

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química

P
P
G
E
Q



DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**Aplicação do Modelo ASM1 na Simulação das
Condições Operacionais de uma Estação de
Tratamento de Efluentes por Lodo Ativado**

Luiz Carlos Zoby Júnior

Orientador: Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho
Co-orientadora: Dra. Maria do Carmo Lourenço da Silva

Recife/PE

Agosto/2011

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

**APLICAÇÃO DO MODELO ASM1 NA SIMULAÇÃO DAS
CONDIÇÕES OPERACIONAIS DE UMA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE EFLUENTES POR LODO ATIVADO**

Luiz Carlos Zoby Júnior

Recife

2011

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

Z83a	Zoby Júnior, Luiz Carlos. Aplicação do modelo ASM1 na simulação das condições operacionais de uma estação de tratamento de efluentes por lodo ativado / Luiz Carlos Zoby Júnior. - Recife: O Autor, 2011. xix, 105 folhas, il., gráfs., tabs. Orientador: Prof. Dr. Mauricio Alves da Motta Sobrinho. Co-Orientadora: Dra. Maria do Carmo Lourenço da Silva. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 2011. Inclui Referências Bibliográficas e Anexo. 1. Engenharia Química. 2. Lodo Ativado. 3. Efluente Urbano. 4. Modelo ASM1. 5. Fracionamento. I. Motta Sobrinho, Mauricio Alves da. (Orientador). II. Silva, Maria do Carmo Lourenço da. III. Título. UFPE 660.2 CDD (22. ed.) BCTG/2012-039
------	---

Aplicação do modelo ASM1 na simulação das condições operacionais de uma estação de tratamento de efluentes por lodo ativado.

Luiz Carlos Zoby Júnior

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

Área de Concentração: Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Maurício A. da Motta Sobrinho

Co-orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Maria do Carmo L. da Silva

Recife

2011

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada em 02 de setembro de 2011 a Banca Examinadora constituída pelos professores:

Prof.Dr. Mauricio Alves da Motta Sobrinho
Departamento de Engenharia Química da UFPE

Profa.Dra. Maria do Carmo Lourenço da Silva
Departamento de Engenharia Química da UFPE

Profa.Dra.Maria de Los Angeles Perez Fernandez Palha
Departamento de Engenharia Química da UFPE

Prof.Dr.Frede de Oliveira Carvalho
Departamento de Engenharia Química da UFAL

Prof.Dra. Maria Alice Zarur Coelho
Departamento de Engenharia Bioquímica da UFRJ

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos são tantos que tenho que falar de alguns, para falar de todos eu acho que seriam muitas páginas logo minha tese ficaria muito longa para que vocês lessem.

Agradeço primeiramente a Deus pela minha existência, por me dar força e coragem para que pudesse concluir mais esta etapa da minha vida.

A meus pais Lula Zoby e Ceíça Viana que sempre me deram total apoio, incentivo nas minhas decisões e muitos conselhos também.

A minha irmã Janaina, minha sobrinha Fernandinha e meu cunhado Fernando Prado, que sempre me apoiaram.

A minha Tia Lilita que me alberga por um bom tempo já, a seus filhos Corinto e Léo pelos conselhos e incentivos, seus netos Gabriel e Marina.

A minha Tia Leninha, suas filhas Kaká e Zara, suas netas Duda e Letícia.

A meus Tios Silvio Melo, Roberto Viana, Bezinho Viana, Bibiu Zoby, Zeza Zoby e Tatá.

Aos Professores Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho e a Dr^a. Maria do Carmo Lourenço da Silva pela orientação e realização deste projeto.

A Professora Marie-Noëlle Pons, que nos ajudou com algumas informações e até mesmo com algumas doações.

A Professora Dr^a Valdinete Lins da Silva por liberar a utilização dos equipamentos do LEAQ/UFPE para que realizasse algumas análises, a toda a equipe do LEAQ, a técnica Ana Maria Bastos.

A meus amigos que nunca negaram uma ida a um bar, são eles: Henrique, Fernando, Breno, Marcilio, Persio, Rafaelle e Raphael Caldas.

A meus amigos Luiz Claudio, Verônica, Bill, Marema, Juliana Figueiroa, Rafael Formiga, Edgar (Maisena), Daniella Carla, Grazielle, Danielle Pires, Germana, Léa, Flávia, Sergio Anterino, Diego, Rogério, Diogenes.

A meus amigos do laboratório André Diego, Josemar, Tarsila, Gil, Shirlane, Danilo, Luiz Airtton.

À Engenheira Civil Priscila Madeira.

Agradeço a Química Industrial da Compesa Maria de Fátima Barbosa que autorizou a coleta de minhas amostras, um agradecimento aos operadores das ETE's que mim ajudaram na coleta.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da UFPE pela oportunidade concedida. Ao CNPq pela bolsa concedida durante todo o curso.

RESUMO

O tratamento biológico por lodos ativados é um dos processos mais utilizados para o tratamento de efluentes domésticos e industriais caracterizados por contaminação de carga orgânica biodegradável e produtos nitrogenados. A modelagem computacional destes sistemas de tratamento foi usada como instrumento de planejamento, projeto, análise e operação da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) a partir da década de 1970. Os modelos destinados à simulação do tratamento das águas residuais são, geralmente, desenvolvidos tendo em conta os processos unitários preponderantes, podendo os aspectos hidráulicos serem aproximados de forma simplificada e modelados explicitamente através de funções de transferência ou pelo método do volume do tanque variável. Os modelos para lodo ativado (ASM) têm estimulado o desenvolvimento de software e o conhecimento, cada vez mais detalhado, dos processos, possibilitando consideráveis progressos na operação e gestão das ETE's. Para o presente trabalho foi realizada a calibração do modelo com os dados experimentais recolhidos na etapa de caracterização da matéria orgânica em termo das variáveis de entrada das frações orgânica e nitrogenada e na determinação dos parâmetros cinéticos e estequiométricos. Em seguida, foi utilizada a plataforma de simulação do *Benchmark Simulation Model 1* (BSM1) para a avaliação e previsão do funcionamento das ETE's Caçote e Janga estudadas, visando estabelecer suas condições de operação. A avaliação foi conduzida através de simulações do funcionamento da ETE e estas, por sua vez, dependem da caracterização das matérias orgânicas e nitrogenada presentes no efluente. Na etapa de caracterização global das amostras conclui-se que a ETE Caçote mesmo sendo de pequeno porte recebe uma carga orgânica (carbono e nitrogênio) maior para ser tratada e que nem uma das duas estações removem satisfatoriamente compostos nitrogenados (amônio e nitrogênio orgânico). Quanto a composição dos efluentes estudados, para as duas ETE's, o teor de material orgânico biodegradável (Ss e Xs) foi muito elevado situando-se na faixa de 70 à 90 % da Demanda Química de Oxigênio total (DQOT). Enquanto que a matéria orgânica inerte (Si e Xi) apresentou concentração inferior a 18 % sendo que a coleta terceira coleta realizada no Janga compõe cerca de 30 % de material refratário. Destas porcentagens os valores encontrados para a fração Xi não foram significativos. Conforme dados da literatura, conclui-se que os valores encontrados nesse trabalho de fracionamento da matéria orgânica coincidem com as ordens de grandeza.

Palavras-Chave: Lodo Ativado; Efluente Urbano; Modelo ASM1; Fracionamento.

ABSTRACT

Biological treatment by activated sludge is one of the most used for the treatment of domestic and industrial effluents characterized by contamination of organic biodegradable load and nitrogen products. Computer modeling of these systems of treatment were used as a planning, design, analysis and operation of the Wastewater Treatment Plant (WWTP) from the 1970s. The models for simulation of wastewater treatment are usually developed taking into account the prevailing unit processes, the hydraulic aspects can be approached in a simplified and explicitly modeled by transfer functions or by the method of the tank volume variable. The ASM models have stimulated the development of software and knowledge, more detailed processes, enabling considerable progress in the operation and management of WWTP. For the present study was performed to calibrate the model with experimental data collected in step characterization of organic matter in terms of input of carbonaceous and nitrogenous fractions and determination of kinetic and stoichiometric parameters. Then we used the Benchmark Simulation Model 1(BSM1) platform for evaluating and predicting the operation of WWTP's Caçote Janga and studied to establish their conditions of operation. The evaluation was conducted through simulations of the operation of WTP and these in turn depend on the characterization of carbonaceous and nitrogenous organic matter present in the effluent. In the stage of global characterization of the samples it was concluded that the WWTP Caçote even being given a small organic loading (carbon and nitrogen) increased to be treated and that not one of the two stations successfully remove nitrogen compounds (ammonia and organic nitrogen). The composition of the effluent studied for two WWTP's, the amount of biodegradable organic material (Os and Xs) was very high standing in the range of 70 to 90% of the total COD. While the inert organic matter (Si and Xi) had a concentration below 18%, while the collection 3J makes up about 30% of refractory material. These percentages to the values found were not significant fraction Xi. According to the literature, we conclude that the values found in this work of carbonaceous organic matter fractionation coincide with the orders of magnitude.

Keywords: Activated Sludge; urban effluents; ASM1 Model; Fractionation.

SUMÁRIO

RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	x
LISTA DE TABELAS.....	xiii
LISTA DE QUADROS.....	xiv
NOMENCLATURA	xv
ABREVIATURAS.....	xix
1- INTRODUÇÃO	1
1.2. Objetivos.....	3
1.2.1. Objetivo Geral	3
1.2.2. Objetivos Específicos	4
2- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1. Água e sua Distribuição na Natureza	5
2.2. Poluições das Águas	5
2.3- Introdução ao Tratamento de Esgotos Domésticos	7
2.3.1. Composição Média do Esgoto Doméstico.....	8
2.3.2- Importância do Tratamento de Esgotos.....	9
2.3.3- Estações de Tratamento de Esgotos	9
2.3.4- Níveis de Tratamento	10
2.3.5- Classificação dos Métodos de Tratamento.....	12
2.4- Processos Biológicos por Lodos Ativados	13
2.4.1- Vantagens do Tratamento Biológico com Lodo Ativado.....	15
2.4.2- Desvantagens do Tratamento Biológico com Lodo Ativado	16
2.4.3- Tipos de Processos de Tratamento com Lodo Ativado.....	16
2.4.4- Cinética da Reação Aplicada ao Processo Biológico.....	19
2.4.5- Balanço de Massa para o Sistema de Lodo Ativado	22
2.5- Modelos Matemáticos Aplicados ao Sistema de Lodo Ativado	25
2.5.1.1- <i>Aplicações e ou modificações no ASMI</i>	30
2.5.1.2- <i>Descrições dos Processos para o ASMI</i>	31
2.6- Análise de Caracterização dos Efluentes	34
2.6.1- Parâmetros Físicos	35
2.6.2- Parâmetros Químicos	35
2.6.3- Técnicas Espectrofotométricas para Caracterização Rápida de Efluentes...	37
2.6.3.1- <i>Espectrofotometria Molecular no Ultra-violeta Visível – UV-vis</i>	37
2.6.3.2- Fluorescência.....	38

2.7- Métodos de Fracionamento da Matéria Orgânica	39
2.7.1- Generalidades sobre o Fracionamento da Matéria Orgânica	40
2.7.2- Métodos de Fracionamento Físico-Químicos	40
2.7.3- Monitoramento de um Piloto em Regime Permanente para a Determinação das Frações Inertes.....	40
2.7.4- Teste de Biodegradabilidade em Reator Fechado	41
2.7.5- Determinação da Fração Orgânica Inerte.....	41
2.7.6- Determinação das Frações Biodegradável e Refratária.....	42
2.8- Benchmark Simulation Model 1 (BSM1)	42
3- MATERIAIS E MÉTODOS	45
3.1- Locais das Coletas	45
3.2- Coleta e Armazenamento das Amostras	45
3.3- Análises Clássicas	46
3.4- Métodos Espectrofotométricos.....	48
3.4.1- Espectrofotometria UV-Visível.....	48
3.5- Teste de Biodegradabilidade para Fracionamento da Matéria Orgânica	49
3.6- Reatores Perfeitamente Agitado	54
3.7- Simulação da Oxidação do Substrato Orgânico.....	54
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
4.1- Caracterização Global das Amostras de Efluentes Brutos e Tratados	58
4.2- Fracionamento da Matéria Orgânica em Esgotos Sanitários	63
4.2.1- Monitoramento dos Sistemas durante o Teste de Biodegradabilidade	63
4.3. Fracionamento da DQO em Variáveis do Modelo ASM1	69
4.4. Aplicação da Espectrofotometria UV-Visível para Caracterização Rápida de Efluentes Domésticos	72
4.5- Simulação da Oxidação do Substrato Orgânico.....	79
4.5.1- Estimativa da Oxidação da Matéria Orgânica Presente em Reator Batelada	80
4.5.2. Estimativa do efeito da variabilidade do fracionamento da matéria orgânica no BSM1	81
4.5.2.1. Sensibilidade ao Fracionamento em Regime Estacionário.....	82
4.5.2.2. Composição do esgoto doméstico da base de dados do BSM1	84
4.5.2.3. Comparação com os Fracionamentos Experimentais.....	85
5. CONCLUSÕES	91
6. PERSPECTIVAS FUTURAS	92
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93
ANEXO 1	105

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1: Fluxograma típico de uma estação de tratamento de esgotos. (Fonte: Vargas Lara, (2005)).....	10
Figura 2: Fluxograma do tratamento por lodos ativados convencionais. (adaptada de: VON SPERLING, 1996).....	17
Figura 3: Fluxograma do tratamento por lodos ativados com aeração prolongada. (Adaptada de VON SPERLING, 1996).....	18
Figura 4: Fluxograma do tratamento por lodos ativados em batelada. (Adaptada de VON SPERLING, 1996).....	19
Figura 5: Representação de um balanço de massa no sistema de Lodos Ativados...	22
Figura 6: Decomposição da DQO em variáveis do modelo ASM1. (Adaptado de DA SILVA, 2008).....	27
Figura 7: Decomposição do nitrogênio total em variáveis do modelo ASM1. (Adaptado de DA SILVA, 2008).....	28
Figura 8: Esquema conceitual do modelo ASM1 (CHACHUAT et al., 2001b).....	30
Figura 9: Representação esquemática da configuração do BSM1 (COPP, 2001).....	43
Figura 10: ETE Janga.....	45
Figura 11: ETE Caçote.....	45
Figura 12: Ilustração do Oxitop.....	47
Figura 13: Espectrofotômetro UV- Visível Genesys 2 da Thermo Scientific.....	48
Figura 14: Unidade reacional proposta para o teste de biodegradabilidade.....	50
Figura 15: Evolução da DQO observada nos reatores inoculados com efluente bruto (<i>RB</i>) entre os instantes inicial e final.....	51
Figura 16: Evolução da DQO observada nos reatores inoculados com efluente filtrado (<i>RF</i>) entre os instantes inicial e final.....	52
Figura 17 – Sistema de reatores usados com efluente bruto e filtrado no início do teste (a); após o acionamento dos difusores de aeração (b) e ao final do experimento 2J (c).....	64
Figura 18 – Monitoramento do reator com efluente bruto (RB) coletada na ETE Caçote mostrando a evolução da DQO total em função do tempo.....	65
Figura 19 – Monitoramento do reator com efluente filtrado (RF) coletada na ETE Caçote mostrando a evolução da DQO total em função do tempo.....	66
Figura 20 – Monitoramento do reator com efluente bruto (RB) coletada na ETE Janga mostrando a evolução da DQO total em função do tempo.....	67

