



GUILHERME PIO DOS REIS LOPES

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA COMBINADO FILTRO
ANAERÓBIO/BIOFILTRO AERADO SUBMERSO COM
ENFÂSE NA RECIRCULAÇÃO DO EFLUENTE E NA
CARACTERIZAÇÃO DO LODO**

**CAMPINAS
2013**



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

GUILHERME PIO DOS REIS LOPES

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA COMBINADO FILTRO
ANAERÓBIO/BIOFILTRO AERADO SUBMERSO COM
ENFÂSE NA RECIRCULAÇÃO DO EFLUENTE E NA
CARACTERIZAÇÃO DO LODO**

Orientador: Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour

Dissertação de Mestrado apresentada a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na área de Saneamento e Ambiente.

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO PELO ALUNO GUILHERME PIO DOS REIS LOPES E ORIENTADO PELO PROF. DR. EDSON APARECIDO ABDUL NOUR.

ASSINATURA DO ORIENTADOR

CAMPINAS
2013

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

	Lopes, Guilherme Pio dos Reis, 1984
L881a	Avaliação de um sistema combinado filtro anaeróbio/biofiltro aerado submerso com ênfase na recirculação do efluente e na caracterização do lodo / Guilherme Pio dos Reis Lopes. --Campinas, SP: [s.n.], 2013.
	Orientador: Edson Aparecido Abdul Nour.
	Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.
	1. Tratamento anaeróbio. 2. Tratamento aeróbio. 3. Matéria orgânica. 4. Nitrogênio. 5. Lodo. I. Nour, Edson Aparecido Abdul, 1961-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Título em Inglês: Evaluation of a combined anaerobic filter / aerated submerged biofilter with an emphasis on recycling the effluent and sludge characterization

Palavras-chave em Inglês: Treatment anaerobic, Treatment aerobic, Organic matter, Nitrogen, Sludge

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Mestre em Engenharia Civil

Banca examinadora: Adriano Luiz Tonetti, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Data da defesa: 20-02-201

Programa de Pós Graduação: Engenharia Civil

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO**

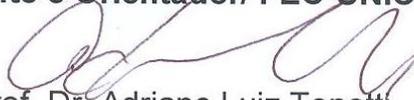
**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA COMBINADO FILTRO
ANAERÓBIO/BIOFILTRO AERADO SUBMERSO COM
ENFÂSE NA RECIRCULAÇÃO DO EFLUENTE E NA
CARACTERIZAÇÃO DO LODO**

Guilherme Pio dos Reis Lopes

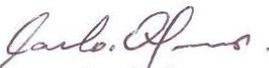
Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



**Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour
Presidente e Orientador/ FEC-UNICAMP**



**Prof. Dr. Adriano Luiz Tonetti
FEC-UNICAMP**



**Prof. Dr. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
UFMG**

Campinas, 20 de Fevereiro de 2013

Dedico

Esse trabalho a minha tia Teresinha e ao tio José Mario que me acolheram em Paulínia na época do mestrado, foram dois anos morando com eles, ao meu irmão Gabriel, ao meu pai Célio e minha mãe Iracema que me suportaram na reta final deste trabalho (dei muito trabalho a eles), logo peço desculpas a eles por tudo, sem eles eu não conseguiria. Família é tudo. Foi uma trajetória incrível, eu obtive uma grande evolução como pessoa nesses dois anos de trabalho.

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour, pelas orientações ao longo de todo o período de trabalho.

Ao grupo de pesquisa, em especial ao Mario Foco pela disponibilidade em ajudar no desenvolvimento do trabalho.

Aos técnicos do Laboratório de Saneamento, Enelton Fagnani, Fernando Candello e em especial a Ligia Maria Domingues pelo apoio nas etapas finais do desenvolvimento do trabalho.

À minha mãe Iracema, ao meu pai Célio e meu irmão Gabriel por compreenderem a minha ausência, as saudades foram amenizadas pelo uso do programa Skype.

Aos amigos do curso de pós-graduação na Faculdade de Engenharia Civil.

A sabedoria não nos é dada; é preciso descobri-la por nós mesmos depois de uma viagem que ninguém nos pode poupar ou fazer por nós.
(Marcel Proust)

RESUMO

LOPES, G. P. R. **Avaliação de um sistema combinado filtro anaeróbio/biofiltro aerado submerso com ênfase na recirculação do efluente e na caracterização do lodo.** 2013. 143 p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Civil). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, 2013.

As vantagens do sistema combinado anaeróbio/aeróbio estão relacionadas às remoções de matéria orgânica e nutrientes, além de poder realizar a recirculação de lodo aeróbio excedente para a unidade anaeróbia a fim de garantir sua estabilidade, simplificando etapas do tratamento do lodo. Porém são poucos os estudos que enfatizam a avaliação da qualidade do lodo de descarte gerado em sistemas combinados que realizam apenas a recirculação do efluente tratado, sem a recirculação do lodo. Dessa forma, este trabalho teve como objetivo avaliar um sistema combinado anaeróbio/aeróbio, em escala de bancada, composto por filtro anaeróbio – FA (volume útil de 32,6 L) seguido de biofiltro aerado submerso – BAS (volume útil de 17,6 L) e de decantador secundário – DEC (volume útil de 7,2 L) com ênfase na recirculação do efluente e na caracterização do lodo gerado. A operação foi realizada de forma a manter otimizada tanto a remoção da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada. A alimentação do sistema ocorreu com vazão constante de esgoto sanitário, produzindo um tempo de detenção hidráulica de 23,13 h. Foram avaliadas 5 razões de recirculação do efluente tratado: 0,5; 1,5; 2,0; 4,0 e 6,0 vezes a vazão do efluente bruto. Dentre os principais resultados destaca-se a não influência da razão de recirculação na eficiência de remoção de matéria orgânica, avaliada na forma de DQO, cujos valores se situaram entre 89 a 90%. A cada aumento no valor da razão de recirculação, até o valor de 4,0, houve uma diminuição da concentração de N-NH₃ no efluente tratado, com valor de $3,2 \pm 9,5$ mg N-NH₃ L⁻¹, ocasionado tanto pelo efeito de diluição (aumento da recirculação), quanto pela conversão do N-NH₃ a compostos oxidados de nitrogênio. A razão de recirculação de 6,0 vezes provocou um aumento na concentração de nitrogênio amoniacal no efluente tratado, $15,2 \pm 9,5$ mg N-NH₃ L⁻¹, indicando ser uma limitação para o processo. O monitoramento da qualidade do lodo de descarte no sistema combinado ocorreu no FA, BAS e DEC, onde foram utilizados como indicadores a relação de sólidos suspensos voláteis/sólidos suspensos totais (SSV/SST) e carbono orgânico total (COT). Esses valores foram correlacionados com aqueles obtidos em ensaio adaptado de respirometria de Bartha, utilizado com a finalidade de obter uma maior compreensão sobre o grau de estabilidade biológica. Apesar do lodo descartado do DEC possuir SSV/SST de 0,92 a 0,94, ele apresentou menores taxas de produção específica de CO₂ no ensaio de respirometria, 0,056 a 0,073 mg CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹. Como referência utilizou-se lodo não estabilizado de uma ETE em escala real, que apresentou valor médio de $0,087 \pm 0,020$ mg CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹, com uma relação de SSV/SST de 0,70. O conjunto dos resultados, em especial o ensaio de respirometria, indicou que o lodo de descarte do DEC apresentava estabilização biológica, não havendo a necessidade de sua recirculação para a unidade anaeróbia.

Palavras chave: Tratamento anaeróbio, tratamento aeróbio, matéria orgânica, nitrogênio, lodo.

ABSTRACT

LOPES, G. P. R. **Evaluation of a combined anaerobic filter/aerated submerged biofilter with an emphasis on recycling the effluent and sludge characterization.** 2013.143 p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Civil). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, 2013.

The advantages of the combined anaerobic/aerobic relate to the removal of organic matter and nutrients, and can accomplish the recirculation of the surplus aerobic sludge to anaerobic unit to ensure its stability, simplifying steps of sludge treatment. But there are few studies that emphasize the quality evaluation of sludge discard generated in combined systems that perform only the recirculation of treated effluent without recirculation of sludge. Thus, this study aimed to evaluate a system combined anaerobic/aerobic, bench scale, composed of anaerobic filter - AF (useful volume of 32,6 L) followed by aerated submerged biofilter - ASB (useful volume of 17,6 L) and settling tank - ST (volume of 7,2 L) with emphasis on recirculation of the effluent and sludge generated in the characterization. The operation was performed in order to maintain optimal removal of both carbonaceous and nitrogenous organic matter. The system feeding occurred with constant flow of sewage, producing a hydraulic retention time of 23,13 h. We evaluated 5 reasons recirculation of treated effluent: 0,5; 1,5; 2,0; 4,0 and 6,0 times the flow of raw wastewater. Among the main results stands out the not to influence the recirculation ratio on removal efficiency of organic matter, measured as COD, whose values were between 89 – 90%. Every increase in the value of the recirculation ratio, until the value of 4,0, there was a decrease in the N-NH₃ concentration in the treated effluent with a value of $3,2 \pm 9,5 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$, so much occasioned for the dilution effect (increased of the recirculation), and by the conversion of ammonia nitrogen for oxidized nitrogen compounds. The reason of recirculation of 6,0 times provoked an increase in the concentration of ammonia nitrogen in the treated effluent, $15,2 \pm 9,5 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$, indicating to be a limitation the process. The monitoring of the quality of the discard sludge in the combined system happened in the AF, ASB and ST, where they were used as indicators the relationship to volatile suspended solids/total suspended solids (VSS/TSS) and total organic carbon (TOC). These values were correlated with those obtained from respirometry assay adapted from Bartha's respirometric method, used in order to obtain a better understanding of the degree of biological stability. In spite of the discarded sludge of ST to possess VSS/TSS of 0,92 to 0,94, it presented smaller taxes of specific production of CO₂ in the respirometry assay, 0,056 to 0,073 mg CO₂ mg VSS⁻¹ dia⁻¹. As a reference we used non-stabilized sludge from a full-scale WWTP, which showed a mean value of $0,087 \pm 0,020 \text{ mg CO}_2 \text{ mg VSS}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, with a ratio of VSS/TSS 0,70. The set of results, in particular the respirometry test indicated that the discard sludge of ST had biological stabilization, without the need to drive your recirculation anaerobic.

Keywords: Anaerobic treatment, aerobic treatment, organic matter, nitrogen, sludge.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Conversão biológica da matéria orgânica nos sistemas aeróbios e anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário.	36
Figura 3.2: Transporte de substrato para o interior da biomassa imobilizada (sem ou com meio suporte).....	43
Figura 3.3: Constituintes de um Biofilme.....	50
Figura 3.4: Evolução do CT determinado pelos dois métodos (Adams et al. (1951) apud SWANA (2003) e TOC - 5000 SHIMADZU) ao longo do período de compostagem.	60
Fonte: Adaptado - Campos et al. (1998).	60
Figura 4.1: Esquema do sistema de tratamento.....	71
Figura 4.2: Meio suporte utilizado no FA e BAS.....	72
Figura 4.4: Fundo falso do filtro anaeróbio.....	74
Figura 4.5: Fundo falso do biofiltro aerado submerso.	75
Figura 4.8: Imagem de uns do respirômetros utilizados nas análises.	86
Figura 4.9: Representação dos testes respirométricos realizados no presente estudo.	87
Figura 5.1: Legenda dos gráficos tipo box plot utilizados no presente estudo.	97
Figura 5.2: Perfis dos valores de pH e ácidos orgânicos voláteis ao longo das etapas experimentais.....	101
Figura 5.3: Perfis dos valores de alcalinidade parcial e total ao longo das etapas experimentais.....	102
Figura 5.4: Perfis do nitrogênio total, amoniacal e nitrato ao longo das etapas experimentais.....	107
Figura 5.5: Perfis da Demanda química de oxigênio e a eficiência de remoção ao longo das etapas experimentais.	112
Figura 5.6: Taxa de carregamento orgânico na unidade anaeróbia FA.	114
Figura 5.7: Taxa de carregamento orgânico na unidade aeróbia (entrada do BAS e saída do DEC).....	115

Figura 5.8: Taxa de carregamento orgânico no sistema.	117
Figura 5.9: Perfil dos SST, SSV e SSF dos efluentes.	119
Figura 5.10: Perfil dos SST, SSV e SSF dos efluentes em box plot.....	119
Figura 5.11: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO ₂ (b) do lodo do decantador do sistema de bancada: ensaio T 1.	127
Figura 5.12: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO ₂ (b) do lodo do decantador do sistema de bancada: ensaio T 2.	127
Figura 5.13: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO ₂ (b) do lodo do decantador do sistema de bancada: ensaio T 3.	128
Figura 5.14: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO ₂ (b) decantador do sistema de bancada: ensaio T 4.....	128
Figura 5.15: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO ₂ (b) para o lodo do decantador da ETE Piçarrão – SANASA, ensaio T1 S.....	130
Figura 5.16: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO ₂ (b) para o lodo do decantador da ETE Piçarrão – SANASA, ensaio T2 S.....	130
Figura 5.17: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO ₂ (b) para o lodo do decantador da ETE Piçarrão – SANASA, ensaio T3 S.....	131
Figura 5.18: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO ₂ (b) para o lodo do decantador da ETE Piçarrão – SANASA, ensaio T4 S.....	131
Figura 5.19: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO ₂ (b) para o lodo do FA do sistema de bancada – ensaio FA.....	133

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Síntese de fatores que afetam a formação e o estabelecimento de biofilmes.....	49
Tabela 3.2: Síntese de fatores que afetam a formação e o estabelecimento de biofilmes.....	52
Tabela 3.3: Faixas de densidades e massas específicas de diversos tipos de lodo.	54
Tabela 3.4: Níveis de carbono orgânico presentes nos lodos de esgotos municipais em diferentes processos de tratamentos.....	54
Tabela 3.5. Características e quantidade do lodo produzido em vários sistemas de tratamento de esgotos (produzido e descartado da fase líquida e encaminhado à etapa de tratamento).	56
Tabela 3.6. Processos de tratamento de esgotos e o correspondente grau de estabilização do lodo.	58
Tabela 3.7: Literatura científica sobre estudos de biodegradabilidade aeróbia de compostos por meio da respirometria.	63
Tabela 3.8: Características dos lodos de esgoto das ETEs de Franca (SP) de Barueri (SP) utilizados no experimento.....	64
Tabela 3.9: Característica dos biossólidos utilizados nos experimentos.	65
Tabela 3.10: Taxas de degradação dos biossólidos, nas doses testadas, após 70 dias de incubação.	66
Tabela 3.11: Dados comparativos entre o respirômetro padrão de Bartha e os alternativos de 560 e 800 mL.....	67
Tabela 3.12: Dados representativos de uma amostra de lodo utilizados em uma das fases do experimento.	68
Tabela 3.13: Total acumulado de CO₂ (mg/50g de solo – base seca) na fase 1 e 2.	68
Tabela 4.1: Etapas de operação do sistema de tratamento em estudo.....	77
Tabela 4.2: Datas dos períodos de cada etapa de operação do sistema de tratamento combinado.....	77

Tabela 4.3: Variáveis a serem avaliadas nos diversos pontos de amostragem.	80
Tabela 4.4: Estimativas de população atendida e vazões da ETE Piçarrão.....	81
Tabela 4.5: Proporção em massa de lodo aplicado de lodo em 50g de solo.....	83
Tabela 4.6: Datas de incubação dos lodos gerados no sistema de tratamento de bancada e na ETE da Sanasa.....	85
Tabela 5.1: Análises físico-químicas das amostras do esgoto bruto - EB, efluente do filtro anaeróbio - FA e efluente do decantador - DEC.....	98
Tabela 5.2: Análises físico-químicas das amostras do esgoto bruto - EB, efluente do filtro anaeróbio - FA e efluente do decantador – DEC na época em que o sistema era operado sem o uso da recirculação do efluente final.	100
Tabela 5.3: Valores da concentração da alcalinidade total a partir da equalização entre o efluente bruto (de vazão Q) e o recirculado (de vazão q) que adentram no FA.	104
Tabela 5.4: Porcentagem de remoção do nitrogênio total e amoniacal no sistema em todas as etapas experimentais.	109
Tabela 5.5: Relação das alcalinidades AP e AT com a alcalinidade teórica para conversão do N-NH₃.....	109
Tabela 5.6: Valores da concentração de nitrato a partir da equalização entre o efluente bruto (de vazão Q) e o recirculado (de vazão q) que adentram no FA....	110
Tabela 5.7: Análises físico-químicas foram realizadas nas amostras do esgoto bruto, no FA e no efluente final (saída do decantador).....	118
Tabela 5.8: Característica dos lodos de cada uma das unidades do sistema de bancada nas cinco etapas experimentais e do lodo coletado na ETE Piçarrão-SANASA.	120
Tabela 5.9: Valores calculados da produção de lodo (Y) para o FA e para o BAS + Decantador (DEC).....	123
Tabela 5.10: Valores do volume de lodo retirado de cada unidade do sistema e seu respectivo tempo de acumulação para sua retirada (tempo entre as coletas).	125
Tabela 5.11: Dados da produção acumulada efetiva (mg CO₂ mg SSV⁻¹) observada em todo período de incubação.	135

Tabela 5.12: Máxima produção acumulada efetiva (mg de CO₂/mgSSV de lodo) obtida por modelagem.....	137
Tabela 5.13: Dados sobre a máxima taxa específica de produção de CO₂ (mg CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹) observada em todo o período de incubação.....	138
Tabela 5.14: Estimativa dos valores de SSV/SST* por meio da correlação entre os valores finais de Carbono total.....	139
Tabela 5.15: Microfauna presente no lodo gerado do BAS.....	141
Tabela 5.16: Microfauna presente no lodo gerado do BAS.....	143
Tabela A2.1: Tabulação dos dados dos ensaios de respirometria de Bartha realizados para o lodo T2 Decantador (DEC) – sistema combinado de bancada.....	160
Tabela A2.2: Tabulação dos dados para cálculo da máxima velocidade produção (mg de CO₂/mg SSV dia).....	160
Tabela A2.3: Tabulação dos dados para a realização da somatória em micromol e mg de produção de CO₂, sem considerar o no cálculo o SSV.....	160

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
AOV – Ácidos Orgânicos Voláteis
AP – Alcalinidade Parcial
AT – Alcalinidade Total
ATP – Adenosina Trifosfato
BAS – Biofiltro Aerado Submerso
CAISM – Centro de Assistência Integral à Saúde da Mulher
CECOM – Centro Integrado de Pesquisas na Infância e Centro de Saúde da Comunidade
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT – Carbono Orgânico Total
CSL – Conc. de Sólidos Totais do Lodo
CT – Carbono Total
DAS – Departamento de Saneamento e Ambiente
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DNA – Ácido Desoxirribonucleico
DEC – Decantador
DQO – Demanda Química de Oxigênio
DP – Desvio Padrão
EB – Esgoto Bruto
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
FA – Filtro Anaeróbio
fc – Fator de Correlação Constante
fce – Fator de Correlação Constante do Experimento
 f_{HCl} – fator do HCl 0,1 N
 θ_c – tempo de detenção celular (idade do Lodo)
IVL – Índice Volumétrico de Lodo
LABPRO – Laboratório de Protótipos Aplicados ao Tratamento de Águas e Efluentes
LABSAN – Laboratório de Saneamento

mca – metros de coluna de água
N – Nitrogênio
NBR – Norma Brasileira
NH₃ – Amônia livre ou não ionizada
NH₄⁺ – Amônia ionizada
NT – Nitrogênio Total
NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
OD – Oxigênio Dissolvido
pH - Potencial Hidrogeniônico
PNSB – Pesquisa Nacional do Saneamento Básico
Q – Vazão de Alimentação
q – Vazão de Recirculação
q/Q – Razão de Recirculação
S – Concentração Final de Substrato
SANASA - Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A
So – Concentração Inicial de Substrato
Sr – Substrato Removido
SSF – Sólidos em Suspensão Fixos
SSM – Módulo de Amostrador de Sólidos
SST – Sólidos em Suspensão Totais
SSV – Sólidos em Suspensão Voláteis
STF – Sólidos Totais Fixos
STV – Sólidos Totais Voláteis
ST – Sólidos Totais
SV – Sólidos Voláteis
t – Tempo
TCO – Taxa de Carregamento Orgânico
TDH – Tempo de Detenção Hidráulica (horas)
tds ha⁻¹ – Toneladas de sólidos secos por hectare
UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*
Y – Coeficiente de Produção Celular

SUMÁRIO

RESUMO.....	xiii
ABSTRACT	xv
LISTA DE FIGURAS	xvii
LISTA DE TABELAS	xix
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS.....	xxiii
1. INTRODUÇÃO	29
2. OBJETIVOS	33
2.1. Geral.....	33
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	35
3.1. Tratamento de esgotos Sanitários	35
3.2. Tratamento Secundário	35
3.3. Conversão da matéria carbonácea.....	36
3.3.1. Conversão aeróbia	36
3.3.2. Conversão anaeróbia	37
3.4. Conversão da matéria nitrogenada.....	38
3.4.1. Oxidação da matéria nitrogenada.....	38
3.4.2. Redução dos nitratos.....	39
3.5. Representação da biomassa	39
3.6. Produção celular.....	40
3.7. Reatores Biológicos.....	41
3.7.1. Filtro Anaeróbio	41
3.7.2. Biofiltro Aerado Submerso.....	46
3.8. Indicadores de Estabilização do Lodo Biológico.....	52

3.9. Relação entre Carbono Total e Sólidos Totais voláteis	59
3.10. Respirimetria para Avaliação da Biodegradabilidade	61
3.11. Aplicações do método respirométrico de Bartha	62
4. MATERIAL E MÉTODOS	71
4.1. Descrições do funcionamento Sistema Combinado de Tratamento e de seus Detalhes Construtivos.....	72
4.2. Vazões de Entrada no Sistema Combinado de Tratamento	76
4.3. Etapas Experimentais.....	76
4.4. Coletas de amostras.....	77
4.5. Análises Laboratoriais	80
4.6. Avaliação comparativa do Lodo da ETE Piçarrão – SANASA	81
4.6.1. ETE Piçarrão - SANASA.....	81
4.7. Adaptação do Método de Respirimetria de Bartha.....	82
4.7.1. Amostras de Lodo Utilizadas na Análise	84
4.7.2. Aparatos Experimentais.....	85
4.7.3. Processo de Incubação do Respirômetro.....	86
4.7.4. Procedimentos da titulação	88
4.7.5. Determinação da Quantidade de CO ₂ Produzido e Representação dos Dados	90
4.7.6. Representação Gráfica.....	91
4.8. Relação entre Carbono Total (CT) e SSV/SST das amostras de lodo	92
4.9. Avaliação e Manipulação dos Dados Obtidos	95
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	97
5.1. Efluentes.....	97
5.2. Lodos do Sistema Combinado de Estudo e da ETE Piçarrão – SANASA	120
5.3. Ensaio da Respirimetria	126

5.3.1. Produção Acumulada Efetiva e Produção Diária de CO ₂ : Lodo do Decantador do Sistema de Tratamento de Bancada.....	126
5.3.2. Produção Acumulada Efetiva e Produção Diária de CO ₂ : Lodo do Decantador da ETE Piçarrão - SANASA.....	129
5.3.3. Produção Acumulada Efetiva e Produção Diária de CO ₂ : Lodo do FA do Sistema de Bancada	133
5.4. Justificativa para a Escolha da Curva de Trabalho nos ensaios de Respirometria	134
5.5. Comparação Entre os Diferentes Lodos Avaliados	135
5.6. Microfanuna.....	139
6. CONCLUSÕES	147
7. RECOMENDAÇÕES	149
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	151
ANEXO 1.....	157
ANEXO 2.....	159

1. INTRODUÇÃO

O crescimento urbano desordenado traz complicações relacionadas ao meio ambiente. Uma dessas complicações são as grandes gerações de resíduos (sólidos e líquidos) pela sociedade aliadas a sua inadequada disposição.

De acordo com a PNSB (Pesquisa Nacional do Saneamento Básico de 2008), dos 5.564 municípios brasileiros, apenas 1.513 possuem alguma forma de tratamento de esgoto, e destes 163 municípios lançam o lodo excedente gerado diretamente em corpos d'água, deteriorando a qualidade do manancial com o tempo. Pelo que se observa, não só existe ainda necessidade do tratamento de esgoto, como também o gerenciamento adequado para o possível lodo gerado deste tratamento, pois caso isso não ocorra, grande parte do problema do impacto ambiental estará sendo transferido do esgoto bruto para o lodo bruto, caso ocorra o lançamento direto nos corpos d'água.

Com o passar dos tempos percebeu-se que o tratamento de esgoto a nível secundário nem sempre se evitava a eutrofização de corpos d'água receptores do efluente, e desta forma surgiu à necessidade de se reduzir de forma efetiva, além da matéria orgânica, as concentrações dos nutrientes (nitrogênio e fósforo).

A partir da legislação federal (RESOLUÇÃO N° 357, DE 17/04/2005) que informa sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e sua recente atualização (Resolução nº 430, de 13/05/2011) sobre os padrões de lançamento de efluentes, os órgãos de controle ambiental tem apresentado uma maior preocupação sobre o controle mais apurado dos níveis de nutrientes nos mananciais superficiais, principalmente quando relacionados ao abastecimento. Diante dos fatos surge necessidade de se utilizar pós-tratamentos (físicos, químicos e/ou biológicos) que buscam minimizar este problema.

Nas estações de tratamento de esgoto (ETE), normalmente o principal papel do pós-tratamento é o de completar a remoção da matéria orgânica, bem como o de proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados no tratamento anaeróbio, como os nutrientes (N e P) e patógenos.

O acúmulo de experiências com o tratamento biológico de esgoto auxiliou na introdução de sistemas combinados anaeróbio/aeróbio para o auxílio da remoção de nutrientes do afluente final.

A remoção de nitrogênio se dá por meio dos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação, logo as configurações do sistema de tratamento são bem específicas para a sua realização. Neste caso o processo de desnitrificação tem que ser eficiente, grande parte do nitrato deve ser convertido a nitrogênio gasoso, caso contrário pode ocorrer arraste de nitrato para o decantador onde poderão formar bolhas de nitrogênio molecular que se agregarão ao lodo, ocasionando um possível arraste de lodo no efluente, com isso perdas periódicas de lodo darão ao sistema um desempenho irregular.

Em vista da otimização do processo, as estações de tratamento modificam em algumas partes do seu tratamento, como é o caso da aeração prolongada em lodos ativados que simplifica o sistema de tratamento, pois o lodo gerado já se encontra em um grau de estabilização que não necessita de uma etapa posterior de digestão, além de não existir um decantador primário, a fim de evitar alguma formação de lodo que necessite ser estabilizado. Outras alternativas é o uso de sistemas combinados aeróbio e anaeróbio no tratamento de esgotos, utilizando o reator anaeróbio deste processo para estabilizar o lodo gerado no reator aeróbio por meio de recirculação, não necessitando de um digestor exclusivo para o lodo.

A combinação de processos anaeróbios e aeróbios no tratamento de esgoto pode se tornar mais interessante se as bactérias aeróbias forem forçadas a usar sua própria matéria orgânica biodegradável em seus processos metabólicos, sem o uso de um sistema de recirculação de lodo.

Este trabalho teve como objetivo de avaliar um sistema combinado anaeróbio/aeróbio tratando esgoto, em escala de bancada, composto por filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso e de decantador secundário com ênfase na recirculação do efluente e na caracterização do lodo gerado. Com isso esta forma de operação do sistema foi de garantir a remoção de compostos de nitrogênio (processos de nitrificação/desnitrificação) de forma verificar a necessidade real de

recirculação do lodo gerado no biofiltro aerado submerso para filtro anaeróbio presente no sistema combinado.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

O objetivo geral deste trabalho de pesquisa foi o de avaliar um sistema combinado anaeróbio/aeróbio tratando esgoto, em escala de bancada, composto por filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso e de decantador secundário com ênfase na recirculação do efluente e na caracterização do lodo gerado.

2.2 Específicos

Os objetivos específicos desse trabalho foram:

- Avaliar as condições operacionais do sistema combinado a cada variação da vazão de recirculação do efluente, visando estabelecer uma condição de operação ótima para a remoção simultânea de carbono e compostos de nitrogênio frente a qualidade do lodo gerado a cada etapa.
- Monitorar a qualidade do lodo gerado e descartado no reator anaeróbio e aeróbio (decantador secundário) por diferentes métodos, de forma a avaliar o grau de estabilização destes;
- Realizar um comparativo do grau de estabilidade entre o lodo de descarte do decantador do sistema tratamento, em escala de bancada, com o lodo de descarte do decantador (considerado não estável) da ETE Piçarrão, Campinas – SP, que possui um sistema combinado de tratamento aeróbio/anaeróbio (reator anaeróbio de fluxo ascendente – RAFA seguido por tanque de aeração – lodos ativados) sem recirculação de efluente, que trata esgoto sanitário de uma fonte distinta daquela utilizada pelo sistema combinado em escala de bancada.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Tratamento de esgotos Sanitários

Normalmente o tratamento de esgoto realizado nas ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) pode abranger vários níveis de tratamento: tratamento preliminar (remoção de sólidos grosseiros), primário, secundário (tratamento biológico para remoção de matéria orgânica) e terciário (remoção de compostos específicos), sendo que maioria das ETE em operação no Brasil atinge até o tratamento secundário.

O tratamento biológico é uma das etapas de maior importância para o tratamento de esgoto sanitário, pois é nele que ocorre a maior remoção da carga poluidora (matéria orgânica), logo é importante ter conhecimento e compreensão sobre seu funcionamento para que a tomada de decisão seja a mais adequada para a escolha do tipo e forma do tratamento biológico.

3.2. Tratamento Secundário

O tratamento secundário promove a degradação biológica de compostos carbonáceos, convertendo os carboidratos, óleos e graxas e proteínas a compostos mais simples, como: CO_2 , H_2O , NH_3 , H_2S , dependendo do tipo de processo predominante. Pode ser realizado pela via anaeróbia, pela via aeróbia ou pela associação em série de ambas: anaeróbia + aeróbia (CAMPOS, 1999).

De acordo com Chernicharo (2000), nos sistemas anaeróbios ocorre a conversão da maior parte do material orgânico biodegradável presente na água residuária em biogás, cerca de 70 a 90% (Figura 3.1). Cerca de 5% a 15% da matéria orgânica é transformada em biomassa microbiana, constituindo-se no lodo excedente do sistema. O efluente do sistema contém de 10% a 30% da matéria orgânica remanescente do tratamento. Nos sistemas aeróbios, a degradação biológica é responsável pela conversão de 40 a 50% da matéria orgânica da água residuária em CO_2 . Uma importante fração desta matéria orgânica (de 50 a 60%) é convertida em biomassa

microbiana, produzindo lodo excedente do sistema. O material orgânico não convertido em gás carbônico ou em biomassa sai no efluente como material não degradado (5 a 10%). A figura 3.1 exemplifica tal situação.

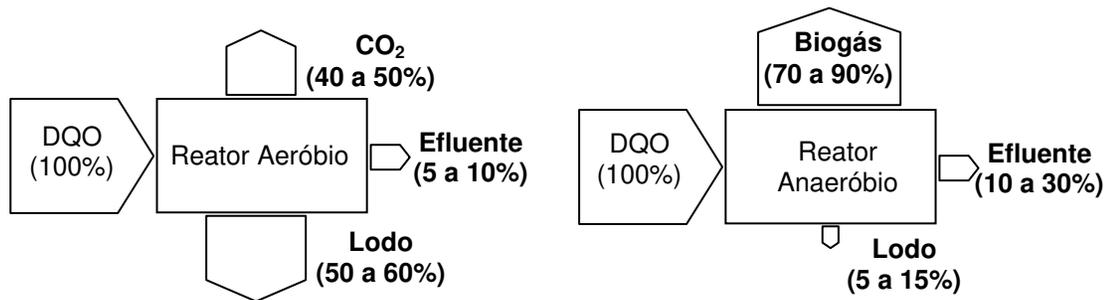


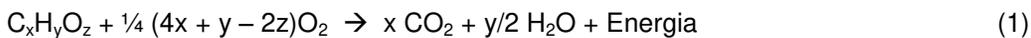
Figura 3.1: Conversão biológica da matéria orgânica nos sistemas aeróbios e anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário.
 Fonte: Adaptado – CHERNICHARO, 2000.

Considerando a vantagem dos reatores anaeróbios por sua maior simplicidade de funcionamento na degradação de matéria orgânica, sistemas compostos pela associação de processos anaeróbio–aeróbio em série são interessantes para países com condições climáticas favoráveis, como no caso do Brasil (CHERNICHARO, 2000).

3.3. Conversão da matéria carbonácea

3.3.1. Conversão aeróbia

De acordo com Van Haandel e Lettinga (1994) pode-se expressar, de forma genérica, a equação geral (1) para a conversão da matéria carbonácea:



De acordo com os autores, a equação (1), representa a oxidação de material orgânico ($C_xH_yO_z$), sendo possível calcular o consumo de oxigênio e produção de gás carbônico. O processo de oxidação é uma reação redox na qual o material orgânico é o redutor que é oxidado por um oxidante, no caso o oxigênio molecular, também presente na fase líquida. Os principais microrganismos responsáveis pela estabilização aeróbia da matéria carbonácea contida nos esgotos são representados em sua maioria por bactérias heterotróficas aeróbias e facultativas (HORAN, 1991).

3.3.2. Conversão anaeróbia

De acordo com Van Haandel e Lettinga (1994) pode-se representar, de forma genérica, a conversão da matéria carbonácea de acordo com a equação (2):



De acordo com os autores a equação (2) é genérica, representando apenas o produto final composto pelas etapas intermediárias da fermentação ocorridas na matéria orgânica ($C_xH_yO_z$).

O processo fermentativo se caracteriza pelo fato de não haver a presença de um oxidante específico, com isso a ação se resulta em um rearranjo dos elétrons na molécula fermentada de tal modo que se formam no mínimo dois produtos. Geralmente são necessárias várias reações sequenciais antes que se formem produtos estabilizados.

Observando-se a equação (2), com relação ao tratamento de águas residuárias, percebe-se: a não utilização do oxigênio e a não exclusividade da oxidação, apesar do carbono do CO_2 se apresentar no seu estado de maior oxidação, oposto ao que ocorre com o CH_4 , onde o carbono se encontra no seu estado mais reduzido.

Percebe-se que a geração de energia no processo fermentativo é menor que no processo de respiração aeróbica.

De acordo com Long (1986) a conversão anaeróbia desenvolve-se em três etapas:

Etapa hidrolítica: Para que os compostos orgânicos complexos possam ser utilizados pelas bactérias formadoras de ácido, eles devem ser primeiro solubilizado por ação enzimática. As bactérias produzem as enzimas necessárias extracelulares para realizar esta reação. Como seria de esperar, a estabilização é pouco efetiva durante a primeira fase, porque os compostos orgânicos complexos (gorduras, hidratos de carbono e proteínas) são meramente transformada em compostos orgânicos simples.

Etapa acidogênica: Com a conversão da matéria orgânica a compostos mais simples, as bactérias acidogênicas formam os ácidos orgânicos, principalmente ácido acético e o propiônico. Tem sido mostrado que a maioria dos organismos responsáveis pela produção de ácido são anaeróbios obrigatórios. Este fato significa que é essencial para excluir o oxigênio do ambiente do reator, a fim de evitar a toxicidade de oxigênio.

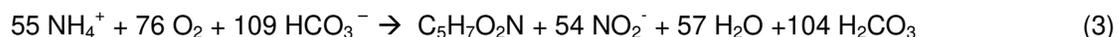
Etapa metanogênica: conversão dos ácidos orgânicos a metano, gás carbônico e água, realizada por microrganismos denominados arqueas metanogênicas. A matéria orgânica é novamente convertida, mas pelo fato do CH₄ e CO₂ serem transferidos da fase líquida para a atmosfera, tem-se a remoção da matéria orgânica.

3.4. Conversão da matéria nitrogenada

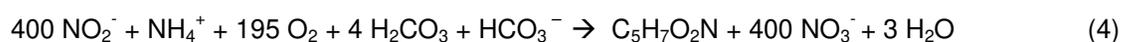
3.4.1. Oxidação da matéria nitrogenada

Como mencionado por Sykes (2003) e Horan (1989), outro importante processo de oxidação no tratamento de águas residuárias está relacionado às formas nitrogenadas. A amônia é transformada em nitritos e estes em nitratos, no fenômeno denominado nitrificação. Os microrganismos envolvidos neste processo são quimioautótrofos, para os quais o gás carbônico é a principal fonte de carbono, e a energia é obtida por meio da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia, para as formas mineralizadas.

A transformação da amônia em nitritos é efetivada através de bactérias, como as do gênero *Nitrosomonas*, de acordo com a seguinte equação (3):



A oxidação dos nitritos a nitratos dá-se principalmente pela atuação de bactérias, como as do gênero *Nitrobacter*, sendo expressa pela equação (4):



De acordo com Gray *et al.* (1980) estas equações são importantes por duas razões. Em primeiro lugar, dizem-nos que uma grande quantidade de alcalinidade

(HCO_3^-) será utilizada durante a oxidação do N-NH_4^+ (nitrogênio na forma de NH_4^+): 8,64 mg HCO_3^- / mg N-NH_4^+ oxidado. Uma pequena parte deste será incorporada o material celular, mas a maioria será usada para neutralizar os íons de hidrogênio liberados durante a oxidação. Se o meio contiver alcalinidade insuficiente, a nitrificação vai ser retardada devido à indisponibilidade de um reagente necessário e o efeito deletério do pH baixo resultante.

Em segundo lugar, Gray *et al.* (1980) comenta que cerca de 3,22 mg O_2 é necessário para cada mg de N-NH_4^+ oxidado em N-NO_2^- , e 1,11 mg O_2 será necessário para cada mg de N-NO_2^- oxidado em N-NO_3^- para um total de 4,33 mg O_2 por mg de N-NH_4^+ oxidado até N-NO_3^- .

O valor mais usual para a correlação de consumo de alcalinidade (em CaCO_3) utilizada durante a oxidação do N-NH_4^+ para a formação do nitrato é a citada por Tchobanoglous *et al.* (2003): 7,14 mg CaCO_3 / mg N-NH_4^+ oxidado.

3.4.2. Redução dos nitratos

Como mencionado por Gerardi (2002), em condições anóxicas (ausência de oxigênio, mas presença de nitratos), os nitratos são utilizados por microrganismos heterotróficos como o receptor de elétron, em substituição ao oxigênio. Neste processo, denominado desnitrificação, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso.

Utilizando-se etanol ($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$) como fonte de carbono para a desnitrificação, a reação se apresenta na equação (5), (ARAÚJO, 2006).



Assim, para cada 1 g de N-NO_3^- removido tem-se 1,37 g de etanol consumido (0,71 g C) e 3,57 g de alcalinidade com CaCO_3 formados.

3.5. Representação da biomassa

Por existir dificuldades na caracterização dos sólidos biológicos, na grande parte dos modelos matemáticos são utilizadas simplificações para a sua representação. Como mencionado por von Sperling (1996), a unidade de massa das células microbianas é

expressa em termos de sólidos suspensos totais (SST), uma vez que a biomassa é constituída de sólidos que se encontram suspensos no meio líquido presente no reator biológico, quando de crescimento disperso dessa biomassa. No entanto, nem toda a massa de sólidos é ativa e participa da conversão do substrato orgânico, havendo uma fração inorgânica que não desempenha funções em termos do tratamento biológico. Assim, a biomassa é também frequentemente expressa em termos de sólidos suspensos voláteis (SSV), que representa a fração orgânica dos sólidos, e por analogia a biomassa presente. Contudo nem toda a fração de SSV presente é biologicamente ativa.

Assim, os sólidos em suspensão voláteis podem ser ainda divididos em uma fração ativa e uma fração não ativa. A fração ativa é a que tem real participação na estabilização do substrato. A principal limitação à utilização dos sólidos ativos no projeto e controle operacional de uma estação relaciona-se à dificuldade da sua medição. Existem processos indiretos, baseados em DNA, ATP, proteínas e outros, mas nenhum se compara à simplicidade da determinação direta dos sólidos suspensos voláteis (VON SPERLING, 1996).

3.6. Produção celular

De acordo com Arceivala (1986) e van Haandel e Lettinga (1994) a relação entre a produção de novas células e de consumo de substrato solúvel pode ser definido pela equação (6):

$$\frac{dX}{dt} = Y \times \frac{dSr}{dt} = Y \times \frac{d(S_0 - S)}{dt} \quad (6)$$

sendo:

X = concentração de microrganismos, em termos de SST ou SSV (mg L^{-1});

Sr = substrato removido (consumido), em termos de concentração de DBO ou DQO (mg L^{-1}) = $(S_0 - S)$;

S_0 = concentração inicial de substrato (mg L^{-1});

S = concentração final de substrato (mg L^{-1});

t = tempo;

Y = coeficiente de produção celular (mg mg^{-1}), massa de células produzidas por unidade de massa de substrato utilizado – (SST ou SSV)/(DBO ou DQO).

