elemento muito importante, porém quando lançado em excesso nos corpos hídricos, ocasionam uma série de efeitos negativos seja ambiental ou até mesmo colocando em risco a saúde da população. Entre estes efeitos negativos, podemos citar a eutrofização que é um fenômeno ocasionado pelo excesso de

nutrientes tais como fósforo e nitrogênio, provocando a proliferação de algas e cianobactérias as quais liberam toxinas, podendo dessa forma, desencadear doenças.

Entretanto, torna-se necessário, a remoção destes nutrientes das águas residuárias antes do seu lançamento aos corpos hídricos, no intuito de se obter um efluente que atenda as normas de lançamento nos corpos receptores.

O tratamento biológico é um método de remoção de nutrientes usado para garantir a estabilização das substâncias biodegradáveis presentes nas águas residuárias. Tem sido extensivamente estudado e aplicado nas Estações de Tratamento de Águas Residuais para remoção integrada de nitrogênio e fósforo devido suas vantagens econômicas e sustentáveis em comparação com os métodos de tratamento químico (FAN et al., 2009; GAO et al., 2010).

Além disso, os processos biológicos apresentam flexibilidade hidráulica e biológica (VAN NIEUWENHUIJZEN et al., 1998). O sistema de remoção biológica de nutrientes é considerado como o método econômico e sustentável na remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias. Os processos biológicos convencionais de remoção de nutrientes, tais como anaeróbio-anóxico-aeróbio ( $A_2O$ ), foram amplamente adotado em muitas estações de tratamento de águas residuárias municipais.

Convencionalmente, a remoção biológica de nitrogênio é realizada através de três fases distintas: amonificação e nitrificação seguido, por desnitrificação em dois reatores separados. Neste processo, em primeiro lugar ocorre a conversão de nitrogênio orgânico para amônia. E seguida a amônia é oxidada para nitrito e, posteriormente, a nitrato por bactérias nitrificantes autotróficas com oxigênio como receptor de elétrons. O nitrato é então, convertido em  $N_2$  gasoso por microorganismos heterotróficos, utilizando a matéria orgânica como fonte de carbono em condições anóxicas (LAN et al., 2011).

Alguns problemas são encontrados no processo de nitrificação e desnitrificação convencional, tais como elevada taxa de oxigênio, alto consumo de energia, exigência de grande área e produção elevada de lodo (KHIN e ANNACHHATRE., 2004; YANG et al., 2007; GUO et al., 2009).

Porém o processo de nitrificação - desnitrificação pode ser realizado em um reator de bateladas sequenciais (RBS), que é um sistema de lodo ativado, no qual todo processo é realizado dentro de um mesmo reator utilizado para o tratamento

de águas residuais contendo carbono e nitrogênio (KETCHUM,1997). O processo é caracterizado por uma série de etapas em sequencia com tempo pré-determinado, por exemplo: o enchimento, a reação, decantação e remoção, que é obtido alternando as fases aeróbia e anóxica ,permitindo a conclusão do ciclo do nitrogênio, a duração de cada ciclo, bem como o número de fases de operação vai depender do tipo de água residuária a ser tratada (MAHVI,2008).

No sistema de lodo ativado podem ocorrer uma série de processos que mudam a forma do material nitrogenado, como: amonificação (ou inverso: assimilação de amônia), nitrificação e desnitrificação (Figura 1).

A figura 1 representa os diferentes processos possíveis no sistema de lodo ativado.

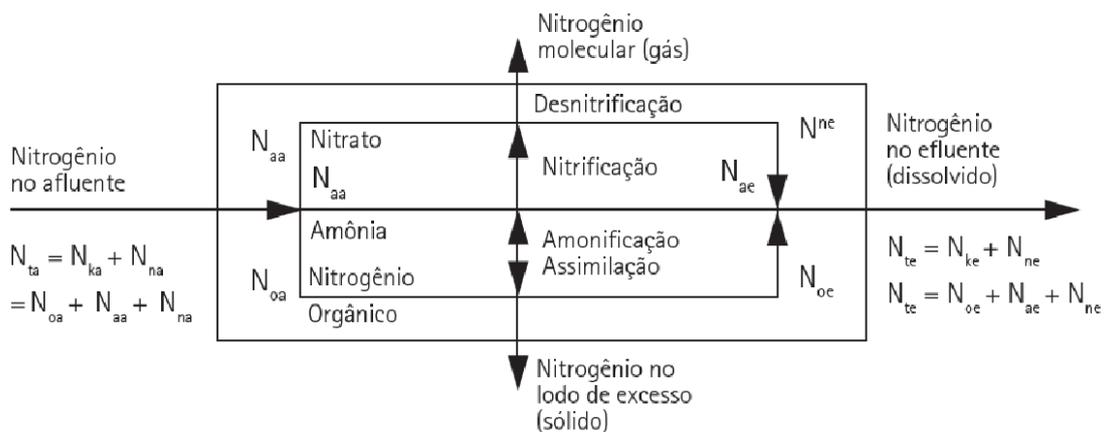


Figura.1: Representação esquemática das formas e das reações do material nitrogenado no sistema de lodo ativado. Fonte: VAN HAANDEL e MARAIS, 1999.

### 3.9.1.1 Amonificação e assimilação

Na etapa de amonificação, as proteínas são convertidas a moléculas mais simples, peptídeos ou aminoácidos, pela ação de enzimas extracelulares produzidas por bactérias proteolíticas. Em seguida, ocorre o processo de deaminação, que dependendo das condições ambientais será oxidativa ou oxidativa-redutiva, intermediadas por bactérias aeróbias ou anaeróbias. Ambas as reações produzem íon amônio ( $NH_4^+$ ) e ácidos orgânicos (BITTON, 1994).

Segundo Van Haandel e Van der Lubbe (2007), o processo de amonificação é a conversão de nitrogênio orgânico em íon amônio, considerando que o processo inverso, a conversão de amônio em nitrogênio orgânico, é chamado assimilação bacteriana.

O processo de amonificação é rápido, tendo início já no sistema de coleta e interceptação do esgoto, fazendo com que já se encontre amônia no esgoto afluente ao sistema de tratamento (VON SPERLING, 2002).

### 3.9.1.2 Nitrificação

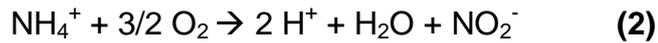
A nitrificação, um processo biológico essencial na remoção de nutrientes, é reconhecida como o processo mais vulnerável no tratamento de água residuária, devido ao lento crescimento das bactérias nitrificantes e a sensibilidade desses microrganismos para uma variedade de condições ambientais, tais como: oxigênio dissolvido, pH, temperatura e grande quantidade de inibidores químicos.

A necessidade pela nitrificação em tratamento de efluentes surge com a preocupação com a qualidade da água em relação ao efeito da amônia sobre o corpo receptor no que diz respeito à: concentração de oxigênio dissolvido (OD) e toxicidade dos peixes; necessidade de remoção de nitrogênio para controle da eutrofização e necessidade do controle de nitrogênio para aplicações de reuso de água (METCALF e EDDY, 2003).

A nitrificação é um processo biológico de oxidação do íon amônio a nitrato, com a formação intermediária de nitrito pela ação das bactérias autotróficas aeróbias, que utilizam o CO<sub>2</sub> como fonte de carbono e adquirem energia para sua assimilação a partir da oxidação dos compostos nitrogenados. Os dois gêneros principais de bactérias envolvidas nesse processo são as *Nitrosomonas* e as *Nitrobacter*.

Esse processo é dividido em duas etapas consecutivas: nitrificação e nitratação. Na nitrificação a amônia é oxidada a nitrito e na nitratação o nitrito é oxidado a nitrato (BITTON, 1994).

As Equações 2 e 3 representam o processo de nitrificação e nitratação, respectivamente.



De acordo com essas equações a quantidade estequiométrica de oxigênio requerido, é de 3,43 mg de O<sub>2</sub> para a nitritação de 1 mg de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e de 1,14 mg de O<sub>2</sub> para nitratação de 1 mg de NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, totalizando uma demanda teórica de oxigênio para nitrificação de 4,57 mg de O<sub>2</sub> por mg de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; METCALF e EDDY, 2003).

### 3.9.1.3 Desnitrificação

Muitas espécies são capazes de usar oxigênio no metabolismo e, na ausência de oxigênio, reduzem nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) no metabolismo denominado anóxico. Desse modo, a mesma biomassa pode ser usada em processo aeróbio/anóxico para remoção de carbono e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). O termo anóxico refere-se a uma via metabólica oxidativa sem utilização do oxigênio (METCALF e EDDY, 2003).

Quase todas as bactérias desnitrificantes são capazes de utilizar nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) substituindo o nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) como aceptor final de elétrons, além de usar também compostos orgânicos diferentes como doadores de elétrons ou fonte de energia (WIESMAN, 1994).

A desnitrificação consiste na conversão do nitrato a nitrogênio gasoso em condições anóxicas. Participam desta conversão muitas bactérias anaeróbias ou facultativas, em que se encontram presentes os gêneros *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Pseudomonas*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum*. (METCALF e EDDY, 2003). Além dessas bactérias, Mateju et al. (1992) ainda citam: *Azospirillum*, *Beggiatoa*, *Clostridium*, *Dessulfovibrio*, *Erythrobacter*, *Galionella*, *Helobacterium*, *Halomonas*, *Neisseria*, *Thiobacillus*, *Thiosphaera* e *Xanthomonas*. Bactérias do gênero *Paracoccus*, *Thiobacillus*, *Thiosphaera* e outros podem efetuar desnitrificação autotrófica com uso de CO<sub>2</sub> ou bicarbonato, compostos de hidrogênio e de enxofre (SO, S<sub>2</sub><sup>-</sup>, S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>2-</sup>, S<sub>2</sub>O<sub>2</sub><sup>2-</sup> ou SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) como também ferro como fonte de energia (MATEJU et al., 1992).

### 3.9.1.3.1 Fatores que afetam na desnitrificação

A taxa de desnitrificação pode ser afetada sobretudo por fatores ambientais como: Concentração de OD, temperatura e pH.

Quanto ao oxigênio dissolvido, a fase anaeróbia não deverá haver oxigênio dissolvido. Porém, na fase aeróbia, no caso específico do processo de remoção biológica de nutrientes, a concentração ótima de OD encontra-se na faixa de 1,5 a 2,0 mgO<sub>2</sub>/L (METCALF e EDDY, 2003).

A temperatura considerada ótima para que ocorra o processo de desnitrificação pelas bactérias desnitrificantes está em torno de 30 a 40 °C, Entretanto, valores de temperatura abaixo de 30 °C e acima 40 °C são considerados insatisfatórios uma vez que inibe o processo de desnitrificação (METCALF e EDDY, 2003).

pH: Para Metcalf e Eddy (2003), o pH ótimo para a nitrificação e remoção de fósforo compreende valores entre 7,5 a 8,0. Van Haandel e Marais (1999) recomendam como pH ótimo para a desnitrificação valores na faixa de 6,5 a 7,5 e para pH < 6,0 e pH > 8,5 há uma grande diminuição da atividade de desnitrificação.

### 3.9.2. Balanço de massa do material nitrogenado

O balanço de massa do material nitrogenado (B<sub>n</sub>) permite avaliar os procedimentos analíticos utilizados para determinar as diversas formas de nitrogênio e assegurar a quantificação das frações de nitrogênio presentes em sistemas de lodo ativado.

Segundo van Haandel e Marais (1999), as frações nitrogenadas deixam o sistema de lodo ativado sob três formas: como material sólido no lodo de excesso, como material dissolvido no efluente ou como nitrogênio gasoso para a atmosfera. A Equação 4 apresenta o cálculo típico do balanço de massa nitrogenado.

$$(B_n) = (MN_{n1} + MN_{nte} + MN_{nd}) / MN_{ta} \quad (4)$$

Sendo:

$B_n$ : Balanço de massa de material nitrogenado

$MN_1$ : fluxo de nitrogênio descarregado no lodo de excesso ( $\text{mgN.d}^{-1}$ )

$MN_{te}$ : fluxo de nitrogênio descarregado no efluente ( $\text{mgN.d}^{-1}$ )

$MN_d$ : fluxo de nitrogênio utilizado na desnitrificação ( $\text{mgN.d}^{-1}$ )

$MN_{ta}$ : fluxo de nitrogênio descarregado afluente ( $\text{mgN.d}^{-1}$ )

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1. Localização do experimento**

O experimento foi instalado e conduzido na Estação de Tratamento Biológico de Esgotos (EXTRABES), localizada no bairro do Tambor, em área pertencente a Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), localizada no município de Campina Grande – PB, Brasil. O afluente a ser tratado era proveniente da rede coletora de esgotos da Companhia de Águas e Esgotos do Estado da Paraíba – CAGEPA.

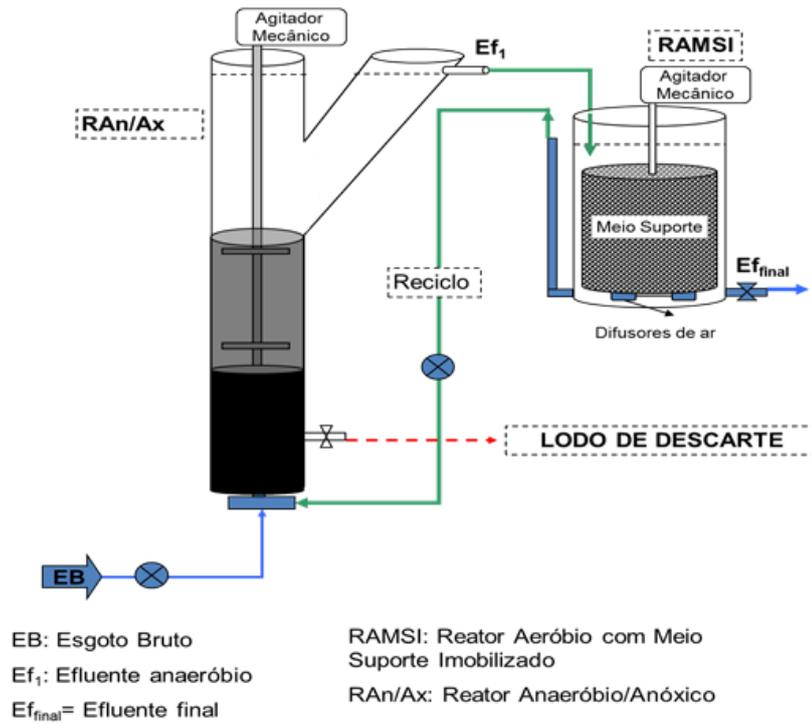
### **4.2. Descrição dos sistemas experimentais**

A avaliação experimental de tratamento de esgoto sanitário foi realizada em duas fases:

- 1) remoção biológica de nutrientes em sistema combinado anaeróbio/anóxico (An/Ax), seguido por reator aerado com meio suporte imobilizado (RAMSI) operado em regime de bateladas com recirculação;
- 2) avaliação da biodegradabilidade de lodo biológico anaeróbio e aeróbio lisado por ação induzida.

#### **4.2.1. Primeira fase: remoção biológica de nutrientes em sistema combinado reator An/Ax seguido por RAMSI**

A primeira fase do sistema experimental foi constituída de um sistema combinado: Reator Anaeróbio/Anóxico (An/Ax), seguido de um Reator Aeróbio com meio suporte submerso imobilizado (RAMSI), com recirculação da fase líquida (Figura 2). O sistema em funcionamento pode ser observado na Figura 3.



**Figura 2.** Representação esquemática do sistema experimental de tratamento de esgoto doméstico por reatores combinado.



**Figura 3.** Foto do sistema combinado reator An/Ax seguido de RAMSI.

#### 4.2.1.1 Configuração do Sistema Experimental

O sistema experimental foi instalado e operado em bateladas sequenciais, com ciclos de 12 horas cada e, portanto, 2 ciclos.dia<sup>-1</sup>, sendo tratado o volume de 12,6 L de esgoto por ciclo. Este período foi dividido nas seguintes fases: alimentação, recirculação, aeração, mistura, sedimentação, repouso e descarga do efluente.

O reator An/Ax foi construído de PVC e operou com volume útil de 21,5 Litros e funcionou com vazão de recirculação de 38,85L.ciclo.dia<sup>-1</sup>. Neste reator foi instalado um sistema de mistura (agitador mecânico) de baixa rotação com aproximadamente 2 rpm, para facilitar a liberação dos gases formados durante o processo de desnitrificação.

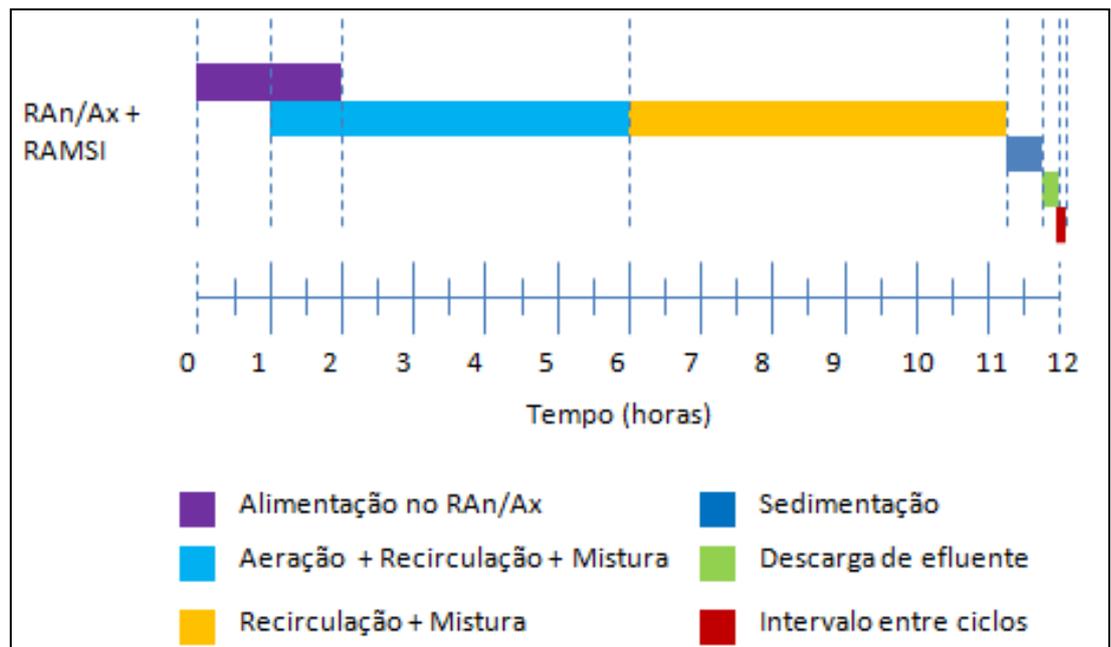
O Reator Aeróbio com Meio Suporte submerso Imobilizado (RAMSI) foi construído em acrílico e operou com volume útil de aproximadamente 12,6 Litros. Na base inferior do reator foi instalado um difusor de ar que proporcionou a aeração uniforme. O meio suporte utilizado foi esponja de poliuretano com abrasivo, o qual foi fixado em compartimento plástico acoplado a um agitador mecânico para proporcionar a mistura completa e difusão total de oxigênio no meio.