Figura 21 – Monitoramento do reator com efluente filtrado (RF) coletada na ETE Janga mostrando a evolução da DQO total em função do tempo.....	67
Figura 22 – Concentração DQO filtrada, determinada nos reatores com efluentes brutos (RB) e com efluente filtrado (RF) ao final do experimento para as amostras da ETE Caçote e ETE Janga. (C= Caçote e J= Janga).....	68
Figura 23 - Valores das concentrações da DQO para cada fração do efluente.....	70
Figura 24 - Fracionamento da DQO em variáveis do modelo ASM1.....	71
Figura 25. Varredura do espectro UV/VIS para o efluente no reator bruto (RB) no início do experimento ETE Caçote.....	73
Figura 26. Varredura do espectro UV/VIS para o efluente no reator filtrado (RF) no início do experimento ETE Caçote.....	74
Figura 27. Varredura do espectro UV/VIS normalizado para o efluente no reator bruto (RB) no início do experimento ETE Caçote.....	74
Figura 28. Varredura do espectro UV/VIS normalizado para o efluente no reator filtrado (RF) no início do experimento ETE Caçote.....	75
Figura 29. Varredura do espectro UV/VIS para o efluente no reator bruto (RB) no final do experimento ETE Caçote.....	75
Figura 30. Varredura do espectro UV/VIS normalizado para o efluente no reator filtrado (RF) no final do experimento ETE Caçote.....	76
Figura 31. Varredura do espectro UV/VIS para o efluente no reator filtrado (RF) no final do experimento ETE Caçote.....	76
Figura 32. Varredura do espectro UV/VIS normalizado para o efluente no reator filtrado (RF) no final do experimento ETE Caçote.....	77
Figura 33. Gráfico da absorbância (A254) x o Tempo para o RB da ETE Caçote...	77
Figura 34. Gráfico da absorbância (A254) x Tempo para o RF da ETE Caçote.....	78
Figura 35. Gráfico da absorbância (A254) x DQO F1,20 para o RB da ETE Caçote.....	79
Figura 36. Gráfico da absorbância (A254) x DQO F1,20 para o RF da ETE Caçote.....	79
Figura 37. Comparação dos dados simulados e experimentais da evolução da DQO para cada amostra nos reatores descontínuos.....	80
Figura 38. Simulação da evolução das diferentes frações da DQO ao longo de um teste de biodegradabilidade.....	81
Figura 39. Variação da vazão de entrada (Q_0) para um período de 28 dias em tempo seco no BSM1.....	84

Figura 40. Variação da DQO total (DQOT) na entrada da instalação para um período de 28 dias em tempo seco no BSM1.....	85
Figura 41. Variação do nitrogênio amoniacal (N-NH ₄) na entrada da instalação para um período de 28 dias em tempo seco no BSM1.....	85
Figura 42. Variação da concentração de SI no afluyente considerando o fracionamento do BSM1 (SI) e dos esgotos da ETE Caçote (C1 e C3) e da ETE Janga (J1, J2 e J3).....	86
Figura 43. Variação da concentração de SS no afluyente considerando o fracionamento do BSM1 (SS) e dos esgotos da ETE Caçote (C1 e C3) e da ETE Janga (J1, J2 e J3).....	87
Figura 44. Variação da concentração de XI no afluyente considerando o fracionamento do BSM1 (XI) e dos esgotos da ETE Caçote (C1 e C3) e da ETE Janga (J1, J2 e J3).....	88
Figura 45. Variação do nitrogênio amoniacal e de nitratos no efluente tratado para os fracionamentos testados com C1(a) e C3 (b).....	89
Figura 46. Variação do nitrogênio amoniacal e de nitratos no efluente tratado para os fracionamentos testados com J1(a), J2 (b) e J3 (c).....	90

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1. Dados das coletas de amostras realizadas.....	58
Tabela 2. Caracterização global das amostras de esgoto bruto dos experimentos realizados.....	59
Tabela 3. Principais relações entre a matéria orgânica e nitrogenada.....	61
Tabela 4. Valores médios observados na caracterização dos efluentes brutos e tratados para a entrada e saída de cada ETE estudada.....	62
Tabela 5. Valores do rendimento aparente experimental calculado no teste de biodegradabilidade.....	69
Tabela 6. Variáveis ASM1 da literatura.....	72
Tabela 7. Valores de referência do BSM1 para as condições hidrodinâmicas.....	82
Tabela 8. Valores de base do BSM1 para o fracionamento estacionário das variáveis de estado.....	83
Tabela 9. Efeito da variabilidade do fracionamento em regime estacionário sobre a qualidade do efluente da instalação.....	84

LISTA DE QUADROS

	Pág.
Quadro 1. Composição do esgoto doméstico.	8
Quadro 2. Poluentes e seus respectivos tratamentos.	12
Quadro 3. Procedimento para conservação das amostras.	46
Quadro 4. Métodos de análise utilizados no trabalho, segundo APHA (1995).	45
Quadro 5. Valores de referência dos parâmetros estequiométricos (independentes da temperatura) e os parâmetros cinéticos do modelo ASM1(segundo Henze <i>et al.</i> , 1987).	55 e 56

NOMENCLATURA

b_a	Taxa de decaimento dos autótrofos (d^{-1}).
b_H	Taxa de decaimento dos heterótrofos (d^{-1}).
C	Carbono.
c	Constante.
CO ₂	Gás carbônico.
f_P	Fração da biomassa produtora de matéria orgânica particulada inerte.
H	Hidrogênio.
i_{XB}	Teor em nitrogênio da biomassa (g N/g DQO na biomassa).
i_{XP}	Teor em nitrogênio da fração endógena (g N/g DQO na biomassa).
Kd	Taxa de decaimento celular (d^{-1}).
k_h	Constante de velocidade de hidrólise em anoxia (g DQO lentamente biodegradável/g DQO celular.d).
K_{NH}	Constante de semi-saturação dos micro-organismos autotrófos para nitrogênio amoniacal (g N-NH ₄ / m ³).
K_{NO}	Constante de semi-saturação dos micro-organismos heterotrófos para nitrato (g N-NO ₃ / m ³).
K_{OA}	Constante de semi-saturação dos micro-organismos autotrófos para oxigênio (g O ₂ / m ³).
K_{OH}	Constante de semi-saturação dos micro-organismos heterotrófos para oxigênio.
K_S	Constante de saturação (g/L).
K_x	Constante de semi-saturação dos heterotrófos para hidrólise e de X_S (g DQO lentamente biodegradável /g DQO celular).
N	Nitrogênio.
Na ₂ CO ₃	Carbonato de sódio.
NaOH	Hidróxido de sódio.
N-NH ₄	Nitrogênio amoniacal.
O	Oxigênio.
P	Fósforo.
Q ₀	Vazão de alimentação (m ³ /d).
Q _r	Vazão de reciclo (m ³ /d).
Q _w	Vazão de purga do lodo (m ³ /d).

r_S	Taxa de consumo do substrato (g/L.d SST).
r_x	Taxa de crescimento celular (g/L.d SST).
S	Enxofre.
S	Concentração de substrato (g/L).
S_0	Concentração de oxigênio dissolvido (mg/L).
S_{ALK}	Alcalinidade (mg Ca/L).
S_I	Concentração do substrato orgânico solúvel inerte (mg/L).
S_{NO}	Concentração de nitrogênio sob a forma de nitrato e nitrito (mg/L).
S_{ND}	Concentração de nitrogênio orgânico solúvel rapidamente biodegradável (mg/L).
S_{NH}	Concentração de nitrogênio sob a forma amoniacal - íon NH_4^+ e NH_3 - (mg/L).
S_{NI}	Concentração de nitrogênio orgânico solúvel inerte (mg/L).
S_0	Concentração do substrato na alimentação (mg/L).
S_S	Concentração de substrato orgânico solúvel rapidamente biodegradável (mg/L).
t	Tempo.
t_0	Tempo inicial (d).
t_f	Tempo final (d).
V	Volume do reator (L).
X	Concentração da biomassa (g/L SST).
$X_{B,A}$	Concentração de biomassa autotrófica ativa (mg/L).
$X_{B,H}$	Concentração de biomassa heterotrófica ativa (mg/L).
X_e	Concentração da biomassa no efluente tratado (mg/L).
X_I	Concentração do substrato orgânico particulado inerte (mg/L).
X_{ND}	Fração do nitrogênio orgânico lentamente biodegradável (mg/L).
X_{NI}	Fração de nitrogênio orgânico particulado inerte (mg/L).
X_{NP}	Produto orgânico particulado do nitrogênio inerte (mg/L).
X_o	Concentração da biomassa na alimentação (mg/L).
X_p	Substrato produzidos na decomposição da biomassa (mg/L).
X_S	Substrato lentamente biodegradável (mg/L).
X_u	Concentração da biomassa na linha de purga do lodo (mg/L).
Y	Coefficiente de rendimento celular (g_{bio}/g_{subst}).

Y_A	Rendimento celular dos autótrofos (g DQO celular formada /g N oxidado)
Y_H	Rendimento celular dos heterótrofos (g DQO celular formada/g DCO oxidada).
$Y_{X/S}$	Coefficiente de rendimento celular.

SÍMBOLOS GREGOS

μ	Taxa de crescimento específico da biomassa (1/d)
μ_A	Taxa de crescimento dos micro-organismos autótrofos (1/d)
μ_{Amax}	Taxa máxima de crescimento dos micro-organismos autótrofos (1/d)
μ_H	Taxa de crescimento dos micro-organismos heterótrofos (1/d)
μ_{Hmax}	Taxa máxima de crescimento dos micro-organismos heterótrofos (1/d)
ε	Constante de absorção no comprimento de onda λ .
η_g	Fator de correção para crescimento dos heterótrofos em anoxia.
η_h	Fator de correção para a taxa de hidrólise em anoxia
η_h	Fator de correção para velocidade de hidrólise em anoxia.
Θ_X	Tempo de retenção celular ou idade do lodo.
κ_a	Constante de velocidade de hidrólise de S_{ND} (=amonificação) pelos microorganismos heterótrofos ($m^3/gDQO.d$).
λ	Comprimento de onda (nm).
λ_{em}	Comprimento de onda de emissão (nm).
λ_{ex}	Comprimento de onda de excitação (nm).
ρ_1	Processo de crescimento da biomassa heterotrófica (modelo ASM1).
ρ_2	Processo de crescimento anóxico da biomassa heterotrófica (modelo ASM1).
ρ_3	Processo de crescimento aeróbio da biomassa autotrófica (modelo ASM1).
ρ_4	Processo de decaimento da biomassa heterotrófica (modelo ASM1).
ρ_5	Processo de decaimento da biomassa autotrófica (modelo ASM1).
ρ_6	Processo de amonificação do nitrogênio orgânico solúvel (modelo ASM1).
ρ_7	Processo de hidrólise da matéria orgânica (modelo ASM1).
ρ_8	Processo de hidrólise do nitrogênio orgânico (modelo ASM1).

ρ_a

Rendimento aparente de crescimento da biomassa.

ABREVIATURAS

A254nm	Absorbância à 254 nm
AN	Absorbância Normalizada
ASM	Activated Sludge Model
ASM1	Activated Sludge Model N1
ASM2	Activated Sludge Model N2
ASM2d	Activated Sludge Model N2d
ASM3	Activated Sludge Model N3
BSM1	Benchmark Simulation Model N1
C1	Primeira coleta na ETE Caçote
C2	Segunda coleta na ETE Caçote
C3	Terceira coleta na ETE Caçote
C4	Quarta coleta na ETE Caçote
CE	Contaminantes Emergentes
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
COST	European Cooperation in the field of Scientific and Technical Research
COT	Carbono Orgânico Total
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO_b	Valor inicial da DQO da Biomassa Adicionada aos reatores
$DQO_{F0,45}$	Demanda Química de Oxigênio filtrada em membrana de porosidade 0,45µm
$DQO_{F1,2}$	Demanda Química de Oxigênio filtrada em membrana de porosidade 1,20µm
DQOS	Demanda Química de Oxigênio Solúvel
DQOT	Demanda Química de Oxigênio Total
$DQO_T(t_0)$	Demanda Química de Oxigênio Total medida no instante inicial
$DQO_T(t_f)$	Demanda Química de Oxigênio Total medida no instante final
EDP	Equação Diferencial Parcial
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
HPA	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

IAWQ	International Association on Water Quality
IWA	International Water Association
J1	Primeira coleta na ETE Janga
J2	Segunda coleta na ETE Janga
J3	Terceira coleta na ETE Janga
MO	Matéria Orgânica
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total de Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Concentração Hidrogeniônica
POA	Processos Oxidativos Avançados
RB	Reator Bruto
RF	Reator Filtrado
SBR	Sequential Batch Reactor
SF	Sólidos Fixos
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TWEA	Taiwan Extension Activated Sludge Model
UV-Vis	Ultravioleta Visível
V_b	Volume da Biomassa Adicionado em cada reator
V_R	Volume Útil do mini-reator utilizado
ΔDQO_{BA}	Concentração da Biomassa Adicionada

1- INTRODUÇÃO

1.1. Visão Geral

O tratamento biológico por lodos ativados é um dos processos mais utilizados para o tratamento de efluentes domésticos e industriais caracterizados por contaminação de carga orgânica biodegradável e produtos nitrogenados. Este tipo de tratamento é largamente utilizado por possuir eficiência entre 95 e 98%, reduzindo as cargas poluidoras a níveis que, na maioria das vezes, possibilita o reaproveitamento das águas (HAMMER & HAMMER, 2006; WIESMANN *et al.*, 2007)

Um exame microscópico do lodo ativado revela que ele é formado por uma população heterogênea de micro-organismos, responsáveis pela biodegradação dos substratos orgânicos. A população microbiana pode sofrer as variações do sistema, e mudar continuamente de acordo com a variação na composição do esgoto e condições ambientais, constituindo-se num importante parâmetro do estado de funcionamento do processo, sendo assim um bom indicador biológico. O lodo ativado é composto por uma população bacteriana agregada sob a forma de flocos biologicamente ativos que fixam o substrato complexo ou simples.