Exemplos de valores de Y na literatura:

- Tratamento aeróbio:

$Y = 0,4$ a $0,8 \text{ mg SSV mg}^{-1} \text{ DBO}_{\text{removida}}$ valor típico: $0,6$ (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

$Y = 0,3$ a $0,7 \text{ mg SSV mg}^{-1} \text{ DQO}_{\text{removida}}$ (EPA, 1993)

- Tratamento anaeróbio:

$Y = 0,15 \text{ mg SSV mg}^{-1} \text{ DQO}$ (bactérias acidogênicas) e $0,03 \text{ mg SSV mg}^{-1} \text{ DQO}$ (arqueas metanogênicas) (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994)

$Y = 0,040$ a $0,100 \text{ mg SSV mg}^{-1} \text{ DBO}$ (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

Como já observado no tópico sobre conversão aeróbia e anaeróbia (respectivamente 3.3.1. e 3.3.2.), a degradação anaeróbia de substratos orgânicos liberta menos energia e, por conseguinte, o valor do coeficiente de produção Y é também menor. Como mencionado pelo WEF (2008) as nitrificantes (quimioautótrofos) não extraem os seus requisitos de energia a partir de carbono orgânico, mas a partir da oxidação de compostos inorgânicos e, assim, eles também mostram os valores mais baixos de Y comparativamente com os heterótrofos.

O substrato pode ser medido em termos de DQO, DBO_5 e DBO_u , carbono orgânico total (TOC), etc, mas deve ser claramente indicada uma vez que em cada caso, um valor numérico diferente de Y é obtido. Além disso, o valor de Y é baseado sobre o substrato solúvel removido (ARCEIVALA, 1986).

3.7. Reatores Biológicos

3.7.1. Filtro Anaeróbio

De acordo com Campos (1999) o filtro anaeróbio (FA) caracteriza-se por ser uma configuração de reator no interior do qual se preenche parte do seu volume com

material inerte, que permanece estacionário, e onde se forma um leito de lodo biológico fixo, uma vez que aí se desenvolve uma biomassa aderida. O material de enchimento serve como suporte para os microrganismos, que formam películas ou biofilmes na sua superfície, propiciando alta retenção de biomassa no reator. Portanto, o filtro anaeróbio é tipicamente um reator com imobilização de biomassa por aderência em meio suporte fixo, que se mantém estacionário.

- Meio suporte

De acordo com Andrade Neto *et al.* (2000) o material mais utilizado para enchimento dos filtros anaeróbios é a pedra britada nº 4, que é um material com elevada densidade e relativamente caro. Possui um índice de vazios baixo, em torno de 50%, com implicações sobre o volume e a capacidade de acumular lodo ativo. Outros materiais estudados e experimentados no enchimento foram os anéis de bambu (CAMARGO, 2000), casca de coco (CRUZ, 2009) e eletroduto corrugado de plástico (FOCO, 2010).

A obstrução do leito é um dos principais problemas dos filtros anaeróbios. Este problema é mais freqüente nos filtros anaeróbios de fluxo ascendente, contendo pedras e britas. Os filtros preenchidos com peças de plástico ou outros materiais com grande índice de vazios não têm apresentado problemas de entupimento (CHERNICHARO, 2000).

- Contato: substrato e biomassa

De acordo com Campos (1999) o fluxo hidráulico ocorre nos interstícios do leito formado pelo material suporte com biomassa, que é a região na qual ocorrem as reações, durante a passagem do esgoto contendo a matéria orgânica (Figura 3.2). Suportes com dimensões menores, de peso leve e formas com alta área superficial por unidade de volume de material, dependendo do custo, podem propiciar tanques mais econômicos. Em condições favoráveis, quanto maior a área superficial do material suporte por unidade de volume do tanque, maior pode ser a biomassa aderida, o que resultaria em maior capacidade de tratamento.

Contudo tem sido constatado que, apesar de ocorrer à aderência de filme biológico ao meio suporte, a parcela significativa de microrganismos encontra-se nos interstícios do leito.

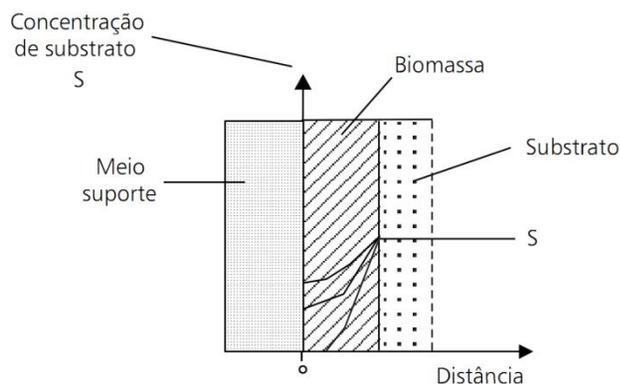


Figura 3.2: Transporte de substrato para o interior da biomassa immobilizada (sem ou com meio suporte).

Fonte: Adaptado – CAMPOS, (1999).

A mistura e o contato biomassa-esgoto ocorrem durante o fluxo de esgoto nos interstícios, sendo importante uma distribuição uniforme do afluente, bem como a própria disposição e forma do material suporte, para evitar passagens preferenciais. O contato também se realiza com parcela significativa de biomassa que fica retida em suspensão nos interstícios. O próprio fluxo hidráulico de um interstício para outro provoca suficiente turbulência para uma mistura e contato bem satisfatórios, como se fossem centenas de pequenos canais no interior do leito suporte e de lodo. Dependendo dos vazios resultantes, pode ocorrer o entupimento ou colmatação de parte dos interstícios, seja pelo crescimento excessivo ou pela distribuição não uniforme da biomassa, seja pelos sólidos do afluente que aí se acumulam, (CAMPOS, 1999; RODGERS, 2008).

- Recirculação do efluente

De acordo com Chernicharo (2011) por meio de experimentos realizados em laboratórios, verificou-se que a aplicação de taxas de recirculação, de até 10 vezes da vazão afluente, proporcionou alguma melhoria na eficiência do sistema. Acima da razão de recirculação de 10: 1 foi observada uma redução significativa na eficiência. De

acordo com o mesmo autor para o pós tratamento de efluentes de tanque séptico, a recirculação do efluente de filtros anaeróbios, ascendentes ou descendentes, geralmente não se faz necessária, tendo em vista que as concentrações de matéria orgânica afluyente ao filtro anaeróbio são normalmente baixas (CHERNICHARO, 2011).

- Velocidade superficial

A velocidade superficial deve ser mantida abaixo do limite para o qual se verifique pronunciada perda de sólidos no efluente. Em reatores em escala plena, a velocidade superficial, incluindo a vazão de recirculação, é geralmente da ordem de 2 m h^{-1} . Entretanto, a velocidade superficial máxima é função da densidade dos sólidos suspensos e da magnitude da granulação. As velocidades superficiais devem ser mantidas baixas durante a partida do processo, a fim de diminuir a perda de sólidos no efluente (CHERNICHARO, 2011).

- Tempo de detenção hidráulica – TDH

De acordo com observações de Gonçalves *et al.* (2001) os filtros anaeróbios, utilizados para o pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos e reatores UASB, foram capazes de produzir efluentes que atendem aos padrões de lançamento estabelecidos pelos órgãos ambientais, em termos de concentração de DBO, quando os mesmos são operados com tempos de detenção hidráulica da ordem de 4 a 10 h.

- Altura da camada de meio suporte

A NBR 13969 (ABNT, 1997) para utilização do filtro anaeróbio como pós-tratamento de efluente de tanque séptico limita a altura máxima do leito filtrante a 1,20 m, sendo já incluindo a altura do fundo falso, e altura do fundo falso deve ser limitada a 0,60 m, já incluindo a espessura da laje.

De acordo com Chernicharo (2011) pode-se recomendar, para a maioria das condições de aplicação de filtros anaeróbios para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, que a altura do meio suporte deve ficar compreendida entre 0,8 e 3,0 m. O limite superior de altura do meio suporte é mais adequado para reatores com

menor risco de obstrução do leito, o que depende, principalmente, do sentido do fluxo, do tipo de material de enchimento e das concentrações do afluente. Um valor mais usual deve situar-se em torno de 1,5 m.

- Taxa de aplicação superficial

De acordo com Gonçalves *et al.* (2001) Os filtros anaeróbios utilizados para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, tem-se observado que os FA são capazes de produzir efluentes que atendem aos padrões de lançamento, em termos de concentração de DBO e sólidos suspensos, quando os mesmos são operados com taxas de aplicação hidráulica superficial da ordem 6 a 15 m³ m⁻² d.

- Taxa de aplicação superficial Carga orgânica volumétrica

De acordo com Chernicharo (2011) o FA é capaz de produzir efluentes que atendem aos padrões de lançamento, em termos de concentração de DBO, quando os mesmos são operados com cargas orgânicas volumétricas da ordem de 0,15 a 0,50 kg DBO m⁻³ d, para o volume total do filtro, e de 0,25 a 0,75 kg DBO m⁻³ d, para o volume da camada de meio suporte.

- Eficiência do filtro anaeróbio

De acordo com Chernicharo (2011) pesquisas em escala piloto, utilizando-se filtros anaeróbios como unidades isoladas de tratamento de esgotos domésticos, precedidos apenas de dispositivos de tratamento preliminar (gradeamento fino e caixa de areia), indicaram eficiências médias de remoção de DBO e DQO variando entre 68 e 79%. Estes resultados foram obtidos para filtros operados com vazão constante e tempos de detenção hidráulica variando de 6 a 8 horas.

Para filtros anaeróbios utilizados como unidades de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, as eficiências de remoção de DBO esperadas para o sistema como um todo variam de 75 a 85% com De acordo com a NBR 13.969 (ABNT, 1997) as indicações de eficiências de remoção de poluentes no dimensionamento de filtros

anaeróbios são valores de DBO entre 40 e 75%, DQO entre 40 e 70% e SST entre 60 e 90%.

3.7.2. Biofiltro Aerado Submerso

De acordo com Gonçalves *et al.* (2001) o biofiltro aerado submerso é constituído por um tanque preenchido com um material poroso, através do qual o esgoto e ar fluem permanentemente. Na quase totalidade dos processos existentes, o meio poroso é mantido sob total imersão pelo fluxo hidráulico, caracterizando-os como reatores trifásicos compostos por:

- fase sólida: constituída pelo meio suporte e pelas colônias de microorganismos que nele se desenvolvem, sob a forma de um filme biológico (biofilme);
- fase líquida: composta pelo líquido em permanente escoamento através do meio poroso;
- fase gasosa: formada pela aeração artificial e, em reduzida escala, pelos gases subprodutos da atividade biológica.

Os biofiltros aerados submersos (BAS) com meios granulares realizam, no mesmo reator, a remoção de compostos orgânicos solúveis e de partículas em suspensão presentes no esgoto. Além de servir de meio suporte para os microorganismos, o material granular constitui-se num eficaz meio filtrante. Neste tipo de processo são necessárias lavagens periódicas para eliminar o excesso de biomassa acumulada, reduzindo as perdas de carga hidráulica através do meio. Durante a lavagem, com a alimentação de esgoto interrompida ou não, são realizadas diversas descargas hidráulicas sequenciais de ar e água de lavagem (GONÇALVES *et al.*, 2001).

Por outro lado, os BAS com leitos estruturados, por não possuírem enchimento do tipo granular, não retêm a biomassa em suspensão pela ação de filtração, necessitando de decantadores secundários.

De acordo com Gonçalves *et al.* (2001) para limitar a colmatação acelerada dos BAS com leito filtrante granular, a etapa de decantação primária é imperativa no tratamento de esgotos domésticos. A eliminação completa do tratamento primário só é possível no caso de esgotos muito diluídos, e mesmo assim com um pré-tratamento bastante eficiente ($SST < 120 \text{ mg L}^{-1}$).

Os BAS são capazes de atingir diferentes objetivos de qualidade: oxidação de matéria orgânica, nitrificação secundária ou terciária, desnitrificação, e a desfosfatação físico-química. Normalmente utilizam-se em pós-tratamento de efluentes de reatores, objetivando a remoção de matéria orgânica e de sólidos suspensos remanescentes (PUJOL *et al.*, 1992).

3.7.2.1. Aspectos principais do BAS

- Sentido do fluxo hidráulico (ar – água)

Conforme mencionado por Gonçalves *et al.* (2001) o sentido de fluxo hidráulico (ar e água) determina as principais características operacionais de um BAS, influenciando diretamente nos seguintes pontos: retenção de SST, transferência gás – líquido de O_2 , evolução da perda de carga hidráulica, tipo de lavagem, gastos energéticos e a produção de odores. O fluxo de ar nos BAS só é viável no sentido ascendente, devido ao estado de permanente imersão do meio suporte. A corrente descendente de ar só é possível em meios granulares que não sejam submersos, o que limita as opções para o fluxo hidráulico em BAS à duas possibilidades:

- co-corrente: com fluxos de ar e líquido ascendentes;
- contra-corrente: com fluxo de líquido descendente e ar ascendente.

A capacidade de captura de SST é maior nos processos descendentes com meio granular pesado (densidade – $d > 1$) ou ascendentes com meio flutuante ($d < 1$). Neste caso, o fluxo de líquido se dá no sentido da compressão do leito filtrante, conferindo-lhe grande capacidade de filtração. Por outro lado, nos processos ascendentes com meio suporte pesado, o fluxo co-corrente produz uma expansão do leito filtrante, permitindo uma retenção de SST melhor distribuída ao longo da altura do BAS.

- Meio suporte

O meio suporte deve cumprir duas funções nos BAS: servir de suporte para a fixação dos microrganismos e reter fisicamente os SST presentes no esgoto. Quanto menor for a superfície específica disponível para a fixação das colônias de microrganismos, menor será também a capacidade de retenção de SST por filtração. Por outro lado, materiais com elevada superfície específica favorecem a rápida evolução da perda de carga, demandando maior frequência na lavagem do BAS.

- Produção de Lodo

De acordo com Gonçalves *et al.* (2001) a produção específica de lodo no tratamento secundário em biofiltro aerado submerso é da ordem de $0,4 \text{ kg SST kg}^{-1} \text{ DQO}_{\text{removida}}$ ou $0,8 \text{ a } 1,0 \text{ kg SST kg}^{-1} \text{ DBO}_{\text{removida}}$. O lodo em excesso removido pela lavagem do leito pode ser estimado em 1 kg SST m^{-3} de leito. Pelo fato de que, além do crescimento do biofilme, a lavagem remove SST retidos por filtração, o lodo de lavagem contém grandes quantidades de sólidos voláteis (> 80%). Evidência uma razoável aptidão para decantação e adensamento.

No caso da associação UASB + BAS, a produção de lodo em BAS submetidos a cargas volumétricas de DQO inferiores a $3,5 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ leito d}^{-1}$ é estimada em $0,25 \text{ kg SST kg DQO}^{-1}_{\text{removida}}$. Nestes casos, boa parte da DQO rapidamente biodegradável é removida na etapa anaeróbia do tratamento, facultando o desenvolvimento de um biofilme fino e com idade de lodo muito elevada no interior do BAS. Teores de sólidos voláteis inferiores a 60% (SV/ST) são observados no lodo de descarte do BAS operando sob tais condições. O pós-tratamento do efluente anaeróbio é realizado nos biofiltros aerados submersos, objetivando a remoção de matéria orgânica e de sólidos suspensos remanescentes (GONÇALVES *et al.*, 2001).

Na Tabela 3.1 é apresentada uma síntese dos possíveis fatores que podem influenciar a formação de biofilme em meios suportes, e a Figura 3.3 indica os principais constituintes que compõem uma matriz de origem biológica.

Tabela 3.1: Síntese de fatores que afetam a formação e o estabelecimento de biofilmes.

Fator Interveniante	Característica	Aspectos recorrentes
Espécie e fisiologia microbiana	Biológica	Alguns microrganismos produzem maior quantidade de polímeros extracelulares, facilitando a aderência a superfícies sólidas. Compatibilidade hidrofílica ou hidrofóbica do microrganismo com a superfície sólida.
Rugosidade da superfície sólida	Física	Atua na formação primária do biofilme por dificultar o arraste de partículas e microrganismos. Atua na estimulação da produção de polímeros extracelulares.
Constituintes presentes, pH e temperatura do líquido em contato com o biofilme.	Química	A composição do substrato seleciona os microrganismos predominantes no biofilme. A concentração do substrato pode influenciar na estrutura do biofilme. O maior aporte de matéria orgânica tende a elevar a espessura da matriz biológica. O pH do líquido altera a ação eletrostática entre os microrganismos e a superfície de contato. Pode controlar o desenvolvimento de espécies predominantes como fungos e bactérias. A temperatura altera a atividade metabólica dos microrganismos, influenciando no tempo de crescimento dos microrganismos e estabelecimento do biofilme.
Condições hidrodinâmicas (velocidades e turbulências)	Física	Velocidades elevadas: retardam a formação primária do biofilme por tensões tangenciais. Após o estabelecimento do biofilme, elevadas velocidades e turbulências estimulam o crescimento de biomassa em virtude do aumento do fluxo de substrato. Geram biofilmes mais lisos, menos espessos e mais compactos. Velocidades baixas: sob elevadas concentrações o biofilme torna-se espesso induzindo o aparecimento de zonas inativas pela dificuldade de transferência de massa.

Fonte: Adaptado - (FLORENCIO *et al.*, 2009).

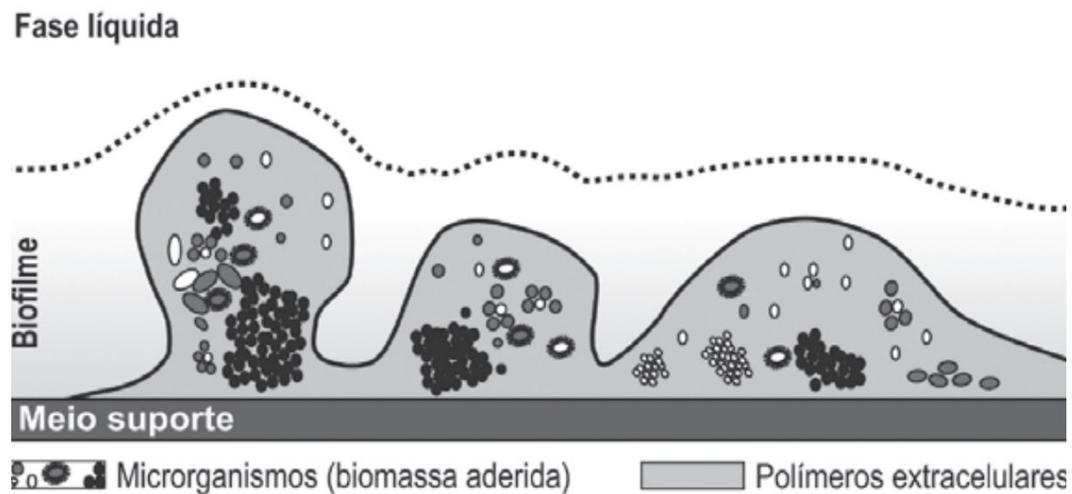


Figura 3.3: Constituintes de um Biofilme.
 Fonte: Adaptado - (FLORENCIO, 2009).

3.7.2.2. Lodo Biológico Aeróbio

De acordo com Class (2003), o aspecto do lodo biológico ao microscópio em geral pode ser descrito da seguinte forma: as bactérias se agregam formando flocos, que também congregam bactérias filamentosas.

Na superfície desses flocos fixam-se os protozoários sésseis e ciliados pedunculados. Alguns gêneros de protozoários vivem em estreita ligação com os flocos, alimentando-se destes e mantendo-se sempre em torno deles, sem estar fisicamente ligados a eles (TAMIS, 2011). Por último existem os ciliados livre-nadantes, que se movem nos espaços entre eles, dependendo da espécie. Os micrometazoários (rotíferos e pequenos nematoides, anélideos e tardígrados) também se locomovem em geral no espaço entre os flocos, (CLAAS, 2003).

As bactérias unicelulares presentes nos lodos ativados normalmente pertencem à espécie *Zoogloea ramigera*. Esta foi por muito tempo considerada como única responsável pela floculação do lodo biológico; contudo, atualmente outras teorias foram formuladas para explicar este fenômeno.

Outros gêneros aparecem frequentemente no lodo biológico como: *Achromobacterium*, *Chromobacterium* e *Pseudomonas*. São bactérias gram-negativas,

com ação proteolítica. A *Zoogloea* forma massas gelatinosas reconhecíveis ao microscópio porque formam estruturas dendríticas.

De acordo com Rossetti *et al.* (2005) em lodos ativados as bactérias filamentosas, presentes tanto no floco como livres, igualmente degradam a matéria orgânica, mas seu crescimento deve ser controlado, pois podem causar problemas na decantação de lodo ('*bulking*' filamentosos) (MESQUITA, *et al.*, 2011). Dentre as bactérias filamentosas, a *Sphaerotilus natans* é a mais comum em lodos ativados, caracterizando-se pela presença de bainha e ramificação falsa. São filamentos finos, e em geral, os septos celulares não são visíveis. Outras bactérias podem estar presentes no processo, como *Thiotrix*, *Beggiotoa* e *Nocardia*, além de outras espécies, (CLAAS, 2003).

Conforme Class (2003) os fungos não são muito comuns em lodos ativados e, quando presentes, em geral são deuteromicetos (fungos imperfeitos). Com maior frequência, são encontradas espécies do gênero *Geotrichum*.

De acordo com Vazollér (1989) a realização regular de análises microscópicas de um lodo em aeração serve para indicar ao operador as diversas tendências do processo de lodos ativados: demonstra a eficiência da remoção de matéria orgânica e da sedimentação do lodo; indica a adequação da aeração empregada e uma eventual presença de compostos tóxicos, bem como pode revelar a ocorrência de sobrecargas orgânicas. Esses indicadores se prestam, então, para sugerir ou a realização de outras medidas físico-químicas ou mudanças na operação do sistema, de tal forma que seja mantido o desempenho desejado (HAN *et al.*, 2012).

Entre os microrganismos encontrados em lodos ativados operando com esgotos domésticos, algumas espécies são consideradas indicadoras das condições de depuração do sistema de tratamento. Na Tabela 3.2 são listados os microrganismos e as características de processo a eles associadas, Vazollér (1989).

Tabela 3.2: Síntese de fatores que afetam a formação e o estabelecimento de biofilmes.

Microrganismos	Características do processo
Predominância de flagelados e rizópodes	Lodo jovem, característico de início de operação ou θ_c baixa
Predominância de flagelados	Deficiência de aeração, má depuração e sobrecarga orgânica
Predominância de ciliados pedunculados e livres	Boas condições de depuração
Presença de <i>Arcella</i> (rizópode com teca)	Boa depuração
Presença de <i>Aspidisca costata</i> (ciliado livre)	Nitrificação
Presença de <i>Trachelophyllum</i> (ciliado livre)	θ_c alta
Presença de <i>Vorticella microstoma</i> (ciliado pedunculado) e baixa concentração de ciliados livres	Efluente de má qualidade
Predominância de anelídeos do gênero <i>Aelosoma</i>	Excesso de oxigênio dissolvido
Predominância de filamentos	Intumescimento do lodo ou <i>bulking</i> filamentoso*

*Para caracterizar o intumescimento do lodo é necessário avaliar os flocos.

θ_c : Tempo de detenção celular (idade do lodo)

Fonte: Adaptado - (VAZOLLÉR, 1989).

A literatura científica aborda com maior frequência a microfauna de sistemas de lodos ativados, não fazendo menção de outros sistemas aeróbios, como o biofiltro aerado submerso (BAS), dessa forma realiza-se uma adaptação do conceito já difundido em lodos ativados para os demais sistemas aeróbios.

Alguns trabalhos científicos realizaram abordagens sobre observações microscópicas da microfauna em BAS, como o de Domingues (2005) e Santos (2011).

3.8. Indicadores de Estabilização do Lodo Biológico

O lodo é composto por sólidos e por água. Os sólidos totais (ST) dividem-se em sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos. No lodo, a grande maioria dos sólidos é representada pelos sólidos em suspensão. Com relação à matéria orgânica, os sólidos dividem-se em sólidos totais fixos ou inorgânicos (STF) e sólidos totais voláteis ou orgânicos (STV).

De acordo com Fernandes (2001), vários indicadores podem ser utilizados para avaliar o grau de estabilização do lodo: odor; nível de redução de patógenos; nível de redução de sólidos voláteis; toxicidade; taxa de absorção de oxigênio; ATP (adenosina

trifosfato); atividade enzimática; DBO; DQO; COT; teor de nitrogênio (amoniaco e nítrico); teor de ortofosfato; teor de carboidratos; proteínas; lipídios; teor de cinzas; aptidão à desidratação; presença de protozoários e rotíferos; viscosidade; valor calorífico; além da combinação de vários parâmetros.

A importância da estabilização está vinculada ao tipo de destino final do lodo. Na reciclagem agrícola, a estabilização está ligada diretamente a odores, atração de moscas e conteúdo de patógenos, portanto, à aceitabilidade do produto. Na disposição em aterro sanitário, o grau de estabilização tem importância média, sendo principalmente ligado à facilidade de desidratação do lodo e, em menor escala, aos odores. Na incineração, o grau de estabilização também é importante, porém de forma inversa ao uso agrícola: um lodo muito estabilizado, que perdeu muito de sua fração orgânica, também perdeu muito de seu potencial calorífico (FERNANDES, 2001).

De acordo com Cassini (2003), basicamente três aspectos do lodo precisam ser considerados para sua disposição ou uso seguro: o nível de estabilização da matéria orgânica, a quantidade de metais pesados e o grau de patogenicidade.

Na resolução N° 375, de 29 de agosto de 2006 que “*define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário*” estabelece classes (A e B) de qualidade para estes lodos, utilizando como parâmetro a concentração de patógenos, sendo a classe A a de melhor qualidade para uso. Nesta resolução estabelece também requisitos mínimos de qualidade do lodo destinado à agricultura, estabelecendo valores máximos permitidos para as substâncias inorgânicas.

De acordo com Tsutiya (1999) em qualquer situação, quanto mais o lodo se assemelhar à matéria orgânica “fresca”, maior será seu potencial de putrefação e produção de odores desagradáveis e sua concentração de microrganismos patogênicos. A medida que o lodo “fresco” passa por processo de biotransformação, seus componentes orgânicos, mais facilmente biodegradáveis, são transformados e o lodo ganha características de lodo “estabilizado”, apresentando odor menos ofensivo e menor concentração de microrganismos patogênicos.

A relação entre os sólidos voláteis e os sólidos totais dá uma boa indicação da fração orgânica dos sólidos do lodo, bem como do nível de estabilidade biológica do

lodo. Em lodos não digeridos, a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) é entre 0,75 e 0,80, ao passo que em lodos digeridos estes valores situam-se entre 0,60 e 0,65, Von Sperling *et al.* (2010). A Tabela 3.3 apresenta faixas típicas da relação SV/ST em lodos oriundos de diversos processos de tratamento de esgotos.

É importante que o lodo esteja bem estabilizado antes de sua aplicação nos leitos de secagem, pois, caso contrário (lodo não estabilizado ou bruto) a secagem pode ocorrer muito lentamente, apresentando problemas de maus odores e possibilitando a proliferação de insetos. Na Tabela 3.4 exibe o nível de carbono orgânico em lodos que passaram por diferentes tratamentos (aeróbio e anaeróbio), visando uma finalidade útil para este lodo como um bio-sólido.

Tabela 3.3: Faixas de densidades e massas específicas de diversos tipos de lodo.

Tipo de lodo	Relação SV/ST	% Sólidos Secos	Massa Específica (kg m⁻³)
Lodo primário	0,75 a 0,80	2 a 6	1.003 a 1.010
Lodo secundário anaeróbio	0,55 a 0,60	3 a 6	1.010 a 1.020
Lodo secundário aeróbio (Lodos ativados convencional)	0,75 a 0,80	0,6 a 1,0	1.001
Lodo secundário aeróbio (Lodos ativados aeração prolongada)	0,65 a 0,70	0,8 a 1,2	1.002
Lodo de lagoa de estabilização	0,35 a 0,55	5 a 20	1.020 a 1.070
Lodo primário adensado	0,75 a 0,80	4 a 8	1.006 a 1.010
Lodo secundário adensado (Lodos ativados aeração prolongada)	0,75 a 0,80	2 a 7	1.003 a 1.010
Lodo secundário adensado (Lodos ativados aeração prolongada)	0,65 a 0,70	2 a 6	1.004 a 1.010
Lodo misto adensado	0,75 a 0,80	3 a 8	1.004 a 1.010
Lodo misto digerido	0,60 a 0,65	3 a 6	1.007 a 1.020
Lodo desidratado	0,60 a 0,65	20 a 40	1.050 a 1.100

Fonte: Adaptado - Von Sperling *et al.* (2010).

Tabela 3.4: Níveis de carbono orgânico presentes nos lodos de esgotos municipais em diferentes processos de tratamentos.

Processo de Tratamento de Lodo	Nº. de Amostras do Processo	Níveis C. orgânico (%)		
		Faixa	Mediana	Média
Anaeróbio	31	18-39	26,8	27,6
Aeróbio	10	27-37	29,5	31,7

Fonte: Adaptado EPA (1995).

Além do objetivo de conseguir um lodo biológico mais estável em sua geração nos tratamentos de esgotos sanitários, também se visa uma melhor sedimentabilidade deste lodo em sua forma líquida. Principalmente em lodos ativados é um conceito importante no dimensionamento de um tanque de sedimentação secundário, pois quanto melhor a característica sedimentabilidade deste lodo menor será seu arraste para o efluente final do sistema de tratamento, evitando assim a queda de qualidade o efluente. A análise do índice volumétrico do lodo (IVL) é o parâmetro utilizado para verificar o grau de sedimentabilidade de um lodo (WEF, 2008 e MOHLMAN, 1934).

De acordo com Arceivala (1981) pode-se classificar o lodo de acordo com seu grau de sedimentabilidade da seguinte forma:

- boa: 50 a 100 mL g⁻¹;
- média: 100 a 200 mL g⁻¹; e
- má: 200 a 300 mL g⁻¹.

De acordo com WEF (2008) lodos ativados funcionam corretamente na faixa de 50 a 150 mL g⁻¹. Se o IVL se torna demasiado elevado, 300 mL g⁻¹, isso indica que o lodo é de sedimentação lenta e se arrastado no efluente que flui sobre vertedores no tanque de sedimentação. Quanto menor o número IVL mais rápido os sólidos sedimentam. Se os sólidos sedimentam muito rapidamente (em IVL de cerca de 50 mL g⁻¹ ou menos), eles não poderão capturar certas partículas sólidas que eventualmente podem fluir junto com efluente ao longo dos vertedores do tanque de sedimentação. Dessa forma os resultados do teste do IVL dependem da concentração de sólidos suspensos e da composição e arranjo dos microrganismos no lodo para garantir uma boa floculação deste no sistema.

De acordo com Von Sperling *et al.* (2010) na Tabela 3.5, por simplicidade, apresenta-se a massa de sólidos em suspensão removidos por unidade de DQO aplicada (ou DQO afluente), assumindo-se eficiências típicas de remoção de DQO nos diversos processos de tratamento de esgotos. Por exemplo, no processo de lodos ativados de aeração prolongada, cada kg de DQO afluente à etapa biológica resulta na geração de 0,50 a 0,55 kg de sólidos em suspensão (0,50 a 0,55 kg SST kg⁻¹ DQO_{aplicada}).

Tabela 3.5. Características e quantidade do lodo produzido em vários sistemas de tratamento de esgotos (produzido e descartado da fase líquida e encaminhado à etapa de tratamento).

Sistema de Tratamento	kg SST kg ⁻¹ DQO _{aplicada}	Teor de sólidos secos (%)	Massa de lodo (g SST hab ⁻¹ d ⁻¹) (a)	Volume de lodo (L hab ⁻¹ d ⁻¹) (b)
Tratamento primário (convencional)	0,35 – 0,45	2 – 6	35 – 45	0,6 – 2,2
Tratamento primário (tanques sépticos)	0,20 – 0,30	3 – 6	20 – 30	0,3 – 1,0
Tanque séptico + filtro anaeróbio				
Tanque séptico	0,20 – 0,30	3 – 6	20 – 30	0,3 – 1,0
Filtro anaeróbio	0,07 – 0,09	0,5 – 4,0	7 – 9	0,2 – 1,8
Total	0,27 – 0,39	1,4 – 5,4	27 – 39	0,5 – 2,8
Lodos ativados convencional				
Lodo primário	0,35 – 0,45	2 – 6	35 – 45	0,6 – 2,2
Lodo secundário	0,25 – 0,35	0,6 – 1	25 – 35	2,5 – 6,0
Total	0,60 – 0,80	1 – 2	60 – 80	3,1 – 8,2
Lodos ativados – aeração prolongada				
	0,50 – 0,55	0,8 – 1,2	40 – 45	3,3 – 5,6
Biofiltro aerado submerso				
Lodo primário	0,35 – 0,45	2 – 6	35 – 45	0,6 – 2,2
Lodo secundário	0,25 – 0,35	0,6 – 1	25 – 35	2,5 – 6,0
Total	0,60 – 0,80	1 – 2	60 – 80	3,1 – 8,2
Reator UASB				
	0,12 – 0,18	3 – 6	12 – 18	0,2 – 0,6
UASB + pós-tratamento aeróbio (c)				
Lodo anaeróbio (UASB)	0,12 – 0,18	3 – 4	12 – 18	0,3 – 0,6
Lodo aeróbio (lodos ativados) (d)	0,08 – 0,14	3 – 4	8 – 14	0,2 – 0,5
Total	0,20 – 0,32	3 – 4	20 – 32	0,5 – 1,1

Obs: Nas unidades com longo tempo de detenção do lodo (ex: lagoas, tanque séptico, reator UASB, filtro anaeróbio), os valores apresentados incluem a digestão e adensamento que ocorrem na própria unidade (os quais reduzem a massa e o volume de lodo).

(a) Assumindo 0,1 kg DQO hab⁻¹ d⁻¹ e 0,06 kg SST hab⁻¹ dia⁻¹.

(b) Litros de lodo hab⁻¹ d⁻¹ = {[g SST (hab d⁻¹)¹] / [sólidos secos (%)]} x (100/1000) (assumindo densidade de 1000 kg m⁻³).

(c) Pós-tratamento aeróbio: lodos ativados, biofiltro aerado submerso, filtro biológico.

(d) Lodo aeróbio retirado do UASB, após redução de massa e volume na digestão e adensamento que ocorrem no próprio reator UASB (o lodo aeróbio excedente afluente ao UASB é também menor, pois neste caso a influência da perda de sólidos no efluente do decantador secundário passa a desempenhar uma maior influência).

Fonte: Adaptado - Von Sperling *et al.* (2010).

De acordo com von Sperling *et al.* (2010), cada habitante contribui em torno de 100 g DQO por dia (0,1 kg DQO hab⁻¹ d⁻¹), logo pode-se calcular também a contribuição de SST per capita. Nos processos de tratamento de esgotos em que predominam mecanismos físicos de remoção da matéria orgânica, não há vinculação direta entre

produção de sólidos e remoção de DQO. O mesmo autor comenta que nestas condições, a Tabela 3.5 apresenta as produções “per capita” de SST tendo por base eficiências típicas de remoção de SST nas diversas etapas do tratamento dos esgotos.

Pela Tabela 3.5 observa-se que, dos sistemas de tratamento de esgotos listados, os reatores que desenvolvem o processo anaeróbio (como o tanque séptico e o reator UASB) são os que geram a menor quantidade de massa de lodo, ao passo que o sistema de lodos ativados convencional e o BAS são os sistemas com maior massa de lodo a ser tratado.

De acordo com van Haandel e Lettinga (1994) a razão é que o lodo produzido no reator UASB vem de um processo anaeróbio. Como citado nos tópicos 3.3.1. e 3.3.2., apenas uma pequena parte da energia livre, em principio disponível no material orgânico, libera-se, enquanto que a maior parte desta energia permanece como energia química no metano gerado. Dessa forma a energia liberada não é o suficiente para produzir grandes quantidades de biomassa.

Na Tabela 3.6 pode-se observar que o grau de estabilização do lodo produzido varia de acordo com o processo de tratamento adotado.

Tabela 3.6. Processos de tratamento de esgotos e o correspondente grau de estabilização do lodo.

Sistema de tratamento	Característica do Lodo		
	Lodo primário	Lodo secundário	Lodo químico
Tratamento primário (convencional)	bruto		
Tratamento primário (tanques sépticos)	estabilizado		
Tratamento primário com coagulação	bruto		
Lagoa facultativa		estabilizado	
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa		estabilizado	
Lagoa aerada facultativa		estabilizado	
Lagoa aerada mistura completa + lagoa sedim.		estabilizado	
Lagoa facultativa + lagoa de maturação		estabilizado	
Lagoa facultativa + lagoa de alta taxa		estabilizado	
Lagoa facultativa + remoção físico-química de algas		não estabilizado	
Infiltração lenta		(a)	
Infiltração rápida		(a)	
Escoamento superficial		(a)	
Terras úmidas construídas		(a)	
Tanque séptico + filtro anaeróbio	estabilizado	estabilizado	
Tanque séptico + infiltração	estabilizado	(a)	
Reator UASB		estabilizado	
UASB + lodos ativados		estabilizado (b)	
UASB + biofiltro aerado submerso		estabilizado (b)	
UASB + filtro anaeróbio		estabilizado	
UASB + filtro biológico de alta carga		estabilizado (b)	
UASB + flotação		estabilizado	estabilizado
UASB + lagoas de polimento		estabilizado	
UASB + escoamento superficial		estabilizado (a)	
Lodos ativados convencional	bruto	não estabilizado	
Lodos ativados por aeração prolongada		estabilizado	
Lodos ativados por batelada (aeração prolongada)		estabilizado	
Lodos ativados convencional com remoção biológica de N e P	bruto	não estabilizado	
Lodos ativados com remoção biológica e química de N e P		não estabilizado	não estabilizado
Filtro biológico de baixa carga	não estabilizado	não estabilizado	
Filtro biológico de alta carga	não estabilizado	não estabilizado	
Biofiltro aerado submerso		não estabilizado	
Biodisco	não estabilizado	não estabilizado	

(a) Em sistemas de aplicação controlada no solo, há a necessidade de remoção periódica da biomassa vegetal formada.

(b) Pressupõe retorno do lodo excedente aeróbio para o reator anaeróbio, onde sofre adensamento e digestão, conjuntamente com o lodo anaeróbio.

Fonte: Adaptado - Von Sperling et al. (2010).

3.9. Relação entre Carbono Total e Sólidos Totais voláteis

De acordo com Patza (2006) ensaio de carbono total (CT) afere todas às fontes de carbono encontradas numa amostra, sendo estas biodegradáveis ou não.

Segundo Haug (1991) *apud* Campos *et al.* (1998), existem fatores que têm limitado a aplicação de testes de laboratório em substratos sólidos ou semi-sólidos. Como exemplo, os testes padrões de DBO e DQO que são feitos para amostras líquidas de pequeno volume e não são bem ajustadas para resíduos sólidos ou semi-sólidos. Além disso, os equipamentos de laboratório mais adequados para grandes volumes e substratos sólidos, são caros e não são comumente disponíveis em laboratórios de saneamento.

De acordo com SWANA (2003) é possível estimar a porcentagem de CT com base no teor de sólidos voláteis (SV). Os SV são os componentes (em grande parte o carbono, oxigênio e nitrogênio) que em aquecimento dessa amostra já seca num forno de laboratório a 500 – 600°C deixam apenas as cinzas (em grande parte de cálcio, magnésio, fósforo, potássio, e outros elementos minerais que não oxidam). Para a maioria dos materiais biológicos, o teor de carbono total é entre 45 a 60% da fração de sólidos voláteis. De acordo com Adams *et al.* (1951) *apud* SWANA (2003), assumindo que o teor de carbono é 55%, gera-se uma expressão que está apresentada na equação (7):

$$\% \text{ de Carbono total} = \% \text{ de SV} \times 0,55 \quad (7)$$

sendo:

$$\% \text{ de SV} = 100 - \% \text{ do Resíduo da queima (cinzas)}.$$

$$0,55 = \text{Fator de correlação constante (fc)}.$$

Campos *et al.* (1998) realizou avaliações da matéria orgânica em resíduos sólidos de compostagem a fim de correlacionar métodos de que demandassem menos tempo para execução visando, com isso, uma maior agilidade nas análises, facilitando o processo de monitoramento. O método de correlação entre SV e CT foi abordado neste trabalho. Este autor comparou o valor teórico de CT (mesma metodologia citada por

SWANA (2003)) com o valor de CT realizado com a metodologia do Analisador de Carbono Orgânico TOC - 5000 da SHIMADZU.

Campos *et al.* (1998) não representou os valores de CT e SV em % mais sim em massa (mg/g).