#### **Procedimento de alimentação e recirculação do sistema combinado: An/Ax + RAMSI**

As configurações operacionais aplicadas aos reatores An/Ax + RAMSI são apresentadas na Figura 4. O controle operacional consistiu do uso de temporizadores digitais e analógicos.

- (1) O reator An/Ax recebia alimentação de esgoto bruto durante as primeiras 2 horas; no qual seguia alimentando concomitantemente o RAMSI;
- (2) No final da primeira hora iniciava-se a aeração, recirculação e mistura. O tempo de aeração foi de 5 horas com concentração de oxigênio dissolvido entre 3 e 4 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>;
- (3) A recirculação e mistura funcionava em intervalos alternados de 15 minutos durante o período de 9 horas e 15 minutos;

- (4) Cessada a aeração, o sistema permanecia em recirculação para promover o processo de desnitrificação no reator An/Ax. Cessada a recirculação e mistura, o sistema entrava em sedimentação durante 25 minutos. Em seguida era realizada a descarga do efluente por um período de 15 minutos.
- (5) Após a descarga, o sistema experimental era composto de intervalo de 5 minutos para início do próximo ciclo.



**Figura 4** – Distribuição temporal de um ciclo aplicado aos reatores An/ Ax + RAMSI.

#### 4.2.1.2 Meio suporte para formação de biofilme

O meio suporte utilizado no Reator Aeróbio com Meio Suporte submerso Imobilizado (RAMSI) foi esponja de poliuretano com abrasivo para formação de biofilme. Essa esponja foi cortada em formato geométrico retangular, com largura de 2,0 cm, comprimento de 2,5 a 3,0 cm e altura de 0,5 a 1,0 cm. (Figura 5) Para mantê-las imobilizadas, estas foram inseridas no interior do reator num dispositivo de PVC cilíndrico envolvido por uma tela de nylon conectado a um agitador mecânico, responsável pela homogeneização do esgoto a ser tratado no interior do sistema.

Esse dispositivo possuía uma de suas extremidades fixada na base e outra no topo do reator, como mostra a Figura 6.



**Figura 5.** Esponja de poliuretano em formato retangular



**Figura 6.** Imobilização da esponja de poliuretano em um dispositivo de PVC cilíndrico envolvido por uma tela de nylon e conectado a um agitador mecânico.

### 4.3 Balanços de massa do material orgânico e nitrogenado

#### 4.3.1 Balanço de massa do material orgânico

Os cálculos do balanço de massa do material orgânico do sistema combinado RAn/Ax + RAMSI foram realizados conforme as equações descritas no Quadro 1.

A Equação 5 possibilita a determinação ( $mS_{ta}$ ) que é a massa de DQO detectada no afluente e a Equação 6 determina ( ) que é a massa de DQO

detectada no efluente. A Equação 7 apresenta a fração de DQO presente no lodo de excesso ( $mS_{xv}$ ). A Equação 8 expressa a fração de DQO afluyente que é oxidada no sistema ( $mS_o$ ). Por fim, o balanço de massa do material orgânico ( $B_o$ ) para o sistema combinado RAn/Ax + RAMSI pode ser determinado através da Equação 9.

Quadro 1. Equações utilizadas para determinar o balanço de massa do material orgânico

	(5)
	(6)
—	(7)
	(8)
_____	(9)
$mS_{ta}$ : Massa de DQO no afluyente ( $mg.d^{-1}$ ) $mS_{te}$ : Massa de DQO no efluente ( $mg.d^{-1}$ ) $mS_{xv}$ : Massa de DQO no lodo de excesso ( $mg.d^{-1}$ ) $mS_o$ : Fração de DQO afluyente oxidada ( $mgO_2.d^{-1}$ ) $B_o$ : Balanço de massa do material orgânico $S_{te}$ : DQO efluente ( $mg.L^{-1}$ ) $S_{ta}$ : DQO afluyente ( $mg.L^{-1}$ ) $S_{xv}$ : DQO dos SSV no licor misto ( $mg.L^{-1}$ ) $Q_a$ : vazão afluyente ( $L.d^{-1}$ ) $xv$ : concentração e lodo ( $mgSSV.L^{-1}$ )	

#### 4.3.2 Balanço de massa do material nitrogenado

Os cálculos do balanço de massa do material nitrogenado foram realizados conforme descrito no tópico 3.9.2. As equações referentes ao balanço de massa encontram-se no Quadro 2, assim como o detalhamento de cada termo contido nessas Equações.

A Equação 10, possibilita a determinação do fluxo de material nitrogenado afluyente ( $mN_{ta}$ ) e efluente ( $mN_{te}$ ) do sistema combinado RAn/Ax + RAMSI. O fluxo de material nitrogenado desnitrificado pode ser determinado pela Equação 13 ( $mN_d$ ). Por fim, o balanço de massa do material nitrogenado ( $B_n$ ) pode ser determinado pela Equação 14.

O balanço de massa do material nitrogenado ( $B_n$ ) permite avaliar os procedimentos analíticos utilizados para determinar as diversas formas de

nitrogênio, e assegurar a quantificação das frações de nitrogênio presentes em sistemas de lodo ativado.

Quadro 2. Equações utilizadas para determinar o balanço de massa do material nitrogenado

	(10)
	(11)
_____	(12)
	(13)
_____	(14)
$mN_{ta}$ : Nitrogênio afluente ( $\text{mgN.d}^{-1}$ ) $mN_{te}$ : Nitrogênio descarregado no efluente ( $\text{mgN.d}^{-1}$ ) $mN_{xv}$ : Nitrogênio descarregado no lodo de excesso ( $\text{mgN.d}^{-1}$ ) $mN_d$ : Nitrogênio utilizado na desnitrificação ( $\text{mgN.d}^{-1}$ ) $B_n$ : Balanço de massa do material nitrogenado $N_{ta}$ : Concentração de nitrogênio afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) $N_{te}$ : Concentração de nitrogênio efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) $NTK_a$ : Nitrogênio Total Kjeldahl afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) $NTK_e$ : Nitrogênio Total Kjeldahl efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) $N_{oa}$ : nitrogênio oxidado afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) $N_{oe}$ : nitrogênio oxidado efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) $NTK_{RAn/Ax}$ : Concentração de NTK do RAn/Ax ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) $NTK_{RAMSI}$ : Concentração de NTK do RAMSI ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) $SSV_{RAn/Ax}$ : Concentração de SSV do RAn/Ax ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) $SSV_{RAMSI}$ : Concentração de SSV do RAMSI ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) $Q_a$ : vazão afluente ( $\text{L.d}^{-1}$ )	

#### 4.4.1. Segunda fase: avaliação da biodegradabilidade de lodo biológico lisado

Com o intuito de disponibilizar substrato de origem endógena, mais rapidamente biodegradável, o lodo biológico passou por processo de lise celular induzida, através das seguintes técnicas:

1-Ação mecânica, a qual consistiu no trituração do lodo biológico em um liquidificador com rotação 1200 rpm, por um período de tempo de 30 minutos.

2-Ação térmica: nesse processo o lodo biológico foi aquecido até atingir a temperatura de 55 °C por um período de 30 minutos.

3-Reação ácido-base, nessa técnica foi utilizado, uma solução de ácido clorídrico (HCl) a 1N para manter o pH do lodo biológico em aproximadamente 3,5, ocorrendo assim a inativação da biomassa, essa foi observada pela respirometria. Confirmada a inativação, o pH foi ajustado para valores próximos à neutralidade com solução alcalina de NaOH (1N).

4- Ação por micro-ondas, nessa técnica foi utilizada um forno de microondas doméstico, potência de 1,2 KW, frequência de 2450 MHz, com capacidade de 18L. Neste caso foram expostos 400 ml de lodo biológico a irradiação por período de 60 segundos.

Foram submetidos à lise celular dois tipos de lodo: um anaeróbio, proveniente de um reator UASB com um ano de operação sem descarte, e um lodo aeróbio, proveniente de sistema de lodo ativado. Os dois tipos de lodo foram submetidos a diferentes técnicas de lise celular e submetidos a testes respirométricos, tendo por finalidade avaliar a taxa de consumo de oxigênio e a taxa de remoção de matéria orgânica rapidamente biodegradável.

Apesar de não terem sido utilizados lodos provenientes do próprio sistema em estudo para ocasionar a lise celular induzida pelas diferentes técnicas, foi utilizado lodo proveniente do UASB em substituição ao produzido no reator An/Ax e lodo aeróbio proveniente do sistema de lodo ativado em substituição ao lodo produzido no reator aeróbio (RAMSI).

Através dos testes respirométricos foi possível avaliar qual lodo lisado apresentou maior biodegradabilidade e, conseqüentemente, qual seria mais viável como fonte de carbono.

#### **4.4.1.1 Utilização da respirometria no auxílio de fonte de carbono do lodo lisado**

As análises da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) do efluente dos reatores foram obtidas por meio do uso de lodo de sistemas de lodos ativados (LA) instalados na EXTRABES. Foram coletados 2 litros do lodo de LA e transferidos para o reator de teste. A determinação da TCO foi efetuada pelo método semi-contínuo.

Para a realização dos testes foram utilizados os seguintes equipamentos: uma CPU (Central Processing Unit) para o armazenamento dos dados no programa Microsoft Excel, um *software* S32c instalado para controlar a aeração por meio do

limite inferior (aeração era ativada) e do limite superior (aeração), era cessada previamente estabelecidos. O registro da concentração de OD nos períodos sem aeração permite o cálculo da TCO. Os demais materiais utilizados foram monitor, mouse e teclado, repirômetro Beluga com saída para a CPU, aerador de oxigênio dissolvido, pedra porosa, eletrodo para medição de oxigênio dissolvido, béquer de 2L, agitador magnético para manter uma mistura homogênea do lodo durante todo o teste.

A taxa de consumo de oxigênio (TCO), expresso, em  $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ , registrada pelo *software* juntamente com o eletrodo pode ser calculada através da diferença entre a concentração de oxigênio dissolvido máxima ( $\text{OD}_{\text{max}}$ ) e a concentração de oxigênio dissolvido mínima ( $\text{OD}_{\text{min}}$ ), previamente estabelecidas, ( $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ), dividido pelo tempo decorrido entre o registro das concentrações máxima e mínima de OD ( $\Delta t$ ) (horas).

#### **4.4.1.2. Procedimentos**

Inicialmente, uma amostra com 2 litros de lodo, proveniente do sistema de lodos ativados (LA) foi submetida à agitação e aeração controlada pelo aparelho respirométrico Beluga com a finalidade de fazer com que toda a matéria orgânica fosse consumida até atingir uma taxa de consumo de oxigênio (TCO) mínima, denominada TCO endógena. Em seguida, adicionaram-se 10 ml de alil-tioureia (ATU), substância utilizada para inibir a atividade das bactérias nitrificantes e, com isso, obter uma TCO endógena constante. Utilizaram-se 10 ml de ATU para cada 1 litro de amostra analisada, sendo este volume considerado suficiente para inibir o processo de nitrificação. Em seguida, adicionaram-se 10 ml do substrato acetato de sódio, correspondendo a uma concentração de DQO de 120mg/L, e após a biomassa atingir a TCO endógena, acrescentou-se 100mL de lodo biológico lisado por meio das quatro diferentes técnicas (reação ácido-base, por ação micro-ondas, térmica e ação mecânica). Para a adição de 100 ml de cada tipo de lodo lisado, utilizou-se um intervalo de duas horas, tempo estabelecido para o consumo do material orgânico biodegradável.

Através dos respirogramas foi possível comparar a concentração de material orgânico solúvel presente em cada tipo de substrato adicionado.

#### 4.5 Análises Físico-Química

Os parâmetros analisados, as frequências, os métodos analíticos utilizados e as respectivas referências utilizadas estão descritos na Tabela 2.

**Tabela 2 - Parâmetros analisados na monitoração e seus respectivos métodos analíticos.**

Parâmetros/Unidade	Métodos Analíticos	Frequência	Referência
pH	Potenciométrico	2/ semana	4500 / APHA et al. (2012)
Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> )	KAPP	2/ semana	BUCHAUER (1998)
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Refluxação fechada	2/ semana	5220 C. / APHA et al. (2012)
N-NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	Micro Kjeldhal	2/semana	4500-NTK / APHA et al. (2012)
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Micro Kjeldhal	2/semana	4500-NH <sub>3</sub> / APHA et al. (2012)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Salicilato de Sódio	2/semana	RODIER (1975)
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Colorimétrico	2/semana	4500-NO <sub>2</sub> B / APHA et al. (2012)
P (mg.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	2/semana	4500-P E / APHA et al. (2012)
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	2/semana	4500-P E / APHA et al. (2012)
SST (mg. .L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2/semana	2540 D / APHA et al. (2012)
SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2/semana	2540 E / APHA et al. (2012)
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2/semana	2540 D / APHA et al. (2012)
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Medidor de OD	Diário	
TCO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> .h-1)	Diária	Semicontínuo	Respirometria

#### 4.6. Análises Estatísticas

A análise estatística dos resultados obtidos no sistema foi realizada, através de análises descritivas, utilizando o programa Excel. Os dados coletados foram apresentados em gráficos no modelo dispersão, Box plot e Respirograma.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados e comportamento dos principais parâmetros físicos e químicos referentes ao período de monitoramento do sistema experimental combinado, tratando esgoto sanitário nas duas fases. Primeira fase: remoção biológica de nutrientes em sistema combinado: RAn/Ax seguido por RAMSI. Os resultados para esta fase são apresentados em fase adaptativa (F1) e fase estacionária (F2). A fase adaptativa compreendeu cerca de 60 dias, enquanto que, a fase estacionária complementou a avaliação até os 200 dias de operação e Segunda fase: avaliação da biodegradabilidade de lodo biológico lisado.

### 5.1. Remoção biológica de nutrientes em sistema combinado (reator An/Ax seguido por RAMSI)

#### 5.1.1 Potencial hidrogeniônico (pH) do afluente(EB) e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Na Figura 7 estão apresentados os resultados de pH, obtidos durante o monitoramento do sistema combinado An/Ax + RAMSI.

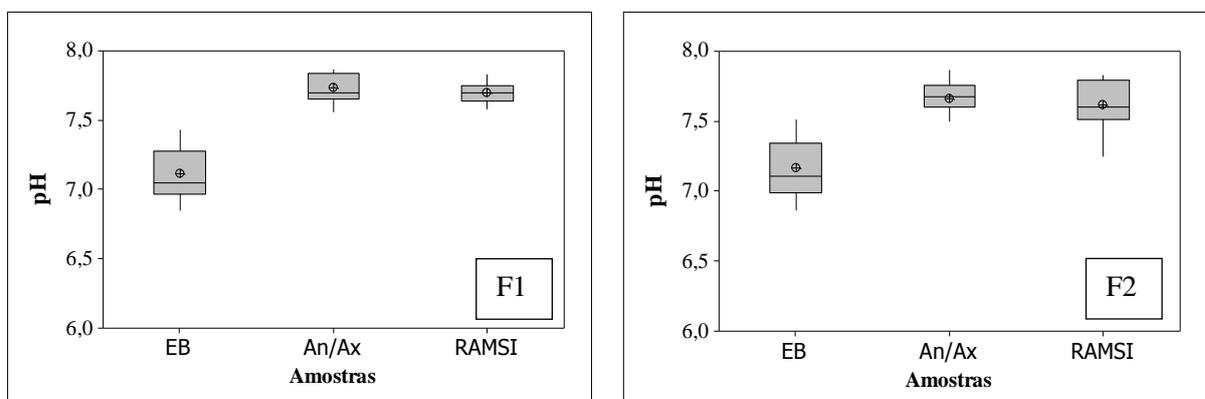


Figura 7: Comportamento do Potencial hidrogeniônico (pH) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Em ambas as fases, os valores de potencial hidrogeniônico dos afluentes mantiveram-se entre 7,0 e 8,0 unidades de pH, considerados ideais para os processos de nitrificação. Valores de pH abaixo de 6,0 podem reduzir a eficiência da nitrificação em até 90% (METCALF e EDDY, 2003).

As médias das concentrações EB e dos efluentes do An/Ax e de RAMSI foram de 7,1 , 7,7 e 7,6 unidades de pH, respectivamente.

Os valores dos quartis (Q1 e Q3) do efluente final (RAMSI) oscilaram entre 7,63 e 7,75 unidades de pH na fase F1 e na fase F2 e variaram de 7,51 e 7,79 unidades de pH, no efluente do RAMSI. Através da Figura 6 pode-se observar uma comparação entre a fase adaptativa (F1) e a fase estacionária (F2), observando que não houve grandes variações de pH entre as fases (F1) e (F2).

Valores semelhantes a esses foram encontrados por Lamego Neto e Costa (2011), tratando esgoto doméstico em reator aeróbio-anóxico, tendo como meio suporte rede de nylon, no qual o pH variou na faixa de 7,5 e 8,0, valor considerado favorável no processo de nitrificação.

Estudos realizados por Bhuvanesh et al. (2013) com reator híbrido com biomassa imobilizada sob condição de leito fluidizado, visando a desnitrificação de águas residuárias, constaram que o pH manteve-se entre 6,5 e 8,0, faixa essa considerada ideal para que ocorra o processo de nitrificação e desnitrificação.

Jaroszynski et al. (2011) operaram com êxito um reator com biomassa suspensa, para avaliar o pH durante o processo de nitrificação entre 7,5 e 8,1. Valores similares foram constatados no presente estudo.