A partir de 1970, a modelagem computacional dos sistemas de tratamento de efluentes vem sendo usada como instrumento de planejamento, projeto, análise e operação de Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). Desde então, foram desenvolvidos vários modelos preditivos destinados à simulação do comportamento dos processos que ocorrem nestes sistemas e meios receptores (incluindo modelagem do transporte de sedimentos e da qualidade da água), que apresentam diferentes níveis de detalhe e complexidade. Estes modelos de simulação, importantes para a adequada operação e gestão dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, têm sido desenvolvidos por diferentes grupos de pesquisas, tendo como objetivo principal a resolução isolada dos problemas, em escala real, de componentes específicos do sistema (HENZE *et al.*, 2000; DI PIERRO, 2005; DA SILVA, 2008).

A modelagem é essencial para a operação, gestão e controle das estações de tratamento de esgotos, pois, de acordo com Olsson & Newell (1999), não é possível controlar o que não se entende. As metodologias de controle mais comuns baseiam-se em abordagens do tipo “*feedback*”, em que a informação sobre o estado do processo é transmitida de forma a controlar as variáveis de entrada, ou do tipo “*feed for ward*”, na

qual se medem as perturbações na entrada e se tomam, antecipadamente, medidas para compensar os potenciais efeitos dessas perturbações nos processos.

A estrutura e complexidade dos modelos para serem utilizados dependem dos objetivos da simulação e dos tempos de resposta dos fenômenos a modelar. Assim, os modelos destinados à simulação do tratamento das águas residuais são, geralmente, desenvolvidos tendo em conta os processos unitários preponderantes, podendo os aspectos hidráulicos ser aproximados de forma simplificada e modelados explicitamente através de funções de transferência ou pelo método do volume do tanque variável (DE CLERCQ *et al.*, 1999).

Em 1982 foi criado pela *International Water Association* (IWA) um grupo de trabalho dedicado aos sistemas de tratamento biológico de esgotos por lodo ativado para desenvolver uma plataforma comum de modelos matemáticos, com o mínimo de complexidade e que permitissem previsões realistas. Este grupo congregou, desde o início, pesquisadores de diversos países, formando uma rede de pesquisa no tema. Desde então, foram desenvolvidos modelos de lodo ativado (*Activated Sludge Model*, ASM) que permitem simular a remoção biológica de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Os modelos desenvolvidos foram o ASM1 (HENZE *et al.*, 1987), ASM2 (HENZE *et al.*, 1995), ASM2d (HENZE *et al.*, 1999) e ASM3 (GUJER *et al.*, 1999). Os modelos ASM têm estimulado o desenvolvimento de software e o conhecimento, cada vez mais detalhado, dos processos, possibilitando consideráveis progressos na operação e gestão de ETE. A família de modelos ASM é a mais conhecida e amplamente utilizada para melhorar o desempenho dos sistemas de lodo ativado.

O modelo *Activated Sludge Model* N° 1, ou simplesmente ASM1, foi apresentado à comunidade científica em um relatório técnico, descreve os processos biológicos de remoção de carbono, nitrificação e desnitrificação (HENZE *et al.*, 1987). Apesar deste modelo ter sido estendido, considerando a remoção de fósforo (HENZE *et al.*, 1995), a atividade desnitrificante dos organismos acumuladores de fósforo (HENZE *et al.*, 1999), o consumo de oxigênio e a produção de lodo (GUJER *et al.*, 1999), o modelo original resulta sendo o mais conhecido e utilizado pela comunidade científica e industrial (BENCHIHEUB, 1997).

O modelo ASM2, publicado por Henze (1995), constitui uma extensão do ASM1 que inclui processos relativos à remoção biológica de fósforo, pelo que a biomassa apresenta 11 estruturas internas a nível celular, integrando também dois processos químicos para simular a precipitação química do fósforo (em resultado da presença de

metais em águas residuais com elevadas concentrações em ortofosfatos). A matriz adaptada inclui 19 componentes de caracterização das águas residuais e 19 processos biológicos.

O modelo ASM3 foi desenvolvido para melhorar os principais defeitos do anterior ASM1, tendo sido publicado em 1999 (GUJER *et al.*, 1999). À data do desenvolvimento do ASM3 os tópicos de investigação centravam-se na modelagem da dinâmica populacional, na remoção biológica de fósforo e no armazenamento de produtos como parte da estrutura da biomassa. Este modelo inclui uma descrição mais detalhada dos processos celulares internos, dando ênfase ao armazenamento de substratos orgânicos e permite um melhor ajustamento dos processos de decaimento às condições ambientais. A matriz adaptada inclui 13 componentes de caracterização das águas residuais e 12 processos biológicos.

No presente trabalho foi realizada a caracterização da matéria orgânica de efluentes domésticos, como variáveis de entrada do modelo ASM1, ou seja, foi feito o fracionamento da matéria orgânica em função da Demanda Química de Oxigênio (DQO). No fracionamento da matéria orgânica foi adaptada a metodologia desenvolvida por Stricker (2000) que é um método que utiliza a separação físico-química seguida de biodegradação em reator descontínuo. As amostras de esgoto sanitário foram coletadas em duas instalações da Região Metropolitana do Recife que utilizam o processo convencional de lodo ativado (ETE Caçote) e o processo de aeração prolongada ou carrossel holandês (ETE Jamga). Na etapa de simulação, foi utilizada a plataforma de simulação do *Benchmark Simulation Model N1* (BSM1) visando estabelecer as condições de operação e gestão das estações. A avaliação das plantas de tratamento de lodo ativado foi conduzida através de simulações do funcionamento da ETE e estas, por sua vez, dependem da caracterização da matéria orgânica presente no efluente.

1.2.Objetivos

1.2.1. Objetivo Geral

O presente trabalho tem por objetivo principal avaliar o efeito da variabilidade do substrato orgânico nas condições de funcionamento de uma estação de tratamento de esgotos sanitários por lodos ativados, através do modelo ASM1 (*Activated Sludge Model N1*).

1.2.2. Objetivos Específicos

- Desenvolver uma metodologia, a partir de métodos descritos na literatura, para caracterização e fracionamento da matéria orgânica presente em efluentes domésticos;
- Caracterizar amostras de efluentes representativas de cargas médias e extremas em tempo seco e de chuva para avaliação da variabilidade sazonal dessas frações utilizando o fracionamento;
- Aplicar métodos de caracterização rápida da composição de efluentes baseados em técnicas espectrofotométricas de análise (Ultra-Violeta visível);
- Utilizar a plataforma de simulação do BSM1 visando otimizar as condições de operação da ETE.

2- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Água e sua Distribuição na Natureza

A distribuição da água no planeta, segundo cálculo dos especialistas, 95,1% desta é salgada, sendo imprópria para consumo humano. Dos 4,9% que sobram 4,7% estão na forma de geleiras, ou regiões subterrâneas de difícil acesso, somente os 0,2% restantes estão aptos para o consumo em lagos, nascentes e em lençóis subterrâneos (RAINHO,1999 *apud* MACEDO, 2007). Pela sua importância para a manutenção da vida, o uso da água deveria ser racional e cauteloso já que os recursos naturais de transformação da água em água potável são lentos, frágeis e muito limitados (MACEDO, 2007).

Segundo Von Sperling (1996) a qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem, uma vez que esse recurso natural, devido às suas propriedades de solvente e à sua capacidade de transportar partículas, incorpora diversas impurezas (substâncias solúveis ou em suspensão). De maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica, tal se deve aos seguintes fatores:

- a) Condições naturais: mesmo com a bacia hidrográfica preservada nas suas condições naturais, a qualidade das águas subterrâneas é afetada pelo escoamento superficial e pela infiltração no solo, resultantes da precipitação atmosférica. O impacto nas mesmas é dependente do contato da água em escoamento ou infiltração com as partículas, substâncias e impurezas no solo.
- b) Interferência do homem: quer de uma forma concentrada, como na geração de despejos domésticos ou industriais, quer de uma forma dispersa, como na aplicação de defensivos agrícolas no solo, contribui na introdução de compostos na água, afetando a sua qualidade. Portanto, a forma em que o homem usa e ocupa o solo tem uma implicação direta na qualidade desse recurso.

2.2. Poluições das Águas

A Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6938, de 31 de agosto de 1981) define poluição como a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente

a biota; afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente e lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos. Segundo von Sperling (1996), a poluição das águas é a adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d'água de uma maneira tal que prejudique os usos que dele são feitos.

Braile & Cavalcanti (1993) citam que existem essencialmente três situações de poluição, cada uma delas característica do estágio de desenvolvimento social e industrial:

- a) *Primeiro estágio: poluição patogênica.* Neste estágio, as exigências quanto à qualidade da água são relativamente pequenas, tornando-se comuns as enfermidades veiculadas pela água. O uso de estações de tratamento de água e sistemas de adução pode prevenir os problemas sanitários neste estágio.
- b) *Segundo estágio: poluição total.* Este estágio define-se como aquele em que os corpos receptores tornam-se realmente afetados pela carga poluidora que recebem (expressa como sólidos em suspensão e consumo de oxigênio). Embora neste estágio, a sanidade do corpo receptor seja diretamente afetada, os prejuízos à saúde da população podem ser eliminados se existirem estações eficientes de tratamento de água e de esgotos. Este estágio normalmente ocorre durante o desenvolvimento industrial e o crescimento das áreas urbanas. A tecnologia existe como medida terapêutica.
- c) *Terceiro estágio: poluição química.* Este estágio somente agora está sendo identificado. É o estágio da poluição insidiosa, causada pelo contínuo uso da água. O consumo de água aumenta em função do aumento da população e da produção industrial. Cada dia é maior a quantidade de água retirada dos rios e maior e mais diversa a poluição neles descarregada. Com o aumento da reutilização da água, surgem problemas gerados pelos sólidos dissolvidos, que podem tornar a água imprópria para os usuários a jusante, a menos que sejam adotados métodos avançados e custosos de tratamento de despejos e de água de abastecimento.

Desde muito tempo os poluentes industriais que mais preocupam são os orgânicos, especialmente os sintéticos e os metais pesados. A poluição por matérias orgânicas vem

crecendo muito, principalmente a partir do fim da Segunda Guerra Mundial, com a expansão acelerada da indústria petroquímica (BRAILE & CAVALCANTI, 1979).

Outra classe de contaminantes que tem sido muito estudada são os contaminantes emergentes (CE), inicialmente denominados de Interferentes Endócrinos. Esses micropoluentes atuam nos sistemas endócrinos dos seres vivos ocasionando mutações, problemas genéticos e de saúde. Como exemplos desses contaminantes podem-se citar: pesticidas, fármacos, hormônios naturais e sintéticos e os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA). Em nível de nanogramas (ng) ou microgramas (μg), esses contaminantes não são degradados pelos métodos convencionais de tratamento de efluentes, por esse motivo têm sido estudadas tecnologias inovadoras e eficazes como os Processos Oxidativos Avançados (POA) (NETTO, *et al.* 2000; FARIA & DELLA, 2004).

2.3- Introdução ao Tratamento de Esgotos Domésticos

A água é um bem precioso no meio-ambiente e um aliado importante no cotidiano de cada cidadão. Toda a água eliminada nas residências é chamada esgoto. Quando toda essa água não recebe o devido tratamento, ela pode poluir rios e fontes, afetando os recursos hídricos e a vida vegetal e animal, ou, causar grandes danos à saúde pública por meio de transmissão de doenças.

O uso intensivo da água e o aumento da concentração da poluição resultante ultrapassam a capacidade natural de autodepuração dos corpos hídricos. Quando estes despejos são descarregados nos corpos de água, eles servem de alimento a bactérias que decompõem as substâncias complexas do efluente em simples compostos químicos, consumindo para isto, o oxigênio dissolvido da água. Quanto mais despejo é agregado, mais as bactérias se reproduzem rapidamente e a população cresce, consumindo mais oxigênio. Se as descargas forem muito altas, o consumo do oxigênio dissolvido se esgota dentro dos corpos de água receptores. Outro fator a ser considerado é o aumento da concentração de compostos recalcitrantes nos efluentes, decorrente da evolução industrial e o aumento da turbidez ocasionada pelos contaminantes, que reduzem a incidência de radiação solar e que proporciona a geração de oxigênio no interior do corpo hídrico, pelas algas. Um dos principais objetivos dos processos de tratamento de esgotos é manter este material consumidor de oxigênio dentro de níveis adequados para os corpos de água receptores, com mínimo risco para a saúde humana.

2.3.1. Composição Média do Esgoto Doméstico

O esgoto doméstico é constituído basicamente por 99,9% de água, que devido a isso, as propriedades físicas da mesma são preservadas; e em 0,1% nos quais estão inclusos os sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, assim como os microrganismos (HAMMER & HAMMER, 2006; VON SPERLING, 1996; WIESMANN *et al.*, 2007). É devido a esses 0,1% que constituem os esgotos que há a necessidade de realizar o tratamento dos mesmos. Porém, como não é possível separar essas frações, elas são tratadas em conjunto na ETE (SANTOS, 2007).

Em termos elementares, os esgotos domésticos contêm basicamente: Carbono (C), Hidrogênio (H), Oxigênio (O), Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Enxofre (S) (SANTOS, 2007). A presença desses elementos nos esgotos domésticos está relacionada à sua origem nas atividades antropogênicas, conforme é mostrado no Quadro 1.

Quadro 1. Composição do esgoto doméstico.

Substância	Origem
Sabões	Lavagem de louças, roupas e utensílios variados.
Detergentes	Lavagem de louças, roupas e utensílios variados.
Cloreto de sódio	Cozinha e urina humana.
Fosfatos	Detergentes e urina humana.
Sulfatos	Urina humana
Carbonatos	Urina humana
Uréia, amoníaco e ácido úrico	Urina humana
Gorduras	Cozinha e fezes humanas.
Fibras vegetais não digeridas, ligamentos de carne e substâncias córneas	Fezes humanas
Porções de amido e de protéicos	Fezes humanas
Vermes, bactérias, vírus, leveduras, protozoários, fungos, etc.	Fezes humanas
Muco, células de descamação epitelial	Fezes humanas
Outros tipos de materiais e substâncias como: areia, plásticos, cabelos, fetos, madeira, etc.	Areia: por infiltrações nas redes coletoras, banhos em cidades litorâneas, parcela de águas pluviais, etc. As outras substâncias são lançadas de forma indevida nos vasos sanitários.