Os resultados obtidos entre duas metodologias de CT estão representados na Figura 3.4.

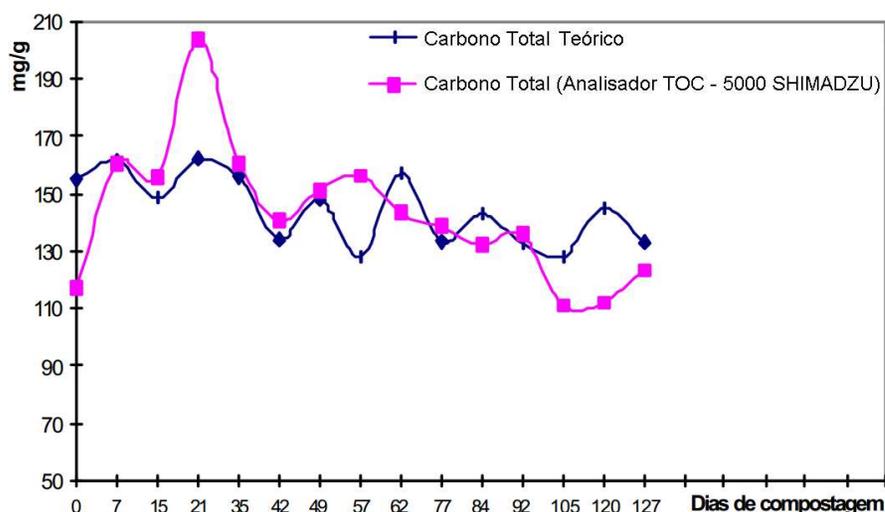


Figura 3.4: Evolução do CT determinado pelos dois métodos (Adams *et al.* (1951) apud SWANA (2003) e TOC - 5000 SHIMADZU) ao longo do período de compostagem.
Fonte: Adaptado - Campos *et al.* (1998).

De acordo com Campos (1998) as curvas da variação do teor de carbono sofrem um decréscimo ao longo do tempo, apesar de não apresentarem igual variação do comportamento entre os dois métodos, ressaltando uma discrepância maior no dia 0 e no dia 21. Haug (1993) *apud* Campos (1998) cita que o método de obtenção do CT teórico tem uma imprecisão que varia entre 2 e 10%, segundo os autores da pesquisa. Esse fato pode fornecer suporte para a pequena variação entre os dois métodos, além de que para cada método usa-se uma amostra e, como se trata de amostra sólida, nem sempre há uma homogeneidade das amostras.

Silva (2009) em sua pesquisa também utilizou uma metodologia semelhante à citada por SWANA (2003), porém este autor realizou a determinação do carbono orgânico total (COT) com relação aos sólidos totais voláteis (STV). O autor avaliou o

processo de tratamento anaeróbio a resíduos sólidos vegetais em diferentes concentrações de sólidos totais, objetivando-se, sobretudo avaliar o período de bioestabilização dos resíduos orgânicos. Assim como Campos (1998), Silva (2009) os valores de COT e STV não foram representados em porcentagem, mas sim em unidade, g L^{-1} .

A relação citada por Adams *et al.* (1951) *apud* SWANA (2003) já foram utilizadas tanto para amostras sólidas quanto amostras líquidas.

3.10. Respirometria para Avaliação da Biodegradabilidade

De acordo com Cassini (2003) o conceito de biodegradabilidade pode ter várias conotações, especialmente quando se trata de processos ambientais. Geralmente o termo biodegradabilidade é utilizado para se representar a tendência ou susceptibilidade de transformação de determinados substratos, substâncias ou compostos pela microbiota ambiental.

De acordo com Costa (2009) a respirometria é uma das técnicas que podem ser utilizadas para o acompanhamento e avaliação das atividades realizadas pelos microrganismos, e se baseia na análise do consumo de oxigênio ou produção de dióxido de carbono por unidade de volume e de tempo.

Para esta avaliação uma das metodologias utilizadas encontra-se descrito na norma NBR 14283 (ABNT, 1999). Esta norma relata sobre a biodegradação pelo método respirométrico com aplicação do resíduo de estudo no solo, sendo utilizado o respirômetro de Bartha para essa análise.

Nesta norma, o ensaio de respirometria é utilizado para avaliar a atividade microbiológica de um solo, através da medida do CO_2 gerado no processo de degradação da matéria orgânica.

De acordo com Nuvolari (1996) o ensaio de respirometria baseia-se no princípio de que há uma correlação direta entre a geração de CO_2 e a degradação da matéria orgânica num solo, pela ação dos microrganismos presentes. Quando, num determinado solo é adicionado certa quantidade de matéria orgânica, há um

crescimento da massa biológica e, conseqüentemente, aumenta a geração de CO₂, como resultado da atividade desses microrganismos. À medida que a quantidade de matéria orgânica vai diminuindo, o número de microrganismos também diminui, e a geração de CO₂ sofre um decréscimo.

O teste respirométrico permite estimar o tempo para a estabilização de um resíduo orgânico, quando este é lançado no solo. Além disso, podem-se obter, através desse teste, as taxas de aplicação mais convenientes do resíduo num determinado solo, em cada caso (Nuvolari,1996).

De acordo com Nuvolari (1996) é possível detectar, ainda, uma possível toxicidade dos elementos presentes no resíduo, quando estes afetam os microrganismos do solo.

A NBR 14283 (ABNT, 1999), a principio, foi preparada, quase que exclusivamente, para a degradação de resíduos industriais, em especial aqueles de características oleosas, das refinarias de petróleo. Este ensaio é utilizado como um dos elementos controladores do processo de disposição e tratamento desse tipo de resíduo no solo, denominado "*landfarming*". Sabe-se que os resíduos contendo hidrocarbonetos possuem características diferentes dos lodos de esgotos domésticos, requerendo-se algumas adaptações para a realização desse ensaio (Nuvolari,1996).

De acordo com Costa (2009) a maior parte das referências bibliográficas que utilizaram Respirômetros de Bartha é brasileira. Nos demais países são utilizados, normalmente, respirômetros automatizados conectados a computadores.

3.11. Aplicações do método respirométrico de Bartha

Alguns trabalhos encontrados na literatura científica avaliaram a biodegradação de lodos de estações de tratamento de esgoto sanitário, apresentando em alguns trabalhos adaptações, como apresentado na Tabela 3.7. Porém não há uma metodologia estabelecida que vise apenas o estudo de biodegradabilidade no ensaio respirométrico de Bartha do lodo sem o uso de solo na análise.

Tabela 3.7: Literatura científica sobre estudos de biodegradabilidade aeróbia de compostos por meio da respirometria.

Referências	Tipo do Respirômetro	Solo	Resíduo Avaliado	Forma de Aplicação	Dias Incubação
Montagnolli, 2011	Respirômetros de Bartha.	Metodologia adaptada ao meio aquoso (líquido base).	Derivados do petróleo (óleo cru, compostos fenólicos, querosene, gasolina e óleos lubrificantes automotivos sintéticos e usados). Para comparação utilizou-se também óleos vegetais de soja e biodiesel.	99 mL de Líquido Base, + 1 mL do volume do resíduo, + 1 mL de biossurfactante (e uma série sem a adição deste).	147
Boeira, 2009	Respirômetro alternativo de 3L contendo frasco com solução de KOH	Latossolo Vermelho distroférico textura argilosa.	Lodo de esgoto de Franca (origem doméstica) e de Barueri (origem urbana industrial). Ambos digeridos em reator anaeróbio.	100 g de solo com aplicação: - lodo de Franca em 1,5; 3; 6 e 12 g por 1 kg de solo. - lodo de Barueri em 4; 8; 16 e 32 g por 1 kg de solo.	57
Teles <i>et al.</i> , 2009	Respirômetro alternativo de 1L contendo frasco com solução de KOH	4 tipos de solo: - argiloso. - argilo-arenoso. - franco-arenoso. - solo arenoso.	- Lodo de esgoto de um reator anaeróbio do tipo UASB. (desaguado em leito de secagem durante 48 h, secado a 40 °C, moído, peneirado em peneira de 2 mm, só então armazenado em frasco de vidro).	1,2 g de lodo na base seca, aplicado em 100 g de solo. Aplicação realizada para os 4 tipos de solo.	108
Andrade, 2004	Respirômetro alternativo de 1,5L contendo frasco com solução de KOH	Latossolo Vermelho Eutroférico de textura argilosa	- Lodos ativados com reator anaeróbio, condicionados com cal e cloreto férrico (com desidratação mecânica) ou polímero sintético (desidratação mecânica ou seco termicamente). - Lodo de lagoas aeradas condicionado com polímero sintético (secagem em leitos) ou compostagem com bagaço de cana e restos de poda urbana.	Aplicados a 300 g de solo: a dose referência escolhida para comparação entre os biossólidos foi o equivalente a 40 tds ha ⁻¹ (base seca).	70
Couracci Filho, 1997	Respirômetros de Bartha e respirômetros alternativos de 560 e 800 mL contendo frasco com solução de KOH	Franco-arenoso	Lodo digerido de indústria cítrica.	Aplicação de 2,5 e 5,0 tds ha ⁻¹ .	38
Nuvolari, 1996	Respirômetros de Bartha e respirômetros alternativos de 560 mL contendo frasco com solução de KOH	Argilo-arenoso	Lodo proveniente de uma estação de tratamento de esgoto, tipo 'valão de oxidação', exclusivamente doméstico, em estado líquido.	Aplicação de 5 tds ha ⁻¹ + aplicação acumulada até 25 tds ha ⁻¹ . Aplicação única de 10 e 15 tds ha ⁻¹ .	172

Nos estudos de Boeira (2009) o padrão de emissão de CO₂ nos ensaios respirométricos foi semelhante nos dois tipos de lodos de esgoto (Franca e Barueri). Houve aumento da liberação de CO₂ com o aumento das doses dos dois lodos de esgoto, indicando que as doses utilizadas não afetaram a ação microbiana.

Segundo Boeira (2009) a taxa respiratória foi maior no início da incubação, observando-se 50% ou mais da decomposição total da matéria orgânica dos lodos de esgoto nos primeiros 15 dias, devido à rápida decomposição inicial de substâncias menos complexas.

A biodecomposição estimada da matéria orgânica aplicada ao solo via lodos de esgoto foi de 15%. Na Tabela 3.8 estão indicadas as características iniciais dos dois tipos de lodo.

Tabela 3.8: Características dos lodos de esgoto das ETEs de Franca (SP) de Barueri (SP) utilizados no experimento.

Parâmetros	Lodo de Esgoto Barueri	Lodo de Esgoto Franca
Sólidos Voláteis	43,0%	60,5%
Carbono orgânico	206g/kg (20,6%)	308g/kg (30,8%)

Fonte: Adaptado – BOEIRA (2009).

Teles *et al.* (2009) em seus estudos avaliou o efeito do teor de argila sobre o processo de decomposição de lodo de esgoto disposto em solo e propôs modelos matemáticos inserindo este efeito em seus parâmetros. O lodo de estudo possuía 307,3 g kg⁻¹ (30,7%) de carbono total.

As produções acumuladas de CO₂ do lodo de esgoto nos solos franco-arenosos e arenosos foram de 248,8 e 235 mg de CO₂, respectivamente; já nos solos argilo-arenosos e argilosos as produções foram de 215 e 207,6 mg de CO₂, respectivamente (TELES *et al.*, 2009).

O efeito do teor de argila se manifestou apenas no período inicial de 7 dias. As produções médias diárias de CO₂ durante os 7 primeiros dias de incubação variaram de 16,5 a 21,9 mg CO₂ 100 g⁻¹ solo dia⁻¹ para os quatro solos. Esses resultados de análise de variância indicam o período no qual a correlação entre o teor de argila e a produção

de CO₂ pode ser estabelecida e computada, deixando claro que o efeito do teor de argila se manifesta apenas no período inicial (TELES *et al.*, 2009).

No trabalho de Khalil *et al.* (2005), diferentes tipos de matéria orgânica foram adicionados a solos com diferentes características, e concluiu-se que a mineralização do carbono era mais afetada pelo tipo de matéria orgânica do que pelos fatores do solo, para os quais foi obtida baixa correlação não significativa.

Os resultados indicam que, apesar de possuírem maior carbono orgânico total e biomassa microbiana, os solos com maior teor de argila produziram menor quantidade de CO₂ no período considerado.

De acordo com Teles *et al.* (2009) o parâmetro do modelo associado ao teor de argila não tem grande sensibilidade, de modo que pequenas variações neste teor pouco afetam a produção de CO₂.

Andrade (2004) verificou o grau de biodegradabilidade de diversos biossólidos a partir da adaptação do método respirométrico de Bartha (uso de um recipiente alternativo).

As características de carbono total e orgânico desses biossólidos estão apresentadas na Tabela 3.9.

Tabela 3.9: Característica dos biossólidos utilizados nos experimentos.

Símbolo	Tipo do Biossólido	C. Total (g kg⁻¹)	C. Orgânico (g kg⁻¹)
ACCF	Anaeróbio condicionado com cal e cloreto férrico.	185,93 (18,6%)	135,86 (13,5%)
APS	Anaeróbio condicionado com polímero sintético.	311,55 (31,2%)	301,47 (30,1%)
AST	Anaeróbio seco termicamente.	345,70 (34,6%)	337,24 (33,2%)
LPS	De lagoas de estabilização e condicionado com polímero sintético.	314,80 (31,5%)	308,52 (30,8%)
CLBP	Composto obtido por compostagem em pilhas aeradas após mistura do lodo lagoas de estabilização e condicionado com polímero sintético com bagaço de cana e restos de poda urbana.	217,45 (21,7%)	208,53 (20,8%)

Fonte: Adaptado – ANDRADE (2004).

A taxa de degradação (Tabela 3.10) da matéria orgânica dos resíduos aplicados ao solo na dose de 40 tds ha⁻¹ foi semelhante entre os biossólidos provenientes do tratamento dos esgotos em sistema de lodos ativados e reator anaeróbio (ACCF, APS e AST), independente do processo de condicionamento para desidratação, ou etapa complementar (ANDRADE, 2004).

De acordo com Andrade (2004) o lodo ativado condicionado com cal hidratada e cloreto férrico foi o que produziu a menor quantidade de CO₂ nos primeiros 10 dias, provavelmente devido à fase-lag provocada por uma alcalinidade elevada.

Os biossólidos LPS e CLBP exibiram as menores taxas de degradação (Tabela 3.10). De acordo com Andrade (2004) esses valores eram esperados em função do processo de obtenção dos mesmos (ANDRADE, 2004).

Tabela 3.10: Taxas de degradação dos biossólidos, nas doses testadas, após 70 dias de incubação.

Símbolo*	Dose tds ha ⁻¹	C. adicionado mg kg ⁻¹	C. emanado mg kg ⁻¹	% de degradação
ACCF	40	7437,20	1636,47	22,00
APS	40	12462,00	2592,78	20,81
AST	40	13828,00	3054,51	22,09
LPS	40	12592,00	901,12	7,16
CLBP	40	8698,00	467,84	5,38

*O significado destes símbolos estão indicados na Tabela 3.9
 Fonte: Adaptado – ANDRADE (2004).

De acordo com Andrade o LPS é um biossólido com tempo de detenção de cerca de um ano em lagoas de decantação e posterior "fase aeróbia", em que o material é disposto pilhas longitudinais, revolvidas periodicamente durante 120 dias, visando a desidratação. O CLBP tem a mesma origem do LPS, porém ao invés da desidratação, o biossólido foi misturado com bagaço de cana-de-açúcar e restos de poda urbana para compostagem durante 90 dias. Em ambos os casos supõem-se que o material orgânico resultante seja biologicamente mais estabilizado, em comparação aos biossólidos de reator anaeróbio, e, por isso, com menor degradação após aplicação no solo.

Couracci Filho *et al.* (1997) comparou o desempenho do respirômetro padrão de Bartha e dois outros modelos alternativos de 560 e 800 mL, utilizando-se para isso um

lodo digerido de indústria cítrica (possuindo 85,65 mg L⁻¹ de sólidos totais). Dessa forma ele utilizou duas taxas de aplicação de 2,5; e 5,0 tds ha⁻¹, além de realizar um controle para cada um (0,0 tds ha⁻¹). Na Tabela 3.11 estão indicadas as comparações dos resultados entre o respirômetro padrão e os alternativos.

Tabela 3.11: Dados comparativos entre o respirômetro padrão de Bartha e os alternativos de 560 e 800 mL.

	Modelos de Respirômetros	2,5 tds ha ⁻¹	5,0 tds ha ⁻¹	Controle 0,0 tds ha ⁻¹
Produção de CO₂ Total (mg de CO₂/ 50g de solo)	Bartha	21,50	37,50	12,36
	560 mL	14,36	26,96	7,06
	800 mL	16,60	34,30	7,30
Produção de CO₂ devido a biodegradação* (mg de CO₂/ 50g de solo)	Bartha	9,14	25,14	
	560 mL	7,30	19,90	
	800 mL	9,30	27,00	
Diferença entre as produções de CO₂ (devido a biodegradação) entre os respirômetros padrão e alternativos	Bartha – 800 mL	0,16	1,86	
	Bartha – 560 mL	1,84	5,24	
	800 mL – 560 mL	2,00	7,10	

*É a diferença entre a produção de CO₂ total da taxa de aplicação com os valores obtidos do controle.

Fonte: Adaptado - (COURACCI FILHO *et al.*, 1997).

Segundo Couracci Filho *et al.* (1997) com os dados obtidos pode-se afirmar a viabilidade do emprego de respirômetro alternativo com volume de 800 mL, devido a sua boa reprodutibilidade e baixo custo quando comparado ao modelo padrão de Bartha para as taxas aplicadas. Tendo como vantagem adicional realizar leituras mais espaçadas no tempo sem riscos de avaliação da degradação. O autor também observou que o tempo de biodegradação do lodo em estudo ocorreu quase que totalmente no período de 20 dias.

Nuvolari (1996) realizou o acompanhamento de parâmetros relacionados com a biodegradação da matéria orgânica contida num lodo de esgoto municipal, quando lançado num determinado solo, em diferentes taxas de aplicação. Na Tabela 3.12 estão dispostos dados representativos do lodo utilizado em uma das fases do experimento.

Tabela 3.12: Dados representativos de uma amostra de lodo utilizados em uma das fases do experimento.

Conc. De sólidos totais do lodo (CSL – g L⁻¹)	19,64
Relação SV/ST	70,9
Teor de Carbono (%)	12,0

Fonte: Adaptado – NUVOLARI (1996).

Pela Tabela 3.13, os resultados demonstram que os respirômetros alternativos apresentaram valores maiores do que os de Bartha, fato que pode ser explicado pela diferença de volume útil, relacionado à disponibilidade de O₂ para os microrganismos. O respirômetro alternativo de 560 mL possui 200 mL a mais que o respirômetro de Bartha (NUVOLARI,1996).

Tabela 3.13: Total acumulado de CO₂ (mg/50g de solo – base seca) na fase 1 e 2.

	Taxa de Aplicação	Padrão Bartha	Alter. 560 mL
Fase 1	Controle (mg/50 g de solo)	753	899,0
	16,5 tds ha ⁻¹ (mg/50 g de solo)	775,7	960,4
	Acumulado* de 30 tds ha ⁻¹ (mg/50 g de solo)	668,5	852,0
Fase 2	Controle (mg/50 g de solo)	370,4	399,3
	5 tds ha ⁻¹ (mg/50 g de solo)	346,0	435,1
	10 tds ha ⁻¹ (mg/50 g de solo)	629,3	644,9

*Reaplicação de 13,5 tds ha⁻¹, com isso acumulando uma taxa de 30 tds ha⁻¹.

Fonte: Adaptado – NUVOLARI (1996).

Os valores de Geração respirométrica de CO₂ mais altos foram obtidos no início do período de incubação, quando provavelmente estaria sendo consumida a matéria orgânica mais prontamente biodegradável.

De acordo com Nuvolari (1996), nas análises da mistura solo-lodo (antes e depois da incubação do respirômetro), salvo exceções (5 respirômetros na segunda fase), o teor de sólidos voláteis final esteve coerentemente abaixo do valor inicial, mantendo a mesma tendência da primeira fase.

No teor de carbono, 11 respirômetros apresentaram valores finais maiores que os iniciais na segunda fase (incoerência que talvez possa ser atribuída a imperfeições analíticas ou mesmo de amostragem). Os demais 25 respirômetros apresentaram valores finais menores que os iniciais, mantendo-se nestes a mesma tendência da primeira fase.

Em seus estudos Montagnolli (2011) realizou uma adaptação na norma 14238 (ABNT, 1999), já descrita por Lopes (2009) e pelo próprio autor Montagnolli (2009). Esta adaptação está relacionada ao uso de um 'líquido base' em substituição ao solo utilizado no respirômetro de Bartha.

O 'líquido base' é o inóculo que contém os microrganismos capazes de biodegradação. Para a obtenção desse 'líquido base' realizou-se uma simulação da contaminação do solo em uma sacola plástica preenchido por 3kg de solo, 50 mL de uma mistura contendo partes iguais de todos os derivados de petróleo utilizados no experimento, além dos óleos vegetais. Neste inóculo foi adicionado 100 mL de água destilada. O recipiente foi então preenchido por pequenos furos, a fim de permitir a troca de microrganismos entre o solo contendo óleo e o solo do meio externo. Após 15 dias, foi considerado que ocorreu uma seleção prévia de microrganismos. O solo foi então imerso em 1500 mL de água, definido assim o 'líquido base' do inóculo a ser usado e analisado pela respirometria de Bartha.

Na produção acumulada de CO₂ o óleo vegetal usado foi o que apresentou maior potencial de biodegradabilidade, gerando 607,1 ± 12,2 mg de CO₂ (com biosulfactante) 601,2 ± 9,2 mg de CO₂ (sem biosulfactante). O óleo automotivo usado foi o que apresentou melhor resultado de biodegradabilidade entre os derivados de petróleo (551,8 ± 8,2 mg de CO₂ – com biosurfactante; e 509,1 ± 2,3 mg de CO₂ – sem biosurfactante). O fenol por sua vez foi o derivado do petróleo menos biodegradado (99,4 ± 4,0 mg de CO₂ – com biosurfactante; e 119,2 ± 8,9 mg de CO₂ – sem biosurfactante).

Os estudos de Montagnolli (2011) sobre a adaptação da norma de respirometria de Bartha foi uma importante base de conhecimento para o desenvolvimento dos estudos deste presente trabalho, adaptação da norma para utilização de lodo "cru" (sem

nenhum condicionamento prévio de tratamento) em base líquida para a verificação da biodegradabilidade (grau de estabilidade) deste. Esta proposta se assemelha na compreensão do experimento realizado pelo autor que avalia o comportamento “respiratório”, geração de CO₂ devido ao processo de estabilização que ocorre no conjunto, “líquido base” (consórcio microbiano adaptado) mais resíduo líquido. A utilização do lodo em “base líquida” representa também um consórcio de microrganismos adaptado ao tipo de efluente tratado no sistema combinado, porém a avaliação do processo de estabilização (geração de CO₂) ocorre apenas com a biomassa.

4. MATERIAL E MÉTODOS

O desenvolvimento experimental deste trabalho foi realizado no Laboratório de Protótipos Aplicados ao Tratamento de Águas e Efluentes (LABPRO), local onde se encontra o sistema combinado (anaeróbio/aeróbio) de bancada, indicado na Figura 4.1.

O esquema mais detalhado do sistema combinado de tratamento encontra-se no ANEXO 1.

- (A) Reservatório de Esgoto Bruto;
- (B) Bomba de recalque do esgoto bruto;
- (C) Válvula Reguladora de Pressão e rotâmetro;
- (D) Compressor de ar;
- (E) Reservatório do efluente final tratado para recirculação;
- (F) Bomba de recirculação do efluente final que o recalca até o FA.
- (1) Ponto de alimentação onde ocorre a coleta do esgoto bruto;
- (2) Ponto de coleta do efluente do FA ;
- (3) Saída do decantador, coleta do efluente final;
- (4) Registro de entrada do FA, local onde se realiza a coleta de lodo;
- (5) Registro de entrada do BAS, local onde se realiza a coleta de lodo;
- (6) Registro de descarte do lodo do decantador por onde se faz a coleta.

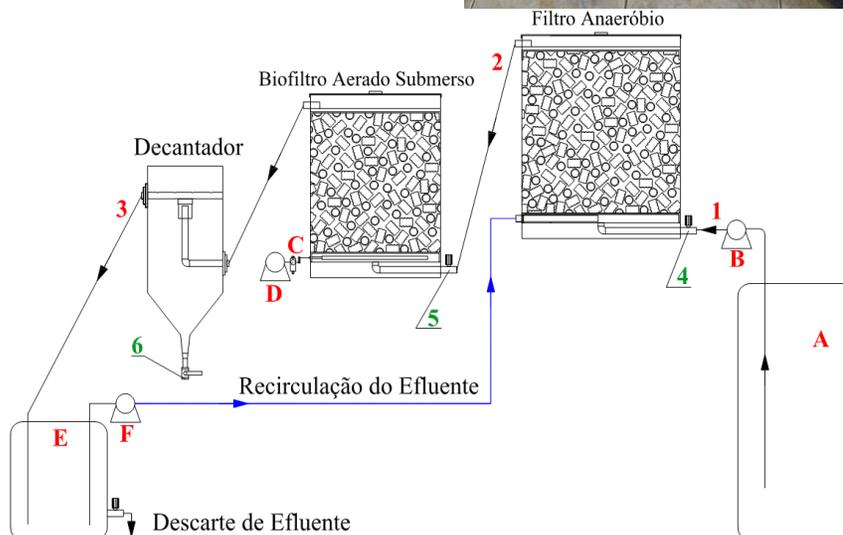


Figura 4.1: Esquema do sistema de tratamento.

As análises físicas, químicas e microscópicas (microfauna) foram realizadas no Laboratório de Saneamento (LABSAN).

Os dois laboratórios citados são pertencentes ao Departamento de Saneamento e Ambiente (DSA) da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FEC) da UNICAMP.

4.1. Descrições do funcionamento Sistema Combinado de Tratamento e de seus Detalhes Construtivos

O presente sistema combinado de bancada para tratamento de esgoto sanitário já havia sido estudado por Foco (2010). A direção da pesquisa realizada por este autor era voltada para a remoção de nitrogênio.

O sistema de tratamento combinado (anaeróbio/aeróbio) era constituído por filtro anaeróbio – FA (volume útil de 32,6 L) seguido de biofiltro aerado submerso – BAS (volume útil de 17,6 L), com uso de um decantador (secundário) no final do sistema (volume útil de 10 L), conforme concepção por Foco (2010). No início do 1º semestre de 2012, foi feita a confecção de um novo decantador, com volume útil de 7,2 L, com o objetivo de melhorar a remoção de sólidos provenientes do BAS (Figura 4.4).

De acordo com Foco (2010) o meio suporte utilizado para adesão do biofilme no filtro anaeróbio e biofiltro aerado submerso era constituído por eletrodutos corrugados de PVC com 25,4 mm de diâmetro, 15,0 mm de comprimento e índice de vazios de $93,2 \pm 0,28 \%$ (Figura 4.2). Todo meio suporte (em ambos os reatores) era revestido por uma rede de poliéster (abertura da malha de aproximadamente 10,0 mm) objetivando-se facilitar a retirada de todo o meio suporte, caso houvesse necessidade de reparos no reator.



Figura 4.2: Meio suporte utilizado no FA e BAS.

Para uma melhor compreensão do funcionamento deste sistema as seguintes situações foram abordadas:

- **Origem do Esgoto Sanitário:** de acordo com pesquisas anteriores, o esgoto sanitário que abastece o sistema foi gerado nas dependências encontradas na Universidade Estadual de Campinas, sendo o maior volume do Hospital das Clínicas, Creche da Área de Saúde, Escola Estadual “Físico Sérgio Pereira Porto”, Almoxarifado Central, Centro de Engenharia Biomédica, Banco Santander, Centro de Assistência Integral à Saúde da Mulher (CAISM), Gastrocentro, Hemocentro, Ambulatório de Primeiro Atendimento, Centro Integrado de Pesquisas na Infância e Centro de Saúde da Comunidade (CECOM). (TONETTI, 2008).
- **Abastecimento do Reservatório de Esgoto Sanitário:** Para o recalque do esgoto bruto até o reservatório do sistema utilizou-se uma bomba submersa (Figura 4.3 – (B)) no ponto de captação existente em uma caixa de passagem localizada na rede coletora de esgoto da área hospitalar da UNICAMP (Figura 4.3 – (A)). Este abastecimento ocorreu no intervalo das 12 às 14 horas. O esgoto bruto era recalcado pela bomba submersa do ponto de captação até o reservatório de 200 L. O abastecimento ocorreu três vezes por semana (segunda, quarta e sexta) sendo utilizado um maior volume para a o fim de semana, devido neste a vazão de esgoto é muito baixa para conseguir nível mínimo de sucção). O esquema completo com da unidade de gradeamento encontra-se exposto no ANEXO 1.



(A)



(B)

Figura 4.3: Unidade de Gradeamento do esgoto sanitário (A), bomba submersa para recalque do esgoto até o reservatório (B).

A fim de evitar a sedimentação do esgoto sanitário no reservatório de 200 L, utilizou-se duas bombas submersas, uma de marca Sarlobetter S 300, 110 V, 7 W, 280 L h⁻¹ (Q_{max}), 0,89 mca (H_{max}); e uma de marca Sarlobetter B 500, 110/220 V, 8 W, 540 L h⁻¹ (Q_{max}), 0,8 mca (H_{max}). Estas duas pequenas bombas são comuns na utilização de pequenos aquários para evitar ambiente lântico. Essas bombas mantêm o afluente em constante agitação. Na limpeza desta bomba removem-se possíveis detritos aderidos, que poderiam prejudicar seu funcionamento.

- **Alimentação do sistema com Esgoto bruto e recirculação do efluente tratado:** para essa função utilizou-se uma bomba peristáltica (marca: Provitec – modelo: DM 5000) para a alimentação com esgoto bruto sanitário no FA; e a bomba peristáltica (marca: ProMinent – modelo: GALA0220PVT) para recircular o efluente tratado ao início do sistema, no FA. Na Figura 4.4 foram representadas as entradas do esgoto sanitário bruto e efluente final tratado no FA. O esquema completo com da unidade de gradeamento e a descrição de forma mais específica (aspectos construtivos interno) do FA encontram-se expostos no ANEXO 1.



Figura 4.4: Fundo falso do filtro anaeróbio.
Fonte: Adaptado – FOCO (2010).

- Alimentação de ar no BAS:** para esta função utilizou-se um compressor ar (marca Schultz 10 pés), válvula reguladora de pressão e rotâmetro (marca: Dwyer – modelo RMA-21-SSV) para regular a vazão de ar, e timer (marca: Brasfort) para manter o ciclo de funcionamento das bombas de alimentação do sistema. Na Figura 4.5 está apresentado o difusor de ar no interior do fundo falso do BAS e a entrada do efluente gerado pelo FA. O esquema completo e a descrição de forma mais específica (aspectos construtivos interno) do BAS encontram-se expostos no ANEXO 1.

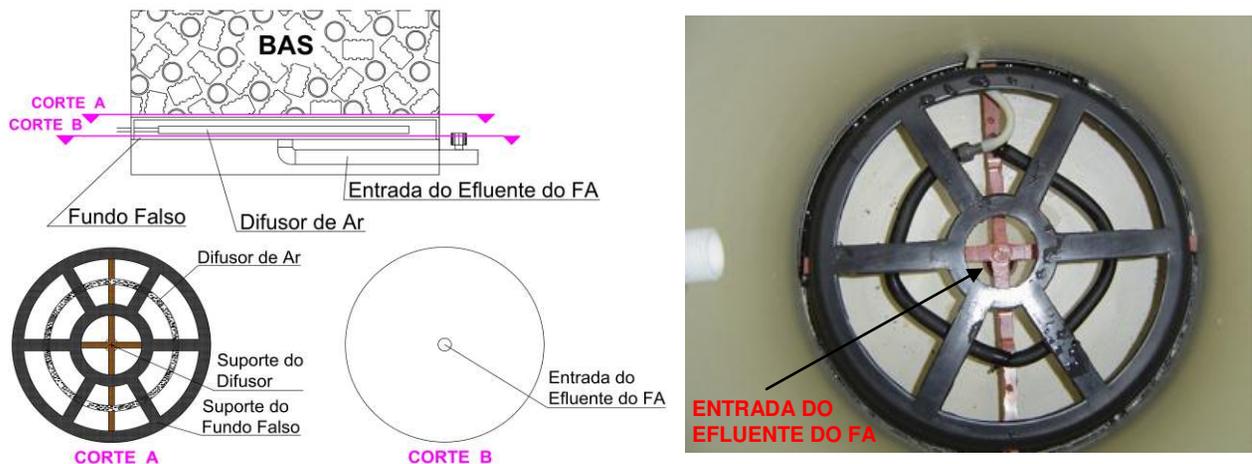


Figura 4.5: Fundo falso do biofiltro aerado submerso.

Fonte: Adaptado – FOCO (2010).

Na Figura 4.6 está indicado um exemplo visual do esgoto bruto que abastece o sistema, além dos efluentes de saída do filtro anaeróbico e do decantador.

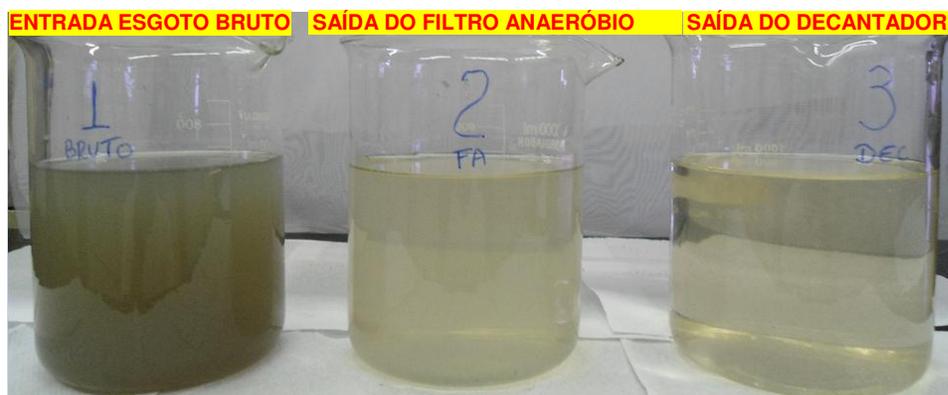


Figura 4.6: Visualização, em becker de vidro de 1000 mL, das amostras de esgoto bruto, saída do FA e saída do decantador (12/10/12).

4.2. Vazões de Entrada no Sistema Combinado de Tratamento

O sistema de bancada era abastecido com vazão constante de esgoto sanitário bruto Q com valor de $2,17 \text{ L h}^{-1}$ (entrada no fundo falso do FA), acrescido de uma vazão de recirculação do sobrenadante decantado, q , este último era aumentado após a estabilização do sistema (adentrava próximo ao fundo falso do FA).

Estas vazões foram recalculadas para o FA, seguiam, por gravidade, para o BAS e deste ao decantador. Parte do sobrenadante desta unidade foi recirculado para o início do sistema e o excedente descartado, constituindo o efluente do sistema combinado anaeróbio/aeróbio.

O valor da vazão de esgoto bruto utilizada no experimento se baseou no trabalho de Foco (2010), que estudou sobre o sistema combinado anaeróbio/aeróbio (filtro anaeróbio e Biofiltro aerado submerso). Para esta vazão o sistema FA-BAS apresentou maior estabilidade em relação às variáveis de monitoramento.

4.3. Etapas Experimentais

A pesquisa teve como um dos objetivos a avaliação do comportamento do sistema de tratamento a cada variação da vazão de recirculação do efluente, sendo a vazão de esgoto bruto constante.

A cada aumento da razão de recirculação o sistema de tratamento precisou de um intervalo de tempo para chegar a um novo equilíbrio. A obtenção deste foi avaliada pelos resultados das análises físicas e químicas realizadas em todo período experimental.

A partir de cada etapa experimental foi verificado também, o grau de estabilidade do lodo gerado em cada unidade do sistema de tratamento por meio dos seguintes indicadores de qualidade: relação SSV/SST, COT presente no lodo, ensaio de Respirimetria em fase líquida (só utilizando lodo, sem adição de solo).

Na Tabela 4.1 são apresentadas as etapas experimentais, em que o sistema foi avaliado, definidas pela razão de recirculação do efluente tratado para o FA.

Tabela 4.1: Etapas de operação do sistema de tratamento em estudo.

Etapas Experimentais	Vazão (L h ⁻¹)			Razão de recirculação (q/Q)	TDH – (h)		
	Esgoto Bruto	Recirculação do Efluente Final	Total de entrada no FA		Incluindo recirculação		Sistema (esgoto bruto) *
	Q	q	Q+q		FA	BAS	
1	2,17	1,09	3,26	0,5	10,0	5,4	23,13
2	2,17	3,26	5,43	1,5	6,0	3,3	23,13
3	2,17	4,34	6,51	2,0	5,0	2,7	23,13
4	2,17	8,68	10,85	4,0	3,0	1,6	23,13
5	2,17	13,02	15,19	6,0	2,1	1,2	23,13

* TDH = tempo de detenção hidráulica em relação a vazão de entrada de esgoto bruto

Na Tabela 4.2 estão apresentadas as datas correspondentes a cada etapa experimental realizada no sistema combinado.

Tabela 4.2: Datas dos períodos de cada etapa de operação do sistema de tratamento combinado.

Etapas Experimentais	Datas relacionadas aos períodos	Período de operação (d)	Total de dias para cada etapa (d)
1	16/05/2011 a 01/08/2011	1 a 78	78
2	02/08/2011 a 07/11/2011	79 a 177	98
3	08/11/2011 a 02/02/2012	178 a 265	87
4	03/02/2012 a 06/08/2012	266 a 452	186
5	07/08/2012 a 15/10/2012	453 a 523	70

Cada período de operação teve duração estipulada pela estabilidade do sistema, na qual era observada pelas análises físico-químicas.

4.4. Coletas de amostras

a) Amostras dos efluentes do sistema combinado

As amostras foram coletadas duas vezes na semana de forma pontual (não eram amostras compostas), na segunda e quinta-feira para realização de análises físicas e químicas, mantendo esta rotina até o início da 4ª etapa ($q/Q = 4,0$), depois foram realizadas uma vez por semana, na segunda-feira. Isso se deve a pouca variação dos resultados no período de uma semana.

As coletas foram realizadas em três pontos de amostragem:

1º Ponto: afluente ao sistema – esgoto sanitário – coletado na saída da bomba de alimentação do sistema, instalada próximo ao reservatório de esgoto (Figura 4.4, indicado com o número 2 na figura).

2º Ponto: efluente anaeróbio – na saída do filtro anaeróbio, parte superior do reator (Figura 4.4, indicado com o número 2 na figura).

3º Ponto: efluente sistema – na saída do decantador (Figura 4.4, indicado com o número 3 na figura).

b) Amostras dos lodos do Sistema combinado

Para o lodo, as coletas foram realizadas em média a cada final de mês, em função do pouco acúmulo de lodo de fundo no FA e BAS já verificado no trabalho de Foco (2010).

Para a realização da coleta, desligava-se todo o sistema (as bombas de recalque de esgoto bruto e de recirculação do efluente tratado, além de desligar o compressor responsável pelo fornecimento de ar ao BAS).

Em seguida esperavam-se em média 2 horas para a coleta de lodo no sistema. Isto se deve a dificuldade de sedimentação do lodo na saída do FA e do BAS devido à configuração da base de fundo (pouca inclinação). Os volumes de coleta de cada lodo variavam a cada período de coleta.

Foram três pontos de coleta realizados no sistema:

Lodo do Decantador: a coleta iniciava-se por este, na descarga de fundo do decantador (Figura 4.4, indicado com o número 6 na figura).

Lodo do BAS: representava o segundo ponto de coleta, era realizado na descarga de fundo do BAS, mesmo local por onde o efluente o adentrava ao reator (Figura 4.4, indicado com o número 5 na figura).

Lodo do FA: último ponto de coleta de lodo no sistema era realizado na descarga de fundo do FA, mesmo local por onde adentrava o esgoto bruto (Figura 4.4, indicado com o número 4 na figura).

c) Amostra do lodo do decantador da ETE Piçarrão – SANASA

O objetivo de coletar amostras de lodo não estabilizado de descarte do decantador de uma ETE de tratamento combinado (anaeróbio/aeróbio) são para comparar com do lodo de descarte (decantador) do sistema combinado de bancada.

Este lodo foi coletado na saída do decantador da ETE, essa operação era realizada pelo operador da estação. Estas coletas foram realizadas no segundo semestre de 2012, em média, uma vez por mês. No item 4.3 (Figura 4.7) o ponto de coleta do Lodo. No item 4.7.1 está descrito em maiores detalhes sobre a ETE Piçarrão – Sanasa.