### **5.1.2. Alcalinidade Total do afluente (EB) e efluentes provenientes dos reatores An/Ax e RAMSI.**

A Figura 8 representa os resultados de Alcalinidade total, obtidos durante o monitoramento do sistema combinado An/Ax + RAMSI.

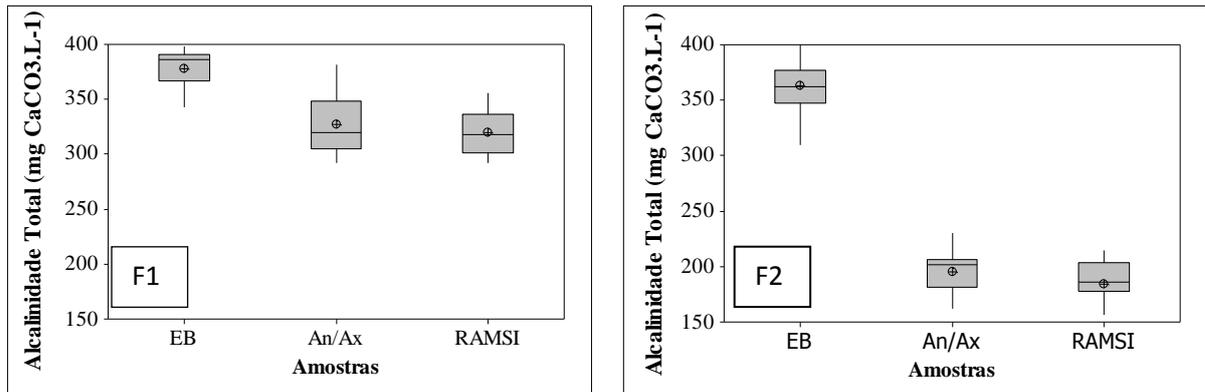


Figura 8: Comportamento da Alcalinidade Total na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes do reatores An/Ax e RAMSI.

Observou-se o consumo de alcalinidade total, confirmando o processo de nitrificação (Figura 8). Na fase F1, a alcalinidade total manteve-se na média de  $377 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$  no EB e de  $319 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$  no efluente final (RAMSI). Contudo, na fase F2 com o sistema em equilíbrio dinâmico o efluente final apresentou concentração média de  $184 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ , representando entre as duas fases menor valor interquartil ( $d=35 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ ), o que representou maiores valores de nitrogênio removido no processo por meio da nitrificação seguido da desnitrificação. No processo de nitrificação tem-se uma diminuição de alcalinidade de  $7,14 \text{ mgCaCO}_3$  por  $1,00 \text{ mgN-NH}_4^+$  oxidada, entretanto, na desnitrificação ocorre a recuperação de cerca de 50% da alcalinidade (Van HAANDEL e MARAIS, 1999; METCALF e EDDY, 2003).

A diferença do valor médio da concentração de alcalinidade total entre as duas fases para o efluente final foi de  $135 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ . Este valor representa considerável aumento na produção de nitrato (consumo de  $7,14 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$  para  $1 \text{ mgN-NO}_3.\text{L}^{-1}$  produzido) e concomitantemente na recuperação de alcalinidade na desnitrificação (recuperação de  $3,57 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$  para  $1 \text{ mgN-NO}_3.\text{L}^{-1}$  removido).

Abreu e Zaiat (2008) em seus estudos utilizando reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com meio suporte espuma de poliuretano em cubos, no tratamento de esgoto sanitário, também observaram o consumo de alcalinidade, obtendo um valor médio para o afluente de  $143 \pm 38 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ , enquanto que o valor médio para o efluente foi de  $196 \pm 43 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ . Confirmando o processo de nitrificação.

### 5.1.3 Ácidos Graxos Totais (AGV) do afluente (EB) e efluentes provenientes do reatores An/Ax e RAMSI.

A Figura 9 representa os resultados de Ácidos Graxos Totais (AGV), obtidos durante o monitoramento do sistema combinado An/Ax + RAMSI.

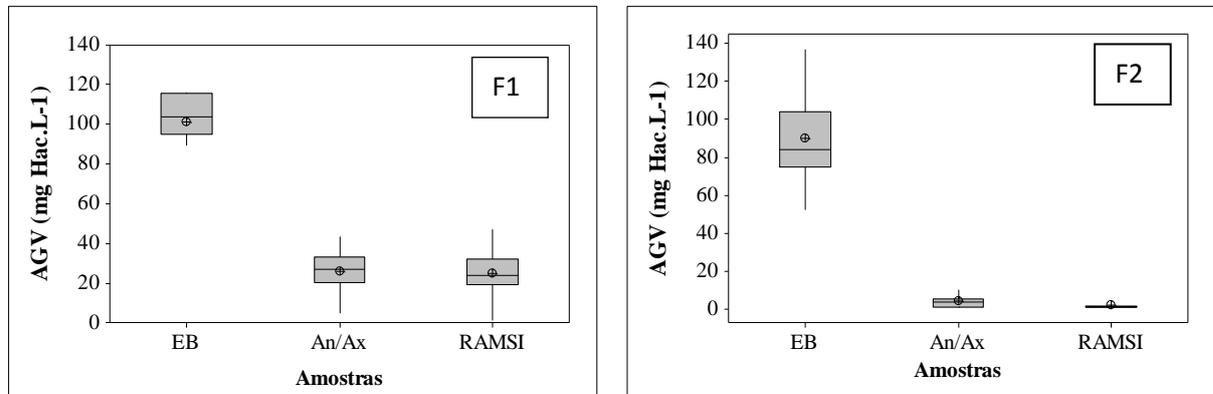


Figura 9: Comportamento dos ácidos graxos voláteis (AGV) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes do reatores An/Ax e RAMSI.

A produção e o consumo de ácidos graxos voláteis (AGV) também foram verificados, uma vez que o efluente produzido no sistema combinado apresentou baixas concentrações, conforme valores médios encontrados na fase F1: afluente ( $102 \text{ mgHAc.L}^{-1}$ ) e efluentes do RAn/Ax e RAMSI de  $26$  e  $25 \text{ mgHAc.L}^{-1}$ , respectivamente. Contudo, ao entrar na fase de equilíbrio (F2), ficou constatado maior consumo de AGV, obtendo concentração média no efluente final de  $2 \text{ mgHAc.L}^{-1}$  (Figura 9).

A presença desse material solúvel, supostamente, contribuiu para o processo de desnitrificação, como pode ser verificado pela baixa variação interquartil apresentada na fase F2 ( $d=0,65 \text{ mgHAc.L}^{-1}$ ). A presença de AGV no RAn/Ax como fonte de carbono é necessária quando se busca obter a remoção de macronutrientes como nitrogênio e fósforo no processo de recirculação.

## 5.2. Remoção de matéria orgânica

### 5.2.1. DQO Bruta do afluente (EB) e efluentes provenientes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Na Figura 10, estão representados os resultados, bem como, o comportamento da material orgânica do afluente e efluentes estudados.

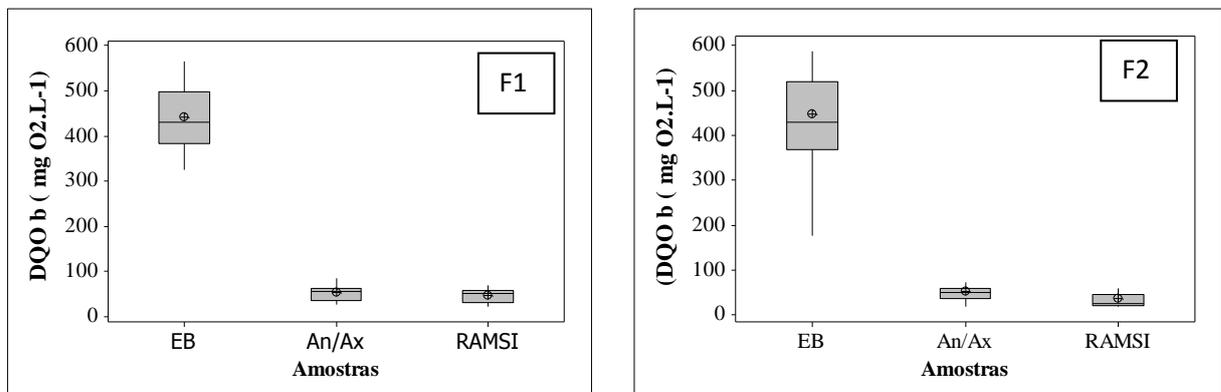


Figura 10: Comportamento da DQO Bruta na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Pode-se observar que a matéria orgânica foi removida eficientemente em ambas as fases, uma vez que o afluente apresentou um valor médio de DQO bruta de  $441 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e os efluentes An/Ax e RAMSI uma DQO bruta de  $51,5$  e  $46,4 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente na fase adaptativa (F1). Porém a fase estacionária (F2) apresentou uma DQO bruta de  $446 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e os efluentes An/Ax e RAMSI obtiveram DQO bruta de  $50,9$  e  $34,7 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente. A eficiência de remoção da matéria orgânica expressa em DQO afluente e efluente, obtida durante o sistema combinado, foi considerada satisfatória, em ambas as fases, apresentando eficiência média de 89% na fase F1 e 92% na fase F2.

Resultados semelhante a esse foram obtidos por Liu et al. (2013), em seu estudo com sistema combinado composto por três reatores sendo, anaeróbio, aeróbio e anóxico sequenciados, operando com ciclos de 8 horas. Os autores obtiveram uma remoção de 90% de matéria orgânica.

Estudos realizados por Jing et al.(2009) com reatores em bateladas utilizando biofilme, também obtiveram uma remoção de matéria orgânica bastante satisfatória (92,9%).

Toledo et al. (2009), tratando águas residuárias de suinocultura em sistema combinado, composto por um reator anaeróbio horizontal com manta de lodo ( $R_1$ ) e três reatores horizontais de leito fixo em série(  $R_2$ ;  $R_3$  e  $R_4$ ) com meio suporte, sendo, anéis de bambu no  $R_2$ , anéis plásticos no  $R_3$  e anéis de bucha vegetal seca (*Luffa cylindrica*) no  $R_4$ , seguido de um reator em bateladas sequencias com alimentação contínua como pós-tratamento,observaram que o reator  $R_1$  (reator anaeróbio horizontal com manta de lodo) apresentou uma maior remoção de DQO correspondendo a uma eficiência de 79%, eficiência essa inferior a obtida no presente trabalho. Porém, quando adicionado um reator em bateladas sequencias com alimentação contínua como pós-tratamento, o sistema atingiu uma remoção de 94% de DQO total, resultado semelhante ao encontrado no tocante trabalho.

Pantoja Filho (2011) estudou a remoção de matéria orgânica e de nitrogênio de esgoto doméstico em reator aeróbio-anóxico de leito fixo (RAALF) preenchido com espuma de poliuretano em cubo como meio suporte,obteve resultados similares (remoção de DQO total superior a 93%).

Sanchez et al. (2010) examinaram um sistema combinado, composto por um reator em bateladas sequenciais e um biorreator de membrana (MBR). Neste sistema conjugado, a remoção de DQO relatada foi de 90%, valor esse correspondente ao encontrado no presente trabalho.

### **5.2.2. DQO Filtrada do afluente (EB) e efluentes provenientes dos reatores An/Ax e RAMSI.**

Na Figura 11, estão representados os resultados, bem como, o comportamento da material orgânica do afluente e efluentes estudados.

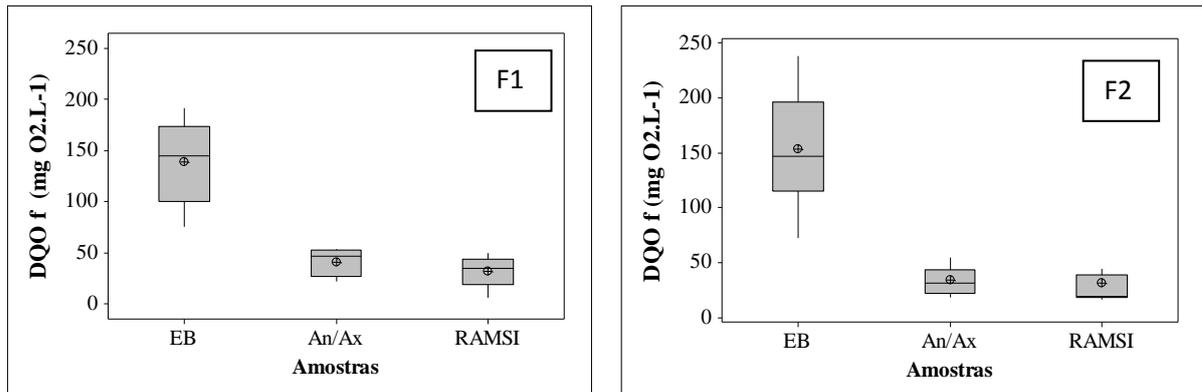


Figura 11: Comportamento da DQO Filtrada na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluentes EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Na figura 11, comparando a DQO filtrada do afluentes (EB) e efluente final (RAMSI) das fases F1 e F2, percebeu-se que a remoção de matéria orgânica solúvel foi proporcional nas fases F1 e F2, com eficiências de 77% e 79%, respectivamente. Como apresentaram valores muito próximos, pode-se afirmar que para DQO solúvel a eficiência de remoção foi similar nas duas fases.

Através da Figura 11 podemos observar que os efluentes do reator An/Ax e RAMSI apresentaram uma concentração média de matéria orgânica filtrada inferior a  $40 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  em ambas as fases, durante o período de monitoração e eficiência de remoção de matéria orgânica média superior a 70%. Estes resultados mostram que o sistema combinado apresentou satisfatória remoção de matéria orgânica.

Os quartis (Q1 e Q3) apresentaram pequenas variações entre as fases F1 e F2 do efluente do RAMSI, apresentando distância entre os quartis de F1,  $d = 25 \text{ mgDQO} \cdot \text{L}^{-1}$  e F2,  $d = 20 \text{ mgDQO} \cdot \text{L}^{-1}$ . Porém a fase estacionária apresentou menor variação entre os quartis.

Abualhail et al.(2013) tratando esgoto domésticos em reator integrado anaeróbio/anóxico, obtiveram uma remoção de matéria orgânica de 81%, valor esse semelhante ao obtido no presente estudo.

### 5.3. Remoção de material nitrogenado

### 5.3.1. Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI.

A Figura 12 representa os resultados de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), obtidos durante o monitoramento do sistema combinado An/Ax + RAMSI.

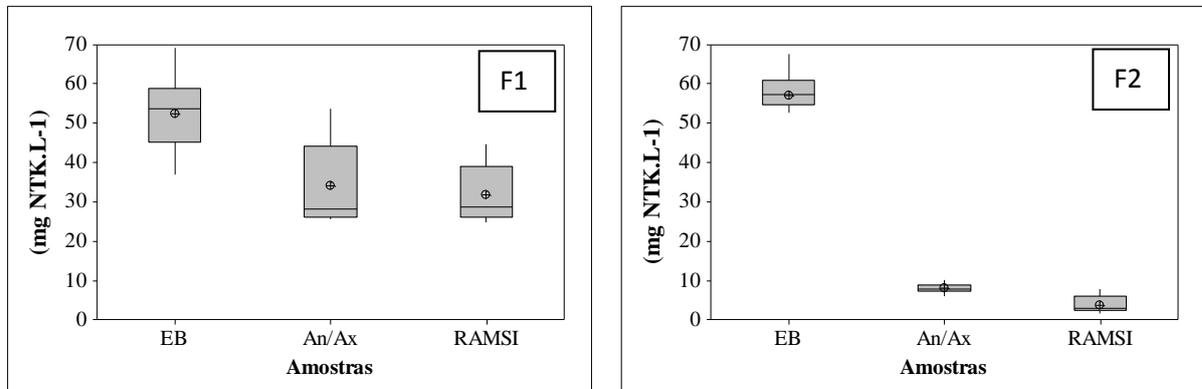


Figura 12: Comportamento do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Observa-se que os valores das concentrações médias de Nitrogênio Total Kjeldahl afluente (EB) e efluentes (RAn/Ax e RAMSI) foram, respectivamente, de 52,4, 34,2 e 31,7 mgN-NTK.L<sup>-1</sup>, na fase F1. Porém na fase F2 estas concentrações médias foram de 56,9, 8,0 e 3,6 mgN-NTK.L<sup>-1</sup>, respectivamente, para o EB, RAn/Ax e RAMSI (Figura 12), representando desta maneira remoções de 85% para o efluente do RAn/Ax e 93% para o RAMSI. Constatou-se que as variações interquartis para a fase F2 foram menores que na fase F1 e, portanto, mais representativas (F1:  $d = 12,85 \text{ mgN-NTK.L}^{-1}$  e na fase F2:  $d = 3,6 \text{ mgN-NTK.L}^{-1}$ ).

Lamego Neto e Costa (2011) tratando esgoto doméstico em reator híbrido com fases anóxica e aeróbia, funcionando em bateladas sequenciais com suporte fixo rede de nylon no interior do reator e operado em ciclos de 8 horas de duração. Obteve remoção de 71% de Nitrogenio Total Kjeldahl, remoção esse inferior a obtido no presente estudo.

Novak et al. (2011) determinaram o efeito da combinação de um sistema anaeróbio/aeróbio na remoção de sólidos suspensos e nitrogênio para tratar água residuária, e atingiram um percentual no efluente final de 64,5% de remoção de NTK, sendo inferior ao valor obtido neste estudo.

Liu et al. (2013) em seus estudos com sistema de tratamento contínuo composto por três reatores anaeróbio, aeróbio e anóxico, sequenciado, tratando esgoto doméstico sintético conseguiram uma remoção de NTK de 90%, valor similar ao relatado no presente estudo.

Rahimia et al.(2011) utilizaram em seu trabalho um reator em bateladas sequenciais de leito fixo no tratamento de águas residuárias sintéticas, objetivando a nitrificação/desnitrificação simultânea e obtiveram remoção de 88% de Nitrogênio Total.

Analisando um reator híbrido dividido em duas partes: inferior e superior, sendo a inferior composta por difusores de ar e misturador para manter a massa em suspensão e a superior composta por tubos ligeiramente ásperos para que ocorresse a formação de biofilme, Luciano et al. (2012) detectaram que a parte do reator que possuía biomassa fixa apresentou taxa de remoção de nitrogênio total maior que o reator com biomassa em suspensão. Apresentando uma taxa de 57% na remoção de nitrogênio total.