Fonte: Adaptado de Nuvolari *et al.* (2003) e Santos (2007).

A composição do esgoto doméstico é uma característica única e que pode variar bastante de um país para outro, principalmente por causa dos costumes de cada região (DA SILVA, 2008; HUANG *et al.*, 2010). A variabilidade observada na composição é função do ritmo de vida dos habitantes e é ligada às atividades humanas, ou seja, tem uma correspondência direta com o contexto socioeconômico e cultural de um país, podendo sofrer alterações de uma região para outra (PONS *et al.*, 2004).

Numa ETE, geralmente não há interesse em determinar todos os compostos que compõem o esgoto. Isso acontece não só pela dificuldade em realizar várias análises laboratoriais como também pelo fato de que esses resultados não seriam diretamente utilizados no projeto e operação da ETE. Partindo deste fato, utilizam-se parâmetros indiretos que traduzem o caráter ou o potencial de poluição do esgoto em estudo, assim como a sua degradabilidade. Esses parâmetros são responsáveis por definir a qualidade do esgoto e são divididos em três categorias: físicos, físico-químicos e biológicos (VON SPERLING, 1996).

2.3.2- Importância do Tratamento de Esgotos

Todos os processos aplicados no tratamento do esgoto, desde quando ela sai das residências até retornar aos rios, tem como objetivo dispor a água tratada ao meio-ambiente, permitindo sua preservação. Além disso, se está promovendo um benefício à saúde pública.

Além da necessidade de economia, a reciclagem e a reutilização aparecem como alternativas para uso racional da água (MACEDO, 2007).

2.3.3- Estações de Tratamento de Esgotos

As Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's) são as instalações onde se desenvolvem os processos biológicos, químicos e as diversas operações físicas, de forma a adequar o lançamento a uma qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente. Do ponto de vista operacional, o propósito das ETE's é a remoção, biológica ou química, da matéria orgânica mediante a oxidação da mesma. No entanto, no caso dos processos biológicos, pode ocorrer também a oxidação da matéria nitrogenada,

fenômeno denominado nitrificação. Em algumas configurações é também possível a remoção biológica de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo (HENZE *et al.*, 2002).

Nas ETE's que tratam efluentes urbanos, o esgoto bruto que chega às estações passa por diversas etapas de tratamento, como as mostradas no fluxograma da Figura 1. O esgoto passa pelo tratamento preliminar para remoção das partículas grosseiras e na etapa seguinte, tratamento primário, são removidas as partículas mais finas por sedimentação. A matéria orgânica dissolvida é removida durante permanência no tratamento secundário através da oxidação do metabolismo microbiano. O lodo em excesso do decantador secundário pode ser também conduzido mediante uma elevatória até os decantadores de gravidade junto com o lodo primário.

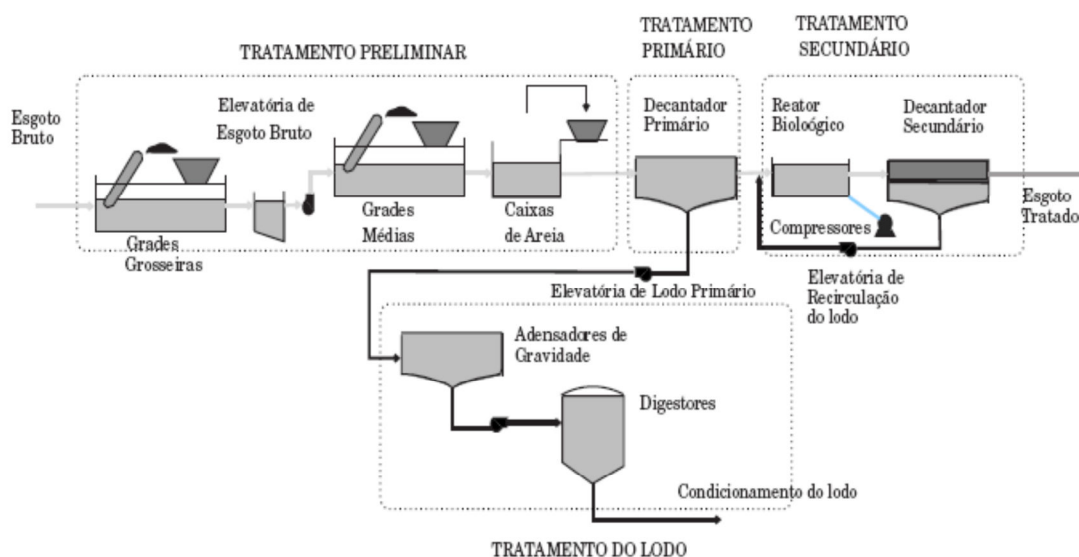


Figura 1. Fluxograma típico de uma estação de tratamento de esgotos (Fonte: Vargas Lara, 2005).

2.3.4- Níveis de Tratamento

A remoção dos poluentes no tratamento, de forma a adequar o lançamento a uma qualidade desejada ou a um padrão de qualidade vigente, está associada aos conceitos de nível de tratamento e eficiência do tratamento. Encontra-se a seguir a classificação geral das etapas do tratamento dos efluentes (HAMMER & HAMMER, 2006; NUVOLARI, 2003; METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 1996).

Tratamento Preliminar: destina-se à remoção de sólidos grosseiros em suspensão, onde materiais de maiores dimensões são retidos em grades e os sólidos decantáveis,

são sedimentados por gravidade nas caixas de areia. São utilizados apenas mecanismos físicos (operações unitárias), os quais têm por finalidade proteger as unidades de tratamento subsequentes, principalmente, as bombas e tubulações, do desgaste prematuro ou interrupção do seu funcionamento por obstrução.

Tratamento Primário: composto geralmente por decantadores primários, os quais apresentam a função de remover os sólidos sedimentáveis que são adensados gradualmente no poço de lodo do decantador. Nesta etapa é ainda removido o material graxo em caixas de gordura ou unidades de flotação. Junto com estes constituintes do esgoto, parte significativa da matéria orgânica em suspensão também é removida.

Tratamento Secundário: O principal objetivo é a remoção da matéria orgânica (MO) na forma coloidal e dissolvida. No caso de processos biológicos, nesta etapa ocorrem reações bioquímicas realizadas por micro-organismos (bactérias, protozoários e fungos). Eles convertem a matéria orgânica em gás carbônico, água e material celular (crescimento e reprodução celular). O tratamento secundário pode ou não apresentar tratamento primário na sua planta sendo esta decisão tomada em função das características do efluente a tratar. O tratamento secundário biológico pode ser realizado através de lagoas de estabilização; lodos ativados; filtro biológico; tratamento anaeróbio; disposição sobre o solo e suas variantes, entre outros processos menos frequentes.

Tratamento Terciário: nem sempre presente, é geralmente constituído de unidade de tratamento físico-químico ou biológico, que tem por finalidade a remoção complementar da matéria orgânica, dos nutrientes, de poluentes específicos (geralmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis) e/ou a desinfecção dos esgotos tratados.

Tratamento de Lodo: são tratados os subprodutos sólidos gerados nas diversas unidades, com a finalidade de aumentar o teor de sólidos do lodo e de estabilizar total ou parcialmente as substâncias instáveis e matéria orgânica presentes no lodo fresco. É composto geralmente por adensadores e digestores anaeróbios.

2.3.5- Classificação dos Métodos de Tratamento

O tratamento dos efluentes líquidos envolvem operações unitárias e processos químicos e biológicos que podem ser classificados de forma geral:

Operações físicas unitárias: método de tratamento no qual predominam a aplicação de forças físicas (ex: gradeamento, mistura, floculação, sedimentação, flotação, filtração).

Processos químicos unitários: métodos de tratamento nos quais a remoção ou conversão de contaminantes ocorre pela adição de produtos químicos ou devido a reações químicas.

Processo biológico unitário: método de tratamento nos quais a remoção de contaminantes ocorre da atividade biológica (ex: remoção de matéria orgânica, desnitrificação).

Para cada classe de poluente pode ser aplicado um tipo específico de tratamento, conforme sua característica mais predominante (sólido sedimentável, material dissolvido biodegradável, micro-organismos patogênicos, entre outros). O Quadro 2 apresenta os principais poluentes e seus respectivos tratamentos.

Quadro 2. Poluentes e seus respectivos tratamentos.

POLUENTE	OPERAÇÃO, PROCESSO OU SISTEMA DE TRATAMENTO
Sólidos em suspensão	Gradeamento Remoção de areia Sedimentação Disposição no solo
Matéria orgânica biodegradável	Lagoa de estabilização e variações Lodos ativados Filtro biológico Tratamento anaeróbio Disposição no solo
Patogênicos	Lagoas de maturação Disposição no solo Desinfecção com produtos químicos Desinfecção com radiação ultra-violeta
Nitrogênio	Nitrificação e desnitrificação biológica Disposição no solo Processos físico-químicos
Fósforo	Remoção biológica Processos físico-químicos

(Adaptado de: VON SPERLING, 1996).

2.4- Processos Biológicos por Lodos Ativados

O sistema de tratamento por lodos ativados foi posto em funcionamento pela primeira vez no começo do século XX em Manchester na Inglaterra. Ele foi empregado empiricamente para o tratamento de esgotos utilizando oxigênio para acelerar o processo de oxidação dos poluentes. Mas os fundamentos teóricos desse processo foram desenvolvidos posteriormente (DA SILVA, 2008).

O processo por lodos ativados sofreu diversas modificações ao longo dos anos em comparação à sua aplicação original, com o objetivo de aumentar o seu desempenho para obter um efluente tratado de melhor qualidade. Além da eliminação da matéria orgânica, esse processo é utilizado para a remoção simultânea de nutrientes, sobretudo aquela proveniente do nitrogênio orgânico (HENZE *et al.*, 2002; WIESMANN, 2007; CHACHUAT, 2001).

Dentre os processos de tratamento de esgotos domésticos e industriais, o de lodos ativados é o mais utilizado no mundo. Ele é aplicado em situações onde é necessária uma elevada qualidade de efluente com requisitos de área reduzida. No entanto, requer um maior controle operacional devido ao emprego de uma quantidade maior de equipamentos com consumo também maior de energia elétrica, se comparado com outros tipos de tratamento secundários.

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

O sistema de lodos ativados consiste em uma complexa associação de micro-organismos composta por bactérias, protozoários, fungos e micrometazoários que oxidam os compostos orgânicos e inorgânicos presentes nos efluentes (DAVIES, 2005). A comunidade estabelecida nesse sistema é dinâmica e fundamental ao tratamento, sendo que cada espécie tem sua importância para o bom funcionamento do sistema (AMMAN *et al*, 1997).

O tanque de aeração, onde ocorre a oxidação, é um reator biológico com alimentação e aeração contínuas, no qual uma biomassa, ou lodo ativado, é mantida em

contato com a poluição na forma de flocos ou aglomerados celulares. O efluente tratado é em seguida separado da biomassa por decantação. A maior parte da biomassa decantada é recirculada para o tanque de aeração com o objetivo de manter uma concentração celular estável e suficiente para a biodegradação. Uma baixa concentração da biomassa é extraída e sofrerá um tratamento específico, juntamente com os resíduos gerados na etapa do tratamento primário. (VON SPERLING, 1997).

As bactérias são os micro-organismos mais importantes no sistema de tratamento por lodos ativados. Os fungos, os protozoários e os metazoários têm um papel secundário no processo de oxidação. Nos processos por lodos ativados, as bactérias se aglomeram sob a forma de flocos. Estes flocos são formados por exopolímeros, liberados por micro-organismos formadores de flocos e ou filamentosas que servirão de elemento estrutural ao floco. O bom equilíbrio entre estes dois grupos produz flocos sãos, com boa propriedade de decantação e compressão, além de se obter um efluente final com baixa turbidez e baixa concentração de material em suspensão (DA MOTTA *et al.*, 2001). Os flocos bacterianos se encontram em suspensão e são muito importantes na degradação ou separação das partículas insolúveis. As partículas coloidais são adsorvidas nos flocos e as partículas mais grosseiras em suspensão são presas no espaço estrutural dos flocos. Essas substâncias coloidais e partículas em suspensão ficam em consequência nas proximidades da superfície das bactérias e estão ao alcance das enzimas de hidrólise.

Mudanças nas condições ambientais provenientes da composição do afluente do reator, ou mesmo da operação da estação, podem levar a alterações na comunidade do lodo, influenciando os processos de biodegradação e, portanto, reduzindo a qualidade do efluente tratado (MADONI *et al.*, 1996; FORNEY *et al.*, 2001; DALZELL *et al.*, 2002).

O processo microbiano endógeno tem um papel significativo no projeto e operação de plantas de lodo ativado. Como o sistema de lodo ativado é periódico, foi proposta uma configuração onde as etapas de biodegradação e de decantação ocorrem no mesmo tanque, denominado reator em batelada sequencial (do inglês *Sequential Batch Reactor*, SBR). Ele tem sido bastante usado para tratamento de efluentes industriais e domésticos desde a sua invenção nos anos 80 (NI *et al.*, 2011).

Os principais componentes do processo de lodos ativados são:

- **Reator biológico:** remove grande parte da matéria orgânica, mediante reações bioquímicas, realizadas por micro-organismos aeróbios, podendo eventualmente

remover nutrientes. Reproduzem e aceleram os fenômenos naturais de estabilização da matéria orgânica que ocorreriam num corpo receptor. No reator biológico, o sistema de aeração tem por objetivo oxidar a matéria orgânica carbonácea e a nitrificação, satisfazendo a necessidade do metabolismo do organismo. Também através da injeção do ar se mantém uma agitação completa no tanque de aeração evitando a sedimentação, deixando os flocos em contato íntimo com os organismos presentes no meio e retirando alguns produtos voláteis de metabolismo. Os aeradores podem ser superficiais, fixos e flutuantes, em relação ao eixo de rotação, eles podem ser horizontais ou verticais. Outro tipo é o aerador por ar difuso, composto por difusores submersos no líquido, tubulações distribuidoras de ar, tubulações de transporte de ar, sopradores e outras unidades. Nessa configuração o ar é introduzido próximo ao fundo do tanque, e o oxigênio é transferido ao meio líquido à medida que a bolha se eleva à superfície. (METCALF & EDDY, 2003; HAMMER & HAMMER, 2006).