4.5. Análises Laboratoriais

As avaliações realizadas nas amostras foram descritas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3: Variáveis a serem avaliadas nos diversos pontos de amostragem.

VARIÁVEL	METODOLOGIA *	PONTOS DE AMOSTRAGEM	FREQUÊNCIA
Temperatura	–	1 – 2 – 3	1 x por semana**
Oxigênio Dissolvido	SM20 4500 – O – G	2 – 3	2 x por semana
DQO	SM20 5520 D	1 – 2 – 3	1 x por semana**
DQO _{Filtrada}	SM20 5520 D	1 – 2 – 3	1 x por semana
DBO ₅	SM20 5210 B	1 – 2 – 3	2 x por mês
pH	SM20 4500 H ⁺ B	1 – 2 – 3	2 x por semana
Alcalinidade Parcial	Titulométrico – Ripley <i>et al.</i> (1986)	1 – 2 – 3	1 x por semana**
Alcalinidade Total	SM20 2320 B	1 – 2 – 3	1 x por semana**
Ácidos Orgânicos Voláteis	Titulométrico – DiLallo & Albertson (1961)	1 – 2 – 3	1 x por semana**
Nitrito	SM20 4500 NO ₂ B	2 – 3	1 x por semana**
Nitrato	Colorimétrico – NitraVer 5 – HACH	2 – 3	1 x por semana**
Nitrogênio Amoniacal	SM20 4500 NH ₃ C	1 – 2 – 3	1 x por semana**
Nitrogênio Kjeldahl	SM20 4500 N Org B e 4500 NH ₃ C	1 – 2 – 3	1 x por semana
Sólidos Totais	SM20 2540 B	1 – 2 – 3	1 x por semana
Sólidos Totais Fixos	SM20 2540 E	1 – 2 – 3	1 x por semana
Sólidos Totais Voláteis	SM20 2540 E	1 – 2 – 3	1 x por semana
Sólidos Suspensos Totais	SM20 2540 D	1 – 2 – 3 4 – 5 – 6 – Lodo. San.	1 x por semana 1x por mês
Sólidos Suspensos Fixos	SM20 2540 E	1 – 2 – 3 4 – 5 – 6 – Lodo. San.	1 x por semana 1 x por mês
Sólidos Suspensos Voláteis	SM20 2540 E	1 – 2 – 3 4 – 5 – 6 – Lodo. San.	1 x por semana 1 x por mês
Índice Volumétrico do Lodo (IVL)	Von Sperling (1996)	4 – 5 – 6 – L. San.	1 x por mês
COT	Combustão Catalítica 650 °C (SHIMADZU)	4 – 5 – 6 – Lodo. San.	1 x por mês
Microfauna (Observação Microscópica)	VAZOLLÉR (1989)	(Lodo da Superfície do BAS) – 6 – Lodo. San.	1 x por mês
Biodegradabilidade do lodo	Respirômetria de Bartha (NBR 14283 (ABNT, 1999)	4*** – 6 – Lodo. San.	1x por mês

1: afluente (esgoto sanitário); 2: efluente do filtro anaeróbio; 3: efluente do decantador;

4: lodo do filtro anaeróbio; 5: lodo do biofiltro aerado submerso; 6: lodo do decantador; BAS: biofiltro aeróbio submerso.

Lodo. San.: Lodo do decantador da ETE Piçarrão – Sanasa.

* SM: metodologias descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th (APHA, *et al.*, 1998). As demais estão citadas.

** Essas análises eram realizadas 2 x por semana quando se coletava amostras duas vezes por semana, fato ocorrido até o início da 4ª etapa experimental.

4***: Foi realizado apenas uma série da amostra de lodo do FA.

4.6. Avaliação comparativa do Lodo da ETE Piçarrão – SANASA

Decidiu-se avaliar o lodo de descarte do decantador de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) que possuísse um sistema de tratamento combinado anaeróbio/aeróbio. Logo, fez a opção pela ETE Piçarrão (SANASA – Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A) localizada na região de Campinas.

Realizou-se um comparativo com o lodo de descarte do decantador do sistema combinado com recirculação de efluente, a nível de bancada, e com o lodo de descarte do decantador gerado pelo sistema de tratamento combinado da ETE da SANASA (sem recirculação de efluente) a fim de verificar a diferença do grau de estabilidade entre eles. Dessa forma observou se com o aumento da recirculação do efluente no sistema combinado, a nível de bancada, gerava um lodo de melhor ou pior qualidade de estabilização em relação a um sistema de tratamento combinado de escala real (sem o uso de recirculação do efluente ao sistema).

Para essa comparação realizou-se análises de sólidos suspensos (totais, fixos e voláteis), de carbono (total e orgânico) e além do ensaio de respirometria de Bartha.

4.6.1. ETE Piçarrão - SANASA

Na Tabela 4.4, de acordo com Viaro (2007), estão as estimativas da população e as respectivas vazões que a ETE vem atendendo ao longo desses anos.

Tabela 4.4: Estimativas de população atendida e vazões da ETE Piçarrão.

Ano	População Atendida (hab.)	Vazões (L/s)			
		Média	Máxima Diária	Máxima Horária	Mínima
2005	202.873	459	534	760	271
2010	208.785	487	567	805	286
2020	221.130	556	651	934	319

Fonte: Adaptado - (VIARO, 2007).

Como reportado por Viaro (2007), na Figura 4.7 está exposto de forma resumida o esquema de tratamento da estação.

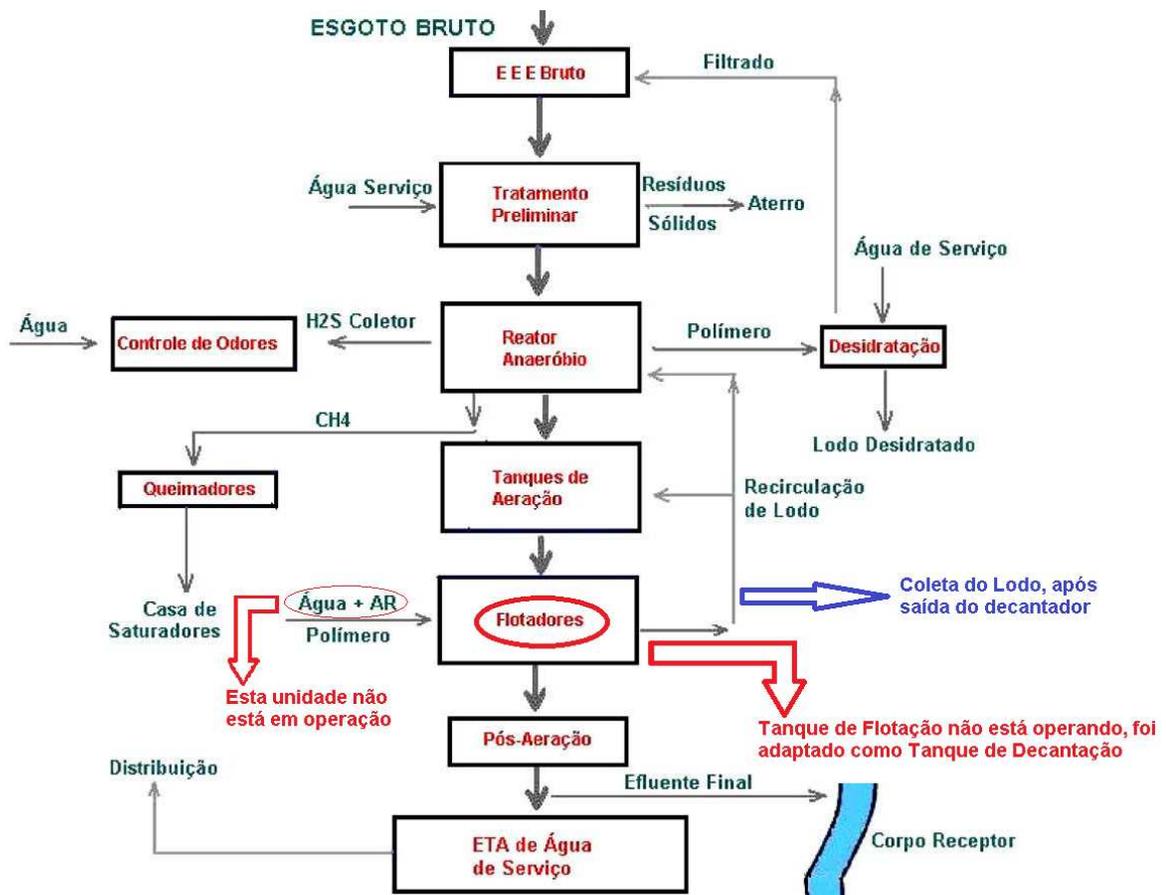


Figura 4.7: Fluxograma do processo de tratamento da ETE Piçarrão.
Fonte: Adaptado - (VIARO, 2007).

4.7. Adaptação do Método de Respirometria de Bartha

Neste presente trabalho decidiu-se realizar um ensaio de biodegradação do lodo 'cru' (lodo gerado no tratamento sem ter passado por condicionamento prévio), a partir de uma adaptação da norma NBR 14283 (ABNT, 1999), que relata sobre a biodegradação pelo método respirométrico com aplicação do resíduo de estudo no solo. A adaptação está relacionada principalmente à não utilização do solo na análise, pois a proposta foi avaliar a própria biodegradação do lodo em si, verificando a atividade respiratória da biomassa até observar o estado de endogênia, sendo caracterizada por uma mínima respiração, praticamente com uma variação nula em certo intervalo de tempo.

Para essa adaptação utilizou-se como base os trabalhos de Lopes (2009) e Montagnolli (2011), que utilizaram a metodologia de respirometria adaptada ao meio aquoso (sem o uso de solo), mas suas pesquisas não estavam relacionadas com lodo biológico de tratamento de esgoto sanitário; e o estudo realizado por Nuvolari (1996) sobre a aplicação de lodo 'cru' de esgotos municipais no solo para avaliar a estabilidade desses, sendo que a norma é originalmente elaborada para resíduos parcialmente desidratados.

Pela literatura sobre aplicação de lodo de esgoto em solo para os testes respirométricos, observou-se a aplicação média de lodo utilizada em 50 g de solo, como exemplificado na Tabela 4.5.

Tabela 4.5: Proporção em massa de lodo aplicado de lodo em 50g de solo.

Tipos de Aplicações	mg de Lodo por 50 g de solo	
	Nuvolari (1996)	Boeira (2009)
I	184 (5 tds ha ⁻¹)	75 (1,5 g kg ⁻¹)
II	368 (10 tds ha ⁻¹)	150 (3 g kg ⁻¹)
III	546 (15 tds ha ⁻¹)	300 (6 g kg ⁻¹)
IV	-	600 (12 g kg ⁻¹)

Nuvolari (1996) utilizou a relação de concentração de sólidos (g L⁻¹) para saber do volume necessário de lodo a ser utilizado, enquanto Boeira (2009) fez referência dos valores em base seca, massa de lodo em gramas aplicada por kg de solo.

Neste trabalho foi proposto realização de diferentes aplicações de massa de lodo nos respirômetros de Bartha, a fim de verificar a mais adequada à execução do ensaio.

Esses valores de aplicação apresentados na Tabela 4.2 serviram de referência para dar início à escolha da taxa de aplicação no respirômetro. Porém como a finalidade era de verificar apenas a biomassa, logo, se utilizou como padrão de massa os sólidos suspensos voláteis.

A partir daqueles resultados de aplicação, decidiu-se escolher valores intermediários que pudessem se adequar a metodologia, visto que Nuvolari (1996)

relatou a diferença de geração de CO₂ devido a possível limitação de oxigênio no respirômetro de Bartha em comparação ao alternativo, pois o volume era menor do frasco.

A partir da concentração de SSV do lodo fez-se a relação de volume necessário para obter a massa necessária de aplicação. Inicialmente realizou-se o ensaio com duas massas de aplicação próximas de 150 e 300 mg.

4.7.1. Amostras de Lodo Utilizadas na Análise

Para a realização dos ensaios respirométricos, utilizou-se o lodo de descarte de fundo do decantador. As três primeiras amostras utilizadas no ensaio foram coletadas na 4^a etapa experimental ($q/Q = 4,0$). Apenas uma amostra do decantador na 5^a etapa experimental ($q/Q = 6,0$), dessa forma totalizando 4 amostras de lodo do decantador do sistema de bancada.

Realizou-se o ensaio em quatro amostras de lodo coletadas no decantador da ETE Sanasa - Piçarrão, na qual o tratamento do efluente bruto é realizado por um sistema combinado de anaeróbio/aeróbio.

Foi realizado também um ensaio respirométrico com o lodo do filtro anaeróbio do sistema de bancada, quando este estava em operação a uma razão de recirculação de 6,0.

Na Tabela 4.6 estão expostas as datas de coleta de incubação de cada lodo utilizado neste presente trabalho.

Tabela 4.6: Datas de incubação dos lodos gerados no sistema de tratamento de bancada e na ETE da Sanasa.

Lodo	Código	Razão de Recirculação	Data de Coleta	Data de Incubação	Dias Totais de Incubação
Decantador (Sistema de Tratamento de Bancada)	T1	4,0	01/06/2012	04/06/2012	94
	T2	4,0	02/07/2012	03/07/2012	73
	T3	4,0	31/07/2012	01/08/2012	64
	T4	6,0	26/09/2012	27/09/2012	62
Decantador (ETE SANASA)	T1 S	-	27/08/2012	28/08/2012	57
	T2 S	-	10/09/2012	11/09/2012	50
	T3 S	-	24/09/2012	25/09/2012	50
	T4 S	-	08/10/2012	09/10/2012	64
Filtro Anaeróbio (Sistema de Tratamento de Bancada)	FA	6,0	29/10/2012	30/10/2012	43

4.7.2. Aparatos Experimentais

Pela metodologia citada pela NBR 14283 (ABNT, 1999), o respirômetro de Bartha consiste em um sistema fechado, apresentando duas câmaras conectadas, onde ocorre a biodegradação de uma amostra em análise e outra que possui a solução alcalina capaz de absorver o CO₂ produzido pela respiração dos microrganismos.

Na Figura 4.8 é apresentada uma imagem de um dos respirômetros utilizados nas análises deste trabalho.

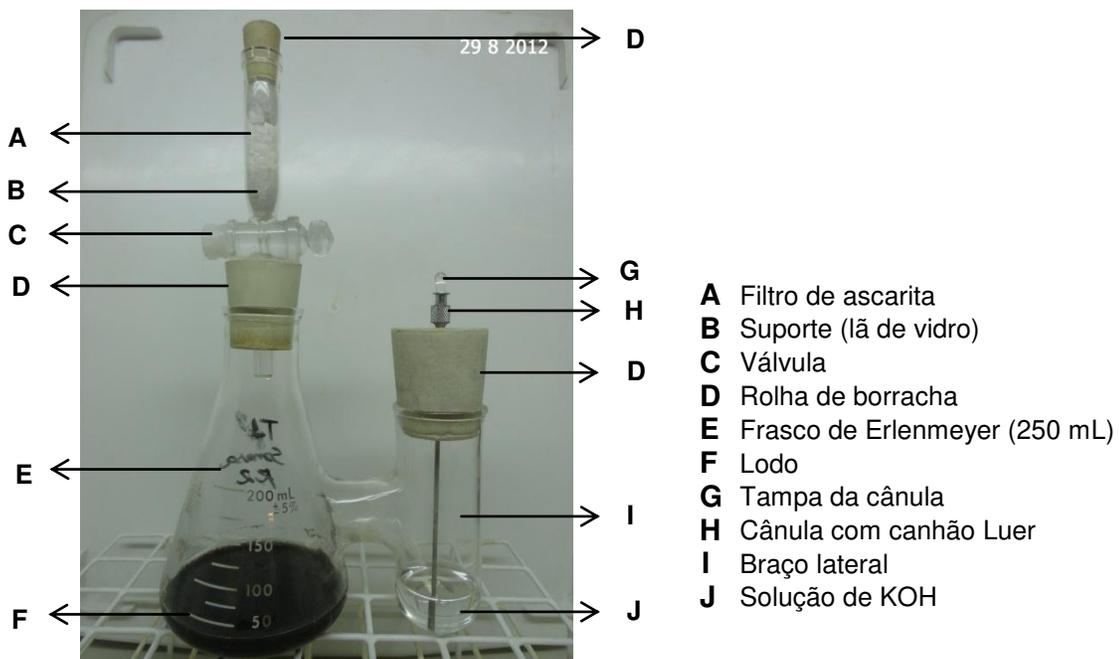


Figura 4.8: Imagem de uns do respirômetros utilizados nas análises.

4.7.3. Processo de Incubação do Respirômetro

Para iniciar o ensaio, realizou-se primeiramente a análise de sólidos suspensos voláteis (SSV) do lodo coletado no dia. Os resultados finais desta análise eram obtidos no dia seguinte a coleta. Devido a isso o lodo coletado era preservado em refrigeração a 4°C.

Com os valores de concentração de SSV no lodo, determinava-se uma relação do volume de lodo necessário para obter um valor de aplicação em massa de SSV a ser utilizado no respirômetro.

Foram determinadas duas massas de SSV para realização dos ensaios, 150 e 300 mg. A aplicação de diferentes valores de massa, para um mesmo lodo, teve como objetivo de averiguar possíveis alterações e/ou limitações que o aumento ou diminuição do valor de SSV aplicado possa acarretar na geração de CO₂ ocorrido pelos processos de estabilização do lodo. Dessa forma pode-se estipular um valor de aplicação mais adequado ao método adaptado do ensaio de respirometria.

O esquema de incubação do lodo no respirômetro de Bartha está indicado na Figura 4.9.

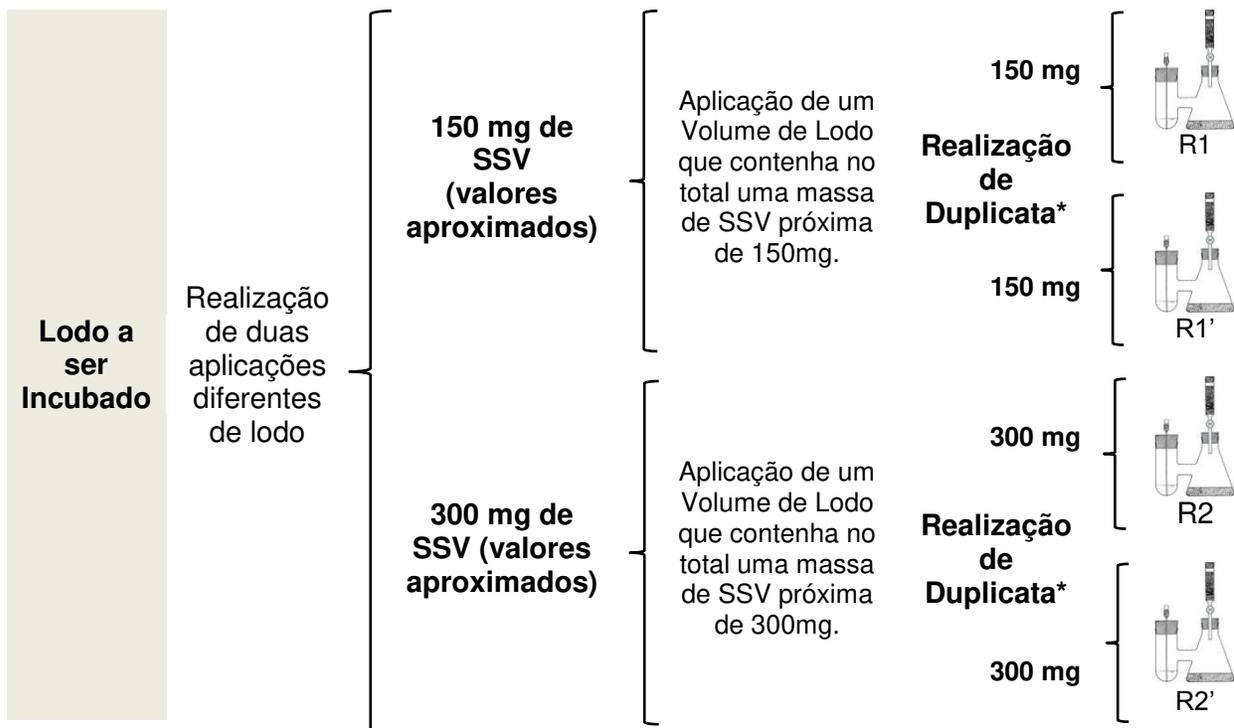


Figura 4.9: Representação dos testes respirométricos realizados no presente estudo.

*A média entre as duplicatas foram representadas por RI (R1 com R1') e RII (R2 com R2').

Depois de realizado a aplicação do lodo, adicionou-se 10,0 mL de solução de KOH 0,2N ao braço lateral, esta parte do respirômetro representa o sistema de absorção de CO₂ que será gerado na biodegradação da matéria orgânica (respiração aeróbia).

Após ter completado estas etapas o respirômetro de Bartha deve ser muito bem fechado para que não exista escape de CO₂ gerado no sistema, seguiram-se os seguintes passos:

- Colocou-se a rolha de borracha e fechou-se a válvula do filtro de ascarita;
- Colocou-se a tampa da cânula do braço lateral do respirômetro de forma firme.

Em seguida os respirômetros eram incubados, no escuro, a 28± 2°C em estufa, sem agitação.

4.7.4. Procedimentos da titulação

Depois de completado 24 horas de incubação, realizou-se o procedimento de titulação da solução de KOH contido no braço lateral do respirômetro, para isso seguiu-se os seguintes passos:

- preparou-se, para cada respirômetro, um “Erlenmeyer” de 100 mL, sendo adicionado neste duas gotas de fenolftaleína e 1 mL da solução de cloreto de bário ($\text{BaCl}_2, 1\text{N}$);
- retirou-se a rolha de borracha e abriu-se a válvula do filtro de ascarita;
- removeu-se a vedação da cânula do braço lateral do respirômetro e com pipetador automático de 10 ml, transferiu-se a solução de KOH (10 mL) do braço lateral para o “Erlenmeyer”;
- com o pipetador automático injetou-se 10 mL de água destilada isenta de CO_2 (água destilada fervida previamente para remoção de CO_2 , em seguida resfriada à temperatura ambiente) no braço lateral do respirômetro para lavagem do mesmo, e com o mesmo pipetador automático, transferiu-se a água de lavagem para o “erlenmeyer”;
- repetiu-se essa lavagem por uma vez, completando-se 20 mL de água isenta de CO_2 e titulou-se imediatamente;
- a titulação ocorreu no erlemeyer com HCl - 0,2 N; o ácido foi introduzido rapidamente no início da titulação e mais lentamente quando próximo do ponto de viragem da fenolftaleína, em seguida anotou-se a quantidade de ácido gasta;
- ainda com a cânula do braço lateral aberta, injetou-se ar comprimido, com uma bomba de ar tipo aquário, o ar passou através do filtro de cal sodada (cujas função era de reter o CO_2 do ar introduzido), de forma a garantir a reoxigenação do sistema, sem, no entanto, permitir a entrada de CO_2 ;
- com o pipetador automático (10 mL), utilizando outra ponteira, adicionou-se 10 ml de uma nova solução de KOH - 0,2 N, no compartimento a ele destinado (braço lateral do respirômetro);

- recolou-se a vedação da cânula no braço lateral, fechou-se a válvula e recolou-se a rolha de borracha do filtro de cal sodada;
- após esses procedimentos, retornou-se cada respirômetro para a estufa de incubação, até a próxima determinação;

Para servir como base de cálculos, para a próxima determinação do CO₂ incorporado, preparou-se uma prova em branco, contendo:

- 10 ml de solução KOH - 0,2 N, adicionados com o pipetador automático (10 mL);
- 2 gotas de fenolftaleína; 1 mL de solução de cloreto de bário (BaCl₂ - 1N);
- 20 mL de água isenta de CO₂.

A prova em branco sempre é realizada no momento antes de incubar o respirômetro. Logo na primeira incubação também foi realizado.

O intervalo de tempo entre uma titulação do KOH e outra foi sendo fixado a partir dos resultados obtidos. Deve-se evitar que o pH da solução alcalina (KOH) atinja um valor $\leq 8,3$, durante o intervalo entre as medições.

Esse é o ponto de viragem da fenolftaleína. Isso pode acontecer quando se passa longos períodos de tempo sem fazer a análise, ou então quando há intensa degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, excessiva geração de CO₂. A incorporação de CO₂ ao KOH faz o pH dessa solução baixar, às vezes ultrapassando o ponto de viragem da fenolftaleína.

Por esse motivo, no início do período de incubação, essas análises foram feitas a cada dois dias para os respirômetros T1, T2 e T3, e os restantes (T4, T1 S, T2 S, T3 S, T4 S e FA) foram em 1 dia, aumentando-se esse tempo gradativamente, pois, ao longo do processo, há uma diminuição progressiva na geração de CO₂. Ao final do processo as análises puderam ser realizadas a cada 7 dias.

4.7.5. Determinação da Quantidade de CO₂ Produzido e Representação dos

Dados

Para determinação da quantidade de CO₂, deve-se compreender o seguinte fenômeno: o CO₂ resultante da biodegradação reage com o KOH, no interior do Respirômetro, formando K₂CO₃. Nesta mistura de K₂CO₃ e excesso de KOH é adicionada a solução de BaCl₂ 1,0 N, com isso ocorre a reação do K₂CO₃ e do BaCl₂ formando o precipitado BaCO₃, sequestrando dessa forma o carbonato e garantindo que o HCl reaja apenas com o KOH excedente, permitindo o cálculo da quantidade de CO₂ produzida. Com a anotação desse volume de HCl gasto na reação com o KOH excedente é possível calcular a quantidade de CO₂ produzido, comparando-se com o volume gasto para titular o Branco (KOH sem período de incubação no interior dos respirômetros).

Para o cálculo da geração de gás carbônico em cada respirômetro, foi utilizada a equação 8, a seguir:

$$\mu\text{mol de CO}_2 = (A - B) \times f_{\text{HCl}} \quad (8)$$

sendo:

A = volume de HCl 0,1 N utilizado para titular o branco (mL);

B = volume de HCl 0,1 N utilizado para titular o branco (mL);

50 = fator para transformar equivalente em μmol de gás carbônico;

f_{HCl} = fator do HCl 0,1 N. (N real HCl / N teórica HCl)

De posse do valor em μmol de CO₂ calculou-se o valor correspondente a mg de CO₂, realizado pela equação 9.

$$\text{mg de CO}_2 = \mu\text{mol de CO}_2 \times 0,044 \quad (9)$$

sendo:

0,044 = 1 μmol de CO₂ corresponde a 0,044 mg de CO₂

Esses valores eram calculados a cada titulação realizada no respirômetro. Logo eles representavam a quantidade de CO₂ gerado no tempo que o respirômetro ficava incubado até sua retirada para o procedimento da titulação.

4.7.6. Representação Gráfica

Para apresentação da produção efetiva de CO₂, realizou-se a correlação da quantidade em mg de CO₂ com o valor em massa de SSV do lodo aplicado em cada respirômetro, de acordo com o equação 10:

$$\text{Taxa Especifica de Produção de Efetiva de CO}_2 = \frac{\text{mg de CO}_2}{\text{mg de SSV}} \quad (10)$$

sendo:

mg de CO₂ = calculado na equação 9

mg de SSV = quantidade em massa de SSV aplicado no respirômetro.

A partir disso realizou-se a média dos valores entre o respirômetro e sua respectiva duplicata, obtendo-se um valor médio de mg de CO₂/mg de SSV.

De posse desses valores realizaram-se os gráficos de produção acumulada efetiva (soma dos valores gerados nos respectivos períodos de incubação).

Usando o software ORIGIN[®] 8.0, foi traçada uma curva com os valores produção acumulada efetiva (mg de CO₂/mg de SSV) em função do tempo de incubação (dias). Uma sigmóide de Boltzmann (equação 11) foi ajustada aos dados experimentais.

$$Y = A_2 + \frac{(A_1 - A_2)}{1 + e^{\left(\frac{x - x_0}{dx}\right)}} \quad (11)$$

sendo:

y é a variável dependente (produção acumulada efetiva – mg de CO₂/mg de SSV);

x é a variável independente (dias de incubação);

A1 é a assíntota horizontal esquerda;

A2 é a assíntota horizontal direita (máximo valor – mg de CO₂/mg de SSV);

x₀ é o ponto de inflexão; e

dx é uma constante de tempo.

Para a representação da produção diária, os valores médios de mg de CO₂/SSV gerados no período correspondente foram divididos pelo número de dias decorridos entre as titulações: mg de CO₂/mg de SSV dia⁻¹.

Um exemplo da tabulação dos dados da respirometria estão expostos no ANEXO 2.

4.8. Relação entre Carbono Total (CT) e SSV/SST das amostras de lodo

Assim como Campos *et al.* (1998) e Silva (2009), sobre correlação de sólidos voláteis com carbono total (item 3.10), neste presente trabalho se propôs realizar uma correlação entre as análises de carbono total e SSV/SST (ambos representados em porcentagem) das amostras de lodo, com o intuito de desenvolver um fator de correlação constante, semelhante ao desenvolvido por Adams *et al.* (1951) *apud* SWANA (2003). Este procedimento foi desenvolvido para auxiliar na interpretação dos dados com os resultados da respirometria.

A importância do desenvolvimento de um fator de correlação está justificada pela limitação da quantidade necessária para realizar as análises de sólidos suspensos e de carbono. Por utilizar uma pequena quantidade de lodo na incubação no respirômetro de Bartha, após o final do ensaio a quantidade de lodo não garante o suficiente para a realização de todas as análises necessárias para a avaliação do lodo pós-incubação. A única análise possível a ser realizada após o período de incubação é a de carbono total (%). Devido a isso, com a utilização de um fator de correlação

constante poder-se-ia estimar o valor da relação de SSV/SST (%) no lodo no encerramento do ensaio (pós-incubação).

A correlação foi realizada para todos os lodos coletados do sistema de bancada (FA, BAS e decantador), além daquele coletado no decantador da ETE Piçarrão. Porém a estimativa de SSV/SST (%) foi realizada apenas naqueles que passaram pelo período de incubação respirométrica:

- Lodo do decantador do sistema de bancada,
- Lodo do decantador da ETE Piçarrão, e
- Lodo do filtro anaeróbio do sistema de bancada.

Para uma melhor compreensão dos fatos, comentou-se sobre as realizações dos métodos CT (%) e SSV/SST (%) a seguir:

a) Determinação de CT (Combustão Catalítica 650 °C (SHIMADZU)):

Para a realização da análise, procedeu-se a preparo da amostra. Os lodos depois de coletados (do sistema combinado de bancada – FA, BAS, Decantador, e do decantador da ETE Piçarrão), foram encaminhados logo em seguida para estufa para serem secos em temperatura de 60 ± 5 °C. Após a secagem realizou-se a moagem fina destes lodos. Em seguida, as amostras moídas eram armazenadas em pequenos frascos de vidro, dos quais eram guardados em um dessecador a fim de evitar a interferência de umidade. Dessa forma as amostras estavam prontas para serem analisadas pelo equipamento.

As amostras eram pesadas em pequenas cápsulas de porcelana para se conhecer o peso inicial da amostra utilizada na análise (antes havia sido pesado previamente o cadinho).

Em seguida o conjunto (cadinho + amostra) era levado para o Analisador de Carbono Orgânico TOC, no qual passava por Combustão Catalítica à 650 °C. O equipamento realizava a leitura de carbono total da amostra. Esse resultado era expresso em massa (mg).

De posse da massa inicial da amostra utilizada na análise e a massa de CT identificada pelo equipamento, calculava-se a relação de CT, em porcentagem, contido na amostra de lodo seca, conforme equação (12):

$$CT(\%) = \frac{\text{Massa de CT (mg)}}{\text{Massa inicial da amostra (mg)}} 100 \quad (12)$$

b) Determinação dos SST e SSV:

A metodologia é a mesma citada por APHA, *et al.*, (1998). Baseia-se na filtração de um volume determinado de amostra em um Filtro de fibra de vidro até colmatação do mesmo (para amostras de lodo o valor do volume é pequeno de 3 a 5 mL). O filtro já havia sido pesado, pós-calcinação a 550 ± 50 °C. Depois da filtração o filtro permanecia por 1 hora na estufa a $103 - 105$ °C. Com a pesagem desse filtro após o esfriamento já pode ser determinado o valor de SST na amostra analisada (diferença entre o peso do filtro antes da filtração e o peso do filtro pós estufa, dividido em seguida pelo volume filtrado). Depois o filtro é levado a mufla à 550 ± 50 °C por 1 hora. Após o esfriamento o filtro é pesado, a massa que permanece no filtro (cinzas) representam os sólidos suspensos fixos. A porção do resíduo que se perde após a ignição representa o SSV. A unidade utilizada para a série dos sólidos suspensos é mg L^{-1} . Com os dois valores determinados, SST e SSV, realizou-se a razão entre eles (SSV/SST), representando a proporção de SSV contidos no SST. Essa proporção ficou representada em porcentagem, logo apenas multiplicou por 100 o valor da razão. Como Adams *et al.* (1951) *apud* SWANA (2003) relaciona os valores carbono total e de sólidos voláteis em forma de porcentagem, decidiu-se por manter dessa forma também, como verificado na equação (13):

$$\% \text{ de SSV} = \frac{\text{SSV}}{\text{SST}} 100 \quad (\text{em porcentagem } \%) \quad (13)$$

O fator de correlação constante para este experimento (fce) foi calculado a partir da equação (15):

$$\text{Fator de correlação constante do experimento (fce)} = \frac{CT (\%)}{(SSV/SST) (\%)} \quad (15)$$

Depois de calculados os vários fatores de correlação, realizou-se em seguida a média destes para cada tipo lodo.

Dessa forma, pode-se calcular um valor teórico da relação SSV/SST (%) para cada lodo após o fim da incubação do respirômetro. A equação (16) foi ajustada, como apresentada na equação (16):

$$(SSV/SST) (\%) = fce \times CT (\%) \quad (16)$$

4.9. Avaliação e Manipulação dos Dados Obtidos

Foi utilizada a planilha de cálculos do software EXCEL 2010 para realização das médias, desvio-padrões e gráficos dos dados obtidos no presente estudo. O software ORIGIN[®] 8.0 foi utilizado também para realização de gráficos tipo box plot, além da utilização em modelagem (metodologia adaptada da respirometria de Bartha), como citado no item 4.4.6.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Efluentes

Na Tabela 5.1 encontram-se os resultados das análises físicas e químicas obtidos da avaliação do sistema combinado de tratamento, ao longo das 6 etapas experimentais. Os pontos analisados estão representados pelo esgoto sanitário bruto, saídas do filtro anaeróbio (FA) e do decantador.

De acordo com os dados, em termos de concentrações, o esgoto sanitário bruto pode ser classificado em um efluente de médio para forte (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

Os dados experimentais foram expostos em gráficos do tipo box plot, apresentados nas Figuras 5.2, 5.3, 5.4, 5.5 e 5.10. A legenda dos gráficos do tipo box plot está apresentada na Figura 5.1.

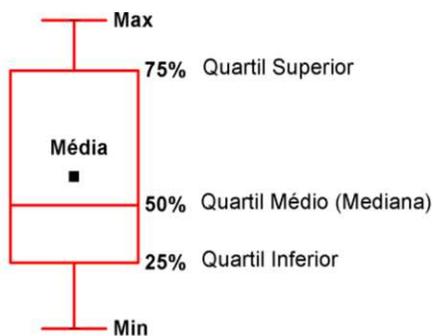


Figura 5.1: Legenda dos gráficos tipo box plot utilizados no presente estudo.

Tabela 5.1: Análises físico-químicas das amostras do esgoto bruto - EB, efluente do filtro anaeróbio - FA e efluente do decantador - DEC.

Parâmetros	Razão q/Q - 0,5'			Razão q/Q - 1,5			Razão q/Q - 2,0			Razão q/Q - 4,0			Razão q/Q - 6,0							
	N	EB	FA	DEC	N	EB	FA	DEC	N	EB	FA	DEC	N	EB	FA	DEC				
		MÉD ± DP				MÉD ± DP				MÉD ± DP				MÉD ± DP						
Temperatura (°C)	21	21 ± 1	21 ± 1	20 ± 1	25	23 ± 2	23 ± 2	25 ± 1	21	25 ± 1	25 ± 1	24 ± 1	38	25 ± 2	24 ± 2	24 ± 3	38	25 ± 1	23 ± 1	22 ± 1
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	21	-	0,5 ± 0,5	4,7 ± 1,4	25	-	0,4 ± 0,4	5,5 ± 0,5	20	-	0,8 ± 0,4	5,0 ± 0,7	38	-	1,0 ± 0,6	4,7 ± 0,6	38	-	1,3 ± 0,6	4,6 ± 0,8
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	19	730 ± 257	161 ± 59	56 ± 18	25	574 ± 164	94 ± 22	46 ± 17	20	554 ± 133	85 ± 22	58 ± 32	23	704 ± 277	102 ± 58	55 ± 14	5	425 ± 151	64 ± 10	42 ± 7
DQO _{Filtrada} (mg O ₂ L ⁻¹)	-	-	-	-	12	361 ± 96	65 ± 14	38 ± 12	10	397 ± 76	63 ± 10	40 ± 8	21	399 ± 194	55 ± 13	45 ± 11	5	228 ± 25	57 ± 12	37 ± 9
DQO _F /DQO	-	-	-	-	12	0,7 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,9 ± 0,2	10	0,7 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,8 ± 0,2	21	0,5 ± 0,1	0,6 ± 0,2	0,8 ± 0,2	5	0,6 ± 0,1	0,9 ± 0,1	0,9 ± 0,3
DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	1	137	25	3	2	296 ± 36	18 ± 7	3 ± 2	3	225 ± 23	23 ± 4	6 ± 2	10	252 ± 190	14 ± 7	4 ± 2	3	136 ± 60	16 ± 7	6 ± 2
DBO/DQO	1	0,25	0,21	0,07	2	0,45 ± 0,06	0,27 ± 0,06	0,14 ± 0,06	3	0,41 ± 0,12	0,24 ± 0,02	0,15 ± 0,04	10	0,35 ± 0,14	0,17 ± 0,04	0,08 ± 0,03	3	0,30 ± 0,06	0,18 ± 0,04	0,11 ± 0,04
pH	19	7,1 ± 0,7	7,4 ± 0,2	7,0 ± 0,7	24	7,4 ± 0,3	7,5 ± 0,2	6,6 ± 0,5	19	7,2 ± 0,3	7,4 ± 0,2	6,5 ± 0,5	22	7,2 ± 0,5	7,3 ± 0,2	6,7 ± 0,7	5	7,6 ± 0,1	7,6 ± 0,1	7,2 ± 0,3
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	19	150,7 ± 68	188,7 ± 37,5	54,5 ± 59,8	24	160,5 ± 39,0	130,8 ± 21,3	13,9 ± 16,1	19	144,7 ± 37,8	121,7 ± 37,9	13,1 ± 16,4		149,7 ± 63,2	74,7 ± 26,9	23,5 ± 33,6	5	234,3 ± 36,1	144,8 ± 49,6	45,8 ± 32,3
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	19	263,3 ± 71,2	253,9 ± 37,6	73,4 ± 73,4	24	272,8 ± 38,3	172,5 ± 24,8	21,8 ± 20,4	19	257,8 ± 42,9	165,5 ± 52,2	20,6 ± 20,7	22	284,2 ± 55,4	102,2 ± 34,6	34,2 ± 42,2	5	356,5 ± 46,3	187,2 ± 65,2	62,7 ± 40,5
AI/AP	19	-	0,4 ± 0,2	-	24	-	0,3 ± 0,0	-	19	-	0,4 ± 0,0	-	22	-	0,4 ± 0,1	-	5	-	0,3 ± 0,0	-
AOV (mg HAc L ⁻¹)	19	161,0 ± 72,9	57,8 ± 32,5	30,4 ± 9,7	24	132,0 ± 42,6	34,9 ± 6,3	22,9 ± 5,8	19	138,4 ± 34,3	44,9 ± 15,2	25,7 ± 4,6	22	186,1 ± 84,2	40,9 ± 6,8	29,2 ± 5,1	5	153,4 ± 33,1	53,9 ± 19,5	32,7 ± 3,8
*DQO _{TEÓRICA} do AOV (mg O ₂ L ⁻¹)	19	150 ± 68	54 ± 30	28 ± 9	24	123 ± 40	33 ± 6	21 ± 5	19	129 ± 32	42 ± 14	24 ± 4	22	174 ± 79	38 ± 6	27 ± 5	5	143 ± 31	50 ± 18	31 ± 4
(*DQO _{TEÓRICA} AOV)/DQO	19	0,21 ± 0,05	0,33 ± 0,13	0,54 ± 0,20	24	0,22 ± 0,05	0,36 ± 0,09	0,51 ± 0,20	19	0,24 ± 0,06	0,50 ± 0,14	0,48 ± 0,16	22	0,27 ± 0,07	0,45 ± 0,18	0,52 ± 0,15	5	0,36 ± 0,10	0,78 ± 0,21	0,74 ± 0,17
NT (mg N L ⁻¹)	9	69,9 ± 14,2	52,3 ± 6,4	45,4 ± 8,1	12	73,9 ± 9	36,2 ± 9,2	30,9 ± 9,3	11	70,3 ± 8,8	30,6 ± 10,1	24,8 ± 9,5	19	87,2 ± 8,8	27,2 ± 15,2	21,3 ± 15,5	4	90,2 ± 12,8	28,3 ± 14,7	22,8 ± 13,6
NTK (mg N L ⁻¹)	9	69,9 ± 14,2	50,9 ± 6,8	23,6 ± 10,1	12	73,9 ± 9	34,8 ± 9,1	13,6 ± 9,0	11	70,3 ± 8,8	28,9 ± 9,6	10,3 ± 8,5	19	87,2 ± 8,8	22,8 ± 9,6	12,4 ± 8,5	4	90,2 ± 12,8	25,3 ± 15,0	10,8 ± 15,1
N-NH ₃ (mg N L ⁻¹)	9	56,0 ± 9,6	44,6 ± 5,7	20,0 ± 10,3	12	64,0 ± 7,6	30,5 ± 8,7	11,0 ± 9,4	11	58,9 ± 7,7	24,9 ± 8,2	8,5 ± 8,5	19	66,4 ± 10,3	15,4 ± 8,5	6,7 ± 9,8	5	74,7 ± 8,2	30,7 ± 24,2	15,5 ± 20,0
N _{Orgânico} (mg N L ⁻¹)	9	13,9 ± 7,7	6,3 ± 2,3	3,6 ± 1,5	12	9,9 ± 2,7	4,3 ± 1,3	2,6 ± 1,2	11	11,4 ± 4,5	4,0 ± 2,4	1,8 ± 1,0	19	17,8 ± 9,0	4,9 ± 2,2	3,0 ± 1,7	4	15,6 ± 3,6	3,7 ± 2,3	1,7 ± 1,2
Nitrito (mg N L ⁻¹)	9	-	0,01 ± 0,01	1,98 ± 2,31	12	-	0,06 ± 0,12	0,22 ± 0,08	11	-	0,11 ± 0,24	0,39 ± 0,47	19	-	0,64 ± 0,72	0,15 ± 0,12	5	-	0,30 ± 0,16	0,41 ± 0,54
Nitrato (mg N L ⁻¹)	9	-	1,4 ± 0,7	19,8 ± 10,3	12	-	1,4 ± 0,6	17,1 ± 4,4	11	-	1,6 ± 1,3	14,1 ± 4,3	19	-	4,0 ± 3,3	8,9 ± 2,7	5	-	3,4 ± 2,2	14,0 ± 6,8

* DQO_{TEÓRICA}: valor estequiométrico da DQO por unidade de massa do ácido acético (HAc), AOV/DQO = 1,07 (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

Na Figura 5.2 (a) e (c), os valores de pH para o esgoto sanitário e o efluente do filtro anaeróbio, em todas as etapas experimentais, apresentaram a maioria dos valores próximos a faixa de pH entre 7,0 a 7,8. Esses valores estáveis para o FA indicam a boa capacidade em suportar as variações do regime hidráulico aplicado ao sistema para cada mudança de etapa. De acordo com Van Haandel e Lettinga (1994) a manutenção desta faixa de pH, para reatores anaeróbios, é interessante pois o meio confere boas condições para a fase metanogênica.