### 5.3.2. Nitrogênio Amoniacal do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI.

A Figura 13 representa os resultados de Nitrogênio Amoniacal, obtidos durante o monitoramento do sistema combinado An/Ax + RAMSI.

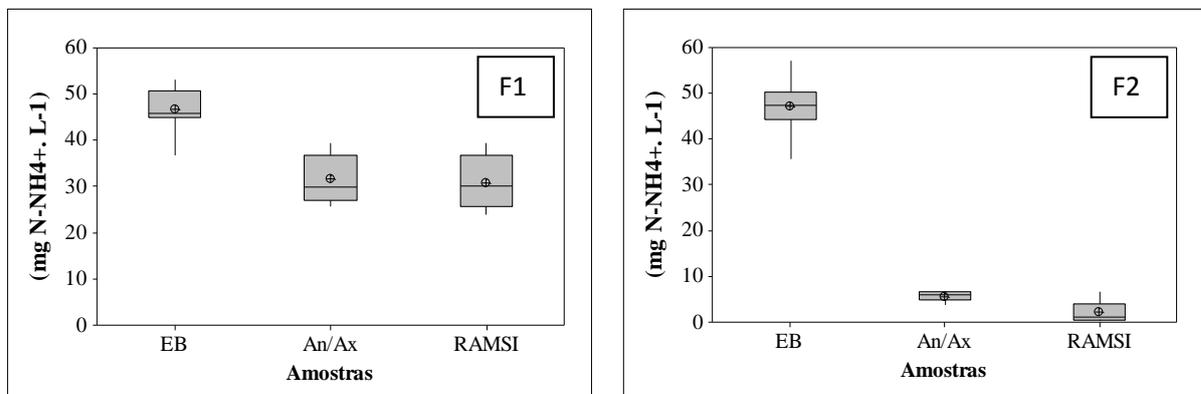


Figura 13: Comportamento do Nitrogênio amoniacal na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Observa-se através da figura 13 que a concentração do afluente (EB) manteve-se na média de  $47 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$  em ambas as fases. Já os efluentes do An/Ax e RAMSI apresentaram um valores médios de  $31,6 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$  e  $30,8 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$  na fase F1, a qual não apresentou significativa eficiência significativa eficiência de remoção, por se tratar de uma fase que necessitava de adaptação para o crescimento das bactérias autotróficas nitrificantes, que geralmente apresentam crescimento mais lento.

Porém, com a adaptação efetivada na fase F2, os efluentes dos RAn/Ax e RAMSI apresentaram respectivamente concentrações médias de  $5,5 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$  e  $2,1 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ , o que culminou numa eficiência de remoção de 95%.

As variações entre os quartis Q1 e Q3 do efluente final (RAMSI), nas fases F1 e F2, atingiram distância de F1:  $d = 3,47$  e F2:  $d = 11 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ , respectivamente. Portanto, a fase que apresentou maior variação interquartil foi a fase F1, confirmando que até a nona semana o sistema estava em fase de adaptação.

Abreu e Zaiat (2008) avaliando o desempenho do reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, utilizando espuma de poliuretano como meio suporte, obtiveram resultados inferiores, atingindo uma remoção média de 85% de nitrogênio amoniacal.

### 5.3.3. Nitrito do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI.

A Figura 14 representa os resultados de Nitrito, obtidos durante o monitoramento do sistema combinado An/Ax + RAMSI.

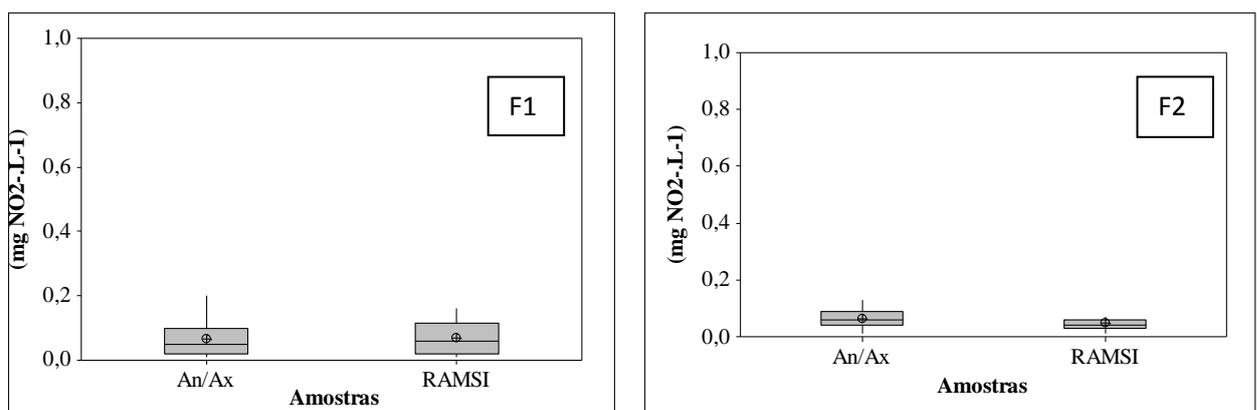


Figura 14: Comportamento do Nitrito na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

A Figura 14 representa o comportamento do nitrito, nas duas fases F1 e F2, apresentando respectivamente concentração média efluente (An/Ax) e efluente final (RAMSI) de  $0,06 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$  e  $0,04 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ , na fase estacionária. Estes resultados cruzados com os resultados obtidos com o NTK constataram que o sistema combinado foi satisfatório no processo de nitrificação e desnitrificação.

A variação entre os quartis foram:  $d=0,095$  na fase adaptativa e  $d=0,03$  na fase estacionária.

Canto et al. (2008) monitorando reator em bateladas sequenciais operado em regime de recirculação com ciclos de 12 horas, utilizando como meio suporte, espuma de poliuretano, tratando águas residuárias sintéticas. Produziu efluente com concentração média de nitrito abaixo de  $0,4 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ , enquanto que, as concentrações de nitrato aumentaram gradualmente durante a primeira semana e estabilizou-se em cerca de  $6,4 - 1,9 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ . Resultados superiores ao obtido no presente estudo.

#### 5.3.4. Nitrato do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI.

A Figura 15 representa os resultados de Nitrato, obtidos durante o monitoramento do sistema combinado An/Ax + RAMSI.

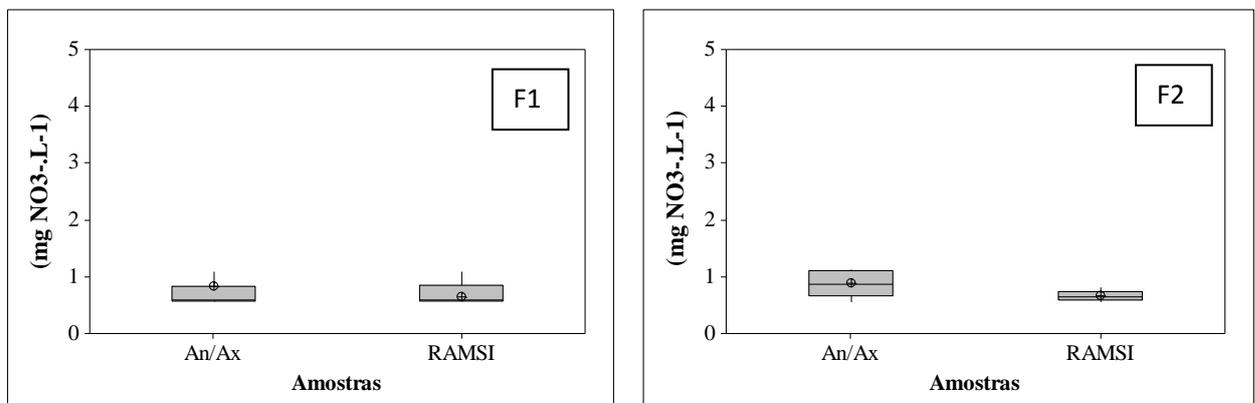


Figura 15: Comportamento do Nitrato na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

A figura 15 representa o comportamento do nitrato, nas fases F1 e F2 apresentando concentração média efluente final (RAMSI) na fase F1 e F2 de 0,59 mg- N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> e 0,65 mg- N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

A variação entre os quartis foram: d= 0,265 na fase adaptativa (F1) e d=0,137 na fase estacionária (F2).

## 5.4. Remoção de Compostos Fosfatados

### 5.4.1. Fósforo Total do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI.

A figura 16 representa os valores de Fósforo Total afluente e efluente, obtidos durante o período experimental do sistema combinado.

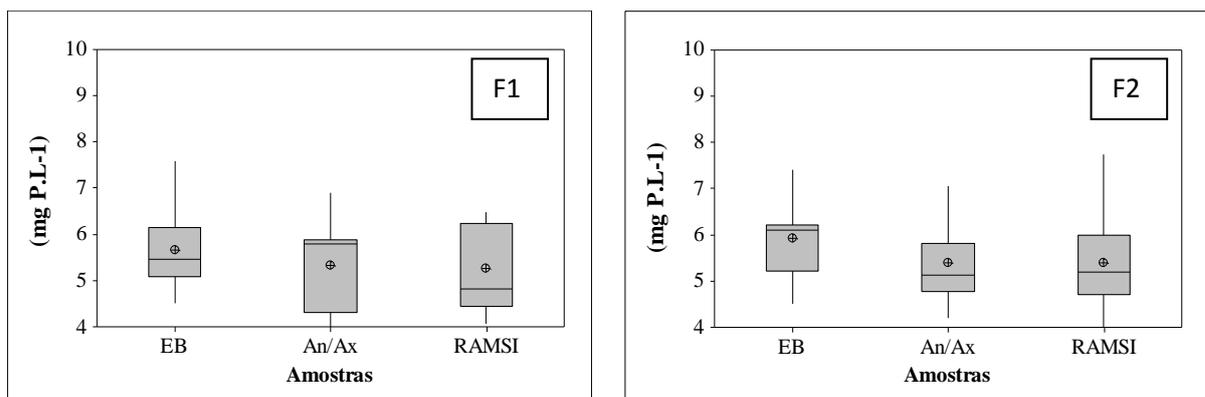


Figura 16: Comportamento do Fósforo Total na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionaria (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Observa-se na Figura 16 que as concentrações médias afluente (EB) e efluente final (RAMSI) mantiveram valores aproximados (5,9 mgP.L<sup>-1</sup> e 5,3 mgP.L<sup>-1</sup>, respectivamente) para Fósforo Total.

Os quartis (Q1 e Q3) foram de 4,44 e 6,23 mgP.L<sup>-1</sup>, para a fase, F1, e 4,71 e 5,99, para fase F2, no afluente final (RAMSI). Através desta análise podemos observar que a fase adaptativa (F1) apresentou maior variação interquartil (d=1,79 mgP.L<sup>-1</sup>) que a fase estacionária(F2) (d=1,28 mgP.L<sup>-1</sup>).

Diante destes resultados obtidos, podemos observar que não houve a remoção de Fósforo Total, demonstrando que o processo de remoção de fósforo foi considerado insatisfatório, uma vez que o sistema não foi projetado para fim. Para que houvesse remoção desse parâmetro seria necessário o descarte de lodo do sistema, o que dificilmente ocorre em sistemas com biomassa aderida.

Asadi et al. (2012), tratando águas residuárias industriais em reator anóxico-aeróbio, conseguiram remoção média de 23,63% de fósforo total, sendo a mesma considerada insatisfatória. Os autores associam essa ineficiência às condições de funcionamento do reator.

#### 5.4.1. Ortofosfato do afluente (EB) e efluentes provenientes do reator An/Ax e RAMSI.

A figura 17 representa os valores de Ortofosfato afluente e efluentes, obtidas durante o período experimental do sistema combinado.

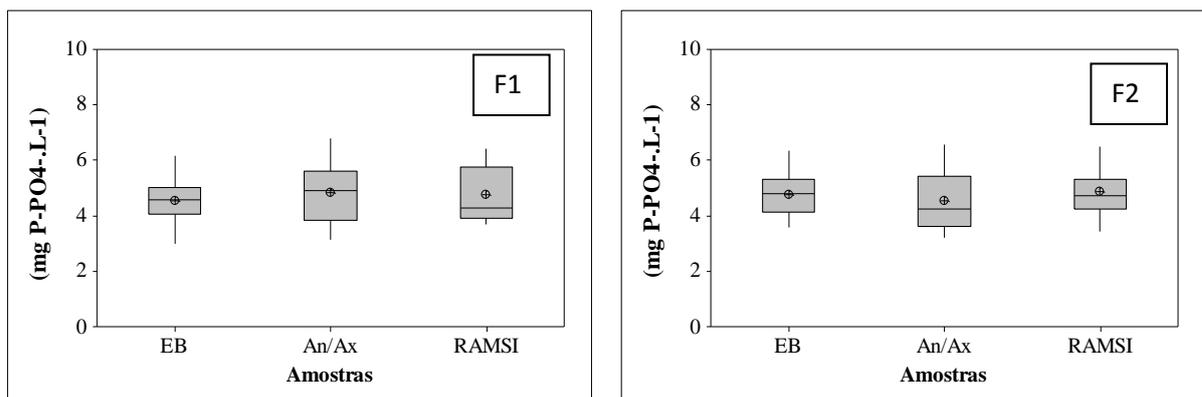


Figura 17: Comportamento do Ortofosfato na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionaria (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Observa-se na Figura 17 as concentrações médias afluente (EB) e efluente final (RAMSI) de  $4,7 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$  e  $4,8 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ , respectivamente, para Ortofosfato .

Assim, como para Fosforo Total o sistema também não apresentou eficiência na remoção de Ortofosfato.

## 5.5. Remoção de Sólidos Totais

### 5.5.1. Sólidos Totais

Na figura 18 estão representados os valores dos Sólidos Totais do afluente e efluentes.

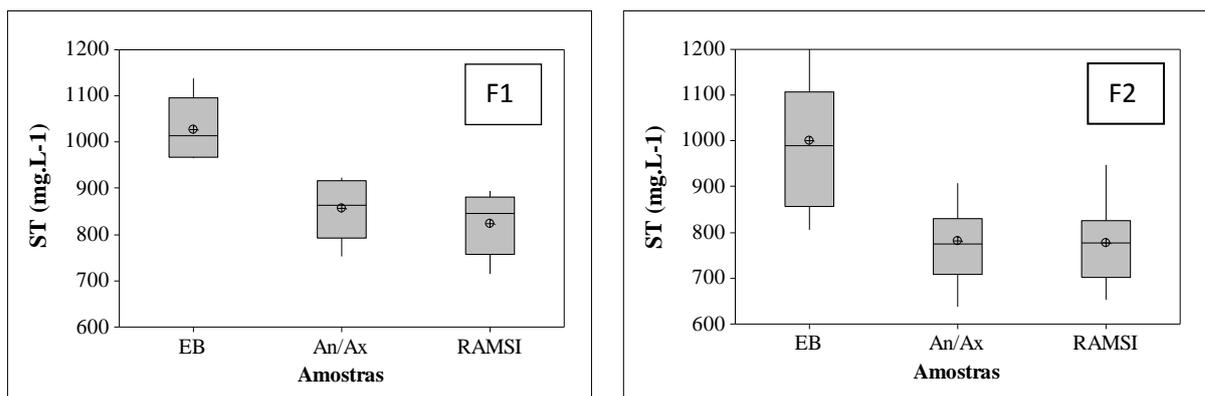


Figura 18: Comportamento dos Sólidos Totais (ST) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Os valores das concentrações médias de Sólidos Totais afluente (EB) e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI foram, respectivamente, de  $1028 \text{ mgST.L}^{-1}$ ,  $856 \text{ mgST.L}^{-1}$  e  $824 \text{ mgST.L}^{-1}$ . Na fase F2 as concentrações médias de Sólidos Totais afluente e efluente do reator An/Ax e RAMSI foram, respectivamente, de  $1000 \text{ mgST.L}^{-1}$ ,  $780 \text{ mgST.L}^{-1}$  e  $776 \text{ mgST.L}^{-1}$ .

Comparando as variações interquartis do efluente do RAMSI das fases F1 e F2, observamos que não houve grandes variações entre as fases F1;  $d=123$  e F2;  $d=124$ .

Lamego Neto (2011), em seus trabalhos tratando esgotos domésticos obteve um efluente tratado com concentração média de  $339 \pm 8 \text{ mgST.L}^{-1}$ . Correspondendo a uma remoção média de 41% neste parâmetro.

Torres (2009), ao comparar a eficiência de remoção de ST em dois reatores anaeróbios, utilizando como meio suporte anéis de bambu e anéis de PVC, obteve

remoção de 79,12% e 81,18%, respectivamente. Remoção superior ao obtido no presente estudo.

### 5.5.2 Remoção de Sólidos Totais Voláteis

Na figura 19, estão representados os valores dos Sólidos Totais Voláteis do afluente e efluentes.

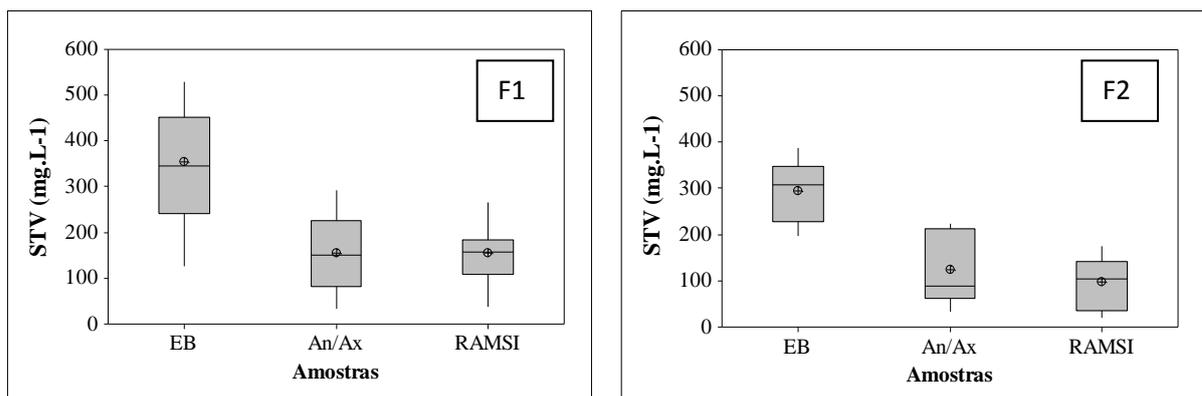


Figura 19: Comportamento dos Sólidos Totais Voláteis (STV) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Observa-se que os valores das concentrações médias de Sólidos Totais Voláteis afluente (EB) e efluente final (RAMSI) foram de 355 mgSTV.L<sup>-1</sup> e 155mg STV.L<sup>-1</sup>, respectivamente, na fase adaptativa (F1). Já na fase estacionária (F2), observamos um comportamento diferente onde, o afluente (EB) apresentou uma concentração 293 mgSTV.L<sup>-1</sup> e efluente final (RAMSI) uma concentração de apenas 96,8 mgSTV.L<sup>-1</sup>.