• **Decantador secundário e Retorno do Lodo:** etapa em que ocorre a clarificação do efluente e o retorno do lodo. Os decantadores secundários exercem um papel fundamental no processo de lodos ativados. São os responsáveis pela separação dos sólidos em suspensão presentes no tanque de aeração, permitindo a saída de um efluente clarificado, e pela sedimentação dos sólidos em suspensão no fundo do decantador, permitindo o retorno do lodo em concentração mais elevada. O efluente do tanque de aeração é submetido à decantação, onde o lodo ativado é separado, voltando para o tanque de aeração. O retorno do lodo é necessário para suprir o tanque de aeração com uma quantidade suficiente de micro-organismos e manter uma relação alimento/ micro-organismo capaz de decompor com maior eficiência o material orgânico. O efluente líquido oriundo do decantador secundário pode ser descartado diretamente para o corpo receptor, pode ser oferecido ao mercado para usos menos nobres, como lavagem de ruas e rega de jardins, ou passar por tratamento para que possa ser reutilizado internamente (METCALF & EDDY, 2003; HAMMER & HAMMER, 2006).

2.4.1- Vantagens do Tratamento Biológico com Lodo Ativado

Classicamente as vantagens apresentadas pelo tratamento aeróbio por lodos ativados estão descritas abaixo (BRANCO & HESS, 1975; VON SPERLING, 1997):

- a) Possibilidade de ampliar ou abreviar o tempo de contato entre despejo e os organismos do meio;
- b) Possibilidade de variar a relação alimento/microrganismo;
- c) Garantia do fornecimento do oxigênio necessário à respiração da microbiota e flora ativas;
- d) Possibilidade de adaptar a quantidade de oxigênio à demanda dos organismos;
- e) Possibilidade de distribuir a carga orgânica ao longo das câmaras de aeração;
- f) Possibilidade de remoção biológica de nitrogênio e fósforo;
- g) Nitrificação usualmente obtida;
- h) Não há problemas com moscas (*Psychoda*);
- i) Baixos requisitos de área;
- j) Possibilidade de dispensar os decantadores primários.

2.4.2- Desvantagens do Tratamento Biológico com Lodo Ativado

Segundo Branco & Hess (1975) e Von Sperling (1997), as desvantagens apresentadas pelo processo de tratamento com lodos ativados são:

- a) Pode haver períodos de maus resultados;
- b) Elevado custo de implantação;
- c) Exige operadores especializados;
- d) Elevado índice de mecanização;
- e) Possíveis problemas ambientais com ruídos e aerossóis;
- f) Volume de lodo resultante mais elevado devido ao baixo teor de sólidos;
- g) Consumo elevado de energia.

2.4.3- Tipos de Processos de Tratamento com Lodo Ativado

Há um grande número de alternativas de operação de lodos ativados, das quais as mais importantes são descritas sucintamente abaixo (VON SPERLING, 1997).

a) Processo Convencional: O sistema de lodos ativados convencional é constituído por reator e decantadores primário e secundário. Este sistema possui decantador primário para que a matéria orgânica em suspensão sedimentável seja retirada antes do tanque de aeração gerando assim uma economia no consumo de energia. O tempo de retenção

hidráulico representa o tempo médio de permanência das moléculas de água em uma unidade de tratamento, alimentado continuamente e é da ordem de 6 a 8 horas; tempos de detenção elevados podem apresentar anaerobiose e gerar maus odores e gases. A idade do lodo que representa o tempo médio em que o lodo permanece no sistema, e pode ser estimada grosseiramente dividindo-se a quantidade de lodo (seco) contida no tanque de aeração pela quantidade diária de lodo (seco) retirada do sistema como lodo em excesso e é em torno de 4 a 10 dias. A Figura 2 representa o fluxograma do tratamento por lodos ativados convencionais.

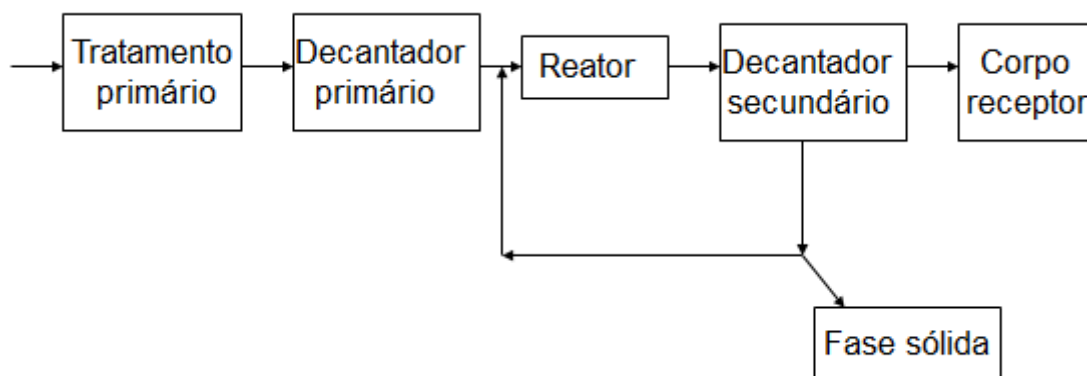


Figura 2: Fluxograma do tratamento por lodos ativados convencionais. (Adaptada de: VON SPERLING, 1996).

b) Processo de Aeração Prolongada: A diferença deste sistema para o sistema convencional é que a biomassa permanece mais tempo no reator (18 a 30 dias), porém continua recebendo a mesma carga de DBO. Com isso o reator terá que possuir maiores dimensões e consequentemente existirá menor concentração de matéria orgânica por unidade de volume e menor disponibilidade de alimento. Para sobreviver, as bactérias e outros micro-organismos passam a consumir a matéria orgânica. Assim, o lodo já sairá estabilizado do tanque de aeração, não havendo necessidade de um tratamento posterior. Este sistema também não possui decantador primário para evitar a necessidade de uma unidade de estabilização do lodo resultante deste. Como a estabilização do lodo ocorre de forma aeróbia no reator, há um maior consumo de energia elétrica. Porém, este é um sistema de maior eficiência de remoção de DBO dentre os que funcionam com lodos ativados. A Figura 3 representa o fluxograma do tratamento por lodos ativados com aeração prolongada.

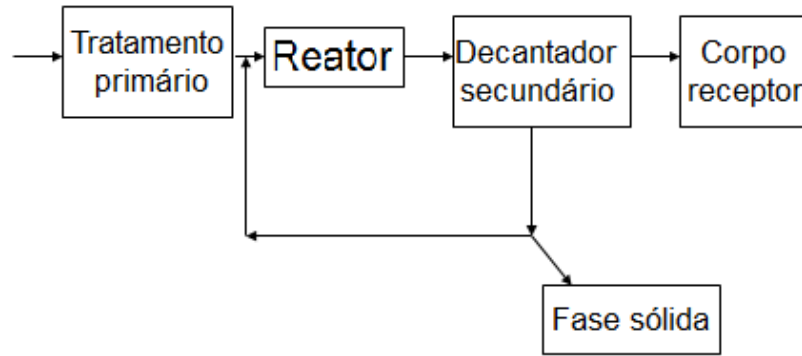


Figura 3: Fluxograma do tratamento por lodos ativados com aeração prolongada. (Adaptada de VON SPERLING, 1996).

c) Reator Sequencial em Batelada: Neste sistema há apenas uma unidade e todas as etapas de tratamento do esgoto ocorrem dentro do reator. Estas passam a serem sequências no reator e não mais unidades distintas. A biomassa permanece no tanque e não há necessidade de sistema de recirculação de lodo. Um sistema de lodos ativados de fluxo intermitente possui ciclos bem definidos de operação, sendo estes: enchimento, reação, sedimentação, esvaziamento e repouso. Em sistemas que recebem esgotos de forma contínua, como por exemplo, as estações que recebem esgotos domésticos, há a necessidade de ser ter mais de um tanque de aeração trabalhando em paralelo. Pois um tanque que está no ciclo de decantação não pode estar recebendo esgoto e para isso deve haver outro tanque que esteja no ciclo de enchimento. Este sistema pode funcionar tanto como lodo ativado convencional, como aeração prolongada. (VON SPERLING, 1997). Assim, no mesmo tanque ocorrem, em fases diferentes, as etapas de reação e sedimentação. O tempo de detenção hidráulica também é um fator importante nesta consideração e, na maioria das vezes, deve estar entre 6 e 10 horas (CAMPOS, 1999). A Figura 4 representa o fluxograma do tratamento por lodos ativados em batelada.

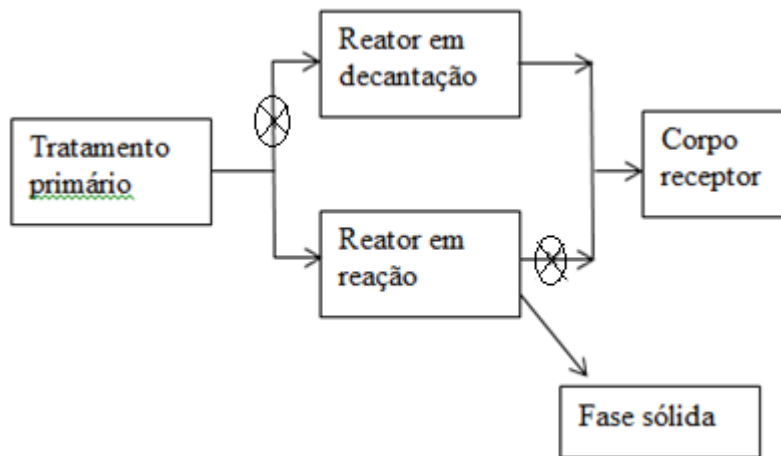


Figura 4: Fluxograma do tratamento por lodos ativados em batelada. (Adaptada de VON SPERLING, 1996).

2.4.4- Cinética da Reação Aplicada ao Processo Biológico

O tratamento biológico de efluentes se vale da atividade de culturas mistas de micro-organismos para degradação de poluentes. Para que isso ocorra é necessário que sejam fornecidas as condições ótimas de crescimento das comunidades microbianas com o objetivo alcançar a máxima eficiência do processo. O dimensionamento de unidades de tratamento biológico baseia-se na cinética das reações biológicas ocorrendo crescimento celular, consumo de substrato e morte microbiana.

A taxa de crescimento microbiano é geralmente descrito pelo modelo de Monod (1942). Nesse modelo a taxa de crescimento celular é limitada pela concentração do substrato, como segue nas Equações 1 e 2:

$$r_X = \mu \cdot X \quad (1)$$

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \quad (2)$$

Onde: r_X é a taxa de crescimento celular (g/L.d SST), μ é a taxa de crescimento específica (d⁻¹), X é a concentração da biomassa (g/L SST), μ_{max} é a taxa máxima de crescimento específica (d⁻¹), S é a concentração de substrato (g/L), K_S é a constante de saturação (g/L).

A taxa de consumo de substrato é dada pela Equação 3:

$$r_S = \frac{r_X}{Y_{X/S}} \quad (3)$$

Considera-se que a reação se processa em reator batelada. Nesse caso as variações de S e X em relação ao tempo podem ser determinadas usando um balanço de material para a biomassa e pelo balanço de massa do substrato, como descrito nas Equações 4 e 5, respectivamente.

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot X \quad (4)$$

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_{max}}{Y_{X/S}} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot X \quad (5)$$

Onde: $Y_{X/S}$ é o coeficiente de rendimento celular.

As condições iniciais para as Equações 4 e 5 são: $t = 0$, $X = X_0$ e $S = S_0$. Uma simples solução pode ser obtida para valores altos de X_0 e baixos de S_0 , resultando um valor constante $X \approx X_0$, somente a Equação 4 deve ser resolvida, utilizando separação de variáveis.

$$\int \left(\frac{K_S}{S} + 1 \right) ds = - \left(\frac{\mu_{max}}{Y_{X/S}^0} \right) \cdot X_0 \int dt + c \quad (6)$$

$$K_S \ln \frac{S_0}{S} + (S_0 - S) = r_{s,max} \cdot t \quad (7)$$

$$\text{Onde, } r_{s,max} = \frac{\mu_{max}}{Y_{X/S}^0} \cdot X_0 \quad (8)$$

O resultado do experimento pode ser testado como uma função $S = f(t)$ e o coeficiente K_S e $r_{s,max}$ podem ser determinados pela transformação da Equação 7 em :

$$\frac{\ln S_0/S}{S_0 - S} = \frac{r_{s,max}}{K_S} \cdot \frac{t}{S_0 - S} - \frac{1}{K_S} \quad (9)$$

Na sequência para confirmar esse resultado do experimento em batelada com o modelo utilizado para descrever a Equação 4, pode-se plotar:

$$\frac{\ln S_0/S}{S_0 - S} \times \frac{t}{S_0 - S}$$

E os pontos devem formar uma linha reta com a inclinação positiva $r_{s,max}/K_s$ e a negativa interceptada $-1/K_s$.

Para o substrato e a limitação de oxigênio, a Equação 2 reduz-se a Equação 10.

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot \frac{c'}{K' + c'} \quad (10)$$

A região onde a limitação de oxigênio é significativa pode ser estimada usando $K' = 0,2$ mg/L de O_2 à $T = 20^\circ C$ (PUTNAERGLIS, 1987). Para $S \gg K_s$ o ponto limitante pode ser dado com $\mu = 0,9 \mu_{max}$ (90% da taxa de crescimento máxima).

$$\frac{\mu}{\mu_{max}} = 0,9 = \frac{c'}{K' + c'} \quad (11)$$

na qual: $c' = 9 * 0,2 = 1,8$ mg/L de O_2 .

Para $c' \geq 1,8$ mg/L não se pode esperar uma limitação de oxigênio ($T = 20^\circ C$, esgoto doméstico sem influência de transferência de massa na superfície ou no interior dos flocos formados por bactérias).

Para $K_s = 50$ a $120 \approx 85$ mg/L DBO_5 à $T = 20^\circ C$ (SUNDTORN *et al.*, 1973), a região de limitação do substrato pode ser estimada pela Equação 12.

$$\frac{\mu}{\mu_{max}} = 0,9 = \frac{S}{K_s} \quad (12)$$

em que: $S = 9 * 85 = 765$ mg/L de DBO_5 .

Se ambas as concentrações S e c' diminuem seus valores durante um processo em batelada, a evolução cinética é complicada. Portanto, a cinética pode ser estudada considerando somente limitações inferiores do substrato e do oxigênio.

Para estudar a limitação do oxigênio durante um processo em batelada sem aeração, a concentração do substrato (DBO_5 , DQO e carbono orgânico dissolvido – COD), diminui somente poucas mg/L se c' diminuir de 8 mg/L para 0 mg/L. Este tipo de experimento em batelada pode ser realizado mesmo para valores baixos de S .

Se for evitada a limitação do substrato, tem-se a Equação 13.

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{c'}{K' + c'} \quad (13)$$

a qual pode ser testada.