O pH do efluente do decantador, Figura 5.2 (e), foi o que evidenciou maior variação com as mudanças das etapas experimentais, refletindo uma tendência de diminuição no valor do pH, diferente do FA que apresentou uma tendência de estabilidade. Na Figura 5.2 (e), verificou-se que mais de 70% dos valores de pH estavam abaixo de 7,0 nas razões de recirculação de 1,5; 2,0 e 4,0. As médias dos valores de pH diminuíram da 1ª ($q/Q = 0,5$) até a 3ª etapa experimental ($q/Q = 2,0$), onde apresentou uma de média de $6,5 \pm 0,5$ (menor média registrada entre as etapas). O baixo valor do pH pode inibir a nitrificação no sistema aeróbio, função importante do sistema. Gerardi (2002) menciona que a faixa de pH aceitável de nitrificação fica em torno de 6,8 a 8,3. Valores abaixo desse intervalo prejudicam as nitrificantes, podendo inibir seu desenvolvimento. Porém, de acordo com o mesmo autor, quando se observa a ocorrência de nitrificação em um pH relativamente baixo, outras formas de organismos estão desenvolvendo o processo, como exemplo algumas espécies de fungos.

Para a 5ª etapa experimental ($q/Q = 6,0$), Figura 5.2 (e), o valor médio do pH apresentou elevação, devido ao aumento médio da concentração da alcalinidade parcial e total. Este fato pode estar relacionado com o acúmulo em excesso de lodo na superfície dos reatores (principalmente no BAS), que pode ter ocasionado um fluxo preferencial do efluente no reator, e com a interferência na hidrodinâmica pode ter ocorrido uma desestabilização no desempenho do sistema. No caso do sistema aeróbio as dificuldades de manter o tempo de contato microrganismo/substrato pode ter prejudicado o processo de nitrificação, que consome a alcalinidade do meio. Logo se percebe a limitação do sistema de tratamento a maiores valores de recirculação, como verificado na 5ª etapa.

Foco (2010) trabalhou com este mesmo sistema combinado de tratamento, em escala de bancada, operando sem o uso da recirculação do efluente final tratado, os valores dos parâmetros desta situação estão apresentados na Tabela 5.2. Em comparação com os dados estudados por este autor, verificou-se a mesma estabilidade nos valores médios de pH para o FA, com média de $7,1 \pm 0,2$, o que reforça a afirmativa sobre a robustez do sistema anaeróbio quanto as variações da vazão de recirculação. O pH do decantador, sem o processo de recirculação do efluente, situou-se próximos aos valores neutros, com média de $7,3 \pm 0,3$, percebe-se que o uso do processo de recirculação interfere de uma forma mais significativa no sistema aeróbio, como se observou primeiramente no decréscimo do pH.

Tabela 5.2: Análises físico-químicas das amostras do esgoto bruto - EB, efluente do filtro anaeróbio - FA e efluente do decantador – DEC na época em que o sistema era operado sem o uso da recirculação do efluente final.

Parâmetros	N	EB	FA	DEC
		MÉD ± DP		
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	12	-	-	5,9 ± 0,9
pH	12	6,6 ± 0,5	7,1 ± 0,2	7,3 ± 0,3
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	12	76,0 ± 35,0	197,0 ± 21,0	87,0 ± 60,0
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	12	231,0 ± 20,0	293,0 ± 23,0	122,0 ± 79,0
AOV (mg HAc L ⁻¹)	12	244,0 ± 61,0	79,0 ± 36,0	32,0 ± 9,0
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	12	843 ± 141	256 ± 94	61 ± 7
*DQO _{TEÓRICA} do AOV (mg O ₂ L ⁻¹)	-	228	73,8	29,9
(*DQO _{TEÓRICA} AOV)/DQO	-	0,27	0,29	0,49
DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	12	413 ± 118	85 ± 26	15 ± 5
N-NH ₃ (mg N L ⁻¹)	12	57,0 ± 6,0	62,0 ± 6,0	28,0 ± 13,0
Nitrato (mg N L ⁻¹)	10	-	0,1 ± 0,0	22,0 ± 11,9

* DQO_{TEÓRICA}: valor estequiométrico da DQO por unidade de massa do ácido acético (HAc), AOV/DQO = 1,07 (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994). Para o cálculo foi utilizado apenas os valores da média.

Obs: Nesta Tabela 5.2 estão citados dados relativos ao trabalho de Foco (2010), esses valores são referentes a uma das fases de pesquisa deste autor.

Fonte: Adaptado – FOCO, 2010.

Apesar da estabilidade de pH apresentada pelo FA ou pela variação deste no decantador, apenas o pH não reflete a real capacidade tamponante do meio.

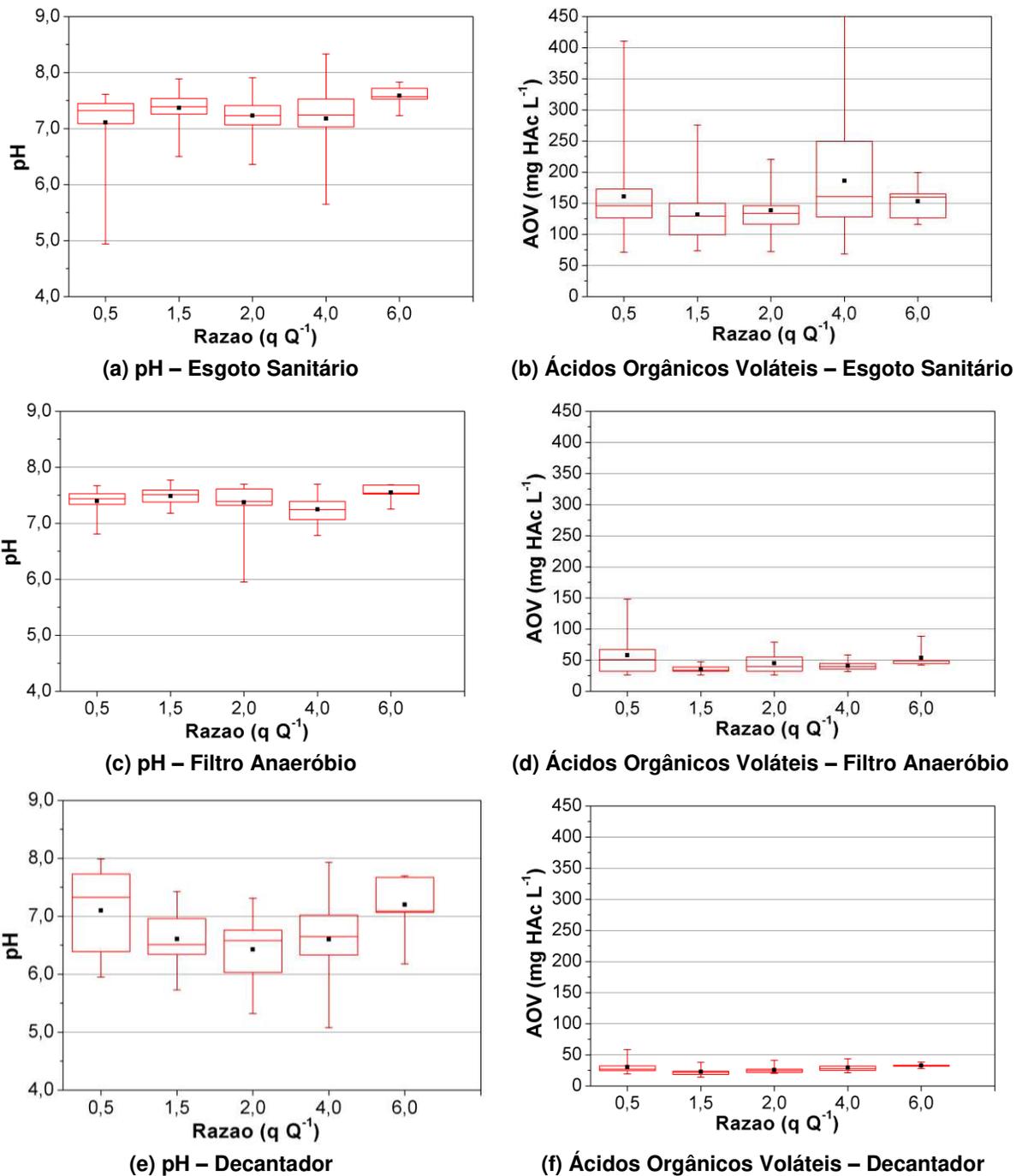
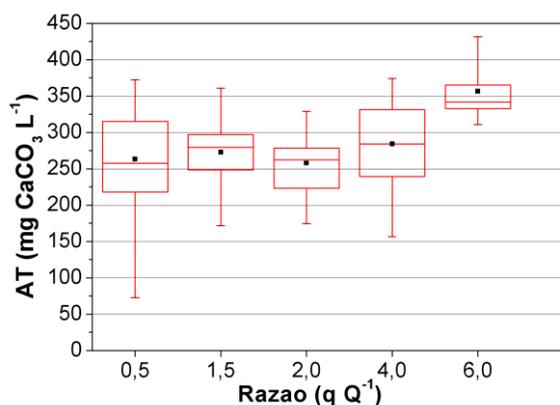
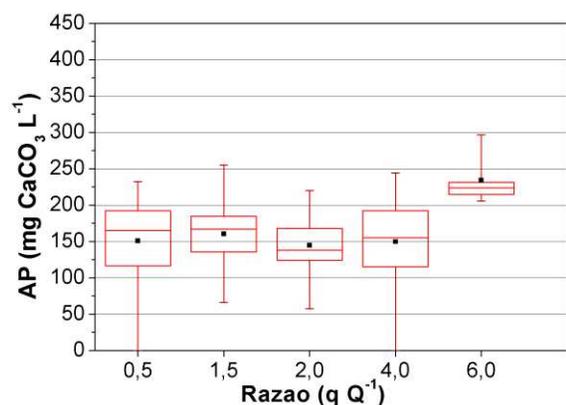


Figura 5.2: Perfis dos valores de pH e ácidos orgânicos voláteis ao longo das etapas experimentais.

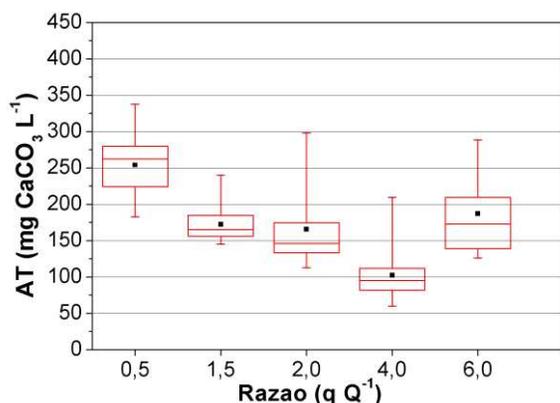
Os resultados apresentados na Figura 5.3 (alcalinidade total e parcial) refletem um pouco melhor a realidade nos reatores em comparação a Figura 5.2 (pH).



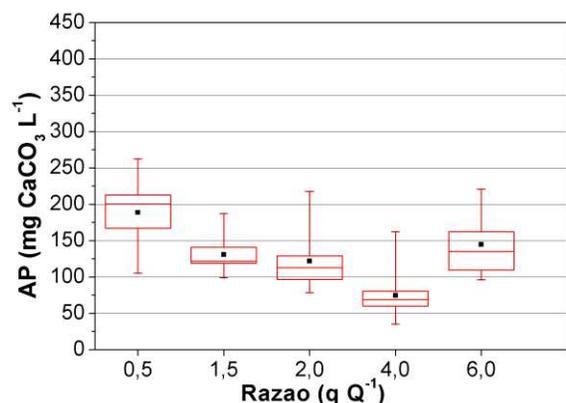
(a) Alcalinidade Total (AT) – Esgoto Sanitário



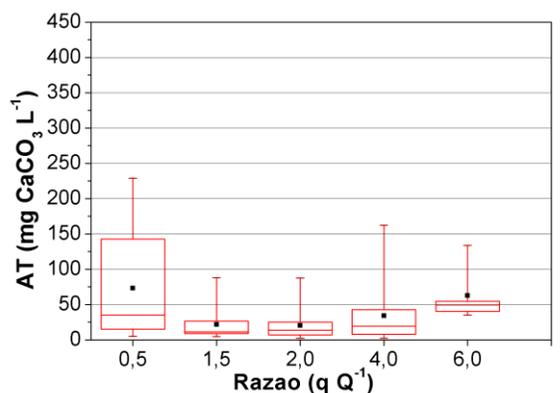
(b) Alcalinidade Parcial (AP) – Esgoto Sanitário



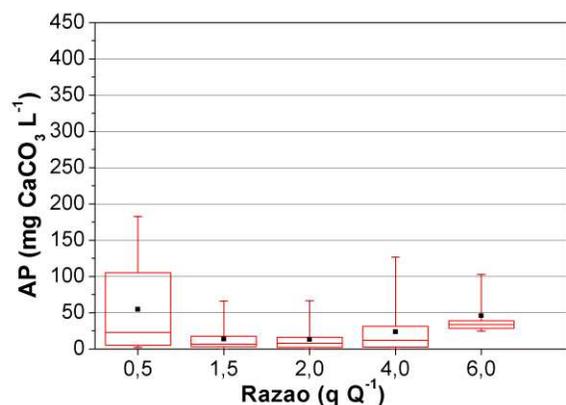
(c) Alcalinidade Total (AT) – Filtro Anaeróbio



(d) Alcalinidade Parcial (AP) – Filtro Anaeróbio



(e) Alcalinidade Total (AT) – Decantador



(f) Alcalinidade Parcial (AP) – Decantador

Figura 5.3: Perfis dos valores de alcalinidade parcial e total ao longo das etapas experimentais.

Os valores médios de alcalinidade total (AT) e parcial (AP), apresentados na Figura 5.3 (a) e (b) respectivamente, para o esgoto sanitário apresentaram-se altos valores, principalmente os resultados de AT que permaneceu com média superior a $250 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, dessa forma estando acima da faixa considerada como típica para

esgotos sanitários, na qual compreende-se entre 100 a 250 mg CaCO₃ L⁻¹ (VON SPERLING, 2011).

Os valores médios de alcalinidade total e parcial (Figura 5.3 (c) e (d) respectivamente) do efluente do FA diminuiu da 1^a (q/Q = 0,5) a 4^a (q/Q = 4,0) etapa experimental, apresentando nesta última a menor média, com valor de 74,7 ± 26,9 mg CaCO₃ L⁻¹ (AP) e 102,2 ± 34,6 mg CaCO₃ L⁻¹ (AT). Apesar da diminuição da alcalinidade, foi possível manter o pH em torno 7, como comentado anteriormente sobre a estabilidade do FA a esta análise. Na 5^a (q/Q = 6,0) etapa experimental as alcalinidades (AT e AP) voltaram a subir. Assim como mencionado anteriormente na análise de pH, o acúmulo em excesso de lodo na superfície dos reator, nesta última etapa, pode ter influenciado no aumento dos valores. Os distúrbios no BAS, relatados anteriormente na análise de pH, pode ter influenciado também no aumento da AT no FA, pois com o aumento da AT no efluente do decantador (Tabela 5.1) a carga de alcalinidade contida na recirculação foi maior do que nas etapas anteriores.

Apesar de Ripley *et al.* (1986) mencionar a relação entre a alcalinidade intermediária e a alcalinidade parcial (AI/AP) de 0,3 para indicação de estabilidade nos reatores anaeróbios, e valores superiores indicando distúrbios no processo de digestão anaeróbia, os valores da relação de AI/AP encontrados em média de 0,4 para a 1^a, 3^a e 4^a etapa não apresentaram problemas de desestabilização significativa no processo de tratamento no FA. Esses pequenos aumentos na relação AI/AP podem estar relacionados ao aumento de carga do AOV que adentram no FA por meio da recirculação a cada mudança de etapa. De acordo com Chernicharo (2011) é possível que a estabilidade ocorra para valores de AI/AP diferentes de 0,3, sendo prudente a verificação para cada caso em particular.

Realizou-se o cálculo de equalização da AT do esgoto bruto (de vazão Q), com a AT do efluente final tratado (de vazão q), para obter o valor de concentração real de entrada no reator anaeróbio, a fim de facilitar a interpretação destes valores com os resultados de saída, como apresentado na Tabela 5.3. Pelos valores, pode-se observar que a cada etapa de recirculação o valor médio da concentração de AT de entrada foi diminuindo, devido ao efeito da diluição, pois o efluente recirculado possuía baixa

concentração de alcalinidade. Porém, pela comparação entre a entrada e saída no FA percebeu-se que o reator obteve um balanço positivo de alcalinidade em todas as etapas de recirculação. Logo apesar das adversidades impostas a cada mudança na recirculação o sistema anaeróbio gerou alcalinidade, e o processo de desnitrificação pode ter auxiliado neste processo, de acordo com Araújo (2006) a redução do nitrato a nitrogênio gasoso, realizado pelos microrganismos heterotróficos, gera alcalinidade. A 4ª etapa apresentou o menor balanço de AT entre a entrada e saída, podendo ser um indicativo de uma condição limite do sistema combinado de tratamento ao aumento das taxas de recirculação.

Em comparação com os valores de AT para o sistema sem recirculação (Tabela 5.2), percebe-se que no FA, apesar de ter conseguido manter a estabilidade no decorrer das etapas, a recirculação interferiu nos valores de concentração no efluente, sendo decrescente na 1ª a 4ª etapa de recirculação, respectivamente.

Tabela 5.3: Geração de alcalinidade no reator anaeróbio

Razão q/Q	Valores de AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹) após equalização ^(a)		Diferença entre os valores de AT da entrada e saída do FA ^(b) Geração de AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹) no FA	
	N	MÉD ± DP	N	MÉD ± DP
0,5	19	199,8 ± 45,8	19	54,1 ± 27,6
1,5	24	122,1 ± 20,6	24	50,3 ± 7,8
2,0	19	99,6 ± 17,6	19	65,8 ± 42,4
4,0	22	84,2 ± 33,7	22	18,0 ± 15,6
6,0	5	121,4 ± 35,2	5	65,8 ± 63,4

(a): Conc. da Alcalinidade Total (AT) equalizada = $[(Q \times \text{Conc. de AT do EB}) + (q \times \text{Conc. de AT do DEC})]/(Q + q)$.

(b): Diferenças entre os valores de AT de entrada e saída do FA = $[(\text{Conc. da AT do FA}) - (\text{Conc. da AT equalizada})]$. Esta diferença possui um valor positivo devido a geração de alcalinidade no processo anaeróbio no FA.

Obs: Esta equalização auxilia na interpretação do balanço de entrada e saída no FA, pois dessa forma considera-se apenas um único valor de vazão de entrada e saída no reator (vazão de valor q+Q tanto para entrada quanto para saída), tornando-se condizente a comparação entre os valores de concentração.

Os valores de alcalinidade total e parcial do efluente do decantador foram apresentados na Figura 5.3, nos gráficos (e) e (f) respectivamente. Em comparação ao efluente do FA e esgoto sanitário, apresentaram valores baixos, sendo o processo de nitrificação uns dos responsáveis para esta diminuição (consumo de alcalinidade), além do efeito de diluição que a recirculação pode proporcionar com o aumento da vazão de recirculação. Os menores valores médios registrados foram para a 2ª (q/Q = 1,5) e 3ª (q/Q = 2,0) etapas de recirculação, sendo os valores de $13,9 \pm 16,1 \text{ CaCO}_3 \text{ mg L}^{-1}$

(AP) e $21,8 \pm 20,4 \text{ mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ (AT) para a 2ª etapa, e os valores de $13,1 \pm 16,4 \text{ CaCO}_3 \text{ mg L}^{-1}$ (AP) e $20,6 \pm 20,7 \text{ CaCO}_3 \text{ mg L}^{-1}$ (AT) para a 3ª etapa. Mesmo a 4ª etapa ($q/Q = 4,0$) apresentando valores poucos maiores que as duas etapas anteriores, também é caracterizado como um valor baixo, $23,5 \pm 33,6 \text{ CaCO}_3 \text{ mg L}^{-1}$ (AP) e $34,2 \pm 42,2 \text{ CaCO}_3 \text{ mg L}^{-1}$ (AT). Para essas três etapas citadas correlacionam com os baixos valores médios de pH comentados anteriormente.

Apesar dos baixos valores de alcalinidade para essas etapas citadas (2ª, 3ª, 4ª) para o efluente do decantador, no global não houve desestabilização no processo de tratamento.

WEF (2008), menciona que para garantir uma adequada nitrificação em reatores aeróbios, recomenda que a concentração de alcalinidades não se reduza abaixo de 40 a 50 $\text{CaCO}_3 \text{ mg L}^{-1}$ para o efluente, para não ser limitante ao processo de nitrificação. Porém mesmo com valores abaixo do recomendado, o sistema de tratamento manteve os valores baixos de nitrogênio amoniacal na saída do decantador. Isto pode estar relacionado com diminuição da concentração do N-NH_3 que adentrava no BAS a cada avanço das etapas de recirculação, logo não existia uma demanda alta de concentração de alcalinidade para o processo de nitrificação.

Na comparação com os valores de AT do efluente do decantador do sistema sem o uso da recirculação efluente (Tabela 5.2), pode-se verificar que o processo de recirculação ocasiona uma alta diminuição na concentração da AT no sistema aeróbio, evidenciando mais instabilidade após a 4ª ($q/Q = 4,0$).

Os ácidos orgânicos voláteis (AOV) apresentaram grande variação no esgoto sanitário em todas as etapas experimentais, Figura 5.2 (b). Em muitas situações os altos valores de AOV se correlacionavam com os baixos valores de pH apresentados pelo esgoto sanitário. A exemplo da 4ª etapa experimental que apresentou o maior valor de AOV ($450 \text{ mg HAc L}^{-1}$), do qual apresentou um pH de 5,7. Porém esse valor não alterou o sistema combinado em sua estabilidade de tratamento, os valores obtidos no FA e decantador foram de 45 mg HAc L^{-1} e 25 mg HAc L^{-1} respectivamente.

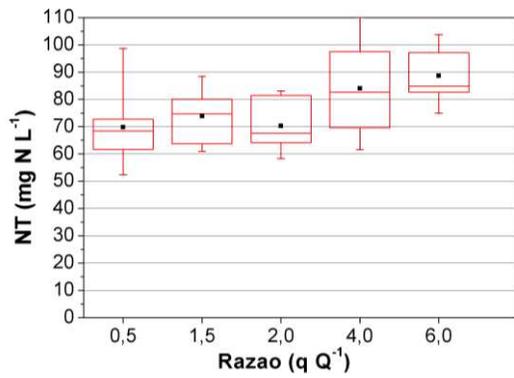
Os valores de AOV, tanto no FA e decantador, na Figura 5.2 (d) e (f) respectivamente apresentaram valores médios baixos e estáveis em comparação a

entrada, principalmente o efluente do decantador. Esses dados evidenciam a robustez do sistema de tratamento, principalmente relacionado ao FA que é a primeira unidade a receber a grande variação da concentração de AOV do efluente sanitário, dessa forma enviando uma concentração de AOV com baixa variação de concentração, diminuindo com isso possíveis choques de carga na parte aeróbia do tratamento (BAS).

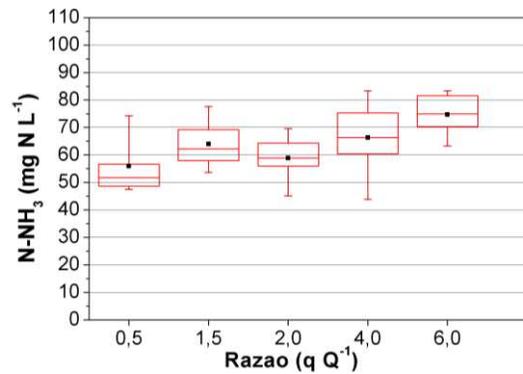
Mesmo com as mudanças das vazões de recirculação a maioria dos valores de AOV não apresentou muita variação de uma etapa para outra. Essas concentrações finais do FA e do BAS representam a parte menos lábil ou recalcitrante, diferente do encontrado no esgoto sanitário.

Em comparação com os valores de AOV para o sistema sem recirculação (Tabela 5.2), percebe-se que não houve uma interferência de forma significativa na concentração, a cada da mudança de etapa, principalmente para o sistema aeróbio.

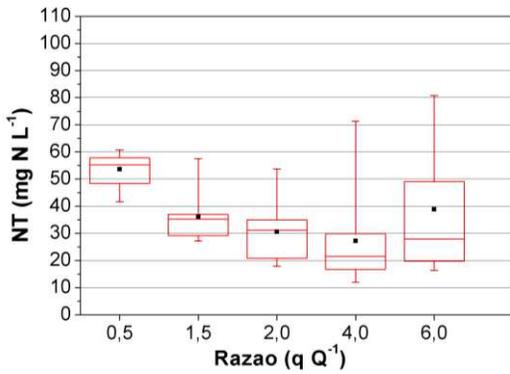
Na Figura 5.4 (a) está indicada a disposição dos valores da concentração de nitrogênio total (NT) do efluente sanitário. Em todas as etapas de estudo os valores de NT se apresentaram altos (Tabela 5.1). As médias dos valores obtidos de NT são próximos ou maiores que o valor indicado de NT para efluente sanitário de característica forte, 70 mg N L^{-1} (TCHOBANOGLIOUS et al., 2003). O valor de concentração do NT é alto devido aos valores de N-NH_3 , que corresponderam em média de 81 a 87% do total do NT (Figura 5.4 (b)). Os altos valores de N-NH_3 podem estar relacionados com o tipo de esgoto coletado do campus, pois a origem deste está relacionada com dependências administrativas, escolares e hospitalares (como mencionado no item 4.3), estes tipos de lugares, os mictórios são os que possuem a maior frequência de uso do que as restantes das instalações sanitárias presentes, como o caso dos lavatórios e chuveiros. Dessa forma o efluente sanitário terá uma maior concentração de uréia.



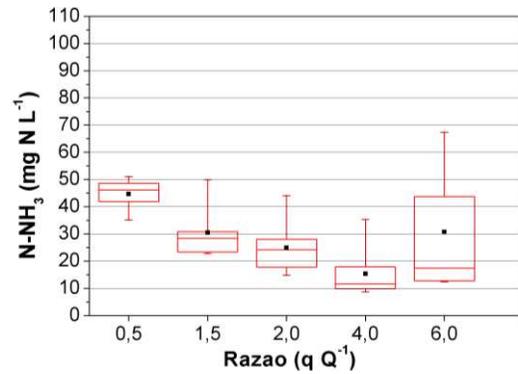
(a) Nitrogênio Total – Esgoto Sanitário



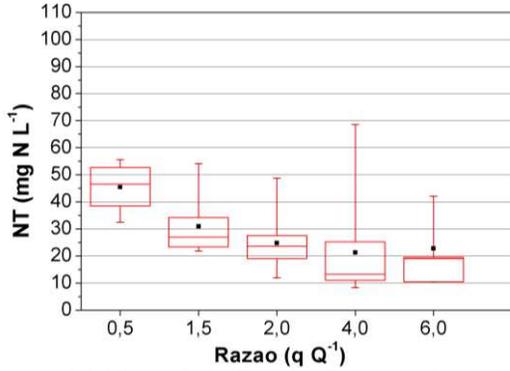
(b) N-NH₃ – Esgoto Sanitário



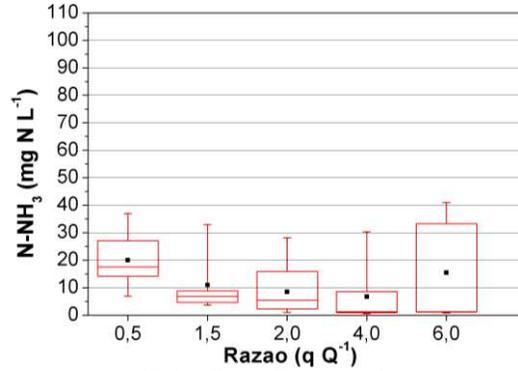
(c) Nitrogênio Total – Filtro Anaeróbio



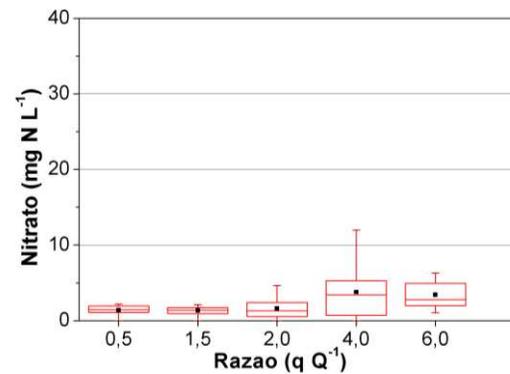
(d) N-NH₃ – Filtro Anaeróbio



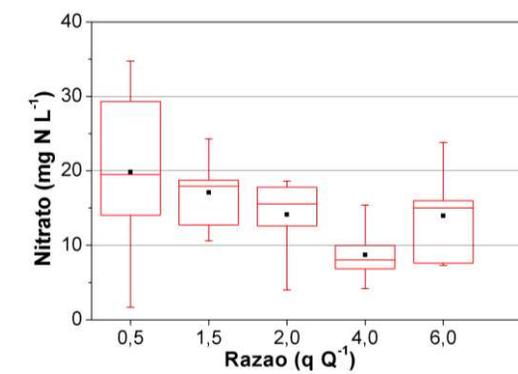
(e) Nitrogênio Total – Decantador



(f) N-NH₃ – Decantador



(g) Nitrato – Filtro Anaeróbio



(h) Nitrato – Decantador

Figura 5.4: Perfis do nitrogênio total, amoniacal e nitrato ao longo das etapas experimentais.

Na Figura 5.4 (d) a concentração de N-NH_3 no FA diminuiu com o encaminhar das etapas, até a 4ª etapa ($q/Q = 4,0$) experimental, na qual apresentou valor médio de $15,4 \pm 8,5 \text{ mg N L}^{-1}$, com 75% dos valores abaixo 20 mg N L^{-1} . Os valores de NT mostraram o mesmo comportamento, sendo o menor valor médio registrado também na 4ª etapa ($27,2 \pm 15,2 \text{ mg N L}^{-1}$), com 75% dos valores abaixo de 30 mg N L^{-1} . Essas diminuições, tanto do N-NH_3 e NT, pode estar envolvida com o efeito de diluição com o aumento da recirculação. O valor médio da concentração de N-NH_3 aumentou na última etapa ($q/Q = 6,0$). Como mencionado anteriormente, nesta etapa o sistema apresentou um acúmulo em excesso de lodo na superfície dos dois reatores FA e BAS, evidenciando fluxo preferencial apenas de um lado do reator, isto pode ter afetado os valores da concentração de nitrogênio amoniacal.

Da mesma forma do FA, na Figura 5.4 (f) pode-se observar uma diminuição da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente do decantador até 4ª etapa ($q/Q = 4,0$) experimental, na qual apresentou valor de $6,7 \pm 9,8 \text{ mg N L}^{-1}$, com 75% dos valores abaixo de 10 mg N L^{-1} . Os valores de NT mostraram o mesmo comportamento, sendo o menor valor médio registrado também na 4ª etapa ($21,3 \pm 15,5 \text{ mg N L}^{-1}$), com 75% dos valores abaixo de 27 mg N L^{-1} . A diminuição das concentrações de N-NH_3 e NT com o encaminhar das etapas pode ter acontecido não só pelo efeito de diluição (aumento da vazão de recirculação), mas também pela possível melhora da conversão do nitrogênio amoniacal. Porém, assim como ocorrido no FA na última etapa, houve um aumento nas concentrações de N-NH_3 e NT, o acúmulo de lodo na superfície nos dois reatores pode ter sido provocado por um fluxo preferencial do efluente no reator, podendo essa alteração na hidrodinâmica do reator ter interferido no desempenho do processo de nitrificação.

Na Tabela 5.4 estão indicadas a porcentagem de remoção de N-NH_3 e NT no sistema combinado. Com o encaminhar das etapas percebe-se o crescente aumento de remoção, possuindo um valor máximo na 4ª etapa ($q/Q = 4,0$) de recirculação. Dessa forma pode-se mencionar que a etapa 4ª é o ponto ótimo para a remoção do nitrogênio.

Tabela 5.4: Porcentagem de remoção do nitrogênio total e amoniacal no sistema em todas as etapas experimentais.

q/Q	% Remoção no Sistema (Entrada e Saída)			
	NT		N-NH ₃	
	N	MÉD ± DP	N	MÉD ± DP
0,5	9	34 ± 10	9	63 ± 22
1,5	12	59 ± 9	12	84 ± 13
2,0	11	64 ± 16	11	86 ± 15
4,0	19	78 ± 12	19	91 ± 14
6,0	4	66 ± 23	5	80 ± 26

Obs: Os valores foram realizados com os dados do esgoto bruto (entrada do sistema) e do efluente de saída do decantador (saída do sistema).

Os baixos valores de N-NH₃ até a 4^a etapa, verificado no efluente do decantador, estão correlacionados com baixa alcalinidade apresentados, pois o processo de nitrificação consome alcalinidade para conversão do N-NH₃, não conseguindo manter um residual significativo de alcalinidade. Na Tabela 5.5 está apresentada a relação das alcalinidades disponibilizadas (AP) e (AT) na entrada do sistema aeróbio e a alcalinidade teórica utilizada na conversão do N-NH₃. Percebe-se que as médias das razões das alcalinidades (AP) e (AT) com a alcalinidade teórica estão acima de 0,50 e com o encaminhar das etapas essa proporção fica maior, dessa forma não houve um déficit significativo da alcalinidade no sistema aeróbio.

Tabela 5.5: Relação das alcalinidades AP e AT com a alcalinidade teórica para conversão do N-NH₃.

Relações das Alcalinidades Parcial e total com a teórica (Entrada do Sistema Aeróbio)						
q/Q	N	Valor teórico requerido ^(a)	Valor de AP disponibilizada ^(b)	Razão entre Valor de AP/ Valor teórico requerido	Valor de AT disponibilizada ^(b)	Razão entre Valor de AT/ Valor teórico requerido
		(mg CaCO ₃ L ⁻¹)	(mg CaCO ₃ L ⁻¹)		(mg CaCO ₃ L ⁻¹)	
		MÉD ± DP	MÉD ± DP	MÉD ± DP	MÉD ± DP	MÉD ± DP
0,5	9	318,7 ± 41,0	189,0 ± 20,1	0,60 ± 0,08	246,5 ± 25,7	0,78 ± 0,10
1,5	12	217,6 ± 62,1	136,0 ± 20,6	0,64 ± 0,08	177,6 ± 24,3	0,84 ± 0,12
2,0	11	177,4 ± 58,8	112,5 ± 40,9	0,67 ± 0,24	163,3 ± 28,3	0,97 ± 0,20
4,0	19	109,7 ± 60,9	72,6 ± 19,1	0,80 ± 0,33	100,1 ± 26,6	1,10 ± 0,45
6,0	5	219,4 ± 172,9	144,8 ± 49,6	0,87 ± 0,35	187,2 ± 65,2	1,12 ± 0,45

(a): No cálculo da alcalinidade teórica foi utilizado o valor de correlação 7,14 citado por Tchobanoglous *et al.* (2003): Conc. da Alcalinidade teórica = 7,14 × Conc. de N-NH₃.

(b): Foi utilizado o valor de alcalinidade parcial (AP) e (AT) para representar a alcalinidade disponibilizada no sistema aeróbio:

Pela robustez do sistema não houve necessidade em todo o período de pesquisa de se realizasse complementação da alcalinidade.

Os valores de concentração de nitrato no efluente do FA estão expostos na Figura 5.4 (g). Suas concentrações foram pequenas em todas as etapas, na 4ª etapa apenas um caso pontual foi registrado acima de 10 mg N L⁻¹. A média para esta etapa foi a menor, 4,0 ± 3,3 mg N L⁻¹. Os baixos valores podem estar relacionados ao processo de desnitrificação.

Na Tabela 5.6 está demonstrada a equalização das vazões de entrada do FA (q + Q) para a análise de nitrato. Dessa forma torna-se mais evidente a remoção de nitrogênio no sistema anaeróbico. Percebe-se que os valores de remoção de nitrato nas três primeiras etapas são altos. Na 4ª etapa pode ser considerada a etapa limite da eficiência global do sistema combinado de tratamento para conversão do N-NH₃ a nitrato e redução deste o nitrogênio gasoso. De forma diferente, a 5ª etapa (q/Q = 6,0) de recirculação apesar de manter um baixo valor de nitrato na saída do FA, no sistema aeróbico não manteve a mesma eficiência nos valores de conversão do N-NH₃, apresentando resultado médio de N-NH₃ de 15,5 ± 20,0 mg N L⁻¹ no efluente do decantador, valor muito superior ao da 4ª etapa (q/Q = 4,0).

Tabela 5.6: Valores da concentração de nitrato a partir da equalização entre o efluente bruto (de vazão Q) e o recirculado (de vazão q) que adentram no FA.

Razão q/Q	Valores de Nitrato (mg N L ⁻¹) após Equalização ^(a)		Remoção de nitrato no FA em % ^(b)	
	N	MÉD ± DP	N	MÉD ± DP
0,5	9	6,6 ± 3,5	9	72 ± 29
1,5	12	10,3 ± 2,6	12	86 ± 8
2,0	11	9,4 ± 2,9	11	84 ± 15
4,0	19	7,1 ± 2,2	19	47 ± 38
6,0	5	11,2 ± 5,5	5	68 ± 14

(a): Conc. de nitrato equalizado = [(Q × Conc. de nitrato do EB) + (q × Conc. de nitrato do DEC)]/(Q + q).