## 5.6. Remoção de Sólidos Suspensos

### 5.6.1. Sólidos Suspensos Totais

Na Figura 20 estão apresentados os valores dos Sólidos Suspensos Totais (SST) do afluente e efluentes.

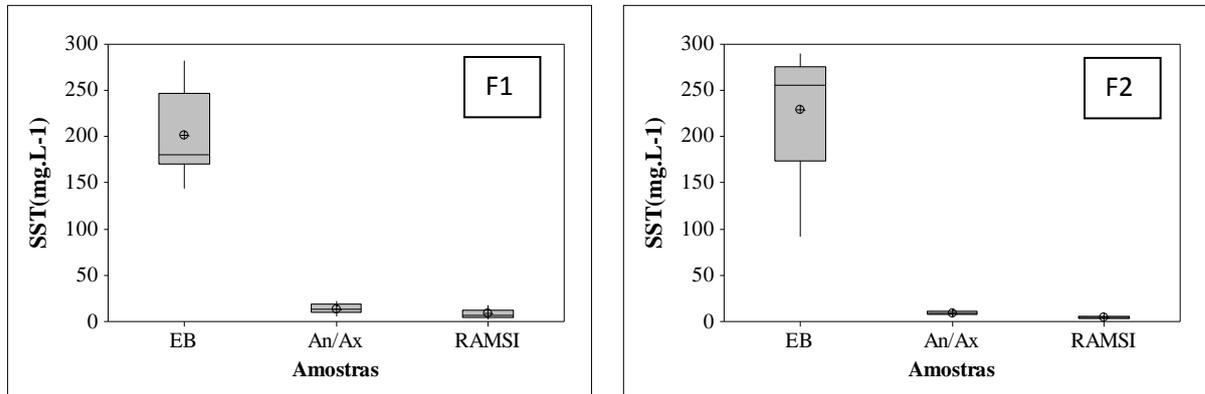


Figura 20: Comportamento dos Sólidos Suspensos Totais (SST) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Os valores das concentrações médias de sólidos suspensos totais afluente (EB) e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI na fase estacionária foram, respectivamente, de 229, 9,8 e 4,0 mgSST.L<sup>-1</sup>.

Portanto, o sistema combinado se apresentou como uma alternativa viável no processo de remoção de sólidos suspensos, apresentando eficiência de remoção considerável. Conforme os resultados apresentados na Figura 20, observa-se que o efluente produzido apresentou-se com concentração média de sólidos em suspensão abaixo de 10 mg.L<sup>-1</sup>.

### 5.6.2. Sólidos Suspensos Voláteis

Na figura 21 estão apresentados os valores dos Sólidos Suspensos Voláteis do afluente e efluentes.

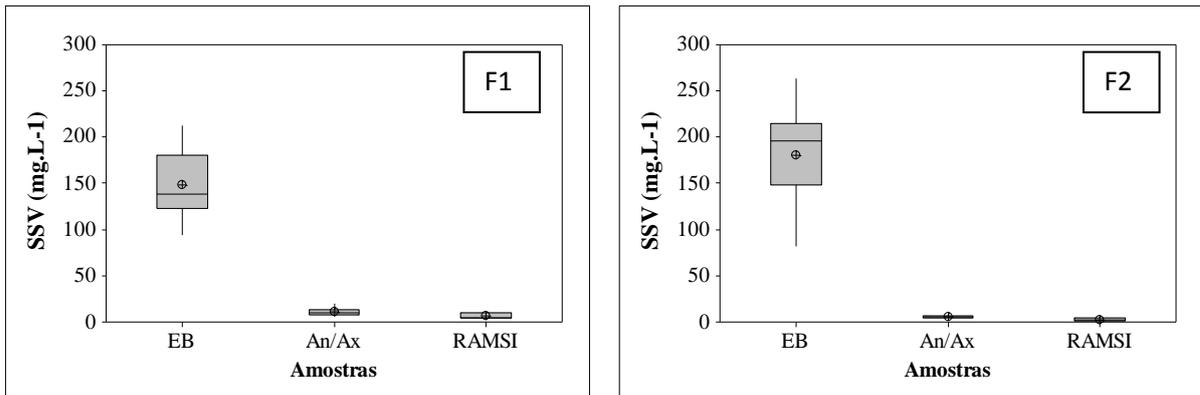


Figura 21: Comportamento dos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) na Fase adaptativa (F1) e Fase estacionária (F2) do afluente EB e efluentes dos reatores An/Ax e RAMSI.

Observa-se que os valores das concentrações médias de sólidos suspensos voláteis afluente (EB) e efluentes (An/Ax e RAMSI) foram 180, 6,00 e 2,6 mgSSV.L<sup>-1</sup>, respectivamente, na fase estacionária (F2), correspondendo a eficiência de remoção de 98% para SSV.

Sarti et al. (2001), tratando esgoto sintético simulando esgoto doméstico, em reator com biomassa imobilizada, utilizando espuma de poliuretano, obtiveram uma concentração de biomassa de 13,380mg SSV.L<sup>-1</sup>, indicando um valor alto se comparado ao valor obtido no efluente final do RAMSI (4 mgSSV.L<sup>-1</sup>).

### 5.7. Resultados do balanço de massa do material orgânico e nitrogenado

Tabela 3. Parâmetros e resultados obtidos durante o monitoramento do sistema combinado RAn/Ax + RAMSI, para determinação do balanço de massa.

Parâmetro	Unid.	Fase	
		F1	F2
$Q_a$	$L.d^{-1}$	25,2	25,2
$t_{op}$	d	60	140
$DQO_a$	$mg.L^{-1}$	442,00	446,00
$DQO_e$	$mg.L^{-1}$	46,00	35,00
$NTK_a$	$mg.L^{-1}$	52,44	56,98
$NTK_e$	$mg.L^{-1}$	31,75	3,69
$N_{oa}$	$mg.L^{-1}$	0,00	0,00
$N_{oe}$	$mg.L^{-1}$	0,72	0,78
$DQO_{(RAn/Ax)}$	$mg.L^{-1}$	4667,00	7000,00
$DQO_{(RAMSI)}$	$mg.L^{-1}$	8367,00	10878,00
$NTK_{(RAn/Ax)}$	$mg.L^{-1}$	1143,00	1269,00
$NTK_{(RAMSI)}$	$mg.L^{-1}$	1242,60	1472,70
$SSV_{(RAn/Ax)}$	$mg.L^{-1}$	3499,00	3893,00
$SSV_{(RAMSI)}$	$mg.L^{-1}$	12009,00	12766,00

A Tabela 3 apresenta parâmetros obtidos durante o período de monitoramento, necessários na avaliação do balanço de massa orgânico e nitrogenado.

Para as duas fases, a vazão afluyente de operação permaneceu inalterada ( $Q_a$ ), bem como, houve pouca variação quanto à carga afluyente do material orgânico e nitrogenado aplicado ( $DQO_a$  e  $NTK_a$ ). Porém a DQO no efluente ( $DQO_e$ ) foi de 46  $mg.L^{-1}$  na F1 e 35  $mg.L^{-1}$  na F2, ocorrendo uma redução de  $DQO_e$  na fase F2 com relação a F1, esta redução deve estar associada ao tempo de operação de uma fase para outra. O NTK afluyente ( $NTK_e$ ) presente no sistema na fases F1 e F2 foram 52,44  $mg.L^{-1}$  e 56,98  $mg.L^{-1}$ , respectivamente. Quanto ao NTK efluente ( $NTK_e$ ), observar-se uma diferença significativa entre a fase F1 e F2, apresentando respectivamente 31,75 e 3,69  $mg.L^{-1}$ , constatando assim que o tempo de adaptação de 60 dias (F1) não foi suficiente para que ocorresse o processo de nitrificação. No entanto a fase F2 (tempo de operação de 140 dias) foi ideal para que ocorresse o processo de nitrificação.

As concentrações de DQO presente no RAn/AX ( $DQO_{(RAn/Ax)}$ ) e no RAMSI ( $DQO_{(RAMSI)}$ ) foram 4667 e 8367  $mg.L^{-1}$ , na fase F1, e na fase F2 7000 e 10878  $mg.L^{-1}$ , respectivamente. Fazendo uma comparação entre os dois reatores, constatou-se que o RAMSI apresentou maior concentração de DQO que o RAn/AX nas duas fases, podendo este fato estar associado ao biofilme formado no meio suporte (espuma de poliuretano) inserido no interior do RAMSI.

Quanto aos SSV, observar-se que o RAMSI também apresentou maior concentração que o RAn/AX, sendo 3499 e 12009  $mg.L^{-1}$ , respectivamente, na fase F1 e 3893 e 12766  $mg.L^{-1}$ .

Através dos resultados obtidos na tabela 3 foi possível realizar o balanço de massa do material orgânico e nitrogenado.

A figura 22 apresenta o balanço de massa de material orgânico e nitrogenado no sistema combinado An/Ax + RAMSI, referente a fase adaptativa (F1) e a fase estacionária (F2).

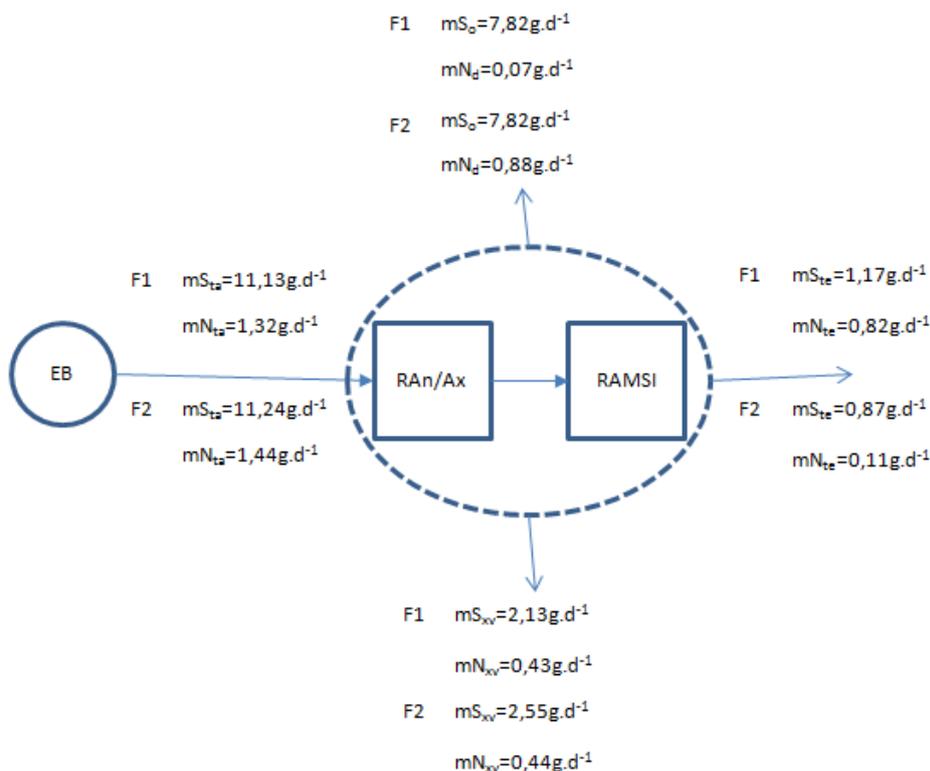


Figura 22: Balanço de massa do material orgânico e nitrogenado

Os cálculos de massa do material orgânico foram realizados conforme quadro 01. Onde se encontra o detalhamento de cada termo. Na Figura 22 estão

apresentados os resultados referentes aos balanços de massa do material orgânico (expresso em forma de DQO) do sistema combinado RAn/Ax + RAMSI referente a fase adaptativa (F1) e estacionária (F2), com tempo de operação de 60 e 140 dias, respectivamente.

Contata-se através dos resultados apresentados na Figura 22 que o balanço de massa do material orgânico mostrou-se consistente uma vez que apresentou  $B_o = 1$ . Portanto os dados experimentais são confiáveis e o sistema combinado foi operado sob condições estacionárias (VAN HANDEL e MARAIS, 1999).

Santos (2009), operando sistema Bardenpho e sistema UCT com idades de lodo de 20 dias e de 15 dias, realizaram balanços de massa de material orgânico nos dois sistemas e constataram uma boa aproximação ao valor teórico de 1, estando apenas menos de 6% distante do valor teórico.

Os valores do balanço de massa do material nitrogenado do sistema combinado RAn/Ax + RAMSI, nas fases F1 e F2, apresentaram resultado de  $B_n = 1$ . Concluindo que o balanço de massa do material nitrogenado demonstrou-se consistente. Portanto, os dados experimentais são confiáveis e demonstram que o sistema foi operado em condições estacionárias (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Bueno (2011) realizou balanços de massas de material nitrogenado em sistema de lodo ativado operado com TRS de 40,30 e 20 dias. Foi constatado que os valores médios tiveram uma boa aproximação ao valor teórico  $B_o = 1$  em todas as fases do estudo, estando menos que 10% distante do valor teórico.

## **5.8. Segunda fase: avaliação da biodegradabilidade de lodo biológico lisado**

Para avaliar a biodegradabilidade de lodo biológico lisado induzido por meio de diferentes técnicas de lise celular (reação ácido-base, ação por micro-ondas, ação térmica e mecânica), foram aplicados testes respirométricos para auxiliar na quantificação de matéria orgânica biodegradável contida no lodo submetido a cada tipo lise.

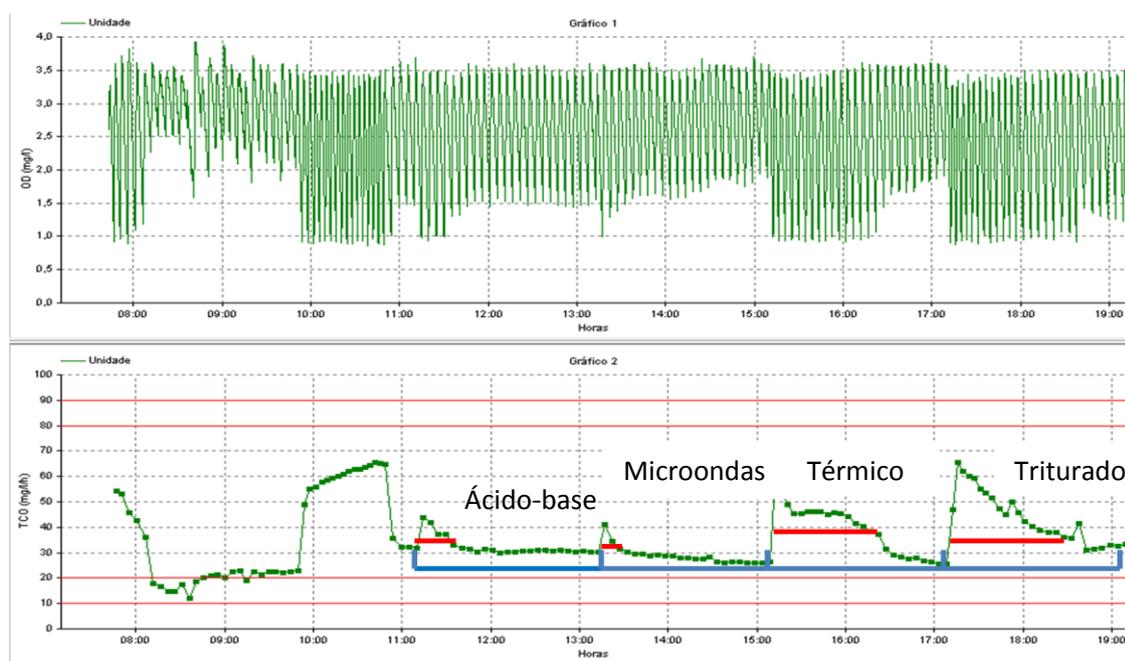
Com os dados de TCO apresentados nos testes, determinou-se por integração das áreas identificadas, a fração biodegradável solúvel ( $DQO_{bsa}$ ), correspondendo a DQO rapidamente biodegradável ( $DQO_{rb}$ ), e a DQO lentamente

biodegradável ( $DQO_{lb}$ ) durante um período de duas horas. As Figuras 23, 24 e 25 representam os respirogramas obtidos durante a realização dos testes com lodo anaeróbio, proveniente do reator UASB, com tempo de retenção celular de um ano. E as figuras 26, 27 e 28, correspondem aos testes respirométricos realizados com lodo aeróbio, proveniente de sistema de lodo ativado. O período de duração de cada teste oscilou entre um intervalo de 10 a 12 horas.

Conforme os dados apresentados nas Tabelas 4, 5 e 6, referentes aos testes realizados com lodo anaeróbio, e 7, 8 e 9, referentes aos testes realizados com lodo aeróbio, foi possível fazer uma comparação entre os substratos utilizados nesta pesquisa, no intuito de identificar qual técnica de lise celular apresentou concentração de  $DQO_{rb}$  mais satisfatória. As Figuras 23, 24, 25, 26, 27 e 28 indicam a  $DQO_{rb}$  e a  $DQO_{lb}$ , as quais foram calculadas tendo como base o potencial do consumo de  $O_2$  (TCO).

### 5.8.1. Lodo Anaeróbio

A Figura 23 representa o respirograma obtido durante a realização do teste respirométrico nº 1 com lodo anaeróbio.



**Figura 23.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 1 de assimilação dos substratos utilizados no teste com lodo anaeróbio.