Para X um valor constante, o balanço para o oxigênio é:

$$\frac{dc'}{dt} = - \frac{\mu_{max}}{Y_{x/s}^0} \cdot \frac{c'}{K' + c'} \cdot X \quad (14)$$

E sua solução correspondente para a equação 9 é obtida pela linearização de parâmetros como pode ser linearizada como foi mostrada antes.

2.4.5- Balanço de Massa para o Sistema de Lodo Ativado

O balanço material e hidráulico pode ser realizado num sistema de tratamento de esgoto por lodo ativado através de equações algébricas de balanço, como também balanços cinéticos no reator biológico (tanque de aeração). Para isso, considera-se o tanque de aeração como um reator de mistura perfeita de fluxo contínuo e ocorrendo uma dispersão máxima das substâncias que entram no nele. Desta forma, o conteúdo do reator é homogêneo e as concentrações são iguais em qualquer ponto do reator. No estado estacionário temos a concentração afluente constante implicando numa concentração efluente constante, ou seja, não varia ao longo do tempo. A Figura 5 é uma representação esquemática de um balanço de massa dos sólidos para o sistema de lodos ativados.

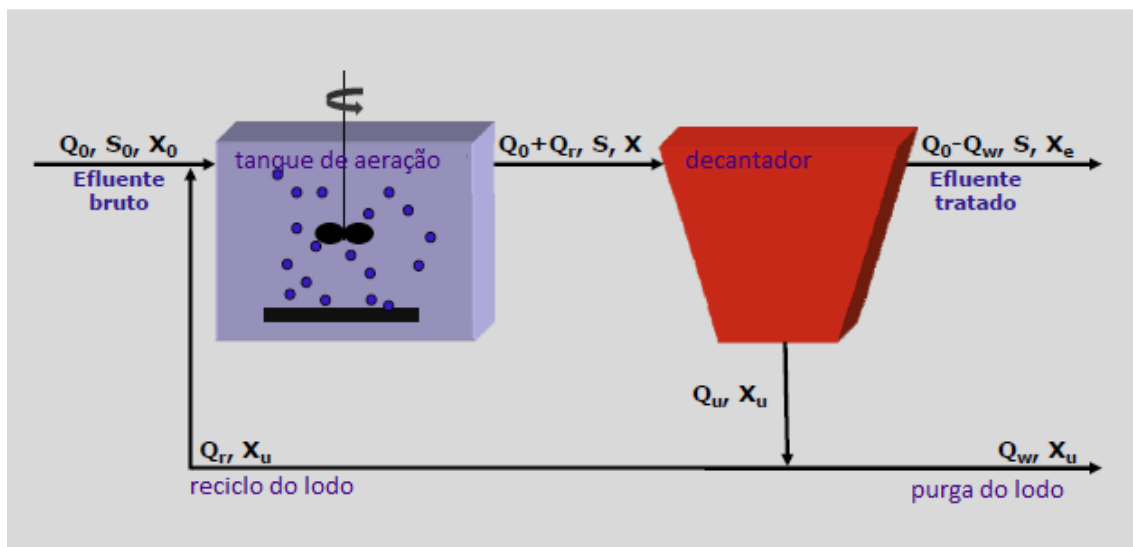


Figura 5: Representação de um balanço de massa no sistema de Lodos Ativados.

Considerando que o tanque de aeração é um reator de fluxo contínuo de mistura perfeita, está-se admitindo que a concentração de substrato (S) e de biomassa (X) é homogênea em todo o volume do reator.

Uma das características de um reator de mistura perfeita ideal é que o efluente deixa o reator com concentração igual a qualquer região do mesmo. Significa dizer que os valores de S e X são os mesmos no reator, assim como no efluente.

No nosso caso específico, X é a concentração de sólidos produzida no reator pela degradação de um substrato S. Ao contrário, os sólidos presentes no afluente são aqueles presentes no esgoto, e a presença de sólidos biológicos é negligenciada no balanço de massa. Por simplicidade considera-se $X_0 = 0 \text{ mg/L}$.

Para o sistema considerado podem ser feitos dois balanços de massa, um em função do substrato e outro para a biomassa. Esses balanços de massa são essenciais para o projeto e o controle operacional de uma planta de lodos ativados. Cada um dos balanços será detalhado na sequência.

O balanço de massa leva em conta o transporte (na entrada e saída) e a reação dos sólidos (produção e consumo). As seguintes equações são para um sistema de único reator de mistura completa e com recirculação e decantação final de sólidos.

$$\text{Acúmulo} = \text{Entrada} - \text{Saída} + \text{Produção}$$

O balanço de substratos é dado pela Equação 15.

$$Q_0 S_0 = V \cdot \frac{\mu_{max} S X}{Y(K_S + S)} + (Q_0 - Q_w) S + Q_w S \quad (15)$$

na qual:

Q_0 = vazão da alimentação na entrada do reator biológico (m^3/d)

S_0 = concentração de substrato solúvel na alimentação (mg/L)

V = volume do reator (L)

μ_{max} = taxa máxima de crescimento específica (d^{-1})

S = concentração de substrato solúvel na saída (mg/L)

X = concentração de biomassa na saída

Y = coeficiente de rendimento celular (g_{bio}/g_{subst})

K_S = constante de saturação (mg/L)

Q_w = vazão da purga de lodo em excesso (m^3/d)

Considerando-se que os termos $(-Q_w S)$ e $(+Q_w S)$ anulam-se a equação fica reduzida a Equação 16.

$$Q_0 S_0 = \frac{V \cdot \mu_{max} S X}{Y(K_S + S)} + Q_0 S \quad (16)$$

Rearranjando a equação 16.

$$\frac{Q_0}{V} \cdot \frac{Y}{X} (S_0 - S) = \frac{\mu_{max} S}{(K_S + S)} \quad (17)$$

Fazendo o mesmo para a biomassa, obtém-se a Equação 18.

$$Q_0 X_0 + V \left(\frac{\mu_{max} S X}{K_S + S} - K_d X \right) = (Q_0 - Q_w) X_e + Q_w X_u \quad (18)$$

em que:

X_e = concentração de biomassa no efluente tratado (mg/L);

X_0 = concentração de biomassa na alimentação (mg/L);

X_u = concentração de biomassa na purga do lodo em excesso (mg/L);

X = concentração de biomassa no reator (mg/L);

K_d = taxa de decaimento celular (dia⁻¹).

Considerando que a biomassa na entrada do reator (X_0) e a concentração de biomassa na saída do decantador são próximas a zero, podemos negligenciá-los, e a Equação 18 reduz-se à Equação 19.

$$V \left(\frac{\mu_{max} S X}{K_S + S} - K_d X \right) = Q_w X_u \quad (19)$$

Isolando-se os termos em função do substrato, tem-se a Equação 20.

$$\frac{\mu_{max} S}{K_S + S} = \frac{Q_w X_u}{V X} + K_d \quad (20)$$

Igualando-se as equações dos balanços para o substrato e a biomassa tem-se a Equação 21.

$$\frac{Q_w X_u}{V X} = \frac{Q_0 Y}{V X} (S_0 - S) - K_d \quad (21)$$

Define-se então o tempo de retenção de sólidos (θ_X) no sistema ou idade do lodo através da Equação 22.

$$\theta_X = \frac{V X}{Q_w X_u} \quad (22)$$

O tempo de retenção de *sólidos* ou celular compreendido entre 3 e 15 dias permite, em geral, obter uma elevada qualidade de efluente final e lama com excelente qualidade de sedimentação.

Substituindo o termo θ_X na equação do balanço para o substrato, tem-se a Equação 23:

$$\frac{1}{\theta_X} = \frac{Q_0}{V} \frac{Y}{X} (S_0 - S) - K_d \quad (23)$$

na qual V/Q_0 é igual ao tempo de retenção hidráulico θ . Assim, obtém-se a Equação 24.

$$\frac{1}{\theta_X} = \frac{Y(S_0 - S)}{\theta X} - K_d \quad (24)$$

Isolando a biomassa, define-se a concentração de sólidos no sistema pela Equação 25.

$$X = \theta_X \cdot \frac{Y(S_0 - S)}{\theta(1 + K_d \theta_X)} \quad (25)$$

onde o termo $\frac{Y}{(1 + K_d \theta_X)}$ corresponde ao rendimento biomassa/substrato observado para um dado sistema de tratamento de efluentes.

Finalmente, pode-se ainda definir um importante termo de projeto, denominado razão substrato/biomassa (razão F/M), através da Equação 26.

$$\frac{F}{M} = \frac{QS_0}{XV} = \frac{S_0}{\theta X} \quad (26)$$

e apresenta valores típicos que variam de 0,005 a 1 dia⁻¹.

2.5- Modelos Matemáticos Aplicados ao Sistema de Lodo Ativado

O estudo dos fenômenos físicos, químicos e biológicos nos sistemas de tratamento por lodo ativado começou há cerca de trinta anos. Pode-se modelar o funcionamento dinâmico (integrando-se as variações em função do tempo) de uma ETE a partir de equações descrevendo os fenômenos biológicos (crescimento da população microbiana, morte, etc.), físicos (aeração, hidráulica, decantação, etc.) e químicos (precipitação, oxi-redução, etc.) que se processam em suas unidades. A modelagem matemática consiste na representação de uma ETE, graças à solução por computador de equações matemáticas que descrevem seu funcionamento. Essa representação, uma vez concluída e validada, pode ser utilizada por simulações como no sistema real, com a vantagem de possibilitar reprodução de experiências com um ganho de tempo e de meios em relação à experimentação real (HENZE, 2000).

Em 1983, um grupo de trabalho de especialistas em modelagem de sistemas de tratamento de lodos ativados da *International Association on Water Quality (IAWQ)*, atualmente *International Water Association (IWA)*, começou a desenvolver um modelo

baseado nos fundamentos então conhecidos. Quatro anos depois, o primeiro modelo, *Activated Sludge Model N° 1*, ou simplesmente ASM1, foi apresentado à comunidade científica em um relatório técnico, descreve os processos biológicos de remoção de carbono, nitrificação e desnitrificação (HENZE *et al.*, 1987). Apesar do modelo ter sido estendido, incluindo a remoção de fósforo (HENZE *et al.*, 1995), a atividade desnitrificante dos organismos acumuladores de fósforo (HENZE *et al.*, 1999), o consumo de oxigênio e a produção de lodo (GUJER *et al.*, 1999), o modelo ASM1 continua sendo o mais conhecido e utilizado pela comunidade científica e industrial (BENCHIHEUB, 1997, FANG FANG *et al.*, 2010).

Nos anos 90, o modelo ASM1 se difundiu e foi reconhecido em âmbito internacional. Vários softwares de simulação comerciais o implantaram e hoje encontram-se programas comerciais, dentre os quais destacam-se: AQUASIM, ASSIM, EFOR, GPS-X, SIMBA, STOAT, WEST e BioWin. Existem diversos trabalhos de pesquisa que utilizam esse modelo (ASM1) para controlar e otimizar o funcionamento de uma ETE para efluentes domésticos e industriais. (DA SILVA, 2008).

David (2009) e de Clercq (2005 e 2006) utilizaram um modelo base para construir uma planta completa de simulação para em seguida ser implementado no MATLAB. Foi realizado um simples balanço de massa a partir de um modelo de EDP (Equação Diferencial Parcial), para descrever a base contínua e os parâmetros dos modelos desconhecidos, com o objetivo de minimizar o desvio entre o modelo previsto e o modelo experimental.

Spérandio & Espinosa (2008) utilizaram os modelos ASM1 e ASM3 para mostrar que os modelos ASM poderiam fornecer resultados satisfatórios para processos biológicos aeróbios em biorreatores de membranas submersos, com grandes intervalos de tempo de retenção do lodo.

2.5.1- Modelo para Lodo Ativado N°1 (*Activated Sludge Model N1 – ASM1*)

As equações do modelo são apresentadas em um formato matricial comportando uma linha por processo e uma coluna por variável, aplica-se a sistemas de tratamento por lodos ativados que efetuam oxidação carbonácea, nitrificação e desnitrificação. O modelo apresenta 13 componentes de caracterização das águas residuais, 8 processos biológicos e os diversos parâmetros cinéticos e estequiométricos que são 19 ao total. Esse modelo é baseado na simulação do crescimento da biomassa como motor principal

do processo de oxidação da matéria orgânica. O Anexo 1 apresenta a matriz de Petersen para o modelo ASM1 (HENZE, 2002).

As variáveis do modelo ASM1 são expressas em mgDQO/L para os compostos do carbono e em mgN/L para os compostos nitrogenados. Elas representam somente os poluentes orgânicos e a biomassa; os compostos inorgânicos não são levados em conta no modelo. Os balanços de massa são estabelecidos em termo de transferência de elétrons nas reações de oxirredução do metabolismo bacteriano.

As variáveis apresentadas nas Figuras 6 e 7 são denominadas variáveis de entrada se elas descrevem o afluente (para fornecer como dado de entrada na modelagem), variáveis de estado que descrevem a composição do tanque de aeração (sistema de tratamento) e são calculadas a partir de equações e das variáveis de entrada; variáveis de saída se fazem a descrição da qualidade do efluente e o lodo extraído, que são calculados a partir das variáveis de estado.

A matéria orgânica é classificada no ASM1 em biodegradável, inerte e biomassa ativa (Figura 6).

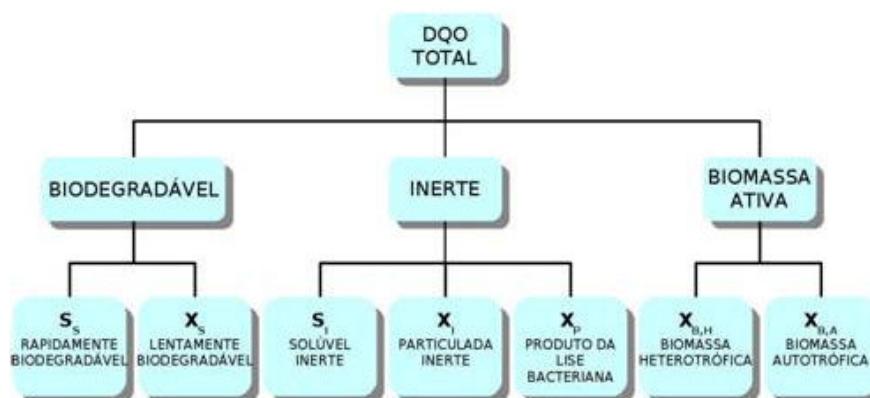


Figura 6. Decomposição da DQO em variáveis do modelo ASM1. (Adaptado de DA SILVA, 2008).