(b): % de remoção de nitrato no FA = [(Conc. de nitrato equalizado) – (Conc. de nitrato do efluente do FA)] × 100/(Conc. de nitrato equalizado).

Obs: Considerou-se que a conc. de nitrato no esgoto sanitário (EB) estava ausente, como reportado em literatura por Tchobanoglous et al. (2003) na caracterização de esgoto sanitário.

Na Figura 5.4 (h), observam-se com o encaminhar das etapas os valores das concentrações de nitrato, no efluente do decantador, foram diminuindo até a 4ª etapa. Essa situação pode estar relacionada com o fator diluição, devido ao aumento da recirculação, pois a cada etapa experimental o valor da concentração de N-NH₃ na entrada do BAS foi diminuindo, em consequência a concentração de nitrato oriunda da

conversão do N-NH₃ também diminuiu com o decorrer das etapas experimentais. Na 5ª etapa ($q/Q = 6,0$) experimental houve um acréscimo na concentração de N-NH₃ na entrada do BAS conferindo uma conversão maior em nitrato, porém não foi um processo otimizado devido ao excesso da concentração de N-NH₃ existente no efluente do decantador. Dessa forma pode-se considerar que a 5ª etapa experimental prejudicou o funcionamento global do sistema.

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) no BAS não foi fator limitante em nenhuma etapa experimental, como indicado pela Tabela 5.1. Porém, no FA a concentração observada de OD foi aumentando com o decorrer das etapas experimentais, devida a recirculação do efluente do decantador. A concentração de OD pode prejudicar a digestão anaeróbia, onde as arqueas metanogênicas podem ser inibidas no processo, ocorrendo acúmulo de ácidos orgânicos (produzidos pelas bactérias acidogênicas), podendo ser um dos motivos que provocou a diminuição do valor da alcalinidade do FA, como evidenciado na 2ª, 3ª, 4ª e 5ª etapas, Figura 5.3 (c) e (d).

O oxigênio pode causar inibição na desnitrificação, porém, Tchobanoglous *et al.* (2003) reporta que a desnitrificação pode ocorrer com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, 0,5 mg O₂ L⁻¹. Isto pode ser possível, pois a concentração de OD no interior do biofilme pode ser menor do que no meio líquido, logo o processo de desnitrificação pode ocorrer nessas regiões.

Em comparação com os valores de N-NH₃ e nitrato no sistema sem recirculação (Tabela 5.2), percebe-se que houve uma grande interferência na concentração, a cada da mudança de etapa de recirculação, tanto para os sistemas anaeróbio e aeróbio. Em todas as etapas de recirculação apresentaram-se valores menores do que o sistema combinado sem recirculação. O sistema combinado com aplicação da recirculação proporcionou uma melhor conversão do N-NH₃.

Na Figura 5.5 (a), (b) e (c), observa-se uma excelente remoção de DQO, mesmo com cargas de pico na entrada do sistema. O FA mostrou uma boa estabilidade frente às variações do efluente bruto. Dessa forma o reator aeróbio consegue manter o equilíbrio entre as bactérias quimioheterotróficas e quimioautotróficas, pois a entrada de matéria orgânica em excesso no BAS pode desestabilizar o crescimento e

predominância entre elas, prejudicando a nitrificação (ALMEIDA *et al.*, 2009 e GERARDI, 2002).

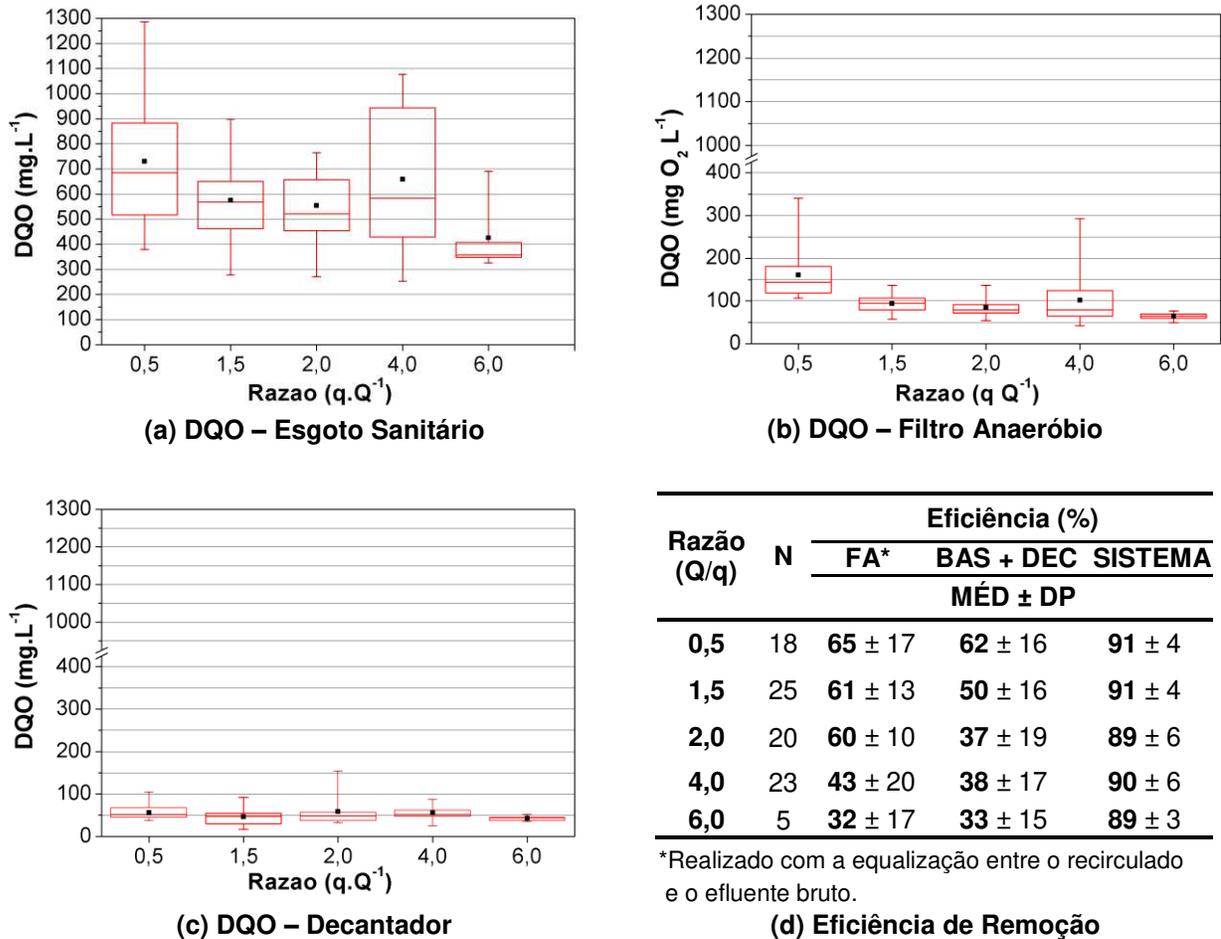


Figura 5.5: Perfis da Demanda química de oxigênio e a eficiência de remoção ao longo das etapas experimentais.

As porcentagens de remoção da matéria orgânica do sistema combinado, expostos na Figura 5.5 (d), sempre apresentaram altos valores em todas as etapas experimentais. Porém, de modo individualizado, demonstraram valores diferentes. No FA a eficiência diminuiu de forma significativa a partir da 4ª etapa ($q/Q = 4,0$), e na unidade aeróbia (BAS e decantador) diminuiu a partir da 3ª etapa ($q/Q = 2,0$). Isto pode estar associado ao aumento da vazão de recirculação, pois o comportamento hidráulico é alterado, além de provocar um efeito de diluição no efluente. Ainda mais no BAS, a

matéria orgânica que adentra a unidade é constituída de uma fração menos lábil, pois é de origem do tratamento realizado no FA.

Na Tabela 5.1 está representado os valores teóricos de DQO para os resultados de AOV. Percebe-se que no FA, por ser a primeira unidade a receber o esgoto sanitário, a representatividade da DQO teórica de AOV sobre a DQO do efluente ($DQO_{TEÓRICA}$ do AOV/DQO) sofreu maior oscilação no encaminhar das etapas de recirculação, com variação das médias entre 0,78 (5ª etapa) e 0,33 (1ª etapa), exibindo desta forma uma tendência de aumento desta relação. Isto se deve ao efeito da recirculação, pois o efluente recirculado apresenta uma concentração menor de DQO e uma proporção maior da $DQO_{TEÓRICA}$ do AOV/DQO.

Diferente do FA, o efluente do decantador foi o que apresentou maior estabilidade na relação da $DQO_{TEÓRICA}$ do AOV/DQO. Isto se deve ao fato do sistema aeróbio já receber um efluente de baixa carga de matéria orgânica e também devido ao residual de AOV que apresentou em todas as etapas valores semelhante.

Em comparação com os valores de DQO, DBO do sistema sem recirculação (Tabela 5.2), percebe-se que houve uma grande interferência na concentração, a cada da mudança de etapa de recirculação, principalmente o sistema anaeróbio. Todas as etapas de recirculação apresentaram-se valores menores do que o sistema combinado sem recirculação. No caso do FA, por ser a primeira unidade de recebimento do esgoto sanitário bruto, a recirculação promoveu um fator de diluição que promoveu queda nos valores de concentração. No sistema aeróbio apresentou o mesmo perfil, valores menores aos do sistema sem recirculação, porém a maior variação de valor se encontrou nos resultados de DBO, isso se deve ao efluente recirculado que possui em sua constituição um material menos lábil, de característica mais recalcitrante.

Apesar destas grandes variações do sistema combinado sem recirculação e com recirculação, não houve comprometimento da remoção global da matéria orgânica do sistema.

Na Figura 5.6 a taxa de carregamento orgânico no reator anaeróbio evidencia um comportamento linear até a etapa de razão igual a 2,0. Pode-se observar que à medida que ocorre diminuição da concentração da matéria orgânica (em termos de DQO) na entrada (aumento da vazão de recirculação), o FA ficou mais susceptível a

oscilações, pois quando se chega a um equilíbrio (adaptação) a esse novo regime hidráulico, alguns distúrbios ocorreram quando se apresentava na entrada um valor de pico (alta concentração de DQO), no qual acarretou um aumento no intervalo de tempo necessário para reestabelecer o equilíbrio.

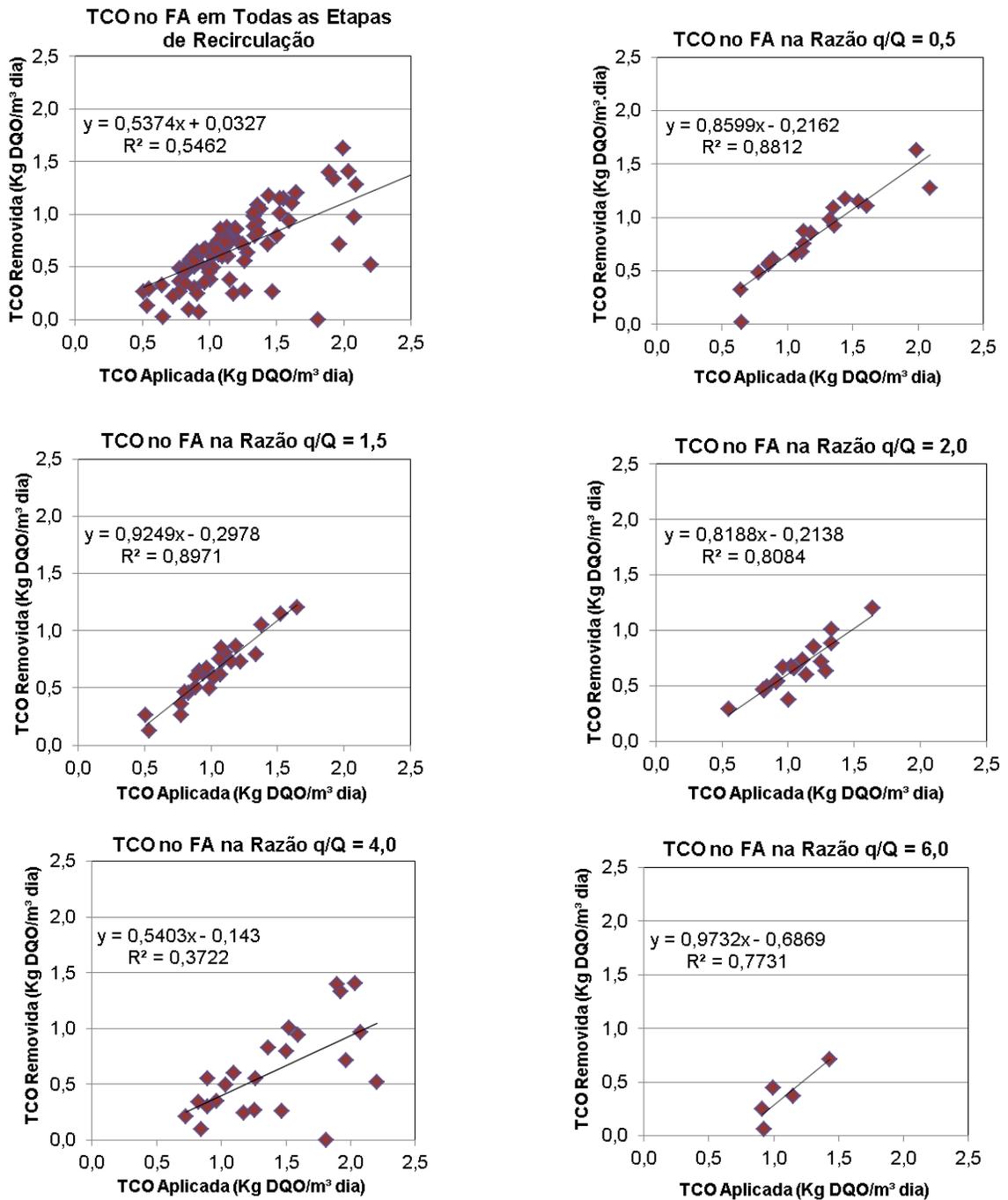


Figura 5.6: Taxa de carregamento orgânico na unidade anaeróbia FA.

Na Figura 5.7 são apresentados gráficos do comportamento do processo aeróbio com relação à taxa de carregamento orgânico a cada etapa experimental.

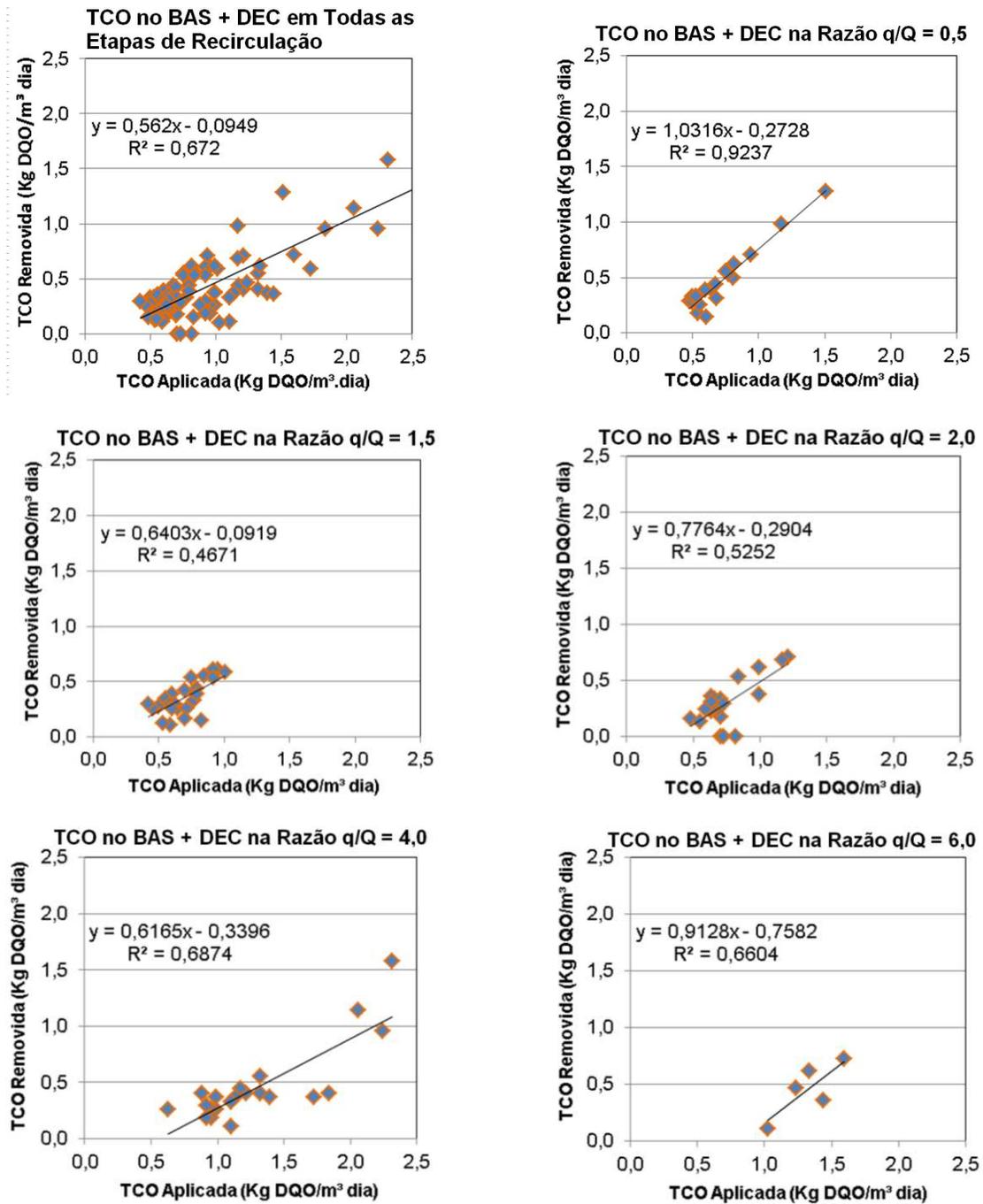


Figura 5.7: Taxa de carregamento orgânico na unidade aeróbia (entrada do BAS e saída do DEC).

Pelos gráficos expostos na Figura 5.7, na unidade aeróbia, verifica-se uma tendência linear e crescente entre a TCO aplicada e removida, sendo os melhores valores de R^2 (coeficiente de correlação) para q/Q igual a 0,5; 2,0; 4,0 e 6,0. A aglomeração dos dados na etapa de razão $q/Q = 1,5$ aparentou ser uma tendência com o aumento da vazão de recirculação (diminuição da carga de entrada no BAS).

O espalhamento dos dados verificados para $q/Q = 4,0$ é devido à utilização de todos os resultados observados, uma opção para verificar o comportamento em todas as situações ocorridas. O comportamento verificado na 5ª etapa indica que não houve perda ou modificação no desempenho global do sistema.

O BAS por ocorrer tanto remoção de matéria orgânica carbonácea como conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato, os requisitos ambientais para manter o reator aeróbio em condições plenas são mais sujeitos a oscilações do que os exigidos no filtro anaeróbio, principalmente quando relacionado à concentração de oxigênio dissolvido no líquido; alcalinidade necessária aos processos metabólicos; e concentração moderada de matéria orgânica.

Na Figura 5.8, o comportamento global do sistema a cada etapa de recirculação. A linearidade e o valor elevado de R^2 apresentadas em todas as etapas experimentais expõe a boa estabilidade e eficiência do tratamento combinado como discutido no trabalho de Pontes *et al.* (2011). No comportamento individual de cada componente do sistema (anaeróbio/aeróbio) não foram observados valores de R^2 tão próximo do valor 1,0 como ocorreu para sistema como um todo, devido o FA ser a primeira unidade a receber o esgoto bruto, mais susceptível a variações com uma possível carga de pico de matéria orgânica, e o BAS por receber um efluente que já possui uma baixa carga orgânica e de maior dificuldade de degradação.

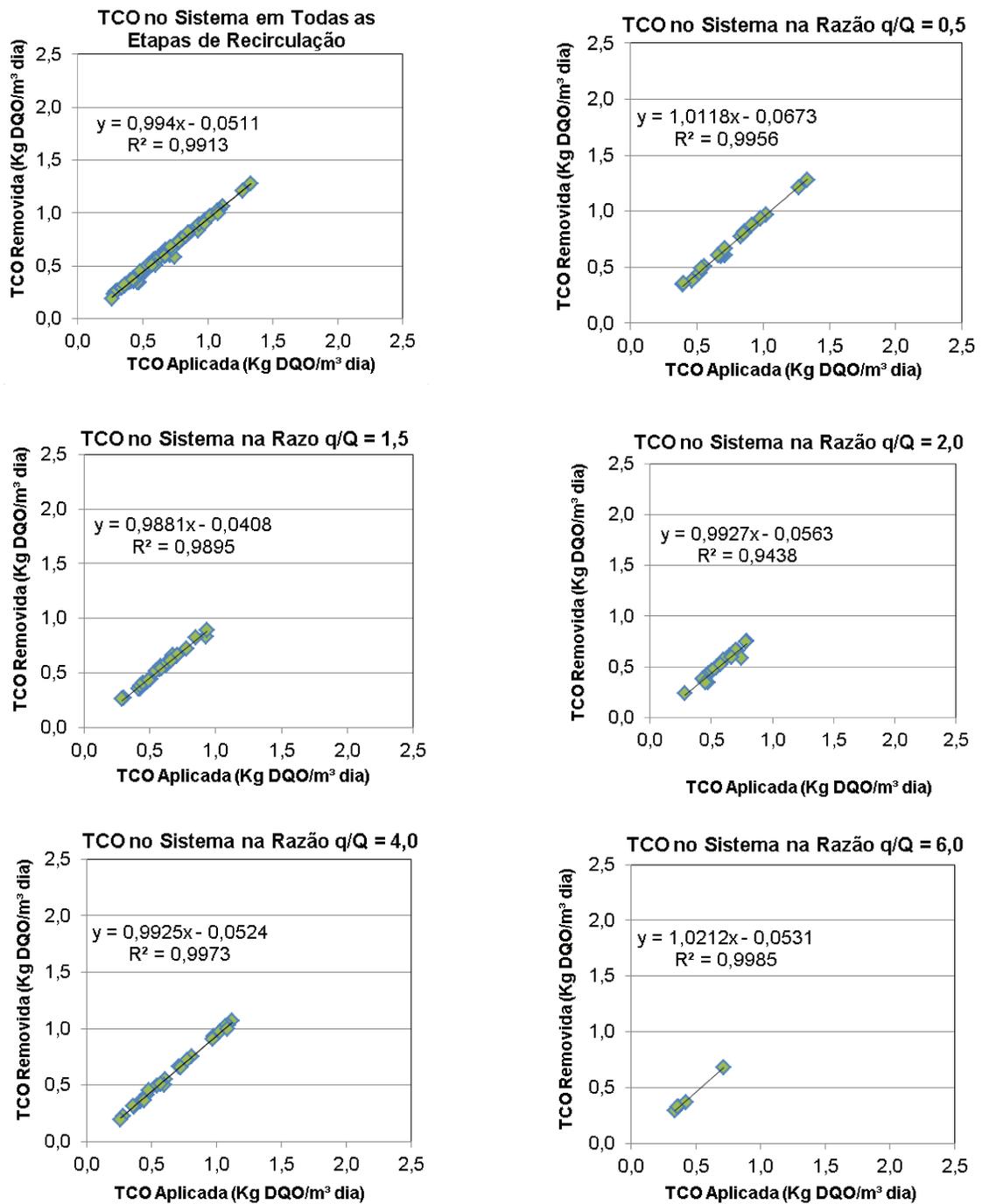


Figura 5.8: Taxa de carregamento orgânico no sistema.

Na Tabela 5.7 estão apresentados os resultados das análises de sólidos em suas diversas classificações, e de acordo com essas informações o efluente bruto pode ser classificado com um efluente inserido no intervalo de fraco para médio (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

Tabela 5.7: Análises físico-químicas foram realizadas nas amostras do esgoto bruto, no FA e no efluente final (saída do decantador).

Parâmetros	Razão q/Q - 0,5			Razão q/Q - 1,5			Razão q/Q - 2,0			Razão q/Q - 4,0			Razão q/Q - 6,0							
	N	EB	FA	DEC	N	EB	FA	DEC	N	EB	FA	DEC	N	EB	FA	DEC				
		MÉD ± DP				MÉD ± DP				MÉD ± DP				MÉD ± DP						
ST (mg L ⁻¹)	2	620,0 ± 30,0	400,0 ± 50,0	355,0 ± 25,0	9	584,4 ± 94,6	397,8 ± 68,3	458,9 ± 66,2	11	580,0 ± 101,8	430,0 ± 69,9	465,5 ± 78,1	17	654,1 ± 133,6	435,9 ± 85,5	441,2 ± 82,0	4	615,0 ± 100,6	395,0 ± 78,3	450,0 ± 66,0
STF (mg L ⁻¹)	2	315,0 ± 35,0	285,0 ± 35,0	290,0 ± 20,0	9	321,1 ± 69,7	310,0 ± 68,3	306,7 ± 66,2	11	327,3 ± 49,0	328,2 ± 50,6	327,3 ± 54,1	17	309,4 ± 51,0	315,9 ± 52,1	312,9 ± 52,6	4	340,0 ± 67,1	312,5 ± 56,8	316,7 ± 68,0
STV (mg L ⁻¹)	2	305,0 ± 5,0	115,0 ± 15,0	65,0 ± 5,0	9	263,3 ± 30,2	87,8 ± 18,7	152,2 ± 17,5	11	252,7 ± 67,3	101,8 ± 30,7	138,2 ± 30,1	17	344,7 ± 113,5	120,0 ± 40,1	128,2 ± 42,9	4	275,0 ± 54,1	82,5 ± 22,8	135,0 ± 62,2
STV/ST	2	0,49 ± 0,03	0,29 ± 0,00	0,18 ± 0,00	9	0,45 ± 0,04	0,23 ± 0,05	0,34 ± 0,06	11	0,43 ± 0,05	0,23 ± 0,05	0,30 ± 0,03	17	0,51 ± 0,09	0,27 ± 0,05	0,29 ± 0,05	4	0,45 ± 0,05	0,21 ± 0,05	0,29 ± 0,11
SST (mg L ⁻¹)	2	158,8 ± 41,2	27,1 ± 9,3	4,3 ± 0,2	9	108,4 ± 27,5	16,6 ± 2,7	7,9 ± 4,8	11	111,0 ± 40,6	15,4 ± 5,2	8,0 ± 6,5	17	152,0 ± 78,6	25,6 ± 17,0	9,7 ± 5,5	4	60,6 ± 20,0	9,5 ± 2,8	4,5 ± 1,6
SSF (mg L ⁻¹)	2	14,2 ± 2,5	3,1 ± 1,2	0,3 ± 0,1	9	9,4 ± 5,2	1,2 ± 0,5	0,4 ± 0,4	11	11,5 ± 7,8	1,7 ± 1,5	0,8 ± 0,9	17	15,3 ± 8,1	2,0 ± 1,4	0,6 ± 0,4	4	5,0 ± 1,9	0,7 ± 0,6	0,3 ± 0,2
SSV (mg L ⁻¹)	2	144,6 ± 38,7	24,0 ± 8,1	4,0 ± 0,3	9	99,0 ± 25,4	15,4 ± 2,5	7,5 ± 4,5	11	99,5 ± 34,1	13,7 ± 4,1	7,2 ± 5,8	17	136,7 ± 71,4	23,6 ± 15,9	9,0 ± 5,4	4	55,6 ± 18,9	8,9 ± 2,2	4,1 ± 1,5
SSV/SST	2	0,91 ± 0,01	0,89 ± 0,01	0,93 ± 0,02	9	0,91 ± 0,04	0,93 ± 0,03	0,95 ± 0,03	11	0,90 ± 0,04	0,90 ± 0,06	0,90 ± 0,06	17	0,90 ± 0,04	0,91 ± 0,06	0,93 ± 0,07	4	0,91 ± 0,03	0,94 ± 0,04	0,93 ± 0,00

De acordo com as Figuras 5.9 e 5.10, os sólidos suspensos em todas as etapas houve uma boa remoção. As médias dos sólidos suspensos para o FA foram aumentando com o encaminhar das etapas experimentais, porém foram valores baixos em relação ao esgoto sanitário. Os melhores valores de sólidos foram obtidos do efluente do decantador (boa eficiência da unidade), apresentou a melhor média na 1ª etapa ($q/Q = 0,5$) do experimento. O sistema mostrou estabilidade em todas as etapas experimentais.

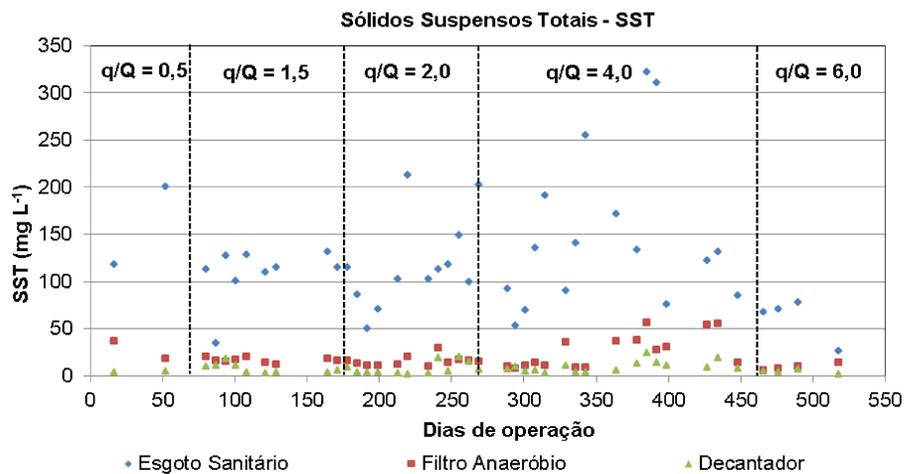


Figura 5.9: Perfil dos SST, SSV e SSF dos efluentes.

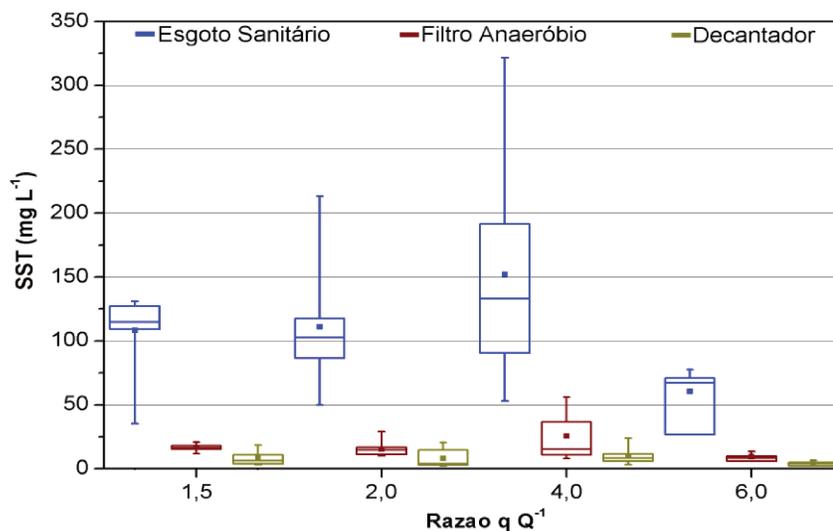


Figura 5.10: Perfil dos SST, SSV e SSF dos efluentes em box plot.

5.2. Lodos do Sistema Combinado de Estudo e da ETE Piçarrão – SANASA

Na Tabela 5.8 estão demonstrados os valores da série dos sólidos suspensos, do carbono total e os valores de IVL dos lodos do FA, BAS, decantador e da ETE Piçarrão – SANASA para cada etapa experimental.

Tabela 5.8: Característica dos lodos de cada uma das unidades do sistema de bancada nas cinco etapas experimentais e do lodo coletado na ETE Piçarrão-SANASA.

Razão q/Q	Lodo	Parâmetros														
		N	SST (mg L ⁻¹)	N	SSF (mg L ⁻¹)	N	SSV (mg L ⁻¹)	N	SSV/SST	N	IVL (mg L ⁻¹)	N	CT* (% massa)	N	fce**	
0,5	FA	3	7990 ± 3312	3	1195 ± 532	3	6795 ± 2783	3	0,85 ± 0,01	3	52 ± 14	3	49,4 ± 2,1	3	0,58 ± 0,03	
	BAS	MÉD ± DP	3	4261 ± 120	3	567 ± 208	3	3695 ± 300	3	0,87 ± 0,05	3	65 ± 4	3	44,0 ± 4,8	3	0,51 ± 0,03
	DEC	3	7497 ± 169	3	1028 ± 206	3	6469 ± 233	3	0,86 ± 0,03	3	100 ± 4	3	42,0 ± 2,2	3	0,49 ± 0,04	
1,5	FA	3	9248 ± 2409	3	1237 ± 368	3	8011 ± 2041	3	0,87 ± 0,01	3	53 ± 4	3	50,8 ± 4,1	3	0,59 ± 0,05	
	BAS	MÉD ± DP	3	3615 ± 1329	3	207 ± 198	3	3408 ± 1159	3	0,95 ± 0,04	3	49 ± 10	3	42,0 ± 2,9	3	0,43 ± 0,01
	DEC	4	8063 ± 657	4	658 ± 59	4	7405 ± 610	4	0,92 ± 0,004	3	103 ± 12	4	43,2 ± 2,0	4	0,47 ± 0,03	
2,0	FA	3	7542 ± 413	3	1082 ± 242	3	6460 ± 520	3	0,86 ± 0,03	3	44 ± 3	3	52,6 ± 2,9	3	0,63 ± 0,00	
	BAS	MÉD ± DP	3	5298 ± 3157	3	524 ± 236	3	4774 ± 2923	3	0,89 ± 0,03	3	51 ± 32	3	41,7 ± 3,0	3	0,47 ± 0,02
	DEC	4	9477 ± 785	4	899 ± 246	4	8578 ± 595	4	0,91 ± 0,02	4	91 ± 7	3	45,3 ± 1,7	3	0,50 ± 0,01	
4,0	FA	6	10167 ± 3234	6	1236 ± 462	6	8931 ± 2790	6	0,88 ± 0,01	6	56 ± 11	6	52,4 ± 1,8	6	0,59 ± 0,02	
	BAS	MÉD ± DP	6	7463 ± 2364	6	517 ± 208	6	6946 ± 2193	6	0,93 ± 0,02	6	48 ± 12	5	42,4 ± 3,2	5	0,45 ± 0,04
	DEC	6	9906 ± 2201	6	746 ± 215	6	9160 ± 2020	6	0,93 ± 0,01	6	94 ± 13	6	43,9 ± 3,3	6	0,48 ± 0,04	
6,0	FA	3	9760 ± 2818	3	1267 ± 506	3	8493 ± 2335	3	0,87 ± 0,02	3	71 ± 16	3	50,2 ± 2,5	3	0,58 ± 0,04	
	BAS	MÉD ± DP	2	5126 ± 3841	2	402 ± 424	2	4724 ± 3417	2	0,93 ± 0,03	2	60 ± 25	2	39,2 ± 1,8	2	0,42 ± 0,03
	DEC	2	6908 ± 2259	2	576 ± 384	2	6331 ± 1876	2	0,92 ± 0,03	2	131 ± 36	2	41,3 ± 1,5	2	0,45 ± 0,02	
SANASA	MÉD ± DP	4	12031 ± 2619	4	3605 ± 797	4	8426 ± 1825	4	0,70 ± 0,00	4	74 ± 11	4	31,5 ± 1,4	4	0,45 ± 0,02	

* Pode-se considerar que os valores obtidos na análise de carbono total (CT) correspondem aos valores de carbono orgânico total (COT), pois os valores de carbono inorgânico (CI) estavam abaixo do limite de detecção.

** fce = fator correlação constante. CT(%)/[SSV/SS(%)].

Para os valores de SST, o lodo do FA em comparação com os demais lodos do sistema combinado apresentou maior concentração nas etapas de recirculação, apenas na 3ª etapa experimental ($q/Q = 2,0$) o lodo do decantador foi o que apresentou maiores concentrações. Porém apresentou menor valor quando comparado com o lodo da SANASA.

O lodo do BAS para os valores de SST e SSV apresentou concentrações menores que os demais lodos em todas as etapas. A coleta intencional de lodo retido desta unidade apresentou, em todas as etapas, pouco volume de coleta, pois grande parte do lodo era arrastada para o decantador.

A interpretação e comparação do comportamento dos valores de SST e SSV quando observados separadamente se torna difícil, desta forma a utilização da relação SSV/SST auxilia neste processo. Os lodos analisados no sistema combinados apresentaram em todas as etapas experimentais valores altos em comparação aos valores relatados na literatura para lodos digeridos: 0,60 a 0,65 (VON SPERLING *et al.*, 2010). Como a realização da coleta do lodo do FA e BAS é no mesmo local de entrada do efluente, no ato da coleta pode ter vindo junto com o coletado um pouco de efluente (principalmente para o FA que é alimentado com esgoto sanitário), isso pode ter interferido no aumento do valor da relação SSV/SST. Dessa forma dando uma conotação ao lodo do FA de não estabilizado.

Independente da maior concentração ou não de sólidos suspensos, o lodo do FA foi o que apresentou menor valor de SSV/SST em comparação aos demais lodos do sistema combinado, como verificado em todas as etapas experimentais (Tabela 5.8). Porém apresentou valor maior quando comparado ao lodo da SANASA.

Nos estudos de Foco (2010), operando o mesmo sistema combinado sem recirculação, obtiveram-se análises dos lodos com relação a razão de SSV/SST, mostrando uma média de 0,85 para os lodos do FA e decantador, e 0,83 para o BAS. Com esses dados percebe-se que o lodo do FA já possuía um valor alto de relação para uma condição sem recirculação.

Dessa forma, na relação SSV/SST, em todas as etapas experimentais, o lodo do FA, incluindo o lodo do FA sem recirculação (FOCO, 2010), apresentou pequenas

diferenças entre suas médias, no qual apresentaram variação no intervalo entre 0,85 a 0,87. Aparentemente a recirculação não alterou de forma significativa a relação de SSV/SST, quando comparado ao período sem recirculação.

Porém os valores obtidos para o lodo do BAS e do decantador foi observado um aumento mais significativo da relação SSV/SST com aumento do valor da razão de recirculação, principalmente no BAS, (Tabela 5.8).

Na análise dos valores de CT, o lodo do FA em comparação com os demais lodos do sistema combinado, incluindo o lodo da SANASA, foi o que apresentou maior valor em todas as etapas experimentais. O lodo da SANASA foi o que apresentou o menor valor de CT (Tabela 5.8).

O fato das amostras de lodo da SANASA (coletado no decantador do sistema aeróbio) apresentar os menores valores de CT e SSV, mesmo sendo um lodo ainda que não sofreu processo de estabilização biológica, foi devido a presença de pequenas partículas semelhantes a areia, presença essa verificada quando da moagem e homogeneização da amostra do lodo, após secagem. Essa observação, mesmo que feita de modo subjetiva, é importante ser ressaltada a sua importância, pois a mesma característica não foi observada nos demais lodos avaliados no sistema de tratamento em estudo.

Na análise de carbono total, o valor de CT pode se igualado ao o valor de carbono orgânico total (COT), pois o valor observado para o carbono inorgânico (CI) esteve sempre abaixo do limite de detecção.

No cálculo do fator de correlação constante do experimento (f_{ce}) no decorrer das etapas experimentais, o lodo do FA não apresentou diferenças significativas entre seus valores, principalmente para do decantador (Tabela 5.8). O lodo do BAS apresentou variações maiores. Esse fator foi utilizado na análise de resultados do ensaio de respirometria para estimar um valor teórico de SSV/SST para o lodo no final do processo de incubação.

Os valores obtidos para o índice volumétrico do lodo (IVL) indicaram boas condições em todas as etapas experimentais para os quatro tipos diferentes de lodo

avaliados. O resultado não apresentou variação significativa. Dentre as amostras de lodo, a do decantador foi que apresentou os maiores valores (Tabela 5.8). De acordo com Arceivala (1981) os lodos do FA, BAS e o da SANASA podem ser classificados com valores de boa sedimentabilidade (50 a 100 mL g⁻¹) pela análise do IVL. O lodo retido no decantador foi classificado como médio (100 a 200 mL.g⁻¹).

Na Tabela 5.9 estão apresentados os valores da produção bruta (Y), em função da DQO removida. No FA, este cálculo foi realizado considerando a somatória da quantidade do lodo de descarte do sistema anaeróbio (em termos de sólidos suspensos voláteis – SSV), da qual era realizado de uma forma periódica (intervalo de dias) descrita na Tabela 5.10, incluindo a esse valor a quantidade de SSV expelidos de forma involuntária pelo efluente, considerando apenas os dados relativos ao mesmo intervalo de tempo da coleta do lodo de descarte, e finalmente fez-se a relação com a DQO removida no reator, considerando também apenas os dados intervalos de coleta do lodo de descarte. No caso do sistema aeróbio mantém o mesmo raciocínio, porém além de ter considerado o lodo de descarte do BAS incluiu também o lodo de descarte do decantador, e aqueles sólidos expelidos involuntariamente foram considerados do efluente do decantador.