**Tabela 4.** Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 1.

Substrato <sup>a</sup>	Determinação analítica			Determinação por respirometria					
	DQO Bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	f <sub>s</sub> (%)	DQO <sub>utilizada</sub> <sup>b</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	F <sub>b</sub> <sup>c</sup> (%)	DQO <sub>rb</sub> <sup>d</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO <sub>lb</sub> <sup>e</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	F <sub>rb</sub> <sup>f</sup> (%)	F <sub>lb</sub> <sup>g</sup> (%)
Acetato	120	-	-	120					
Lodo lisado (ácido-base)	21000	1600	7,62	13,27	0,63	5,46	7,81	41,15	58,85
Lodo lisado (ação micro ondas)		1700	8,10	16,13	0,77	2,74	13,39	16,99	83,01
Lodo lisado (ação térmica)		6650	31,67	75,64	3,60	48,45	27,19	64,05	35,95
Lodo lisado (ação mecânica)		6100	79,92	102,12	4,86	53,88	48,24	52,76	47,24

<sup>a</sup>Acetato e lodo anaeróbico com TRC de um ano;

<sup>b</sup>Fração solúvel;

<sup>c</sup>Fração biodegradável da DQO afluente, durante duas horas de teste;

<sup>d</sup>DQO rapidamente biodegradável (mg.L<sup>-1</sup>);

<sup>e</sup>DQO lentamente biodegradável (mg.L<sup>-1</sup>);

<sup>f</sup>Fração de DQO rapidamente biodegradável;

<sup>g</sup>Fração de DQO lentamente biodegradável.

Quanto ao lodo lisado por ação ácido-base, verificou-se que a DQO biodegradável (F<sub>b</sub>) foi de 13,27 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, sendo que 5,46 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> da DQO do lodo apresentou-se como material rapidamente biodegradável (DQO<sub>rb</sub>) e 7,81mg.L<sup>-1</sup> como material lentamente biodegradável (DQO<sub>lb</sub>), conforme Figura 23.

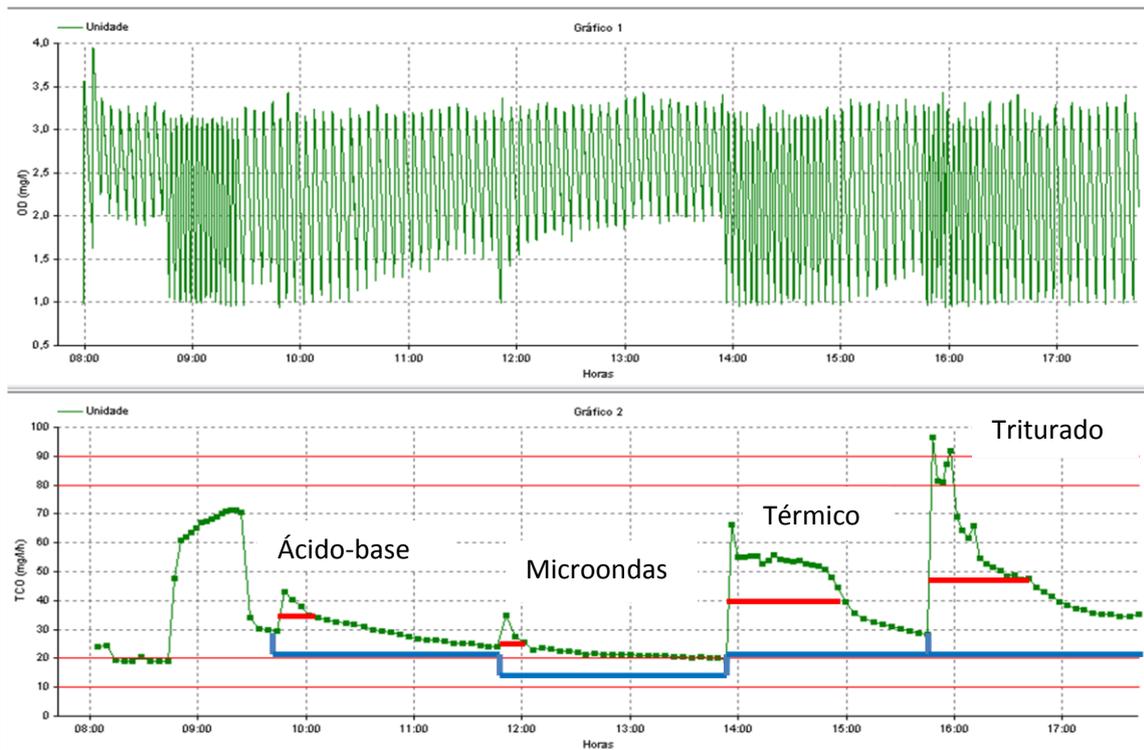
Com relação ao lodo lisado por ação microondas, a DQO rapidamente biodegradável (F<sub>b</sub>) foi de 2,74 mg.L<sup>-1</sup>, enquanto que no lodo lisado por ação térmica e mecânica esta composição foi de 48,45 e 53,88 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Porém, a técnica que apresentou-se mais eficaz quanto a (DQO<sub>rb</sub>) foi a por ação mecânica (triturado).

O lodo lisado por ação ácido-base apresentou 7,62% material solúvel, ação microondas (8,10%), Térmico (31,67%) e o lodo induzido por ação mecânica (triturado) apresentou maior solubilização, apresentando 79,92 de material solúvel.

Quanto a fração rapidamente biodegradável, o lodo por ação térmica apresentou uma maior composição com 64,05%, seguido por lodo lisado por ação mecânica (52,76%), 44,15 e 16,99%, por ação ácido-base e microondas, respectivamente. Se sobressaindo o lodo por ação térmica.

Dogã e Sanin (2009) utilizaram a combinação de dois tratamentos: alcalino e microondas, objetivando ocasionar a biodegradabilidade de lodo biológico e constataram que esse método é eficaz como pré-tratamento, uma vez que o lodo apresentou um aumento de 22% na sua capacidade de biodegradabilidade. Verificaram também que os métodos combinados ocasionaram maior solubilidade do lodo do que o método individual e, conseqüentemente ocasionou redução na quantidade de lodo a ser produzido.

A Figura 24 representa o respirograma obtido durante a realização do teste respirométrico nº 2 com lodo anaeróbio.



**Figura 24.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 2 de assimilação dos substratos utilizados no teste com lodo anaeróbio.

**Tabela 5.** Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 2.

Substrato <sup>a</sup>	Determinação analítica		Determinação por respirometria						
	DQO Bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	f <sub>s</sub> <sup>b</sup> (%)	DQO <sub>utilizada</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	F <sub>b</sub> <sup>c</sup> (%)	DQO <sub>rb</sub> <sup>d</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO <sub>lb</sub> <sup>e</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	F <sub>rb</sub> <sup>f</sup> (%)	F <sub>lb</sub> <sup>g</sup> (%)
Acetato	120	-	-	120	100	-	-	-	-
Lodo lisado (ácido-base)	14000	2300	16,43	40,56	2,90	6,68	33,88	16,47	83,53
Lodo lisado (ação micro-ondas)		1600	11,43	20,37	1,46	3,9	16,47	19,15	80,85
Lodo lisado (ação térmica)		13000	92,86	111,86	7,99	84	27,86	75,09	24,91
Lodo lisado (ação mecânica)		8500	60,71	103,07	7,36	65,36	37,71	63,41	36,59

<sup>a</sup>Acetato e lodo anaeróbico com TRC de um ano;

<sup>b</sup>Fração solúvel;

<sup>c</sup>Fração biodegradável da DQO afluente, durante duas horas de teste;

<sup>d</sup>DQO rapidamente biodegradável (mg.L<sup>-1</sup>);

<sup>e</sup>DQO lentamente biodegradável (mg.L<sup>-1</sup>);

<sup>f</sup>Fração de DQO rapidamente biodegradável;

<sup>g</sup>Fração de DQO lentamente biodegradável.

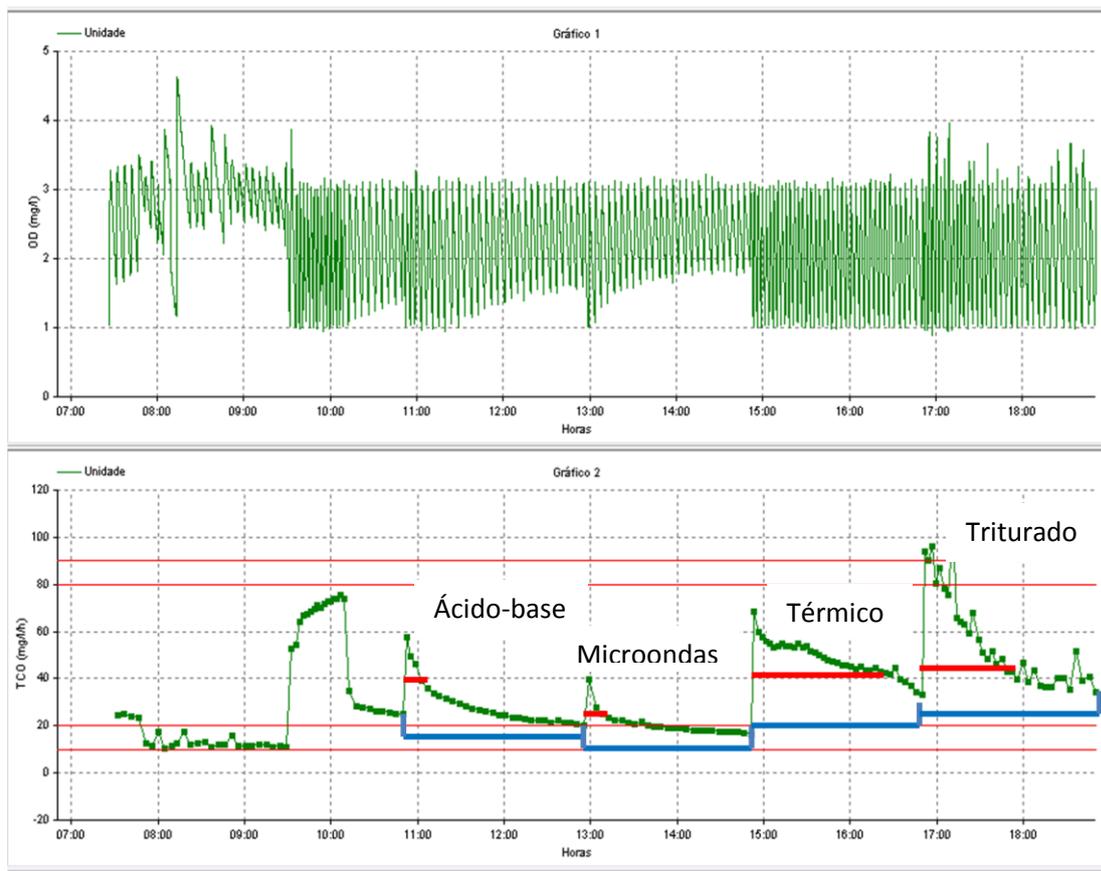
Conforme apresentado na Tabela 5, constata-se que o lodo lisado por ação ácido-base apresentou DQO<sub>utilizada</sub> de 40,56 mg.L<sup>-1</sup>, sendo 6,68 mg.L<sup>-1</sup> (DQO<sub>rb</sub>) e 33,88 mg.L<sup>-1</sup> (DQO<sub>lb</sub>). Já o lodo lisado por ação micro-ondas, essa composição foi menor, sendo 3,9 mg.L<sup>-1</sup> (DQO<sub>rb</sub>) e 16,47 mg.L<sup>-1</sup> (DQO<sub>lb</sub>). Quanto ao lodo lisado por ação térmica e mecânica (triturado), essa composição foi maior, apresentando concentração de 84 e 65,36 mg.L<sup>-1</sup> (DQO<sub>rb</sub>). Porém o lodo lisado que apresentou uma concentração maior de DQO rapidamente biodegradável foi o lodo lisado por ação térmica.

Com base nos dados apresentados na Tabela 5, podemos observar que o lodo lisado que apresentou maior solubilização foi o lodo lisado por ação térmica,

apresentando material solúvel com 92%, seguido do lodo lisado por ação mecânica (60,71%), ácido-base (16,43%) e microondas (11,43%) de solubilização. (Figura 24).

Bravo et al (2011) realizaram um estudo em escala piloto para avaliar a influencia do pré-tratamento térmico sob a biodegradabilidade e solubilização de lodo ativado anaeróbio à 170 °C, e concluíram que a técnica de lise celular induzida por ação térmica proporcionou a solubilização do lodo tornando o facilmente decomposto por microrganismos na digestão anaeróbia.

**Figura 25.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 3 de assimilação dos substratos utilizados com lodo anaeróbio.



**Figura 25.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 3 de assimilação dos substratos utilizados no teste com lodo anaeróbio.

**Tabela 6.** Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 3.

Substrato <sup>a</sup>	Determinação analítica			Determinação por respirometria					
	DQO Bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	f <sub>s</sub> <sup>b</sup> (%)	DQO <sub>utilizada</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	F <sub>b</sub> <sup>c</sup> (%)	DQOrb <sup>d</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	DQOIb <sup>e</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	F <sub>rb</sub> <sup>f</sup> (%)	F <sub>lb</sub> <sup>g</sup> (%)
Acetato	120	-	-	120	100	-	-	-	-
Lodo lisado (ácido-base)	19000	1800	9,47	34,2	1,80	7,85	26,35	22,95	77,05
Lodo lisado (ação microondas)		975	5,13	12,66	0,67	3,65	9,01	28,83	71,17
Lodo lisado (ação térmica)		3700	19,47	134,56	7,08	38,01	96,55	28,25	71,75
Lodo lisado (ação mecânica)		8700	45,79	117,86	6,20	91,08	26,78	77,28	22,72

<sup>a</sup>Acetato e lodo anaeróbico com TRC de um ano;

<sup>b</sup>Fração solúvel ;

<sup>c</sup>Fração biodegradável da DQO afluenta, durante duas horas de teste;

<sup>d</sup>DQO rapidamente biodegradável (mg.L<sup>-1</sup>);

<sup>e</sup>DQO lentamente biodegradável (mg.L<sup>-1</sup>);

<sup>f</sup>Fração de DQO rapidamente biodegradável;

<sup>g</sup>Fração de DQO lentamente biodegradável.

Com base nos dados apresentados na Tabela 6, DQO<sub>rb</sub> do lodo lisado por ação ácido-base, por ação microondas, térmica e mecânica foram de 7,85, 3,65 38,01 e 91,08 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 25).

Quanto a fração rapidamente biodegradável (F<sub>rb</sub>), constata-se que o lodo lisado por ação mecânica (triturado) apresentou uma fração superior aos demais lodos lisados, com 91,08%, seguido por lodo lisado ação térmica 38,01%, ácido-base 7,85% e micro-ondas 3,65%.

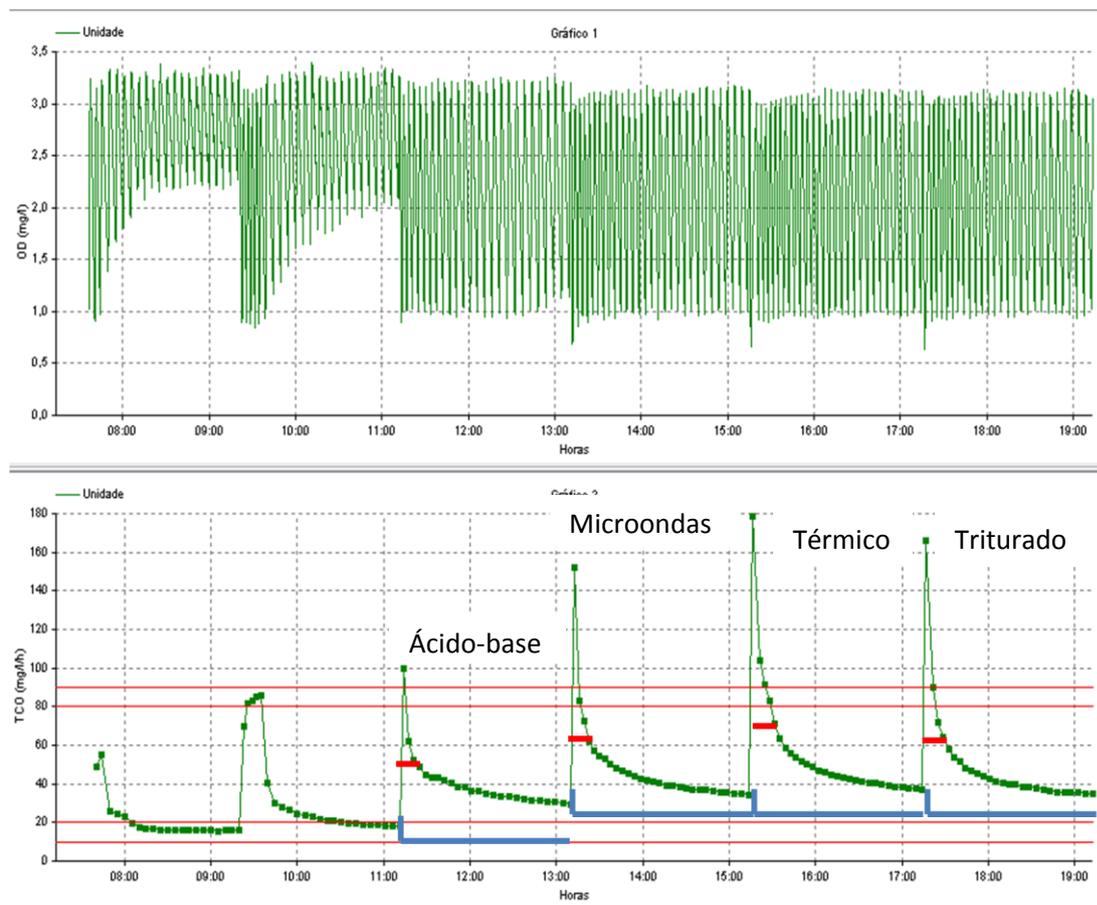
Tabela 6, no terceiro teste com lodo anaeróbico obteve-se uma fração solúvel de 45,79% para o lodo lisado por ação mecânica (triturado), 19,79% (térmico), 9,47% (ácido-base) e 5,13 (microondas).