Os compostos solúveis são denotados por S e os compostos particulados são representados por X. Os poluentes biodegradáveis são substratos de crescimento para as bactérias. Eles são separados em duas categorias segundo sua cinética de degradação: a fração dos compostos rapidamente biodegradáveis (S_s) e a fração dos compostos lentamente biodegradáveis (X_s). Os substratos rapidamente assimiláveis comportam moléculas solúveis simples que atravessam a membrana celular e são imediatamente metabolizadas para a produção de energia e a síntese bacteriana. Os substratos lentamente biodegradáveis são considerados como moléculas orgânicas mais complexas sob forma particulada e/ou coloidal que devem sofrer primeiro uma etapa de hidrólise

enzimática para permitir a sua absorção e utilização. Observe-se que a fração lentamente biodegradável pode ser solúvel ou coloidal, mas no modelo ela é considerada sob forma particulada. Os poluentes inertes são divididos em compostos solúveis (S_I), compostos particulados (X_I) e compostos produzidos na decomposição da biomassa (X_P). Essas frações não são afetadas pela atividade biológica no sistema. Elas fazem parte da composição do efluente ou são produzidas a partir da morte bacteriana. Os compostos inertes solúveis se comportam como traçadores na ETE, saindo do sistema junto com o efluente tratado pela parte superior do decantador secundário. Já os compostos particulados são retidos nos flocos bacterianos acumulando-se como sólidos em suspensão inerte. A fração inerte particulada é eliminada do sistema pela retirada dos lodos em excesso e uma parte pode mesmo subsistir no efluente tratado. A biomassa ativa é dividida em dois tipos de microrganismos: a biomassa heterotrófica ($X_{B,H}$) e a biomassa autotrófica ($X_{B,A}$).

Finalmente, a DQO_T é representado pela Equação 27:

$$DQO_T = S_I + S_S + X_I + X_S + X_P + X_{B,A} + X_{B,H} \quad (27)$$

onde DQO_T é a demanda química de oxigênio total.

Segundo as variáveis do modelo ASM1, os poluentes nitrogenados nas águas usadas são divididos em várias frações (Figura 7).

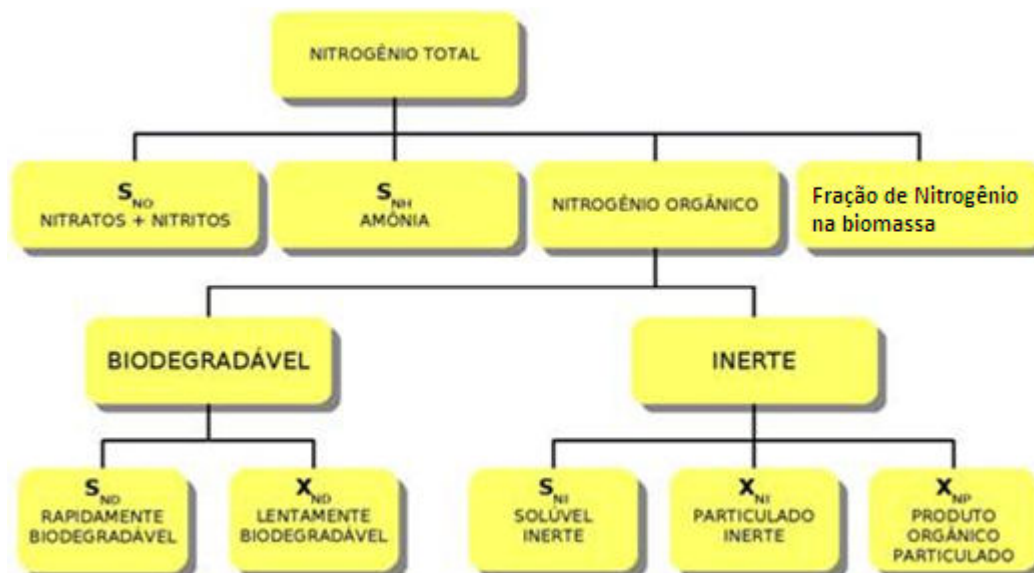


Figura 7. Decomposição do nitrogênio total em variáveis do modelo ASM1. (Adaptado de DA SILVA, 2008).

No modelo considera-se que o nitrogênio total é aquele obtido pelo método de Kjeldahl mais a adição dos nitritos e nitratos. O nitrogênio de Kjeldahl engloba o nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal (S_{NH}). Da mesma forma que para a fração carbônica, o nitrogênio orgânico é dividido em uma fração biodegradável e em uma fração inerte, que por sua vez podem ser solúveis ou particuladas. A fração do nitrogênio orgânico biodegradável particulado (X_{ND}) e a fração do nitrogênio orgânico biodegradável solúvel (S_{ND}) são explicitamente inclusos no modelo. A biomassa ativa do nitrogênio é incluída no modelo somente no sentido de que o decaimento da biomassa conduzirá à produção do nitrogênio orgânico biodegradável particulado. O nitrogênio orgânico associado com o produto particulado orgânico inerte (X_{NP}) e a fração particulada orgânica inerte (X_{NI}) podem ser calculados mesmo sem serem descritos na matriz do modelo. Finalmente, a nitrificação do nitrogênio amoniacal em nitratos e nitritos (S_{NO}) é vista somente como uma etapa do processo.

As últimas duas variáveis descritas no modelo ASM1 são a concentração do oxigênio dissolvido (S_O), expressa como uma concentração negativa em DQO, e a alcalinidade (S_{ALK}). A alcalinidade não é essencial ao modelo, mas a sua inclusão é desejável, pois pode fornecer informações a respeito de mudanças de pH, auxiliando na prevenção de problemas. Considerando-se o fato de que todas as reações que envolvem adição ou remoção de espécies com capacidade deceptor de prótons e/ou qualquer adição ou remoção de prótons causa mudanças na alcalinidade (LEVY, 2007).

No modelo ASM1 são considerados fundamentalmente quatro conceitos que descrevem os oito processos nele estabelecidos: o crescimento da biomassa, a decomposição ou lise da biomassa, a "amonificação" do nitrogênio orgânico e as hidrólises dos produtos particulados. Esses processos são derivados da dinâmica de duas populações bacterianas, as heterotróficas e as autotróficas. A Figura 8 apresenta um esquema que descreve os conceitos em questão.

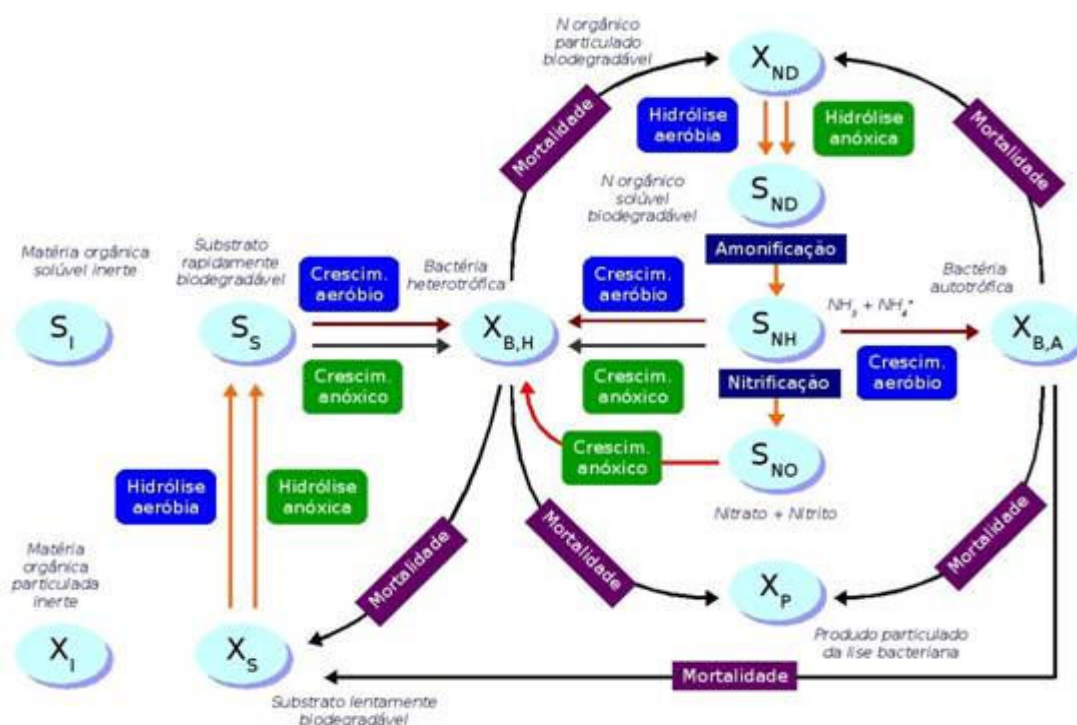


Figura 8. Esquema conceitual do modelo ASM1 (CHACHUAT *et al.*, 2001b).

O crescimento celular é descrito segundo o modelo cinético de Monod. As velocidades de crescimento são de ordem 1 com relação à concentração em bactérias e são moduladas por fatores limitantes, que são o substrato e os aceptores de elétrons.

2.5.1.1- Aplicações e ou modificações no ASM1

A diferença significativa entre o modelo proposto por Pai *et al.* (2009) é que ele utilizou um modelo com dois estágios de nitrificação, vários de desnitrificação e remoção de fósforo que foram calculados simultaneamente. O modelo desenvolvido apresentou 17 componentes e 25 processos foram considerados em TWEA (*Taiwan Extension Activated Sludge Model*), sendo este implementado por meios de programas computacionais através da linguagem *FORTRAN*.

Nelson & Sidhu (2009), Fikar *et al.* (2005) e Yoon & Lee (2005) desprezaram quatro equações do modelo referentes ao material orgânico solúvel inerte, material orgânico particulado inerte, produto particulado não biodegradável resultante da decomposição da biomassa e alcalinidade, utilizando apenas nove equações restantes.

O modelo ASM1 foi modificado para incluir a remoção de lodo para o controle do tempo de retenção sólida e foram obtidos dados com as operações com biorreator de

membranas em escala laboratorial sob condições controladas para, em seguida, utilizar o *software* de simulação AQUASIM 2.0 (BAEK *et al.*, 2009).

O *software* STOAT foi utilizado para simulação dinâmica de uma estação de tratamento com lodo ativado com um elevado teor de nutrientes. Esta simulação foi efetuada em duas partes, a primeira com a ajuda do STOAT utilizando os dados coletados na estação e para segunda foram feitas algumas modificações nos esquemas da estação para melhorar a qualidade do efluente (SARKAR *et al.*, 2010).

2.5.1.2- *Descrições dos Processos para o ASM1*

Os processos bioquímicos que são levados em conta no modelo ASM1 são baseados no crescimento e morte das biomassas heterotrófica e autotrófica, na hidrólise dos substratos complexos e na amonificação do nitrogênio orgânico solúvel. Segue uma breve descrição de cada um deles, cujo estado da arte pode ser verificado em Henze *et al.* (2002).

Processo 1 (j=1): Crescimento aeróbio da biomassa heterotrófica ($X_{B,H}$): A fração do substrato rapidamente biodegradável (S_s) é utilizada para garantir o crescimento dos micro-organismos heterotróficos (maioria no sistema). O íon amônio é integrado nos novos tecidos da síntese bacteriana e em quantidade suficiente para provocar uma limitação no crescimento celular no caso de falta. As concentrações do substrato S_s e do oxigênio dissolvido S_o são os fatores que limitam naturalmente a velocidade do crescimento. Este processo contribui principalmente, de maneira geral, para a produção das novas células bacterianas e a degradação do substrato, representado pela Equação 28.

$$\rho_1 = \mu_H \cdot \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \cdot \left(\frac{S_o}{K_{0,H} + S_o} \right) \cdot X_{B,H} \quad (28)$$

Onde: μ_H é a taxa de crescimento dos heterotróficos, S_s é o substrato biodegradável (mg/L), K_s é a constante de semi-saturação dos heterotróficos para o substrato S_s , S_o é o oxigênio (mg/L), $K_{0,H}$ é a constante de semi-saturação dos heterotróficos para o oxigênio e $X_{B,H}$ é a biomassa heterotrófica ativa (mg/L).

Processo 2 (j=2): Crescimento anóxico da biomassa heterotrófica ($X_{B,H}$): Certos micro-organismos heterotróficos são capazes de utilizar o nitrato como aceptores de elétrons com S_s como substrato na ausência do oxigênio. O processo efetua a produção da biomassa heterotrófica e do nitrogênio gasoso por redução do nitrato (desnitrificação). O retardo da velocidade de crescimento das bactérias heterotróficas (que não são todas desnitrificantes) é levado em conta no modelo pela redução da velocidade de crescimento de um fator η_g (<1). O nitrogênio amoniacal é utilizado na síntese celular em fase anóxica, representado pela Equação 29.

$$\rho_2 = \mu_H \cdot \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \cdot \left(\frac{K_{0,H}}{K_{0,H} + S_0} \right) \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot \eta_g \cdot X_{B,H} \quad (29)$$

Onde: S_{NO} é o nitrogênio na forma de nitrato e nitrito (mg/L), K_{NO} é a constante de semi-saturação dos heterotróficos para os nitratos e η_g é o fator de correção para crescimento dos heterotrófos em anoxia.

Processo 3 (j=3): Crescimento aeróbio da biomassa autotrófica ($X_{B,A}$): A oxidação da amônia em nitrato (nitrificação) resulta do metabolismo de micro-organismos autotróficos (em pouca quantidade devido à baixa taxa de conversão) e do consumo do oxigênio dissolvido. Como para o crescimento dos heterotróficos, a amônia também é utilizada o metabolismo bacteriano para fornecer o nitrogênio necessário a ser incorporado nas novas células. O processo apresenta um efeito nítido na alcalinidade (que provem da conversão da amônia em biomassa e para a oxidação da amônia em nitrato) e a demanda total de oxigênio, representado pela Equação 30.

$$\rho_3 = \mu_A \cdot \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \cdot \left(\frac{S_0}{K_{0,A} + S_0} \right) \cdot X_{B,A} \quad (30)$$

Onde: μ_A é a taxa de crescimento dos autotrófos, S_{NH} é o nitrogênio na forma de NH_4^+ e NH_3 (mg/L), K_{NH} é a constante de semi-saturação dos autotrófos para nitrogênio amoniacal, $K_{0,A}$ é a constante de semi-saturação dos autotrófos para oxigênio e $X_{B,A}$ é a biomassa autotrófica ativa (mg/L);

Processos 4 e 5 (j=4 e j=5): Decaimento das biomassas heterotrófica e autotrófica:

O processo é modelado de acordo com as hipóteses do conceito de morte-regeneração. A morte dos organismos heterotróficos e autotróficos produz-se continuamente, independentemente das condições de aeração do meio. As células mortas são transformadas em DQO particulada inerte, X_I , e substrato lentamente biodegradável, X_S . O nitrogênio orgânico presente na massa celular é restituído ao meio, após a morte dos micro-organismos e é acrescentado à quantidade já presente de nitrogênio orgânico particular, X_{ND} . No processo, não há consumo da DQO e os aceptores de elétrons não são utilizados, representados pelas Equações 31 e 32.

$$\rho_4 = b_H \cdot X_{B,H} \quad (31)$$

$$\rho_5 = b_A \cdot X_{B,A} \quad (32)$$

Onde: b_H é a taxa de decaimento dos heterotróficos e b_A é a taxa de decaimento dos autótrofos.