Tabela 5.9: Valores calculados da produção de lodo (Y) para o FA e para o BAS + Decantador (DEC).

Etapas Experimentais	Razão (q/Q)	Y* – Produção Bruta de Lodo (kg SSV/kg DQO _{Removido})			
		FA		BAS + DEC	
		N	MÉD ± DP	N	MÉD ± DP
1	0,5	3	0,048 ± 0,05	3	0,040 ± 0,034
2	1,5	3	0,094 ± 0,017	4	0,409 ± 0,351
3	2,0	3	0,094 ± 0,009	4	0,832 ± 0,992
4	4,0	6	0,464 ± 0,525	6	0,255 ± 0,100
5	6,0	3	0,318 ± 0,126	2	0,358 ± 0,373

*Foi considerada para o cálculo a quantidade de lodo removidos a cada mês de cada unidade do sistema (em termos de SSV), mais os sólidos expelidos pelo efluente de saída de cada unidade (arraste involuntário em termos de SSV). Com esses valores fez a relação com a DQO removida do sistema para o mesmo período.

Este valor calculado esboça o aumento do arraste de sólidos do sistema com aumento da vazão de recirculação. A cada aumento da vazão de recirculação, no início

ocorria uma arraste maior de sólidos nas unidades que durava por um breve período. Esse arraste diminuía após ser atingido um novo equilíbrio, onde o sistema se regularizava com a nova dinâmica hidráulica do sistema. Uma das possíveis influências no valor de Y é um progressivo aumento na TCO durante as etapas, aumento esse que provocou um maior crescimento celular, e conseqüente maiores valores de SSV na forma de lodo, sólidos esses arrastados durante o aumento da razão de recirculação.

A partir da 4ª etapa o FA produziu um Y muito alto, maior que o Y do sistema aeróbio. Isto é devido principalmente ao arraste de sólidos suspensos ocorrido para o efluente, sendo o maior arraste registrado de todas as etapas ($0,013 \text{ SSV kg d}^{-1}$), porém este acontecimento foi pontual, estabilizando-se novamente.

Na maior parte no tempo o maior arraste foi observado no BAS, tanto nas mudanças de vazões quanto na ocorrência nos picos de carga orgânica. Na Tabela 5.10 exibe os volumes das amostras retirados periodicamente do sistema, e os respectivos intervalos de tempo para sua acumulação (tempo entre as coletas). Foi determinado realizar a coleta de lodo do em cada unidade do sistema, em média a cada 30 dias (salvo algumas exceções), logo o lodo gerado estaria sendo representativo desses 30 dias de operação, dessa forma os dados utilizados para calcular a produção bruta deste respectivo lodo compreendem na época destes 30 dias de operação. Depois de removido o lodo começava novamente sua acumulação até o dia da próxima coleta. Devido ao arraste em excesso de lodo no sistema, às vezes era necessário antecipar tal coleta.

Tabela 5.10: Valores do volume de lodo retirado de cada unidade do sistema e seu respectivo tempo de acumulação para sua retirada (tempo entre as coletas).

Razão (Q/q)	FA	BAS	DEC
	*Volume Coletado (mL) - Tempo de Acumulação (dias)		
0,5	110,0 - 37	76,0 - 37	320,0 - 37
	200,0 - 30	280,0 - 30	130,0 - 30
	160,0 - 21	160,0 - 21	290,0 - 21
1,5	---	---	6.150,0 - 18
	327,0 - 31	60,0 - 31	330 - 13
	120,0 - 39	100,0 - 39	970 - 39
	95,0 - 35	104,0 - 35	330 - 35
2,0	---	---	3.270,0 - 7
	150,0 - 28	65,0 - 28	1.450,0 - 21
	92,5 - 35	62,0 - 21	2.596,0 - 35
	100,0 - 28	50,0 - 28	4.425,0 - 28
4,0	58,0 - 28	46,0 - 28	510,0 - 28
	78,0 - 28	5,6 - 28	340,0 - 28
	93,0 - 28	72,0 - 28	1.250,0 - 28
	72,0 - 35	40,0 - 35	2.720,0 - 35
	52,0 - 31	40,0 - 31	4.028,0 - 31
6,0	58,0 - 29	64,0 - 29	3.028,0 - 29
	93,0 - 28	30,0 - 28	2.190,0 - 28
	110,0 - 28	141,0 - 28	1.370,0 - 28
	214,0 - 33	---	---

*Representa o volume coletado e seu respectivo tempo de geração/produção deste volume.

O maior arraste ocorrido em uma mudança de vazão foi a da 1ª para 2ª etapa (razão de recirculação de 0,5 para 1,5) no lodo do decantador, na qual necessitou adiantar o dia de coleta.

Entre todas as etapas experimentais, a maior média/dia (mL dia⁻¹) de volume recolhido de lodo no decantador veio a acontecer na 3ª etapa (q/Q = 2,0), o que pode ser verificado pelo valor elevado de Y indicado pela Tabela 5.9., e pelos volumes coletados de lodo, indicados pela Tabela 5.10.

Devido a isto, precisou-se realizar na 4ª etapa uma adaptação de um decantador mais adequado a situação. Com o aumento da força de cisalhamento (aumento da vazão) e com os aumentos de carga orgânicas pontuais resultaram no arraste de lodo do sistema.

Pelos dados, pode-se observar uma maior geração/produção de lodo com o aumento da vazão de recirculação.

5.3. Ensaio da Respirometria

Os gráficos apresentados nas Figuras 5.11 a 5.19 (produção acumulada efetiva e taxa específica de produção de CO₂) são os resultados de RI e RII, que são correspondentes à média entre os valores obtidos dos ensaios de R1 e R1', e R2 e R2'. Apenas nos gráficos de produção acumulada efetiva foram aplicadas as curvas de modelagem (Modelo Sigmoideal de Boltzmann).

Nos gráficos de produção acumulada efetiva, a curva em verde com os pontos em azul representam as aplicações de 150 mg de SSV (RI), e aqueles com uma curva laranja com pontos em vermelho representam as aplicações de 300 mg de SSV (RII).

Nos gráficos de taxa específica de produção de CO₂, a curva azul com os pontos de mesma cor representam as aplicações de 150 mg de SSV (RI), e aqueles com uma curva vermelha com pontos de mesma cor representam as aplicações de 300 mg de SSV (RII).

5.3.1. Produção Acumulada Efetiva e Produção Diária de CO₂: Lodo do Decantador do Sistema de Tratamento de Bancada.

Os dados sobre a produção acumulada efetiva e da taxa específica de produção de CO₂ diária estão expostos nos gráficos apresentados nas Figuras de 5.11 a 5.14.

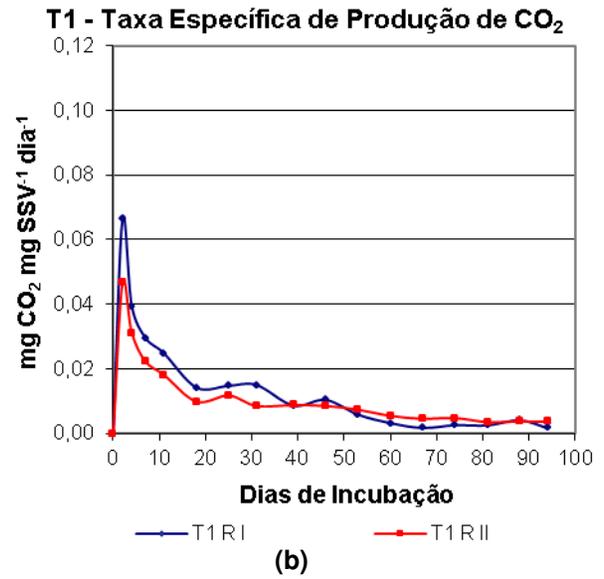
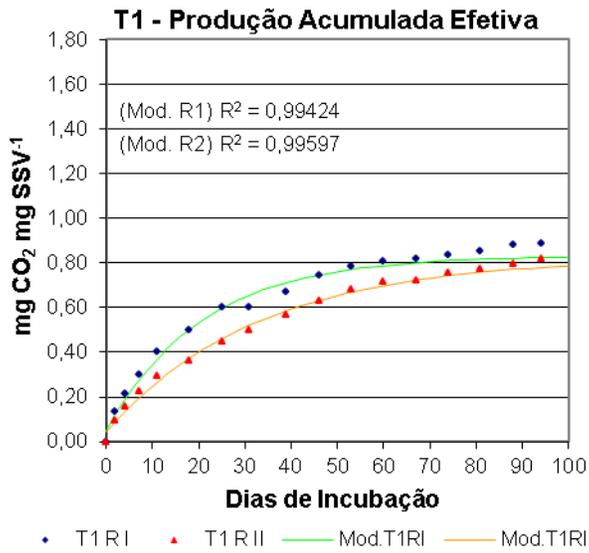


Figura 5.11: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO₂ (b) do lodo do decantador do sistema de bancada: ensaio T 1.

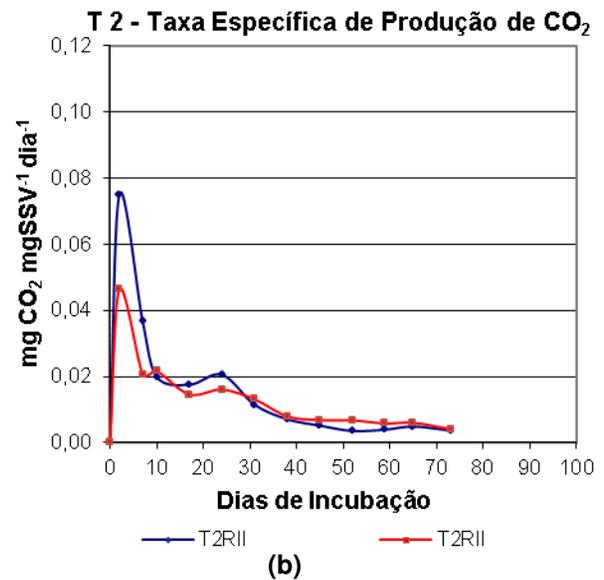
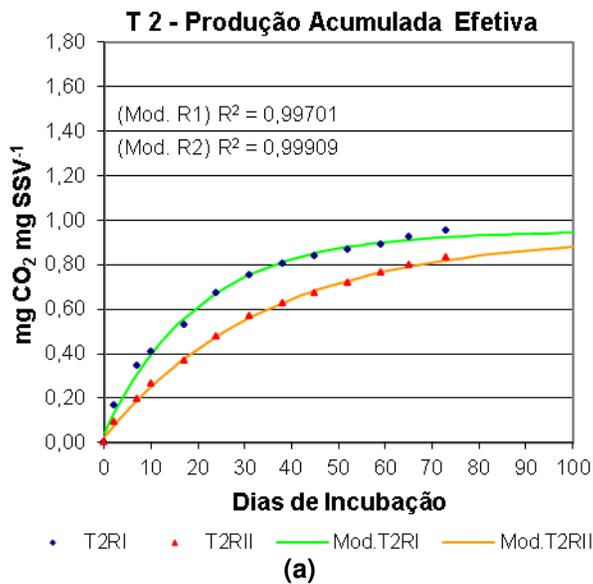


Figura 5.12: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO₂ (b) do lodo do decantador do sistema de bancada: ensaio T 2.

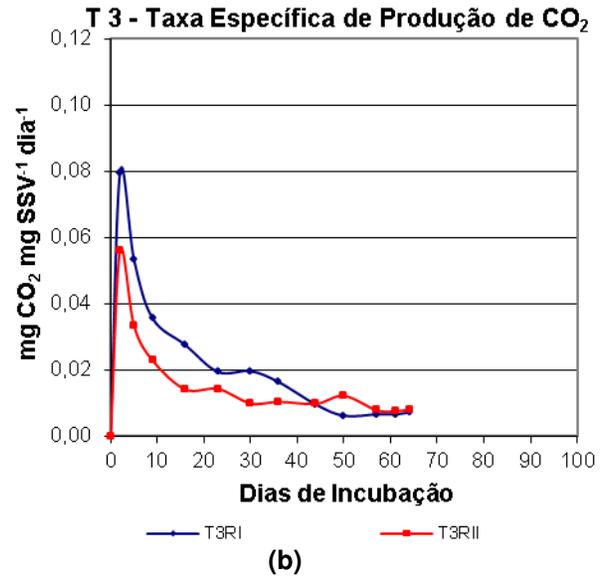
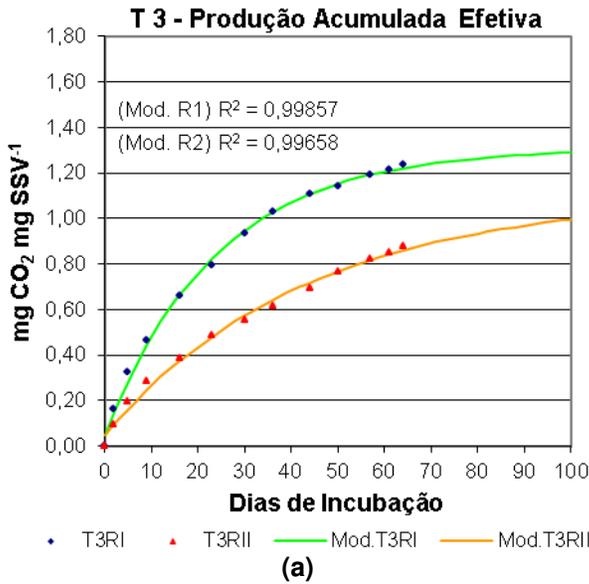


Figura 5.13: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO₂ (b) do lodo do decantador do sistema de bancada: ensaio T 3.

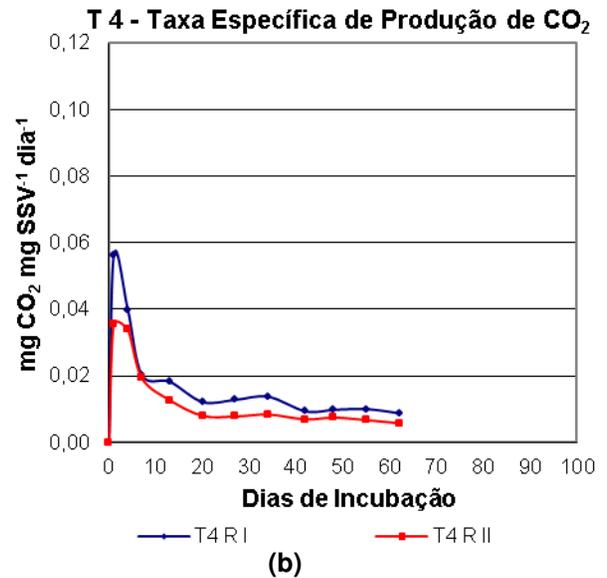
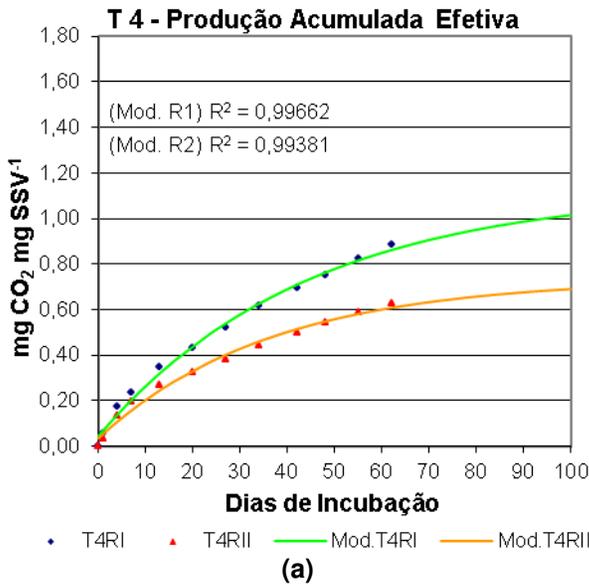


Figura 5.14: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO₂ (b) decantador do sistema de bancada: ensaio T 4.

Em todos os gráficos, Figuras (5.11 a 5.14), de produção acumulada efetiva, foi verificada uma diferença de valores de produção de CO₂ entre os lodos incubados com aplicação de massas diferentes, 150 mg e 300 mg (RI e RII respectivamente). Em todos os ensaios o lodo RI, massa de lodo igual a 150 mg, foi o que apresentou os maiores valores. Esse fato pode ser explicado devido à limitação de oxigênio no processo

biológico aeróbio que se desenvolve durante o ensaio, pois o volume de ar é constante no respirômetro, porém a concentração de sólidos voláteis presente nos lodos é diferente, onde uma maior massa de sólidos orgânicos com potencial biodegradação acabada necessitando de uma maior concentração de oxigênio para poder promover a respiração aeróbia (NUVOLARI, 1996).

Os ensaios T1, T2 (com lodo com $q/Q = 4$) e T4 (com lodo com $q/Q = 6,0$) apresentaram valores de produção acumulada efetiva na faixa de 0,80 a 1,00 mg CO₂ mg SSV⁻¹, enquanto o ensaio T3 apresentou um valor acima de 1,20 mg CO₂ mg SSV⁻¹, como todos foram realizados nos mesmos procedimentos, logo é indicativo de ser uma característica pontual do próprio lodo.

Em relação à taxa específica de produção de CO₂ (mg de CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹), os ensaios T1 e T4 foram aqueles que apresentaram os menores valores (principalmente T4). Esses resultados indicaram que esses dois lodos possuíam em sua constituição uma matéria orgânica menos lábil, diferente de T2 e, principalmente, T3.

Apesar de T4 ter sido coletado na 5ª etapa de recirculação, diferente dos demais (4ª etapa de recirculação), em uma primeira avaliação os lodos T1 e T4 foram os mais estáveis biologicamente que T2 e T3. Apesar do lodo T1 ter apresentado um teor de CT aplicado de 50,6%, maior dos que os demais, e T4 possuir a maior relação de SSV/SST de 0,93.

5.3.2. Produção Acumulada Efetiva e Produção Diária de CO₂: Lodo do Decantador da ETE Piçarrão - SANASA

Os dados sobre a produção acumulada e de produção diária referentes aos ensaios de respirometria realizados com as amostras de lodo coletadas na ETE Piçarrão – SANASA estão expostos na Figura 5.15 a 5.18.

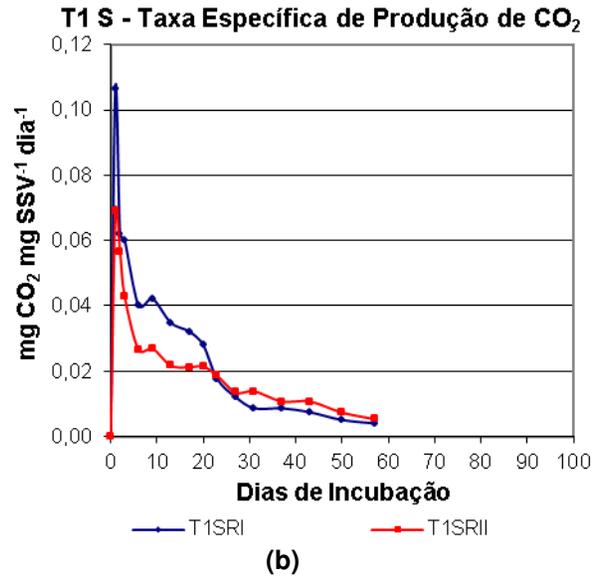
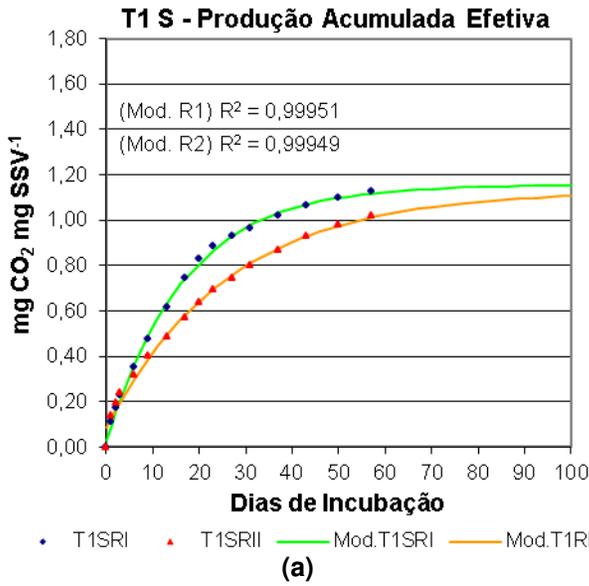


Figura 5.15: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO₂ (b) para o lodo do decantador da ETE Piçarrão – SANASA, ensaio T1 S.

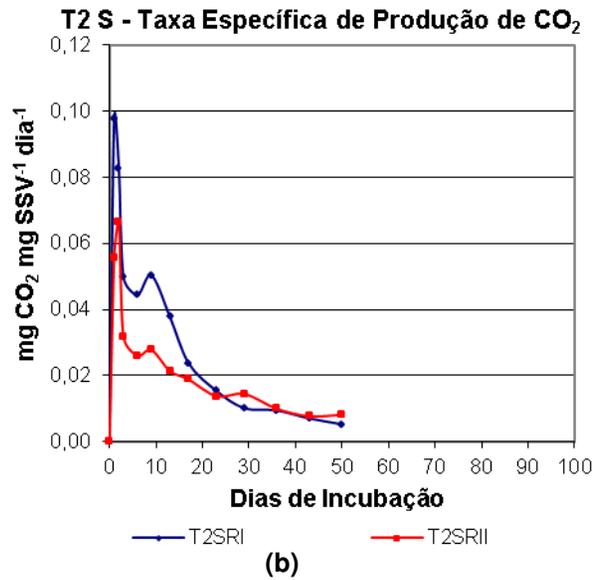
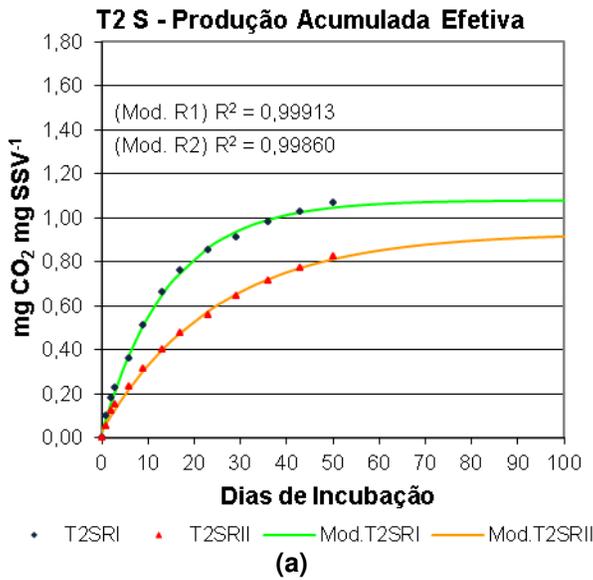


Figura 5.16: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO₂ (b) para o lodo do decantador da ETE Piçarrão – SANASA, ensaio T2 S.

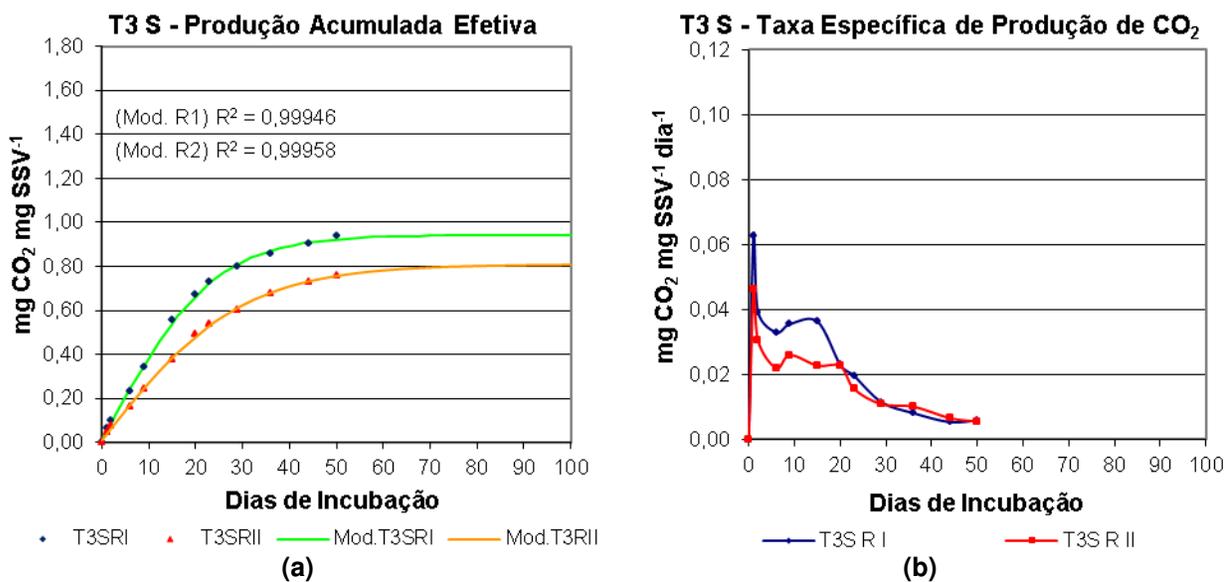


Figura 5.17: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO₂ (b) para o lodo do decantador da ETE Piçarrão – SANASA, ensaio T3 S.

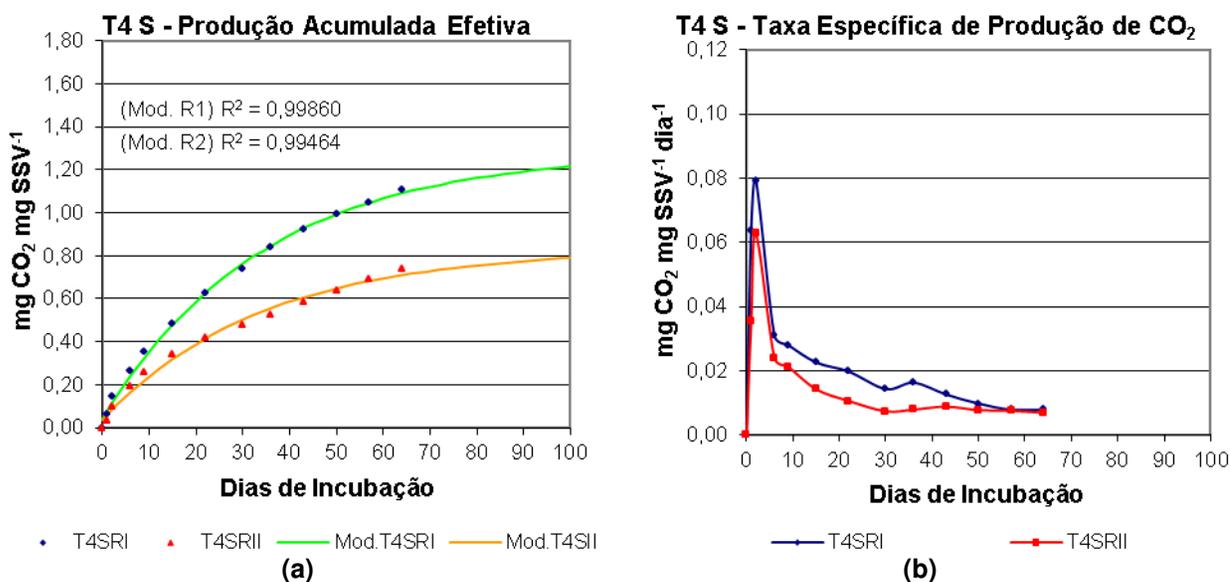


Figura 5.18: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO₂ (b) para o lodo do decantador da ETE Piçarrão – SANASA, ensaio T4 S.

Assim como apresentado anteriormente para o lodo do decantador do sistema combinado de bancada, em todos os gráficos de produção acumulada efetiva, do lodo do decantador da ETE Piçarrão – SANASA, ocorreu uma maior produção de CO₂ para a menor massa de lodo utilizada para o ensaio, 150 mg. Os mesmos comentários feitos sobre a limitação do processo são válidos.

Os ensaios T1S, T2S e T4S apresentaram valores de produção acumulada efetiva na faixa de 1,0 a 1,2 mg CO₂ mg SSV⁻¹, enquanto o ensaio T3S apresentou um valor menor de 0,8 a 1,0 mg CO₂ mg SSV⁻¹.

Na taxa específica de produção de CO₂ (mg de CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹), os ensaios T3S (0,06 mg de CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹) e T4S (0,08mg de CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹) apresentaram os menores valores. Por possuir uma velocidade menor pode-se inferir que esses dois lodos possuíam em sua composição matéria orgânica menos lábil, em termos biológicos, diferente de T1S e, principalmente, T2S. O ensaio T2S apresentou dois picos de velocidade, sendo que o segundo foi de 0,50 mg CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹, o que pode ser explicado devido a seleção natural dos microrganismos mais hábilos à degradação da matéria orgânica remanescente, e o tempo de degradação do composto em moléculas mais simples de assimilação, esta característica foi inerente apenas a esse lodo.

Em primeira observação os lodos T3S e T4S foram aqueles que apresentaram ser mais estáveis biologicamente que T1S e T2S.

Os valores obtidos de CT para as amostras de lodo da ETE Piçarrão apresentaram correlação com os resultados encontrados nos ensaios de respirometria. Neste caso o ensaio T4S apresentou o menor valor para CT, 29,7%, e o ensaio T3S o valor de 31,5%. Porém pela avaliação da relação SSV/SST os valores foram similares entre os quatro ensaios, 0,70 para T1S, T2S e T4S, enquanto para T3S o valor foi de 0,71.

5.3.3. Produção Acumulada Efetiva e Produção Diária de CO₂: Lodo do FA do Sistema de Bancada

Os dados sobre a produção acumulada e de produção diária avaliadas em apenas um ensaio com o lodo do FA do sistema combinado de banca estão expostos no gráficos da Figura 5.19.

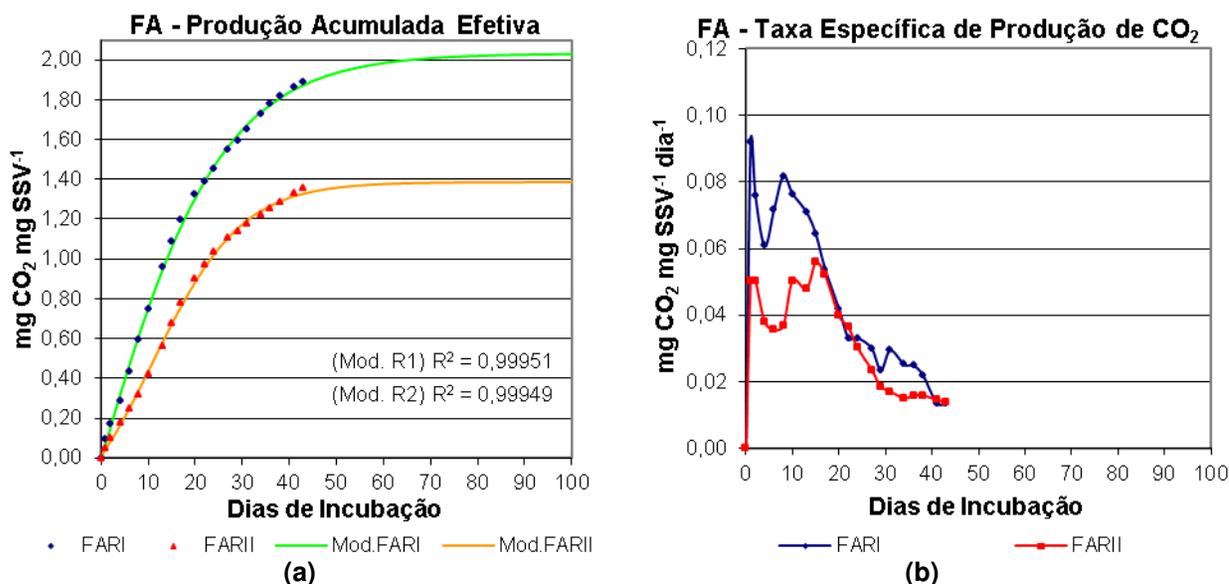


Figura 5.19: Produção acumulada efetiva (a) e Taxa específica de produção de CO₂ (b) para o lodo do FA do sistema de bancada – ensaio FA.

Iguais aos demais ensaios, a massa de 150 mg de lodo utilizada apresentou valores maiores de produção de CO₂.

O lodo do FA foi o que produziu a maior quantidade acumulativa de CO₂ na faixa de 1,8 a 2,0 mg CO₂ mg SSV⁻¹. Este lodo apresentou dois valores de pico para o gráfico da taxa específica de produção de CO₂, sendo bem definidos cada um, diferente dos demais lodos que apresentaram apenas um valor de pico. Os valores são respectivamente de 0,09 mg CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹ (para o primeiro pico) e 0,08 mg CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹ para o segundo pico.

A saída de descarte do lodo para coleta no FA é o no mesmo local de onde se realiza a alimentação do sistema com esgoto bruto, e desta forma os constituintes solúveis presentes no lodo do FA podem ser originários em grande do próprio efluente

bruto, podendo influenciar na quantidade acumulativa. Vale destacar e salientar que no lodo do FA existem grupo de microrganismos anaeróbios e facultativos, ambos produtores de CO₂, ou seja, provavelmente o primeiro pico de produção, evidenciado na Figura 5.19 (b), pode estar relacionado a atividade metanogênica residual presente no lodo e o segundo estar relacionado a atividade dos microrganismos facultativos que encontraram um novo equilíbrio dinâmico para o seu desenvolvimento.

5.4. Justificativa para a Escolha da Curva de Trabalho nos ensaios de Respirometria

Devido às diferenças de resultados apresentadas no ensaio respirométrico para os dois valores de aplicação em massa de SSV (150 e 300 mg), optou-se por utilizar apenas um destes como parâmetro de biodegradabilidade do lodo.

Escolheu-se o de menor aplicação, 150mg, devido aos resultados obtidos em todas as amostras de lodos de estudo. Pois tanto nos gráficos de acumulação efetiva e da taxa específica de produção de CO₂ os resultados foram superiores para esta aplicação em massa.

Quanto maior o material volátil contido no lodo maior deverá ser a demanda de oxigênio para a respiração aeróbia. Caso exista uma limitação, como a falta de oxigênio a biodegradação não será completa, logo o resultado expressará um valor abaixo do real para a caracterização da estabilidade.

No caso para a metodologia adaptada para respirômetro de Bartha elevados valores de material volátil aplicado em um mesmo volume, a quantidade de oxigênio no frasco se torna o fator limitante do processo da biodegradação aeróbia, como mencionado nos experimentos de Nuvolari (1996), comparando os respirômetros de padrão de Bartha com os alternativos de maior volume.

Dessa forma percebe-se que a aplicação em massa de 150 mg de SSV possui um representatividade maior no ensaio respirométrico do que a aplicação de 300 mg de SSV, como já observados nos gráficos.

5.5. Comparação Entre os Diferentes Lodos Avaliados

Na Tabela 5.11 estão apresentados os dados obtidos das análises dos respirômetros relacionados a produção acumulada efetiva de CO₂ em todos os ensaios realizados. O lodo do decantador do sistema de bancada apresentou valores acumulativos de CO₂ menores se comparados ao lodo da SANASA, apenas uma amostra do lodo do decantador apresentou valor acima de 1 mg CO₂ mg SSV⁻¹ (T3RI), os demais lodos na mesma razão de recirculação apresentaram valores abaixo.

Tabela 5.11: Dados da produção acumulada efetiva (mg CO₂ mg SSV⁻¹) observada em todo período de incubação.

Lodo	Respirômetros	Condição do Sistema de Tratamento de Esgoto Razão de Recirculação	Dias de Incubação	Produção Acumulada Efetiva mg CO ₂ mg SSV ⁻¹
Decantador Sistema de Bancada	T1RI	4,0	94	0,89
	T2RI	4,0	73	0,92
	T3RI	4,0	64	1,24
	T4RI	6,0	62	0,88
Decantador Sanasa	T1SRI	-	57	1,13
	T2SRI	-	50	0,83
	T3SRI	-	50	0,94
	T4SRI	-	57	1,10
Filtro Anaeróbio	FA	6,0	43	1,89

Quanto se compara o tempo de incubação necessário em cada ensaio de respirometria para se atingir valores de produção de CO₂ pouco variáveis, representando a pouca disponibilidade de material biodegradável, os ensaios T1RI, T2RI e T4RI apresentaram (lodos do decantador do sistema combinado) os maiores tempos de incubação (94, 73, 62), sendo maiores que aqueles apresentados nos ensaios realizados com as amostras de lodos da SANASA. Contudo os valores de produção acumulada efetiva observada para todos os lodos apresentaram diferenças que podem indicar uma maior bioestabilidade dos lodos avaliados para o decantador do sistema combinado.

Na Tabela 5.12 são apresentados os resultados da utilização do modelo matemático para obter a máxima produção acumulada de CO₂, ou seja, o valor máximo possível de ser atingido para essa produção.

Pelo modelo matemático, o lodo do decantador do sistema de bancada T1RI foi o que apresentou menor valor de máxima produção acumulada efetiva (0,833 mg CO₂ mg SSV⁻¹), logo quando comparado ao mesmo tipo de lodo, o T4RI que possui um maior valor (1,128 mg CO₂ mg SSV⁻¹) ou T3R1 que possui 1,310 mg CO₂ mg SSV⁻¹.

O tempo de degradação para completar 90% da máxima produção de CO₂ utilizado nessa comparação tem a intenção de inferir um tempo adequado para a bioestabilização da matéria orgânica mais facilmente biodegradável, restando apenas a fração menos lábil dos compostos. Utilizando este indicador verificou-se que somente a utilização do valor máximo da produção acumulada efetiva possível não é suficiente para uma comparação entre os lodos, mas sim o tempo estimado para a produção de 90% do valor máximo. Verificou-se que em todas as situações o lodo da ETE Piçarrão – SANASA atingiu mais rapidamente o valor de 90% do máximo da produção, indicando a presença de matéria orgânica com maior velocidade de degradação, resultado de menor bioestabilidade desse lodo, um fato já esperado para lodos com essa característica.

O lodo T4RI por possuir um valor de 100 dias para a produção acumulada de 90% endente-se que a matéria orgânica contida no lodo é menos lábil em comparação aos demais. Essa afirmativa pode ser verificada pela taxa específica de produção de CO₂, onde o T4RI possui o menor valor de todos, como indicado na Tabela 5.12.

Com exceção do T3SRI (SANASA) os demais possuem a máxima taxa específica de produção de CO₂ acima dos lodos do decantador de bancada, o que correlaciona uma característica de matéria orgânica de fácil degradação de princípio, o oposto dos lodos do decantador de bancada.

Esses resultados indicam que o lodo avaliado no decantador do sistema combinado de bancada apresentou maior bioestabilidade, que não foi alterada com a mudança da razão de recirculação de 4,0 para 6,0.

O lodo do FA por possuir uma máxima taxa específica de produção de CO₂ acima dos demais, indica uma grande quantidade de matéria orgânica de fácil biodegradação. Como mencionado anteriormente, a coleta sendo no mesmo local do efluente pode adentrar no volume do lodo coletado constituintes do efluente bruto, influenciando os resultados.

Tabela 5.12: Máxima produção acumulada efetiva (mg de CO₂/mgSSV de lodo) obtida por modelagem.

Lodo	Respirômetros	Produção Acumulada Efetiva – estimativa*			
		Máxima (100%) mg CO ₂ mg SSV ⁻¹ *	Tempo necessário para atingir uma fração percentual da máxima Produção Acumulada Efetiva (dia)		
			10%	50%	90%
Decantador Sistema de Bancada	T1RI	0,833	1	13	47
	T2RI	0,949	1	13	46
	T3RI	1,310	2	16	54
	T4RI	1,128	3	29	100
Decantador Sanasa	T1SRI	1,156	1	11	38
	T2SRI	1,081	1	10	33
	T3SRI	0,943	2	13	33
	T4SRI	1,283	2	23	78
Filtro Anaeróbio	FA	2,032	3	14	34

* Com a aplicação da equação Sigmoidal de Boltzman obtida em cada um dos ensaios é possível calcular a máxima produção acumulada efetiva.

Na Tabela 5.13 são apresentados os valores da taxa específica de produção de CO₂, em mg CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹, sendo esse valor alterado com o passar do tempo de incubação, pois com o tempo a matéria orgânica remanescente é de maior dificuldade de degradação, conferindo o maior grau de estabilidade do lodo, dessa forma as taxas específicas de produção de CO₂ (velocidade de reação) se tornam menores, mais lentas, como verificado nos gráficos das Figuras 5.11 (b) a 5.19 (b) nos itens 5.3.1 a 5.3.3. Por essa tabela verifica-se que a maior da taxa específica de produção de CO₂ é no início da incubação, normalmente no primeiro ou segundo dia, isto porque a existência de matéria orgânica de maior facilidade de degradação é a primeira a ser utilizada pelos microrganismos, aumentando o pico de velocidade da produção de CO₂. Nesta Tabela 5.13 pode-se verificar de forma mais direta a interferência da matéria orgânica de fácil degradação na estabilização do lodo, de todos os lodos analisados,

sendo que o lodo retirado do decantador do sistema de bancada foi o que apresentou menor valor de velocidade de degradação.