Wei et al (2010) utilizaram um forno de microondas doméstico, com frequência de 2450 MHz, como pré-tratamento da digestão anaeróbia de lodo de

esgotos e observaram que o aquecimento por microondas era capaz de realizar rápido aumento da temperatura no lodo em curto tempo, comparado aos processos convencionais. Constataram que a irradiação do microondas ocasionou maior biodegradabilidade do lodo, permitindo maior produção de biogás e apresentou melhor eficiência na solubilização da DQO e sólidos suspensos solúveis.

### 5.8.2 Lodo Aeróbio

**Figura 26.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 1 de assimilação dos substratos utilizados com lodo aeróbio.



**Figura 26.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 1 de assimilação dos substratos utilizados no teste com lodo aeróbio.

**Tabela 7.** Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 1 com lodo aeróbio.

Substrato <sup>a</sup>	Determinação analítica			Determinação por respirometria					
	DQO Bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	f <sub>s</sub> <sup>b</sup> (%)	DQO <sub>utilizada</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	F <sub>b</sub> <sup>c</sup> (%)	DQO <sub>rb</sub> <sup>d</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO <sub>lb</sub> <sup>e</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	F <sub>rb</sub> <sup>f</sup> (%)	F <sub>lb</sub> <sup>g</sup> (%)
Acetato	120	-	-	120	100	-	-		
Lodo lisado (ácido-base)	2400	543	2,26	87,55	3,65	10,70	76,85	12,22	87,78
Lodo lisado (ação micro-ondas)		659	2,75	89,98	3,75	18,55	71,43	20,62	79,38
Lodo lisado (ação térmica)		1473	6,14	109,56	4,57	32,48	77,08	29,65	70,35
Lodo lisado (ação mecânica)		1744	7,27	71,76	2,99	25,60	46,16	35,67	64,33

<sup>a</sup>Acetato e lodo aeróbio;

<sup>b</sup>Fração solúvel ;

<sup>c</sup>Fração biodegradável da DQO afluente, durante duas horas de teste;

<sup>d</sup>DQO rapidamente biodegradável (mg.L<sup>-1</sup>);

<sup>e</sup>DQO lentamente biodegradável (mg.L<sup>-1</sup>);

<sup>f</sup>Fração de DQO rapidamente biodegradável;

<sup>g</sup>Fração de DQO lentamente biodegradável.

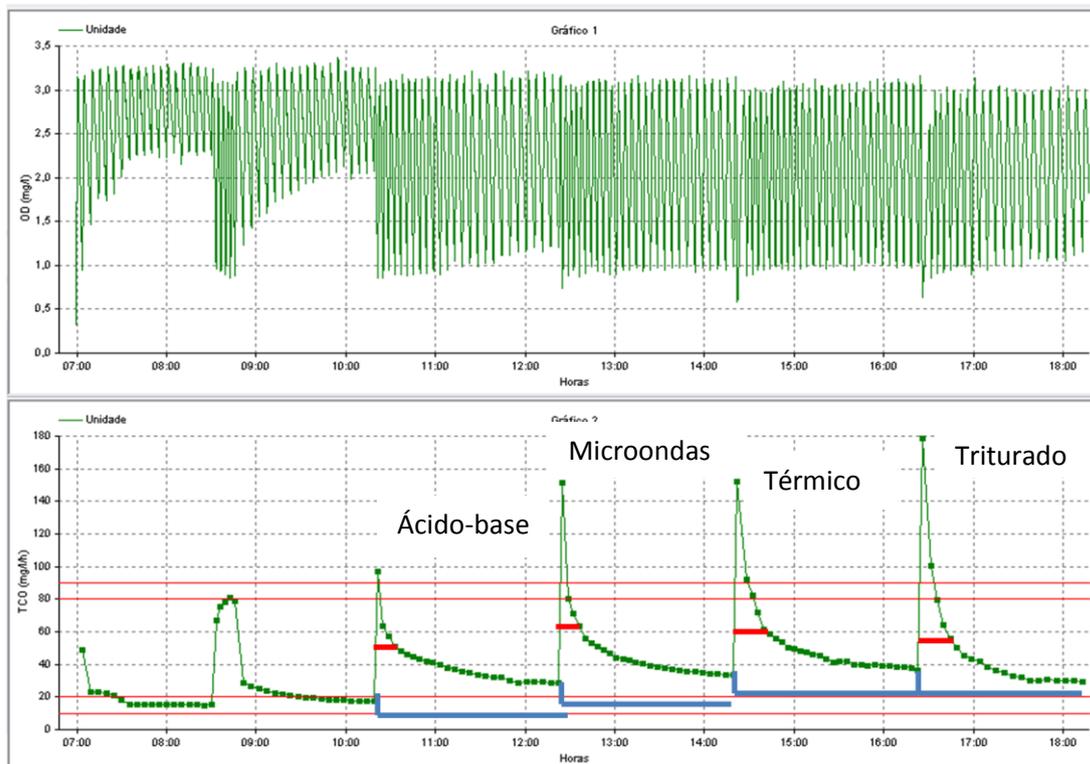
Com base nos dados apresentados na Tabela 7, constata-se que o lodo lisado por ação mecânica e ação térmica apresentou fração solúvel maiores que os demais lodos lisados, correspondendo a uma fração de 7,27% e 6,14%, respectivamente. Essas mesmas amostras de lodo também se sobressaíram quanto à DQO<sub>rb</sub>, apresentado 32,48 e 25,60 mg.L<sup>-1</sup> ação térmica e mecânica, respectivamente.

Quanto a fração rapidamente biodegradável (F<sub>rb</sub>), constatou-se que o lodo lisado por ação mecânica (triturado) apresentou maior fração sendo 35,67%, térmico (29,65%), microondas (20,62%) e 12,22% para ácido-base. Porém o lodo lisado que apresentou maior fração rapidamente biodegradável (F<sub>rb</sub>) foi o por ação mecânica (triturado).

Dhar et al. (2012) utilizando com pré tratamento de lodos ativados técnicas de ultra-som e térmica, aplicadas individuais e combinadas utilizando tres tipos de energia específica (1000, 5000 e 10.000 kJ / kg TSS) e três temperaturas de pré-

tratamento (50, 70 e 90C°). Constataram que a DQO solúvel aumentava conjuntamente com o crescimento da temperatura. Obtendo um crescimento de DQO solúvel de 350% com temperatura de 50 C° e 434 mg.L<sup>-1</sup> para temperatura de 90 C°.

**Figura 27.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 2 de assimilação dos substratos utilizados com lodo aeróbio.



**Figura 27.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 2 de assimilação dos substratos utilizados no teste com lodo aeróbio.

**Tabela 8.** Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 2 com lodo aeróbio.

Substrato <sup>a</sup>	Determinação analítica			Determinação por respirometria					
	DQO Bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	f <sub>S</sub> <sup>b</sup> (%)	DQO <sub>utilizada</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	F <sub>b</sub> <sup>c</sup> (%)	DQOrb <sup>d</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	DQOib <sup>e</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	F <sub>rb</sub> <sup>f</sup> (%)	F <sub>lb</sub> <sup>g</sup> (%)
Acetato				120	-				
Lodo lisado (ácido-base)	3100	654	2,11	97,24	3,14	24,92	72,32	25,63	74,37
Lodo lisado (ação micro-ondas)		769	2,48	90,37	2,92	24,52	65,85	27,13	72,87
Lodo lisado (ação térmica)		1462	4,72	105,5	3,40	33,93	71,57	32,16	67,84
Lodo lisado (ação mecânica)		2308	7,45	80,29	2,59	44,63	35,66	55,59	44,41

<sup>a</sup>Acetato e lodo aeróbio;

<sup>b</sup>Fração solúvel ;

<sup>c</sup>Fração biodegradável da DQO afluyente, durante duas horas de teste;

<sup>d</sup>DQO rapidamente biodegradável ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

<sup>e</sup>DQO lentamente biodegradável ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

<sup>f</sup>Fração de DQO rapidamente biodegradável;

<sup>g</sup>Fração de DQO lentamente biodegradável.

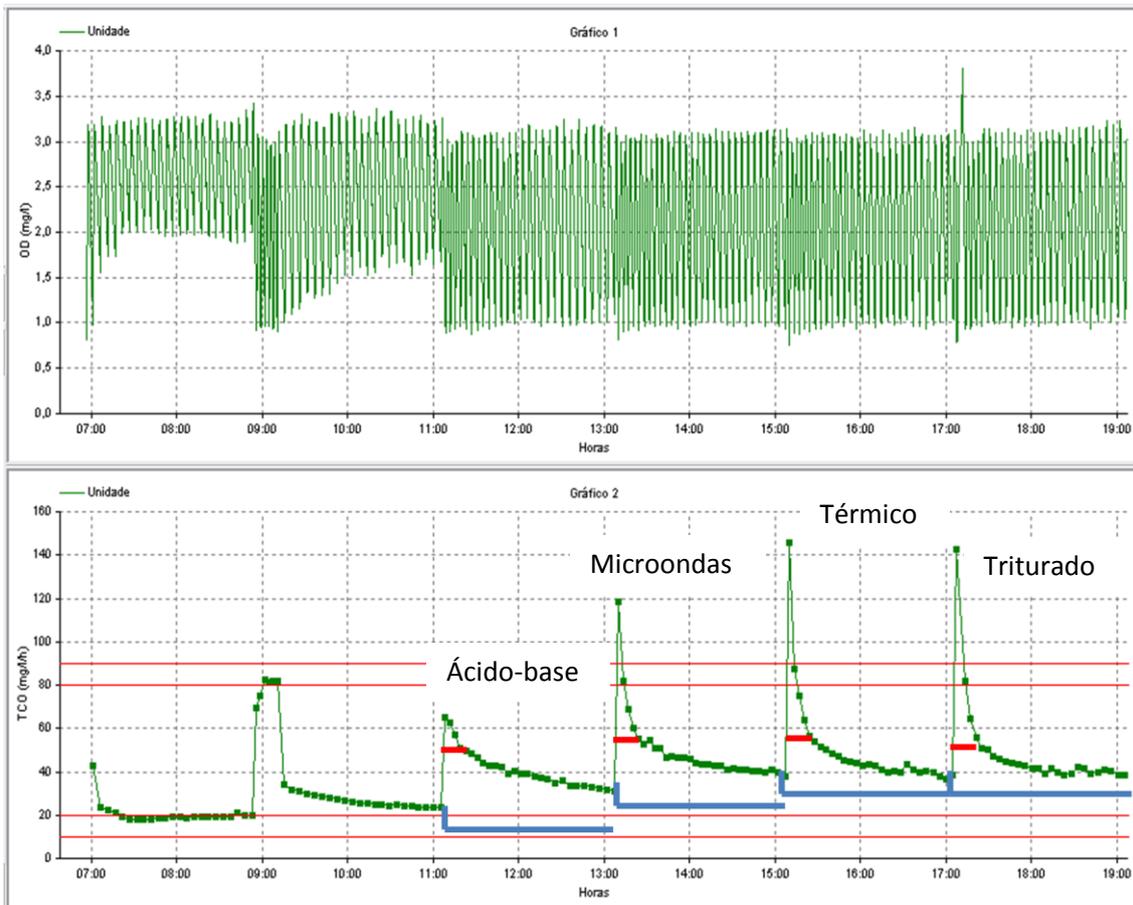
No lodo lisado por ação ácido-base, verificou-se uma  $\text{DQO}_{\text{rb}}$  de  $24,92 \text{ mg.L}^{-1}$  (Figura 27). Com relação ao lodo lisado por ação microondas, a DQO rapidamente biodegradável foi de  $24,52 \text{ mg.L}^{-1}$ , enquanto que no lodo lisado por ação térmica e mecânica esta composição foi de  $33,93$  e  $44,63 \text{ mg.L}^{-1}$  respectivamente.

Quanto à fração solúvel, o lodo lisado por ação mecânica (triturado) se sobressaiu apresentando uma fração de  $7,45\%$ , seguido pelo lodo lisado por ação térmica ( $4,72\%$ ), micro-ondas ( $2,48\%$ ) e ácido-base ( $2,11\%$ ).

Zupancic e Ros (2008) realizaram um estudo sobre a biodegradabilidade de lodo ativado de excesso, submetido a diferentes temperaturas, e observaram que na primeira parte do experimento o lodo aeróbio foi degradado de forma eficiente entre  $50^{\circ}\text{C}$  e  $55^{\circ}\text{C}$ . Sendo esta mesma faixa de temperatura mantida para a realização da lise celular do lodo no presente estudo.

Park et al. (2004) utilizando micro-ondas para avaliar o grau de solubilização do lodo ativado, constataram que o micro-ondas é capaz de decompor os compostos químicos complexos em compostos mais simples, sendo facilmente decompostos por microrganismos.

**Figura 28.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 3 de assimilação dos substratos utilizados.



**Figura 28.** Respirograma obtido durante o teste respirométrico nº 3 de assimilação dos substratos utilizados no teste com lodo aeróbio.

**Tabela 9.** Matéria orgânica metabolizada contida nos substratos utilizados durante a realização do teste respirométrico nº 3 com lodo aeróbio.

Substrato <sup>a</sup>	Determinação analítica			Determinação por respirometria					
	DQO Bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	f <sub>s</sub> <sup>b</sup> (%)	DQO <sub>utilizada</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	F <sub>b</sub> <sup>c</sup> (%)	DQOrb <sup>d</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	DQOlb <sup>e</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	F <sub>rb</sub> <sup>f</sup> (%)	F <sub>lb</sub> <sup>g</sup> (%)
Acetato	120		100	-					
Lodo lisado (ácido-base)	2100	575	2,74	79,44	3,78	5,58	73,86	7,02	92,98
Lodo lisado (ação micro-ondas)		690	3,29	83,93	4,00	17,94	65,99	21,37	78,63
Lodo lisado (ação térmica)		862	4,10	63,77	3,04	24,70	39,07	38,73	61,27
Lodo lisado (ação mecânica)		1341	6,39	59,54	2,84	21,62	37,92	36,31	63,69

<sup>a</sup>Acetato e lodo aeróbio;

<sup>b</sup>Fração solúvel ;

<sup>c</sup>Fração biodegradável da DQO afluente, durante duas horas de teste;

<sup>d</sup>DQO rapidamente biodegradável (mg.L<sup>-1</sup>);

<sup>e</sup>DQO lentamente biodegradável (mg.L<sup>-1</sup>);

<sup>f</sup>Fração de DQO rapidamente biodegradável;

<sup>g</sup>Fração de DQO lentamente biodegradável.

Com base nos dados apresentados na Tabela 9, DQO<sub>rb</sub> do lodo lisado por ação ácido-base, por ação microondas, térmica e mecânica foram de 5,58, 17,94, 24,70 e 21,62 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 28).

Constatou-se que o lodo lisado por ação mecânica (triturado) apresentou maior fração solúvel, correspondendo a 6,39%, já o por ação térmica essa composição foi 4,10% e para o lodo lisado por ação microondas e ácido-base foi, 3,29 e 2,74%, respectivamente.

Portanto, o lodo lisado por ação térmica apresentou uma DQO<sub>rb</sub> ( 24,70 mg.L<sup>-1</sup> ) maior que os demais lodos lisados.

Audrey et al. (2011) investigaram os efeitos do tratamento térmico em um sistema de lodos ativados e observaram que o tratamento térmico ocasiona uma lise celular com o aumento da temperatura de 50°C para 95 °C. No entanto, o impacto na estrutura dos flocos limitou-se à elevação da temperatura em 50°C. Acima de 50°C, a distribuição do tamanho dos flocos permaneceu praticamente constante. Sendo esta temperatura a mesma mantida para a realização da lise celular do lodo no presente estudo.

Yu et al.(2010) investigaram as propriedades físicas e químicas de lodo ativado após irradiação por micro-ondas. Concluiu que o tempo de exposição do lodo no microondas influencia fortemente as propriedades químicas e físicas do lodo, constataram também que o tratamento por irradiação, além de melhorar a sedimentação do lodo, ocasiona a desintegração e destruição das células microbianas.

## 6. CONCLUSÕES

- O sistema combinado tratando esgotos sanitários apresentou resultados satisfatórios, removendo material carbonáceo (92%), SST (98%), SSV (97%), N-NTK (93%) e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (96%). Além disso, o efluente final apresentou concentrações médias de nitrito e nitrato, respectivamente de 0,04 mgN-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> e 0,65 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>. Contudo, o processo de remoção de fósforo foi considerado insatisfatório, visto que, o sistema não foi projetado com essa finalidade.
- O Lodo anaeróbio submetido às técnicas de lise por reação ácido/base, microondas, ação térmica e ação mecânica (tritramento) durante o período de duas horas de testes respirométricos, mantiveram média de DQO rapidamente biodegradável de 6,65, 3,43, 56,82 e 70,1 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, no qual se sobressaiu o lodo lisado por ação mecânica.
- Nos testes realizados com lodo aeróbio, constatou-se, que o lodo lisado por ação mecânica apresentou concentração de material rapidamente biodegradável superior aos demais lodos lisados.
- No balanço de massa, ficou evidente o crescimento bacteriano, concebido pelo consumo e remoção de substrato (fração orgânica) e no processo de nitrificação seguido de desnitrificação (fração nitrogenada), representando de maneira simplificada o fluxo de remoção destes constituintes.
- Na quantificação de biomassa presente no reator An/Ax e no RAMSI, constatou-se que o RAMSI apresentou maior concentração de SSV (12766) mg.L<sup>-1</sup> e DQO (10878 mg.L<sup>-1</sup>) que o reator An/Ax, associando-se esse resultado ao biofilme formado no meio suporte (espuma de poliuretano) inserido no interior do reator RAMSI.

## 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, S.B.; ZAIAT, M. **Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário.** Eng. Sanit. Ambient. v.13.p. 181-188, 2008.

ABUALHAIL, S.; MOHAMMED, R. N.; XIWU, L. **Integrated real-time control strategy in multi-tank A2O process for biological nutrient removal treating real domestic wastewater.** Arabian Journal of Chemistry, 2013.

ALBUQUERQUE, A.; MAKINIA, J.; PAGILLA, K. **Impact of aeration conditions on the removal of low concentrations of nitrogen in a tertiary partially aerated biological filter.** Ecological Engineering. v. 44, p.44-52, 2012.

ANDREOLI, C. V. FRANÇA, M.; FERREIRA, A. C.; CHERUBINI, C. **Avaliação da biodegradabilidade e biodisponibilidade do lodo de esgoto anaeróbio termicamente tratado com uso de biogás.** 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Joinville, set., 2003.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 22<sup>a</sup>. ed. Washington: American Public Health Association, 2012.