O lodo do FA foi o único a apresentar dois picos de taxa específica de produção, por ser um lodo de características diferentes dos demais lodos analisados (aeróbio), pode estar relacionado com os comportamentos dos microrganismos facultativos e os estritamente anaeróbios, pois ambos os processos (aeróbio e anaeróbio) geram CO₂.

Tabela 5.13: Dados sobre a máxima taxa específica de produção de CO₂ (mg CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹) observada em todo o período de incubação.

Lodo	Respirômetro	Razão de Recirculação	Produção	Tempo para	Máxima Taxa Específica
			Acumulada Efetiva (mg CO ₂ mg SSV ⁻¹)	Ocorrer a Produção Máxima Diária (dia)	de Produção de CO ₂ (mg CO ₂ mg SSV ⁻¹ dia ⁻¹)
Decantador	T1RI	4	0,89	2	0,066
	T2RI	4	0,92	2	0,075
	T3RI	4	1,24	2	0,079
	T4RI	6	0,88	1	0,056
Sanasa	T1SRI	-	1,13	1	0,107
	T2SRI	-	0,83	1	0,098
	T3SRI	-	0,94	1	0,063
	T4SRI	-	1,10	2	0,079
Filtro Anaeróbio	FA	6	1,89	1	0,092
				8	0,082

Na Tabela 5.14 são apresentados os resultados da estimativa de proporção dos sólidos SSV/SST para os lodos pós-incubação. Os valores indicam a redução nos valores dos sólidos suspensos voláteis ocorridos durante os ensaios nos respirômetros. As incubações se estenderam até a estabilização dos resultados nas análises, logo ao fim do processo de incubação considerou-se que o lodo tinha atingido um grau adequado de estabilidade biológica. Com isso os valores encontrados de SSV/SST podem indicar para esses lodos níveis de lodos estabilizados.

O lodo T4RI apresentou valores CT, antes e depois do processo de incubação, com mínima diferença entre eles. ($40,2 \pm 0,1\%$ e $39,8 \pm 0,4\%$), tornando o dado pouco significativo, de difícil correlação. Nuvolari (1996), também observou comportamentos

parecidos nas análises de carbono antes e depois da incubação dos respirômetros, verificando em alguns casos a não diferença dos valores.

Tabela 5.14: Estimativa dos valores de SSV/SST* por meio da correlação entre os valores finais de Carbono total.

Resp.	Massa aplicada (mg SSV)	SSV/SST	(SSV/SST)%	Aplicado CT %	f _{ce}	Após o fim da Incubação CT %	Valores Teóricos Estimados	
							(SSV/SST)%	SSV/SST
T1RI	162	0,92	92	50,6 ± 1,2	0,55	34,3 ± 0,9	62	0,62
T2RI	153	0,92	92	42,7 ± 2,1	0,46	36,8 ± 0,1	79	0,79
T3RI	149	0,92	92	43,7 ± 2,1	0,47	35,6 ± 1,2	75	0,75
T4RI	150	0,94	94	40,2 ± 0,1	0,43	39,8 ± 0,4	93	0,93
T1SRI	154	0,70	70	31,7 ± 0,2	0,45	24,9 ± 0,6	55	0,55
T2SRI	158	0,70	70	33,1 ± 1,3	0,47	25,7 ± 0,6	54	0,54
T3SRI	150	0,71	71	31,5 ± 0,6	0,45	24,9 ± 0,1	56	0,56
T4SRI	152	0,70	70	29,7 ± 1,0	0,43	22,8 ± 0,1	53	0,53
FA	157	0,85	85	51,9 ± 0,9	0,61	35,2 ± 0,1	76	0,76

*A estimativa foi realizada devido a pouca amostra de sólidos contidas nos respirômetros, sendo o suficiente para realização da análise do carbono total.

Pelos valores teóricos finais encontrados de SSV/SST (Tabela 5.14) pode-se afirmar que valores relatados na literatura para lodos digeridos: 0,60 a 0,65 (VON SPERLING *et al.*, 2010) não garantem a certeza da estabilidade do lodo apenas para esses valores, pois foi observado resultados maiores da relação nos lodos estabilizados pós respirometria.

Por todos estes dados avaliados, o processo de recirculação favoreceu uma obtenção mais adequada para a bioestabilização para o lodo de descarte do decantador, sem a necessidade de realizar a recirculação do lodo ao FA.

5.6. Microfanuna

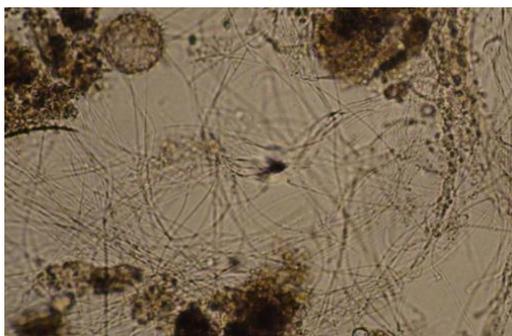
As análises microscópicas, de caráter qualitativo, foram realizadas na biomassa do lodo de arraste do BAS retido no decantador, sendo realizada junto com as coletas destinadas a avaliação do IVL, da série de sólidos suspensos (SST, SSV, SSF) e do carbono total.

Para as observações da microfauna utilizou-se microscópio óptico com faixa de ampliação de trabalho de 160 a 400 vezes, sendo a maioria registrada em fotografias na ampliação de 160 vezes. De acordo com Vazollér (1989) esse tipo de observação pode trazer informações a respeito da presença/ausência de microrganismos considerados como indicadores de qualidade de sistemas de tratamento. Dessa forma verificou-se o as possíveis mudanças da microfauna no decorrer de cada etapa experimental, no entanto essas análises iniciaram a partir da 2ª etapa ($q/Q = 1,5$).

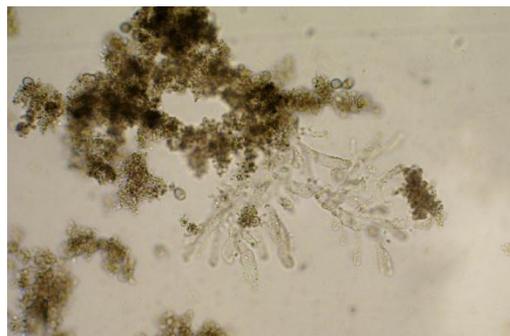
A *Zooglea ramigera* por formar uma massa gelatinosa se torna reconhecíveis ao microscópico porque formam estruturas dentríticas, dessa forma em todas as etapas experimentais observadas (2ª a 5ª) foi possível a sua visualização. As bactérias filamentosas também foram visíveis em todas as etapas analisadas, isto se deve ao seu tamanho variado de 10 μm até valores acima de 800 μm (VAZOLLÉR (1989). Estas bactérias são importantes para a constituição do floco no sistema aeróbio. Nestes flocos as bactérias filamentosas dão a estrutura e as bactérias zoogleas garantem a coesão através dos exopolímeros por ela produzidos. Os flocos estavam com características pequenas, indicando uma maior presença das bactérias formadoras de flocos (*Zooglea ramigera*). Esse fato pode estar relacionado com a aeração do sistema aeróbio, por não ser limitante ao processo (As médias dos valores de oxigênio dissolvido – OD apresentadas na Tabela 5.1, para o efluente do decantador, ficaram entre 4,6 a 5,5 $\text{mg de O}_2 \text{ L}^{-1}$), favorecendo a *Zooglea*. Na Tabela 5.15 (a) e (b) estão apresentados, de forma representativa, as imagens das bactérias filamentosas e da *Zooglea ramigera* respectivamente.

Outras bactérias foram possíveis de observar, a exemplo do *Spirillum* sp, que começou a ser visualizada no final da 3ª etapa ($q/Q = 2,0$) em diante. São bactérias heterotróficas aeróbias facultativas (normalmente possuem 20 a 25 μm) e, que em ambientes anóxicos (ausência de oxigênio e presença de nitrato) realizam a desnitrificação (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003). O longo tempo de detenção de lodo no decantador pode provocar sua flotação, devido à formação de N_2 , caso se forme um ambiente anóxico no meio. Na Tabela 5.15 (h) está apresentado, de forma representativa, a imagem da bactéria *Spirillum* sp.

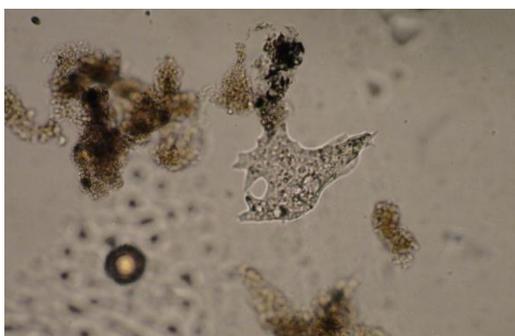
Tabela 5.15: Microfauna presente no lodo gerado do BAS.



(a) Bactérias filamentosas (aumento 400 x)



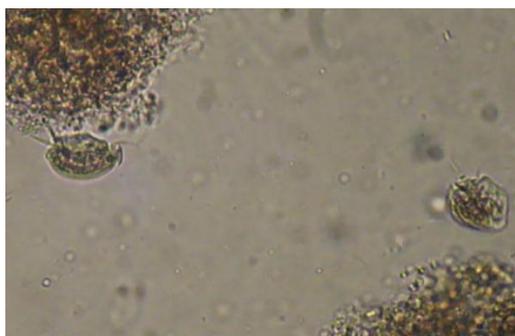
(b) *Zooglia ramigera* - bactéria formadora de floco (aumento 160 x)



(c) Ameba (aumento 160 x)



(d) Ciliados livres Natantes (aumento 160 x)



(e) Protozoário ciliado *Aspidisca costata* (aumento 160 x)



(f) Ameba com teca – *Arcella* (aumento 160 x)



(g) Protozoário Flagelado (aumento 400 x)



(h) Bactéria - *Spirillum* sp (aumento 400 x)

Os rotíferos, nematóides (*Rhabditis* sp) e os tarígrados, assim como as bactérias filamentosas e as formadoras de floco, também se apresentaram em todas as etapas analisadas (2^a a 5^a). Estes organismos são uns dos principais representantes dos micrometazoários, que por sua vez tem um período de geração mais longo que os organismos unicelulares e aparecem apenas em lodo mais velho e em condições estáveis de funcionamento. Dessa forma, quando encontrados juntos, os rotíferos nematóides (como o *Rhabditis* sp) indicam uma alta idade do lodo. Os rotíferos são resistentes a condições adversas. A sua presença em grande quantidade está associada também a uma boa depuração. Na Tabela 5.16 (b) e (d) estão apresentados, de forma representativa, as imagens dos rotíferos e do *rhabditis* sp respectivamente.

A presença de tardígrado no efluente pode indicar ausência de toxicidade (detergentes ou inibidores), excelentes condições de degradabilidade, alta concentração de oxigênio e baixo DBO final, sendo estas características confirmadas pelas análises, verificadas na Tabela 5.1 para o efluente do decantador (com média de DBO variando de 3 a 6 mg O₂ L⁻¹ entre as etapas). Na Tabela 5.16 (c) está apresentada, de forma representativa, a imagem do Tardígrado.

O *Dero furcatus* (anelídeo, da classe oligoqueta), constituinte dos micrometazoários, começou a ser visualizado no final da 3^a etapa (q/Q). Este organismo pode ter um tamanho total de 8 mm, sendo consumidores naturais de biomassa em camadas bentônicas em ecossistemas. Na Tabela 5.16 (e) está apresentada, de forma representativa, a imagem do *Dero furcatus*.

De acordo com Tamis (2011) a predação de lodo realizada pelo *Dero furcatus* pode ser uma solução eficaz para reduzir a produção de lodo em uma estação de tratamento de águas residuais. A presença desses anelídeos indica excesso de oxigênio dissolvido, confirmado pela análise de OD, já comentada anteriormente Tabela 5.1.

Tabela 5.16: Microfauna presente no lodo gerado do BAS.



(a) Protozoário ciliado fixo – *Vorticella* sp (aumento 160 x)



(b) Micrometazoario grupo dos rotíferos (aumento 160 x)



(c) Tardígrado (aumento 160 x)



(d) Nematóide – *Rhabditis* sp (aumento 160 x)



(e) Anelídeo - *Dero furcatus* (aumento 160 x)

Na imagem, o *Dero furcatus* está localizado entre os protozoários ciliados. Esta visualização corresponde a extremidade posterior do organismo.

Em todas as etapas analisadas, com exceção da 3ª ($q/Q = 2,0$), foram visualizadas amebas nuas (sem casca), porém em pouca proporção. Segundo Hoffmann (2001) a presença de aglomerados de amebas nuas pode ser observado no início de funcionamento das estações de tratamento, e também pode indicar grandes sobrecargas no sistema e condições instáveis. Na Tabela 5.15 (c) está apresentada, de forma representativa, a imagem da ameba nua.

As amebas tecadas (*Arcella* sp) foram observadas a partir da 3ª etapa ($q/Q = 2,0$) em diante. Segundo Hoffmann *et al.* (2001) e Vazollér (1989), as amebas com casca indicam, geralmente, condições estáveis de funcionamento (boa depuração) e uma baixa carga de lodo. Por ser sensível a amônia, sua presença é indicativa de nitrificação. Condições estáveis de funcionamento. Na Tabela 5.15 (f) está apresentada, de forma representativa, a imagem da *Arcella* sp.

A presença de ciliados fixos como a *Vorticella* sp estavam presentes em todas as etapas analisadas, porém em pouca proporção. De acordo com Martins *et al.* (2002) a *Vorticella* sp pode ser indicadora de baixa concentração de oxigênio elevada DBO no efluente final, justificando a pouca visualização no lodo do BAS. Na Tabela 5.16 (a) está apresentada, de forma representativa, a imagem da *Vorticella* sp.

Os protozoários flagelados, apesar de presentes em todas as etapas analisadas, foram poucos observados, e destes sendo em grande parte pequenos, dessa forma não indicando problemas de operação. Na Tabela 5.15 (g) está ilustrado a imagem de um protozoário flagelado observado no lodo. De acordo com Vazollér (1989) grandes quantidades de flagelados pequenos ($<10 \mu\text{m}$) em sistemas de lodos ativados podem indicar lodo jovem e em vias de formação, e se persistir essas grandes quantidades em um lodo não tão jovem pode ser indicio de baixa depuração que podem ser causadas por baixa oxigenação, carga muito forte e/ou presença de subprodutos da fermentação.

Em todas as etapas analisadas observou-se a presença de ciliados livres natantes. Um maior volume de ciliados grandes, semelhantes ao *Paramecium* sp, foram observados na 4ª etapa ($q/Q = 4,0$) em casos pontuais, principalmente relacionados a alta carga de matéria orgânica do afluente sanitário que adentrava no sistema combinado, assim como mencionado por Vazollér (1989) no qual cita que a concentração de grandes ciliados livres ($> 50 \mu\text{m}$) indicam forte carga no sistema de tratamento aeróbio. Na Tabela 5.15 (d) está apresentada, de forma representativa, ciliados livres natantes.

A *Aspidisca costata* (ciliados predadores de flocos) foi observada apenas na 4ª e 5ª etapas experimentais, na Tabela 5.15 (e) está indicado uma imagem do ciliado.

De acordo com Bento *et al.* (2005) quando um lodo é dominado por ciliados predadores de flocos e ciliados fixos e, o número de flagelados e ciliados livre natantes é pequeno (mínimo), pode-se afirmar que está ocorrendo uma boa depuração. Em consequência encontrou-se flocos bem formados, bactérias dispersas e baixa DBO no efluente final. Os ciliados predadores de flocos, como a *Aspidisca costata*, alimentam-se de bactérias nitrificantes, e se há bactérias nitrificantes há nitrificação.

Vazzollér (1989) menciona que os ciliados predadores de flocos por serem consumidores de bactérias. O fato de eliminar bactérias faz com que sejam mantidas em máxima taxa de reprodução, ou seja, alta renovação celular. Na Tabela 5.15 (e) está apresentada, de forma representativa, a imagem da *Aspidisca costata*.

De uma maneira geral, as indicações e correlações com microfauna foram condizentes com relação a boa depuração do efluente final do sistema combinado de tratamento.

O lodo do decantador da ETE Piçarrão – Sanasa demonstrou pouca diversidade, porém com microfauna significativa de boa depuração e nitrificação, apresentando tardígrados, rotíferos e *Aspidisca costata*.

6. CONCLUSÕES

Como conclusões finais para o presente trabalho, pode-se afirmar:

O sistema combinado (anaeróbio/aeróbio) de tratamento utilizado neste estudo, Filtro Anaeróbio (FA) seguido de Biofiltro Aerado Submerso (BAS), é eficiente na remoção de matéria orgânica sem quaisquer correções de valores de pH e alcalinidade, indicando uma elevada robustez dessa configuração de sistema de tratamento.

A proposta de recirculação foi aparentou ser adequada para a obtenção de um grau adequado de bioestabilização para este lodo, observando-se as condições operacionais utilizadas, sem a necessidade de recirculação do lodo.

Em um primeiro momento, as taxas de recirculação aplicada ao sistema combinado propiciaram elevados níveis na diminuição das concentrações de $N-NH_3$ (processo de nitrificação), evidenciando a crescente redução até a 4ª etapa ($q/Q = 4,0$), porém esta diminuição pode ter sido acarretada pelo fator de diluição (aumento da vazão de recirculação) e não somente pela conversão do nitrogênio amoniacal. Pelos resultados obtidos 4ª etapa foi a que apresentou a condição ótima para remoção de nitrogênio e carbono do sistema. O uso da recirculação otimizou a conversão do $N-NH_4$ e remoção do nitrato em comparação ao sistema combinado sem recirculação de efluente.

O aumento da recirculação proporcionou um maior aumento do arraste de sólidos para o decantador, sendo na 3ª etapa ($q/Q = 2,0$) onde ocorreu a maior relação de produção em volume de lodo.

As análises do lodo nas formas tradicionais, SSV/SST e CT, e COT não estabeleciam os suportes esclarecedores sobre o conceito de estabilidade biológica para o lodo de esgoto, deste modo com a aplicação do método adaptado do respirômetro de Bartha em base líquida proporcionou fazer uma correlação com os dados tradicionais (SSV/SST) a fim de esclarecer o processo de estabilização.

A comparação do lodo do decantador do sistema de bancada caracterizado por SSV/SST (0,92 a 0,94) com um lodo gerado em uma ETE de tratamento similar, tratamento combinado anaeróbio/aeróbio sem recirculação de efluente, demonstrou que

apesar de possuir um valor menor de SSV/SST (0,70) evidenciou valores maiores de biodegradabilidade pelo método adaptado de respirometria de Bartha em correlação com as análises de CT e SSV.

As análises de microfauna demonstraram certa diversidade no sistema biológico aeróbio, indicando estabilidade ao sistema em grande parte das etapas experimentais.

7. RECOMENDAÇÕES

A partir deste presente trabalho recomenda-se os seguintes sugestões para o sistema combinado de bancada:

- Otimizar o ponto de retirada de lodo em cada unidade, não coincidindo com o mesmo ponto de abastecimento;
- A formação de um fundo falso mais cônico, a fim de auxiliar o descarte do lodo de fundo;
- Melhorar o ponto de entrada do recirculado no FA, a fim de promover a melhor mistura possível entre o efluente e esgoto bruto;
- Verificar a real interferência da recirculação na concentração das variáveis físicas, químicas e biológicas.

A partir deste presente trabalho recomendam-se as seguintes sugestões para o estudo mais elaborado sobre o grau de estabilidade do lodo:

- Aumentar a variação de aplicação da Taxa de SSV no método adaptado para a respirometria de Bartha, no intuito de encontrar um valor mais representativo na avaliação da biodegradabilidade;
- Avaliar taxas de aplicação em termos de STV a fim de verificar uma melhor correlação entre os parâmetros como o CT.
- Utilização de respirômetros alternativos de maiores volumes, a fim de diminuir a limitação da concentração de oxigênio no processo de respiração aeróbia.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR 14283 – **Resíduos em solos - Determinação da biodegradação pelo método respirométrico**. 8 p., 1999.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR 13969 - **Tanques Sépticos - Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes Líquidos** - Projeto, Construção e Operação. 60p., 1997.

ADAMS, R. C.; MACLEAN, F. S.; Dixon, J. K.; BENNETT, F. M.; Martin, G. I.; LOUGH, R. C. The Utilization of Organic Wastes in N.Z.: Second Interim report of The Inter-departmental Committee. **New Zealand Engineering**. p. 396-424, 1951 *apud* SWANA, Solid Waste Association of North America. **Pilot Study Initial Results for Vermicomposting Yard Waste with Biosolids for Mansfield Borough**. Recycling Technical Assistance (Gannett Fleming), Mansfield Borough, Tioga County, p. 13. 2003.

ALMEIDA, P. G. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Development of compact UASB/trickling filter systems for treating domestic wastewater in small communities in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 59, n° 7, p. 1431 – 1439, 2009.

ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; PEREIRA, M. G.; LUCAS FILHO, M. **Filtros Anaeróbios com Enchimento de Diferentes Materiais**. p.75-86. In: Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios – Coletânea de Artigos Técnicos – volume I.

ANDRADE, C. A. **Fração orgânica de biossólidos e efeito no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um latossolo cultivado com eucalipto**, 2004. 121 p. Tese (doutorado). Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

ARAÚJO, M. M. **Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de indústria produtora de lisina**, 2006. 160 p. Tese (Doutorado na área de Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

APHA/WEF/AWWA, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20th Edition, Washington: American Water Works Association, American Public Health Association, Water Environmental Federation, 1998.

ARCEIVALA, S. J. **Wastewater Treatment and Disposal. Engineering and Ecology in Pollution Control**. Marcel Dekker, inc. New York and Basel, p. 892. 1981.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; MAXIMILIANO, V. C. B. **Emissão de C-CO₂ em amostras de latossolo tratadas com lodos de esgoto**. 20 p. Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Jaguariúna, 2009.

BENTO, A. P. SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 4, 329 - 338 p. 2005.

CAMARGO, S. A. R. **Filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários: avaliação da partida e operação**. 2000. 194 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente). Faculdade de Engenharia Civil, Urbanismo e Arquitetura, Universidade de Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

CAMPOS, A. L. O.; BLUNDI, C. E. Avaliação de Matéria Orgânica em Compostagem: Metodologia e Correlações. In: 26º Congresso interamericano da AIDIS, 1998, Lima – Peru, 1998.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro. ABES. Projeto PROSAB, 443p, 1999.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG .Belo Horizonte. 379p., 2011.

CHERNICHARO, C. A. L. Cap. 1: **Aplicabilidade da Tecnologia Anaeróbia para o Tratamento de Esgotos Domésticos**. p.12 In: Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios – Coletânea de Artigos Técnicos - volume I. CHERNICHARO, C. A. L. (Coordenador). Belo Horizonte Projeto PROSAB, 220p, 2000.

CLAAS, I. C.; MAIA, R. A. M. **Efluentes líquidos**. Brasília: Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (SENAI) / Departamento Nacional (DN), 2003. 310 p.

COSTA, M. R. **Uso da Respirometria para Avaliação da Biodegradação Aeróbia de Lixiviado de Resíduos Sólidos Urbanos em Latossolo Vermelho-Escuro**, 2009. 109 p. [Distrito Federal] 2009. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

CORAUCCI FILHO, B.; SIVIERO, A. R., SOUZA, L. C. F. e ALBUQUERQUE, A. F. Avaliação da biodegradação de lodo de indústria cítrica no solo através do ensaio de respirometria. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 165-172 p. 1997.

CRUZ, L. M. O. **Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio preenchido por casca de coco verde (*Cocos nucifera*) combinado com filtro de areia**. 2009. 160 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente). Faculdade de Engenharia Civil, Urbanismo e Arquitetura, Universidade de Estadual de Campinas, Campinas, 2009.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O.E. Volatile acids by direct titration. J. **Water Pollution Control Federation**. v. 33, n. 4, p. 357-365, 1961.

DOMINGUES, L.M. **Sistema combinado filtro-anaeróbio-biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação do esgoto sanitário**, 2005. 166 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente). Faculdade de Engenharia Civil, Urbanismo e Arquitetura, Universidade de Campinas, Campinas, 2005.

EPA, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Manual. Nitrogen Control. Technology Transfer**. Cincinnati, Ohio. 311 p., 1993. USA, set. 1993. (EPA/625/R-93/010).

EPA, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Process Design Manual Land Application of Sewage Sludge and Domestic Septage**. Cincinnati, Ohio. 301 p., 1995. USA, set. 1995. (EPA/625/R-95/001).

FERNANDES, F.; SOUSA, S. G. Cap. 2: **Estabilização de Lodo de Esgoto. p. 29 In: Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. ANDREOLI, C. V. (coordenador). Curitiba – PR. Projeto PROSAB, 282 p. 2001.

FLORENCIO, L., ALMEIDA, P. G. S., MENDONÇA, N. M., VOLSHAM, I., NETO, C. O. A., PIVELI, R. P., CHERNICHARO, C. A. L. Cap. 8 – **Nitrificação em reatores Aeróbios com biomassa Aderida**. In: Nutrientes de esgoto sanitário: Utilização e Remoção. Francisco Suetônio Bastos Mota e Marcos von Sperling (coordenadores). Rio de Janeiro: ABES. Projeto PROSAB, 428p, 2009.

FOCO, M.L.R; **Filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso: produção de biomassa, conversão de matéria orgânica e de nitrogênio**, 2010. 109 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente). Faculdade de Engenharia Civil, Urbanismo e Arquitetura, Universidade de Estadual de Campinas, Campinas, 2010.

GERARDI, Michael H. **Wastewater microbiology: Nitrification/Denitrification in the activated sludge process** / Michael H. Gerardi. 2002. p. 193. John Wiley and Sons, Inc., New York.

GOLUEKE, C. G. Biological processing: Composting and hydrolysis solid waste management. **V.N. Reinholds Company**, 1977, p.225 *apud* SILVA, W. R.; **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais**, 2009. 159 p. Tese (Doutorado em Química) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza Departamento de Química, Universidade Federal da Paraíba, Programa de Pós-Graduação em Química, João Pessoa – PB.

GONÇALVES, R. F., CHERNICHARO, C. A. L., ANDRADENNETO C. O., ALEM SOBRINHO P., KATO MT., COSTA R. H. R., AISSE M. M. & ZAIAT M. **Pós – tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme**. In: CHERNICHARO C. A. L. (coordenador). Pós – tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, Capítulo 4. FINEP/PROSAB, Belo Horizonte, 544p. 2001.

HAN, H. G.; QIAO. J. F. Prediction of activated sludge bulking based on a self-organizing RBF neural network. **Journal of Process Control**, v. 22, p.1103 – 1112, 2012.

GRAY, C. P. L.; LIM, H.C. **Pollution Engineering and Technology. Theory and Applications**. Marcel Dekker, inc. New York and Basel. 963 p. 1980.

HAUG, R.T. Measuring compost substrate degradability. **Biocycle**, 1991. Vol. 32, n. 01, p. 56-62 *apud* CAMPOS, A. L. O.; BLUNDI, C. E. Avaliação de Matéria Orgânica em Compostagem: Metodologia e Correlações. In: 26º **Congresso interamericano da AIDIS**, 1998, Lima – Peru, 1998.

HAUG, R.T. **The Practical Handbook of Compost Engineering**. Boca Raton, Lewis Publishers, 1993 *apud* CAMPOS, A. L. O.; BLUNDI, C. E. Avaliação de Matéria Orgânica em Compostagem: Metodologia e Correlações. In: 26º **Congresso interamericano da AIDIS**, 1998, Lima – Peru, 1998.

HOFFMANN, H.; BENTO, A. P.; FILHO, P. B. Utilização da Imagem Microscópica na Avaliação das Condições de Operação – uma Aplicação da Experiência da Alemanha em Estações de Tratamento de Esgotos do Brasil. In: 21º **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 9 p. João Pessoa – PB, 2001.

HORAN, N. J. **Biological Wastewater Treatment Sytems: Theory and Operatin**. 310p. 1991. John Wiley & Sons Ltd. West Sussex PO 19 1UD, Engalnd.

KHALIL, M. I.; Hossain, M. B.; SCHMIDHALTER, U. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of subtropic treated with organic materials. **Soil Biology and Biochemistry**, v.37, 1507-1518 p., 2005.

LONG, D. A. Chapter 10 – Anaerobic Sludge Digestion. **Biological treatment processes Handbook of environmental engineering**; vol. 3. 498p. Wang, Lawrence K. Pereira, Normam C. 1986. The HUMANA Press Inc. Crescent Manor. P. O. Box 2148. Clifton, NJ 0715.

LOPES, P. R. M.; BIDOIA, E. D. Evaluation of the Biodegradation of Different Types of Lubricant Oils in Liquid Medium. In: **Brazilian Archives of Biology and Technology**. An International Journal, Vol.52, n.5: 1285-1290 p. 2009.

MARTINS, M. J.; NICOLAU, A.; MANUEL, M.; LIMA, N. A importância da microfauna como ferramenta de trabalho em estações de tratamento de águas residuais. **Encontro Nacional de Saneamento Básico**;

Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 15 p., Braga, 2002 – “Uso Sustentável da Água : actas” [CD-ROM]. 2002.

MESQUITA, D. P.; AMARAL, A. L.; FERREIRA, E.C. Identifying different types of bulking in an activated sludge system through quantitative image analysis. **Chemosphere**, v. 85, p. 643–652, 2011.

MOHLMAN, M. L. The Sludge Index (Editorial). **Sewage Works Journal**, Water Environment Federation, vol. 6, n° 1, p. 119 – 122, 1934.

MONTAGNOLLI, R. N.; LOPES, P. R. M.; BIDOIA, E. D. Applied models to biodegradation kinetics of lubricant and vegetable oils in wastewater. In: **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.63 297–305 p. 2009.

MONTAGNOLLI, R. N. **Biodegradação de derivados do petróleo com a aplicação de biossurfactante produzido por *Bacillus subtilis***, 2011. 245 p. Dissertação (mestrado). Instituto de Biociências , Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2011.

NUVOLARI, A. **Aplicação de Lodo de Esgotos Municipais no Solo: Ensaios de Respirimetria para Avaliar a Estabilidade do Lodo**, 1996. 158 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento). Faculdade de Engenharia Civil Urbanismo e Arquitetura, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1996.

PATZA, E. **Aplicação de Modelos Matemáticos para Definição de Parâmetros Hidráulicos e Cinéticos de Tanques Sépticos**, 2006. 199 p. Dissertação (Mestrado). Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba – PR, 2006.

PNSB, **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 219 pág. Rio de Janeiro, 2010.

PONTES, P. P.; CHERNICHARO, C. A. L. Characterization and removal of specific organic constituents in an UASB - trickling-filter system treating domestic wastewater. **Environmental Technology**, Vol. 32, n° 3, p. 281–287, 2011.

PUJOL, R., CANLER, J.P. E IWEMA, A. Biological aerated filters: an attractive and alternative biological process. **Water Science and Technology**, vol. 26, n° 3/4, p. 693 – 702, 1992.

RESOLUÇÃO nº 430, DE 13 DE MAIO DE 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C., CONVERSE, J.C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**., v. 58, n° 5, p. 406-411, 1986.

RODGERS, M.; PAOR de D.; CLIFFORD, E. Dairy wastewater treatment using a horizontal flow biofilm system. **Journal of Environmental Management**, Galway, Ireland, v. 86, p. 114 -120, 2008.

ROSSETTI, S.; TOMEI, M. C.; NIELSEN, P. H.; TANDOI, V. *Microthrix parvicella*”, a filamentous bacterium causing bulking and foaming in activated sludge systems: a review of current knowledge. **FEMS Microbiology Reviews**. 29, p.49 – 64, 2005.

SANTOS, E. M. R. **Sistema combinado tratando esgoto sanitário contendo formaldeído: toxicidade remanescente avaliada em diferentes níveis tróficos**, 2011. 208 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente). Faculdade de Engenharia Civil, Urbanismo e Arquitetura, Universidade de Campinas, Campinas, 2011.

SILVA, W. R.; **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais**, 2009. 159 p. Tese (Doutorado em Química) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza Departamento de

Química, Universidade Federal da Paraíba, Programa de Pós-Graduação em Química, João Pessoa – PB.

SYKES, R. M. 11 – **Biological Wastewater Treatment Processes**. Section II Environmental Engineering. The Civil Engineering Handbook. Second Edition. Edited by W.F. Chen and J.Y. Richard Liew. 2003. CRC Press LLC. No claim to original U.S. Government works.

SWANA, Solid Waste Association of North America. **Pilot Study Initial Results for Vermicomposting Yard Waste with Biosolids for Mansfield Borough**. Recycling Technical Assistance (Gannett Fleming), Mansfield Borough, Tioga County, p. 13. 2003.

TAMIS, J. A full scale worm reactor for efficient sludge reduction by predation in a wastewater treatment plant. **Water Research**, V. 45, p.5916 – 5924, 2011.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.; STENSEL, D. **Wastewater engineering: Treatment and Reuse**, 4ª edição, New York, McGraw-Hill Science. 1819 p. 2003.

TELES, C. R.; MUNARO, C. J.; CASSINI, S. T. A. Modelagem da decomposição aeróbia de lodo de esgoto em solos com diferentes texturas. In: **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 13, n.2, 197–203 p. Campina Grande, PB, UAEA/UFCG. 2009.

TONETTI, A. L; **Tratamento de esgotos pelo sistema combinado filtro anaeróbio e filtros de areia**. 2008. 204 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de esgotos. Um manual para Regiões de Clima Quente**. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994. 232p.

VAZOLLÉR, R. F. **Microbiologia de Lodos Ativados**. São Paulo. Série Manuais/ Secretaria do Meio Ambiente. CETESB, 1989. 23p.

VIARO, V. L. **Crítérios para Reúso de Água em Industrias: Aproveitamento do Efluente da Estação de Tratamento de Esgoto do Piçarrão**, 2007. 190 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente). Faculdade de Engenharia Civil, Urbanismo e Arquitetura, Universidade de Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Capítulo 2, Vol. 1, 6ª reimpressão, 2011.

VON SPERLING, M. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Cleverson V. Andreoli, Marcos Von Sperling, Fernando Fernandes, Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná. 484 pág. – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; Capítulo 2, Vol. 6, 4ª impressão, 2010.

VON SPERLING, M. **Princípio básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte:Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1996. v. 2, 211p.

WEF, WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants. Manual of Practice N°. 11.**, Volumes (I, II, III). Sixth Edition, 1980p. 2008. Manufactured in the United States of America. Water Environment Federation, WEF Press.

ANEXO 1

ANEXO 2

A Tabela A2.1 está apresentado um exemplo da tabulação dos dados obtidos no ensaio de respirometria para o cálculo da Produção Acumulada Efetiva mg CO₂/mg SSV. Nesta Tabela estão indicados os dados lodo do decantador de bancada - T2, apresentando apenas os valores para a aplicação real de 153 mg de SSV do lodo (valor de referência de 150 mg – R1). Esta tabulação foi realizada também para a aplicação de referência 300 mg de SSV – R2.

Na Tabela A2.2 foi realizada para o cálculo da máxima velocidade de produção (mg de CO₂/mg SSV dia). Na Tabela A2.3 foi criada para realização a somatória em micromol da produção de CO₂.

Tabela A2.1: Tabulação dos dados dos ensaios de respirometria de Bartha realizados para o lodo T2 Decantador (DEC) – sistema combinado de bancada.

mg SSV de Aplicação	Data de Leitura	Dias de Incubação	Volume HCl (mL) Titulação			Concentrações (N) – Base e Ácido Utilizados na Incubação e Titulação			Produção de CO ₂ - R1 e R1'				mg CO ₂ mg SSV ⁻¹		Média	Somatória		
									Micromol de CO ₂		mg de CO ₂					mg CO ₂ mg SSV ⁻¹	mg CO ₂ mg SSV ⁻¹	Média
			R1	R1'	Média	KOH	HCl	Branco	T2 R1	T2 R1'	T2 R1	T2 R1'	T2 R1	T2 R1'		T2 R1	T2 R1'	T2RI
Valor Real (153)	03/07/2012	0	0	0	0	0,2153	0,1093	0,0	0,0	0,0	0	0	0	0	0	0	0	0
	05/07/2012	2	9,8	10,7	10,3			19,8	546,5	497,3	24,0	21,9	0,16	0,14	0,15	0,16	0,17	0,17
Valor Teórico de Referência (150)	10/07/2012	7	7,6	8,3	8,0			19,6	655,8	617,5	28,9	27,2	0,19	0,18	0,18	0,35	0,35	0,35
	13/07/2012	10	15,5	15,5	15,5			19,3	207,7	207,7	9,1	9,1	0,06	0,06	0,06	0,41	0,41	0,41
	20/07/2012	17	11,8	11,6	11,7			19,5	420,8	431,7	18,5	19,0	0,12	0,12	0,12	0,53	0,53	0,53
	27/07/2012	24	10,7	9,8	10,3			19,4	475,5	524,6	20,9	23,1	0,14	0,15	0,14	0,67	0,68	0,67
	03/08/2012	31	14,0	14,6	14,3			19,4	295,1	262,3	13,0	11,5	0,08	0,08	0,08	0,75	0,76	0,75
	10/08/2012	38	15,7	16,2	16,0			19,1	185,8	158,5	8,2	7,0	0,05	0,05	0,05	0,80	0,80	0,80
	17/08/2012	45	16,5	16,9	16,7			19,0	136,6	114,8	6,0	5,0	0,04	0,03	0,04	0,84	0,84	0,84
	24/08/2012	52	14,5	14,8	14,7	0,2100	0,1276	16,0	95,7	76,6	4,2	3,4	0,03	0,02	0,02	0,87	0,86	0,86
	31/08/2012	59	14,5	14,9	14,7			16,2	108,5	82,9	4,8	3,6	0,03	0,02	0,03	0,90	0,88	0,89
	06/09/2012	65	14,5	14,7	14,6			16,2	108,5	95,7	4,8	4,2	0,03	0,03	0,03	0,93	0,91	0,92
	14/09/2012	73	14,6	14,6	14,6			16,2	102,1	102,1	4,5	4,5	0,03	0,03	0,03	0,96	0,94	0,95

Tabela A2.2: Tabulação dos dados para cálculo da máxima velocidade produção (mg de CO₂ mg SSV⁻¹ dia⁻¹).

Data de Leitura	Dias de Incubação	mg CO ₂ /mg SSV		Média	T2RI - Média /Dia
		T2 R1	T2 R1'		mg de CO ₂ mg SSV ⁻¹ dia ⁻¹
03/07/2012	0	0,00	0,00	0,00	0,000
05/07/2012	2	0,16	0,14	0,15	0,075
10/07/2012	7	0,19	0,18	0,18	0,037
13/07/2012	10	0,06	0,06	0,06	0,020
20/07/2012	17	0,12	0,12	0,12	0,018
27/07/2012	24	0,14	0,15	0,14	0,021
03/08/2012	31	0,08	0,08	0,08	0,011
10/08/2012	38	0,05	0,05	0,05	0,007
17/08/2012	45	0,04	0,03	0,04	0,005
24/08/2012	52	0,03	0,02	0,02	0,004
31/08/2012	59	0,03	0,02	0,03	0,004
06/09/2012	65	0,03	0,03	0,03	0,005

Tabela A2.3: Tabulação dos dados para a realização da somatória em micromol e mg de produção de CO₂, sem considerar o no cálculo o SSV.

Data de Leitura	Dias de Incubação	Somatória			Somatória		
		(μmol) Micromol de CO ₂	Média	mg CO ₂	Média		
03/07/2012	0	T2 R1	T2 R1'	T2RI	T2 R1	T2 R1'	T2RI
05/07/2012	2	0	0	0	0	0	0
10/07/2012	7	546,5	497,3	521,9	24	21,9	23
13/07/2012	10	1202,3	1114,9	1158,6	52,9	49,1	51
20/07/2012	17	1410	1322,5	1366,3	62	58,2	60,1
27/07/2012	24	1830,8	1754,3	1792,5	80,6	77,2	78,9
03/08/2012	31	2306,2	2278,9	2292,6	101,5	100,3	100,9
10/08/2012	38	2601,3	2541,2	2571,3	114,5	111,8	113,1
17/08/2012	45	2787,2	2699,7	2743,4	122,6	118,8	120,7
24/08/2012	52	2923,8	2814,5	2869,1	128,6	123,8	126,2
31/08/2012	59	3019,5	2891	2955,3	132,9	127,2	130
06/09/2012	65	3127,9	2974	3051	137,6	130,9	134,2