ASADI. A.; ZINATIZADEH ,A.A.L.; SUMATHI,S. **Simultaneous removal of carbon and nutrients from an industrial estate wastewater in a single up-flow aerobic/anoxic sludge bed (UAASB) bioreactor.** Water Research 46, p. 4587-4598,2012.

AUDREY, P.; JULIEN, L.; CHRISTOPHER, D.; PATRICK, L. **Sludge disintegration during heat treatment at low temperature: A better understanding of involved mechanisms with a multiparametric approach.** Journal Engineering Biochemical. p. 178–184. 2011.

BHUVANESH,S.;MANEESH,N.;SREEKRISHNAN,T.R. **Start-up and performance of a hybrid anoxic reactor for biological denitrification.** Bioresource Technology. v. 129. p. 78–84, 2013.

BITTON, G. Wastewater Microbiology. Wiley-Liss Pub., New York, 1994.

BOUGRIER, C.; CARRÉRE, H.; DELGENÉS, J.P. **Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment.** Chemical Engineering Journal. V.106. p. 163-169, 2005.

BRANDÃO, H. L. **Transferência de massa no processo de biodegradação de efluentes líquidos em reatores com biofilme.** Tese (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

BRAVO, D.A.; ELVIRA,P. S.; AYMERICH,E.; POLANCO,F.F. **Assessment of the influence of thermal pre-treatment time on the macromolecular composition and anaerobic biodegradability of sewage sludge.** Bioresource Technology. V.102, p. 660–666, 2011.

BUENO, R.F. **Nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em saúde pública. Universidade de São Paulo (USP), 2011.

BUCHAUER, K. A. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in effluents to waste – water and sludge treatment processes. **Water S. A.** v.1, n.24, p.49 – 56, 1998.

CAMPOS, A. L.O.; PIRES, E. C. **Potencialidade do emprego da lise celular forçada em sistemas aeróbios de tratamento visando uma redução do lodo de descarte.** Artigo. In 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2004.

CANTO, C. S. A.; RATUSZNEI, S. M.; RODRIGUES J. A. D.; ZAIAT, M.; FORESTI, AND.E. **Effect of ammonia load on efficiency of nitrogen removal in an sbbr**

**with liquid-phase circulation.** Brazilian Journal of Chemical Engineering.v.25, p. 275 - 289, 2008.

CHANG, T.C.; YOU, S.J.; DAMODAR, R.A.; CHEN.Y.Y. **Ultrasound pre-treatment step for performance enhancement in an aerobic sludge digestion process.** Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers. v. 42, p. 801– 808, 2011.

CHARAEKLIS, W.C. Microbial fouling. **Biofilms.** In: W.G. Characklis and K.C.; Marshall (Eds.): John Wiley, New York.p.523-584,1990.

CHONG, S.; SEN, T. K.; KAYAALP, A.; ANG, H. M. **The performance enhancements of up flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment e A State-of-the-art review.** Water Research.v.37, 2012.

CHUNG, J.; BAE , W .; LEE ,Y.; RITTMANN ,B.E. **Shortcut biological nitrogen removal in hybrid biofilm/suspended growth reactors.** Process Biochemistry.v. 42. p. 320–328, 2007.

COSTERTON, J.W.; LEWANDOWSKI, Z.; CALDWELL, D.E.; KORBER, D.R.; LAPPIN-SCOTH, H.M. **Microbial biofilms.** Annual Reviews in Microbiology, v. 49, p. 711-745, 1995.

DAVEREY,A .; SU,S.H.; HUANG,T.Y.; LIN,G.J. **Nitrogen removal from opto-electronic wastewater using the simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) process in sequencing batch reactor.** Bioresource Technology .V.113, p. 225–231, 2012.

DHAR,B.R.; NAKHLA,G.; RAY,M.B. **Techno-economic evaluation of ultrasound and thermal pretreatments for enhanced anaerobic digestion of municipal waste activated sludge.** Waste Management. v.32, p 542–549, 2012.

DOGÁN, I.; SANIN, F.D. **Alkaline solubilization and microwave irradiation as a combined sludge disintegration and minimization method.** water research.v,4.p.32139 – 2148,2009.

FAN, J.; TAO, T.; ZHANG, J.; YOU, G.L. **Performance evaluation of a modified A2/O process treating low strength wastewater.** Desalination.v. 249, p.822–827, 2009.

FALAS, P.; LONGRE, P.; JANSEN, J. LA COUR.; SIEGRIST, H.; HOLLENDER, J.; JOSS, A. **Micropollutant removal by attached and suspended growth in a hybrid biofilm-activated sludge process.** Water Research.v.47.p.4498-4506, 2013.

FREIRE, F. B.; PIRES, E. C. **Avaliação de material suporte para biomassa em reatores de leito fluidizado: aderência e hidrodinâmica.** Revista Universidade Rural: Série Ciências Exatas e da Terra, v.23, p. 34-43, 2004.

GAO, Y.; PENG, Y.; ZHANG, J.; WANG, J.; YE, L. **Using excess sludge as carbon source for enhanced nitrogen removal and sludge reduction with hydrolysis technology.** Water Science & Technology.v.62,p. 1536-1543,2010.

GARCIA, G.C.P. MOURA, R.B. SILVA, L.M. TERÁN, F.J.C. **Estudo do Desempenho de um Reator Aeróbio Operando em Bateladas Sequenciais no tratamento de efluentes de uma Indústria de refrigerantes.** v. 6, n. 2, p. 089-099,2009.

GUISASOLA, A.; VARGAS, M.; MARCELINO, M.; LAFUENTE, J.; CASAS, C.; BAEZA, J. A. **On-line monitoring of the enhanced biological phosphorus removal process using respirometry and titrimetry.** Biochemical Engineering Journal.v35.p. 371–379, 2007.

GUO, J.H., PENG, Y.Z., WANG, S.Y., ZHENG, Y.A., HUANG, H.J., WANG, Z.W. **Longterm effect of dissolved oxygen on partial nitrification performance and microbial community structure.** Bioresource Technology, 100, 2796 – 2802, 2009.

HAN, S.; YUE, Q.; YUE, M.; GAO, B.; ZHAO, Y.; CHENG, W. **Effect of sludge-fly ash ceramic particles (SFCP) on systhetic wastewater treatment in an A/O combined biological aerated filter.** Bioresource Technology, v. 100, p. 1149-1155, 2009.

HELLINGA, C., SCHELLEN, A., MULDER, J., VAN LOOSDRECHT, M., HEIJNEN, J. **The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater.** Water Sci. Technol. 37, 135–142, 1998.

HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J. T.; CEBALLOS, B. S. O.; BRASIL, D. P. **Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 15, n. 2, p. 197-204, 2010.

JAROSZYNSKI, L. W; CICEK, N.; SPARLING, R.; OLESZKIEWICZ, J. A. **Importance of the operating pH in maintaining the stability of anoxic ammonium oxidation (anammox) activity in moving bed biofilm reactors.** Bioresource Technology. v.102. p. 7051–7056, 2011.

JING, J.; FENG, J.; LI, W.; XU, Y. **Removal of COD from cokingplant wastewater in the moving-bed biofilm sequencing batch reactor.** Korean Journal of Chemical Engineering .v.26,p. 564-568,2009.

KETCHUM.K. **Design and physical features of sequencing batch reactors.**Water Sci.Technol.v. 35.p. 11–18,1997.

KHIN, T., ANNACHHATRE, A.P. **Novel microbial nitrogen removal processes.** Biotechnol. Adv. 22, 519–532, 2004.

KIM, D.; CHANG, J.; LEE, D.;HAN, D.; YOO, I.; CHA, G. **Nitrification of high strength ammonia wastewater and nitrite accumulation characteristics.** Water Sci. Technol. v. 47,p. 45–51,2003.

LAMEGO NETO, G.; COSTA, R. H. R. **Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P)**. Eng Sanit Ambient .v.16, p. 411-420, 2011.

LAN, C.J.; KUMAR, M.; WANG, C.C.; LIN, J.G. **Development of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in a sequential batch reactor**. Bioresource Technology.v.102, p. 5514–5519, 2011.

LAZAROVA, V.; MANEM J. **Biofilm characterization and activity in water and wastewater treatment**. Wat. Res. v.29, no 10, p.2227-2245, 1995.

LIN, Q.H.; CHENG, H.; CHEN,G.Y. **Preparation and characterization of carbonaceous adsorbents from sewage sludge using a pilot-scale microwave heating equipment**. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis.v. 93p. 113–119, 2012.

LIU, Y. **Dynamique de croissance de biofilms nitrifiants appliqués aux traitements des eaux**. Thèse (Doctorat Ingenierie du Traitement et L'Épuration des Eaux. 255p. INSA. Toulouse, France, 1994.

LIU, G.; XU, X.; ZHU, L.; XING, S.; CHEN, J. **Biological nutrient removal in a continuous anaerobic–aerobic–anoxic process treating synthetic domestic wastewater**. Chemical Engineering Journal.v. 225, p. 223–229, 2013.

LUCIANO, A.; VIOTTI, P.; MANCINI, G.; TORRETTA, V. **An integrated wastewater treatment system using a BAS reactor with biomass attached to tubular supports**. Journal of Environmental Management .v.113.p.51-60, 2012.

MAHVI.A. **Sequencing batch reactor: a promising technology in wastewater treatment**, J. Environ. Health Sci. Eng. V.5.p. 79–90, 2008.

MANNINA, G.; VIVIANI, G. **Hybrid moving bed biofilm reactors: an effective solution for upgrading a large wastewater treatment plant**. Water Science and Technology, v. 60, n. 5, p.1103-1116, 2009.

MATEJU, V.; CIZINSKA, S.; KREJCI, J.; JANOCH, T. **Biological water denitrification** . A review. Enzyme Microbiology Technology. New York, v.14, p. 170-183, 1992.

MELO, J. L.S.; SILVA, F. D.; LIMA, A. M. **Avaliação da remoção de nitrogênio orgânico e amoniacal em amostras de esgoto doméstico submetido a pós-tratamento em tabuleiros irrigados. XIII Congresso Brasileiro de Engenharia Química, Natal (RN), 2008.**

METCALF ; EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3. ed.p.1334,PSingapore: McGraw -Hill, Inc,1991.

METCALF ; EDDY. **Wasterwater Engineering: Treatment and reuse**. 4 ed. New York, McGraw-Hill International edition, 2003.

MÜLLER, N. **Implementing biofilm carriers into activated sludge process-15 years of experience**. Water Science and Technology.v. 37. p. 167-174, 1998.

NOVAK, J. T.; BANJADE, S.; MURTHY, S. N. **Combined anaerobic and aerobic digestion for increased solids reduction and nitrogen removal**. Water Research. V.45. p.618-624, 2011.

ØDEGAARD, H.; GISVOLD, B.; STRICKLAND, J. **The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process**. Water Science and Technology, v. 41, n. 4-5 p. 383-391, 2000.

ORDAZ, A.; OLIVEIRA, C.S.; JOEL, A.; CARRIÓN, M.; THALASSO,F. **Determination of apparent kinetic and stoichiometric parameters in a nitrifying fixed-bed reactor by in situ pulse respirometry**. Biochemical Engineering Journal .v, 55 .p. 123–130, 2011.

ORTIZ, S.; ANDRÉS. I. **Nitrificação de diferentes substratos em reatores aeróbios de leito fluidizado de circulação interna.** Rev. ing. univ. Medellín [online]. v.11, n.21, pp. 53-62. ISSN 1692-3324,2012.

PANTOJA FILHO, J.L.R.P. **Remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio em reator aeróbio-anóxico em leito fixo (RAALF) aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio.** Tese de doutorado. Programa de Pós- Graduação e área de concentração em hidráulica e saneamento. Universidade de São Paulo (USP). São Carlos, 2011.

PARK, B., AHN, J.H., KIM, J., HWANG, S. **Use of microwave pretreatment for enhanced anaerobiosis of secondary sludge.** Water Sci. Technol. 50 (9), 17–23,2004.

PARSEKIAN, M. P. S.; PIRES, E. C. **Avaliação do emprego da lise celular forçada em sistema anaeróbio/aeróbio no tratamento de esgoto sanitário sintético,** 2002.

PENG, Y.; CHEN, Y.; PENG, C.; LIU, M.; WANG, S.; SONG, X.; CUI, Y. **Nitrite accumulation by aeration controlled in sequencing batch reactors treating domestic wastewater.** Water Sci. Technol.v.50,p. 35-43,2004.

PILLI, S., BHUNIA, P. YAN, S. LEBLANC R. J., TYAGI, R. D., SURAMPALLI, R. Y. **Ultrasonic pretreatment of sludge: A review.** Ultrasonics. p. 1-17, 2010.

QURESHI, N., ANNOUS, B. A., EZEJI, T. C., KARCHER, P., MADDOX, I. S. **Biofilm reactors for industrial bioconversion processes: employing potential of enhanced reaction rates.** Microbial Cell Factories.v. 4, n. 24, 2005.

RAHIMIA, Y., TORABIANA, A., MEHRDADIA, N., SHAHMORADI, B. **Simultaneous nitrification e denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR).**Journal of Hazardous Materials .v.185.p. 852 – 857, 2011.

RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux résiduales, eaux de mer.** v.1, 5<sup>a</sup> ed. Editora Dunod – Paris. 692p. 1975.

SANCHEZ, A.; GARRIDO, J.M.; MENDEZ, R. **A comparative study of tertiary membrane filtration of industrial wastewater treated in a granular and a flocculent sludge SBR.** Desalination .v. 250,p. 810- 814, 2010.

SANTOS, E. V. M. **Desnitrificação em sistemas de lodo ativado.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Campina Grande (UFCB). 2009.

SARTI, A.; VIEIRA, L. G.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. **Influence of the liquid-phase mass transfer on the performance of a packed-bed bioreactor for wastewater treatment.** Bioresource Technology, v. 78, n. 3, p. 231-238, 2001.

SARTI, A.; ZAIAT, M.; FORESTI E. **Desempenho de reatores anaeróbios operados em bateladas seqüenciais(escala piloto) no tratamento de esgoto sanitário.** Semana: Ciências Exatas e Tecnológicas, Londrina, v. 26. p. 113-124, 2005.

SEETHA,N. BHARGAVA,R.; KUMAR,P. **Effect of organic shock loads on a two-stage activated sludge-biofilm reactor.** Bioresource Technology .v.101,p. 3060–3066,2010.

TOLEDO, R. M. A.; OLIVEIRA, R. A.; SOARES, B. R. R.; DUDA, R.M. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em Reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator Operado em bateladas sequenciais. Parte i: produção de metano, remoção de DQO e sólidos suspensos.** IV Semana de Tecnologia do Curso de Biocombustíveisda Faculdade de Tecnologia de Jaboticabal (SP), 2009.

TORRES, D. G. B.; CITOLIN, A. C.; GOMES, S. D. G.; ALCANTARA, M. S.; MENDONÇA, E. F. **Comparação Entre Dois Diferentes Meio suportes No Tratamento Anaeróbio Da Manipueira: Bambu E PVC.** XXXVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, Juazeiro (BA)/ Petrolina (PE), 2009.

VAN DONGEN, U., JETTEN, M., VAN LOOSDRECHT, M. **The SHARON-ANAMMOX process for treatment of ammonium rich wastewater.** Water Sci. Technol. 44, 53–60, 2001.

VAN HAANDEL, A.C. E LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente,** Campina Grande - Paraíba, 240p,1994.

VAN HAANDEL, A. C., MARAIS, G. O. **O comportamento do sistema de lodo ativado – Teoria e aplicação para projeto e operação.** Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Epgraf, 472 p,1999.

VAN HAANDEL, A. C. e VAN DER LUBBE, J. **Handbook Biological Wastewater Treatment design and optimization of activate sludge systems,** 2007.

VAN NIEUWENHUIJZEN, A.F. et al. **Identification and evaluation of wastewater scenarios, based on physical-chemical pretreatment,** Chemical Water and Wastewater Treatment 5: Proc. 8 Gothenburg Symp. , Springer-Verlag, Berlin, p. 351-362, 1998.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 4. Lodos Ativados. 2.ed.** Belo Horizonte: DESA-UFMG. v. 1. 428 p, 2002.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 3 ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG. v 1. 452p,2005.

WEI, Q.; WANG WEI, W.; CUIPING,Z.;ZHI,Z.Z. **Biogas recovery from microwave heated sludge by anaerobic digestion.** Technological Sciences. V. 53, p.1: 144–149, 2010.

WIESMAN, U. **Biological nitrogen removal from wastewater**. In:Advances in Biochemical Engineering/ Biotechnology, A. Fiechter(ed). Berlin, NY: Springer-Verlag. V.51, p.113-154, 1994.

WOLFF, D.B.; PAUL, E.; COSTA, R.H.R. **Influência do tipo de material suporte no desempenho de reatores biológicos de leito móvel na remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário**. Eng Sanit Ambient .v.15.p.149-154, 2010.

YANG, Q., WANG, S.Y., YANG, A.M., GUO, J.H., BO, F.Y. **Advanced nitrogen removal using pilot-scale SBR with intelligent control system built on three layer network**. Front. Environ. Sci. Eng. Chin.v.1.p 33–38, 2007.

YU, Y.; FENG, Y.; QIU, L.; HAN, W.; GUAN, L. **Effect of grain-slag media for the treatment of wastewater in a biological aerated filter**. Bioresource Technology, v.99. p. 4120-4123, 2008.

YU,Q.; LEI,H.Y.; LI ,Z.; LI,H.L.; CHEN ,K.;ZHANG ,X.H.; LIANG,R. **Physical and chemical properties of waste-activated sludge after microwave treatment**. Water research. v.44. p. 2841-2849, 2010.

ZANETTI,L.; FRISON,N.; NOTA,E.; TOMIZIOLI,M.; BOLZONELLA, D.; FATONE,F. **Progress in real-time control applied to biological nitrogen removal from wastewater.A short-review**. Desalination.v. 286.p. 1–7,2012.

ZUPANCIC, G. D.; ROS, M. **Aerobic and two-stage anaerobic-aerobic sludge digestion with purê oxygen and air aeration**. Bioresource Technology. v.99. p. 100–109, 2008.