Processo 6 (j=6): Amonificação do nitrogênio orgânico solúvel: A oxidação do nitrogênio orgânico solúvel, S_{ND} , a nitrogênio amoniacal é representada por uma cinética de ordem 1 em relação à biomassa heterotrófica, $X_{B,H}$, e não depende das condições de aeração do meio, representado pela Equação 33.

$$\rho_6 = K_a \cdot S_{ND} \cdot X_{B,H} \quad (33)$$

Onde: K_a é a constante de velocidade de hidrólise de S_{nd} (=amonificação) pelos heterótrofos e S_{ND} é o nitrogênio orgânico solúvel biodegradável (mg/L).

Processo 7 (j=7): Hidrólise da matéria orgânica: O substrato lentamente biodegradável, X_S , presente no lodo ativado é degradado produzindo o substrato rapidamente biodegradável S_S disponível aos micro-organismos para o crescimento. A modelagem do processo de hidrólise é baseada em cinéticas de superfície; este processo é realizado tanto em condições de aerobiose como em anoxia. Um coeficiente η_K é introduzido para dar conta da baixa da taxa de hidrólise sob condições de anoxia. O modelo cinético é também de ordem 1 em relação $X_{B,H}$ para as baixas quantidades de substrato e satura quando esta quantidade torna-se maior em relação com a concentração em biomassa presente no reator (ordem 0), representada pela Equação 34.

$$\rho_7 = k_h \cdot \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \cdot \left[\left(\frac{S_0}{K_{0,H} + S_0} \right) + \eta_K \cdot \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] \cdot X_{B,H} \quad (34)$$

Onde: k_h é a constante de velocidade de hidrólise em anoxia, X_S é o substrato lentamente biodegradável (mg/L), K_X é a constante de semi-saturação dos heterotróficos para hidrólise e de X_S e η_K é um fator de correção para a taxa de hidrólise em anoxia.

Processo 8 (j=8): Hidrólise do nitrogênio orgânico: A taxa de solubilidade do nitrogênio orgânico particular é proporcional à taxa de solubilidade da matéria orgânica particulada, representada pela Equação 35.

$$\rho_8 = k_h \cdot \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \cdot \left[\left(\frac{S_0}{K_{0,H} + S_0} \right) + \eta_K \cdot \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] \cdot X_{B,H} \cdot (X_{ND} / X_S) \quad (35)$$

Onde: X_{ND} são as partículas de nitrogênio orgânico biodegradável (mg/L).

2.6 - Análise de Caracterização dos Efluentes

O objetivo na análise da composição de um efluente é quantificar a poluição potencial de maneira global. São utilizados parâmetros indiretos que traduzam o caráter ou o potencial poluidor do despejo em questão e podem ser divididos em três classes: parâmetros físicos, químicos e microbiológicos.

Assim, a maioria dos métodos empregados provoca a reação de oxidação da matéria orgânica e o consumo de oxigênio pode ser medido, tais como nas análises de Demanda Biológica de Oxigênio (DBO₅) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) para quantificação da matéria orgânica. O nitrogênio nos efluentes pode estar presente na forma orgânica e inorgânica. Os principais parâmetros usados para mensurar a poluição nitrogenada são o nitrogênio total de Kjeldahl (NTK), o nitrogênio amoniacal (N-NH₄), o nitrato e o nitrito (SAWYER *et al.*, 2003).

Atualmente em química analítica se pesquisam novas metodologias “limpas” e alternativas capazes de minimizar a geração de resíduos de reagentes tóxicos e perigosos para o meio ambiente (química verde). Nessa linha, as análises espectrofotométricas podem ser utilizadas como uma ferramenta complementar às

análises clássicas. Nos últimos anos, foi verificado um grande interesse na aplicação destes métodos para analisar rapidamente a presença de certos compostos em águas, sejam elas esgotos, de superfície ou subterrâneas (PONS *et al.*, 2004a).

2.6.1- Parâmetros Físicos

O conteúdo dos sólidos presentes em uma água é definido como toda a matéria que permanece como resíduo após a evaporação à temperatura de $100\pm 5^{\circ}\text{C}$ (METCALF & EDDY, 1979). Os sólidos totais são classificados, de acordo com sua dimensão, em sólidos suspensos e sólidos dissolvidos. Em relação às características químicas podem ser classificados como sólidos fixos e sólidos voláteis, os quais correspondem à fração de compostos inorgânicos e fração de compostos orgânicos respectivamente. Ainda se classificam pela decantabilidade, isto é, aqueles que são sedimentáveis e os não sedimentáveis (VON SPERLING, 1996).

A cor é provocada por substâncias coloridas de origem orgânica e inorgânica. O esgoto fresco apresenta geralmente coloração cinza, entretanto em meio com degradação anaeróbia a coloração da água muda para negra (formação de sulfetos). Os odores são provenientes dos gases produzidos por decomposição da matéria orgânica. O odor mais característico do esgoto séptico é aquele do ácido sulfídrico, o qual é produzido pelos micro-organismos anaeróbios que reduzem sulfatos a sulfetos (METCALF & EDDY, 1979).

2.6.2- Parâmetros Químicos

A DQO estima a quantidade de poluentes presentes, pelo consumo de oxigênio, a partir da oxidação de todos os compostos constituintes da amostra por reação química em meio ácido com um oxidante forte. A DQO em um efluente é maior do que a DBO, já que a primeira corresponde a uma reação química de oxidação compreendendo todas as substâncias presentes, independente da biodegradabilidade do composto. A DQO é um parâmetro determinado com elevada frequência em estações de tratamento de efluentes. Para muitos tipos de esgotos, é possível correlacionar DQO com a DBO_5 . Isto pode ser muito útil porque a DQO pode ser determinada facilmente em menos de 3 horas, comparado com os cinco dias da DBO_5 . Já na DBO_5 , a reação bioquímica

depende exclusivamente das características químicas das substâncias presentes, isto é, se são biodegradáveis ou não (SAWYER *et al.*, 2003).

A DBO₅ é o parâmetro mais usual para quantificar a concentração da matéria orgânica biodegradável presente em efluentes sanitários ou industriais. A DBO₅ é definida como a medida do oxigênio dissolvido utilizado pelos micro-organismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica. É uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável. A estabilização de 40 a 71% do conteúdo orgânico demora cerca de 20 dias, o que se torna inviável para efeito de controle em uma ETE. Sendo assim, convencionou-se que a análise fosse levada até o quinto dia de incubação e a temperatura de 20°C, uma vez que neste período, 30% da matéria orgânica biodegradável já foi consumida e o prazo de 15 dias a mais pode só contribuir com 10% a mais (THEROUX *et al.*, 1943).

O carbono orgânico total (COT) é medido diretamente, ao contrário da determinação indireta que acontece na DQO e na DBO através da determinação do oxigênio consumido. A análise de COT mede todo o carbono liberado na forma de CO₂ e deve-se ter o cuidado de remover as fontes inorgânicas de carbono, tais como carbonatos e bicarbonatos, ou corrigir os resultados (SAWYER *et al.*, 2003).

A concentração hidrogeniônica (pH) é muito importante para o controle do processo nas estações de tratamento de efluentes, já que a faixa de concentração adequada para a existência de vida é muito estreita e crítica.

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

O nitrogênio orgânico total é obtido a partir da diferença entre a determinação do nitrogênio de Kjeldahl e o amoniacal. As formas inorgânicas de nitrato e nitrito são determinadas separadamente e suas concentrações fecham o balanço de massa do nitrogênio nos esgotos.

Huang (2010) analisou os seguintes parâmetros: DQO total, DQO solúvel, carbono orgânico total (COT), carbono orgânico dissolvido (COD), nitrogênio total (NT). Ele determinou que as proteínas foram hidrolisadas em 17 tipos de aminoácidos, os açúcares foram liberados em 8 tipos de açúcares neutros por hidrólise e também as frações do modelo ASM1 foram obtidas permitindo a modelagem do processo.

2.6.3- Técnicas Espectrofotométricas para Caracterização Rápida de Efluentes

Os métodos óticos para caracterização dos efluentes fornecem resultados satisfatórios na maior parte das situações. Todavia, a generalização não é possível, posto que as correlações que podem ser estabelecidas com parâmetros clássicos de poluição (DQO, DBO, etc.) dependem dos locais de coleta. Esse problema impede uma substituição completa dos métodos clássicos. Consequentemente é necessário a cada utilização estabelecer uma calibração e efetuar uma validação do modelo de correlação.

2.6.3.1- *Espectrofotometria Molecular no Ultra-violeta Visível – UV-vis*

A espectrofotometria de absorção molecular no ultravioleta visível (UV-Vis) vem sendo usada há alguns anos como método para determinação de parâmetros na água potável e em esgoto, a saber, os nitratos, o cromo (IV), fenol e os parâmetros globais da matéria orgânica como: DQO, DBO₅, COT e substâncias húmicas (ESCALAS *et al.*, 2003 ; THOMAS *et al.*, 1997). Esta técnica analítica é aplicada cada vez mais na análise da caracterização da água natural e de esgotos domésticos e industriais (PONS *et al.*, 2004; VAILLANT *et al.*, 2002). Os nitratos e nitritos são bem detectados na faixa de comprimento de onda de 210 à 220 nm (RENNIE & SUMNER, 1979). A varredura espectral na faixa de 200 à 300 nm tem um interesse particular nas aplicações em efluentes, devido às correlações encontradas entre a absorbância à 254 nm e a DQO (MRKVA, 1983) ou o COT (DOBBS *et al.*, 1972).

Os primeiros trabalhos a utilizarem a espectrofotometria de absorção molecular no UV-Vis trataram da estimação da absorbância a um único comprimento de onda (DOBBS *et al.*, 1972 ; MRKVA, 1983). As técnicas que usam atualmente o ultravioleta visível são aplicadas para alguns comprimentos de onda ou para o espectro completo. As amostras devem ser previamente filtradas para evitar as interferências devido à difusão da luz pelas partículas em suspensão.

Mrkva (1983) mostrou que a medida de absorbância dos espectros na espectrofotometria do UV-vis é um método bastante rápido e suficientemente justo para fornecer uma indicação simples da poluição orgânica existente nos esgotos, nos rios e estuários. Ele estabeleceu as correlações entre a absorbância do espectro medido a 254 nm (corrigida para considerar a turbidez) e a DQO (medida pelo método do dicromato de potássio e o do permanganato de potássio) nas amostras das águas do rio Odra. As

correlações observadas (superiores à 0,8) entre a DQO e a absorbância a 254 nm (A_{254nm}) mostraram as possibilidades dessa técnica analítica como indicadora da poluição orgânica nas águas superficiais. Após esse trabalho, a espectrofotometria de absorção molecular no UV-vis se tornou gradualmente um método alternativo e rápido de estimação do grau de poluição em água.

A espectrofotometria UV-vis foi também aplicada na determinação do nitrato, do nitrogênio total e do fósforo total em efluentes em vários trabalhos (FERRÉE & SHANNON, 2001; KARLSSON *et al.*, 1995 ; ROIG *et al.*, 1999a e 1999b ; THOMAS *et al.*, 1997). Ainda, a espectroscopia Raman em ressonância ultravioleta (UV) foi também empregada para a detecção do nitrato e nitrito nas águas usadas para o controle dos sistemas de tratamento biológico de nutrientes (IANOUL *et al.*, 2002).

A espectrofotometria vem sendo usada para monitorar em tempo real as variações da composição nas águas usadas, assim como em cursos d'água (LYNGGAARD-JENSEN, 1999; PRESSL, 2004). Os espectrofotômetros submersíveis são utilizados no monitoramento “on-line” ou em tempo real, “in-situ” nas estações de tratamento de efluentes e nos rios para assinalar problemas ligados à variação da qualidade dos efluentes tratados (LANGERGRABER *et al.*, 2004a). A espectrofotometria UV-Vis é um método promissor para quantificar as rápidas alterações na qualidade do esgoto na entrada de uma ETE. As medidas realizadas com espectrofotômetros do UV-Vis em tempo real podem ser uma ferramenta interessante numa gestão de monitoramento integrado da qualidade do efluente em uma instalação de tratamento (LANGERGRABER *et al.*, 2006).

2.6.3.2- Fluorescência

Os efluentes domésticos contêm muitos tipos de cromóforos, tais como as substâncias húmicas e a lignina, esteróides, fenóis, ácidos não-voláteis, óleos, proteínas, enzimas, co-enzimas, pigmentos, vitaminas, surfactantes, metabólitos primários ou secundários (AHMAD & REYNOLDS, 1995 ; WU *et al.*, 2005). Essas substâncias apresentam uma emissão de fluorescência característica, mas nos efluentes elas se encontram misturadas e conseqüentemente o espectro resultante é relativamente complexo. A interpretação de um espectro normal de fluorescência pode ser complicado uma vez que vários parâmetros químicos e físicos (pH, concentração de íons metálicos, temperatura, sólidos em suspensão, etc.) podem afetar a fluorescência medida da

amostra (AHMAD & REYNOLDS, 1995). A análise do espectro de fluorescência pode indicar a presença de certos compostos orgânicos, como o triptófano, os ácidos húmicos, os ácidos fúlvicos e a creatinina, à partir de picos medidos em comprimentos de onda característicos. Assim, o espectro de fluorescência de uma amostra de água pode fornecer informação relativa às substâncias cromofóras presentes.

A espectroscopia de fluorescência sincronizada tem melhor resolução que a espectroscopia de emissão ou excitação. Esse método é baseado na varredura simultânea dos espectros de excitação e de emissão com uma diferença constante entre os comprimentos de onda de excitação e de emissão, $\Delta\lambda$ ($\Delta\lambda = \lambda_{em} - \lambda_{ex}$). Essa técnica pode ser uma opção interessante para o caso de uma avaliação rápida da qualidade dos efluentes domésticos e no controle de processos na estação de tratamento de efluentes (AHMAD & REYNOLDS, 1995; BAKER *et al.*, 2003; GALAPATE *et al.*, 1998).

Assim, como a espectrofotometria do ultravioleta visível, a fluorescência é cada vez mais proposta como análise complementar aos parâmetros globais nas amostras de esgotos e de superfície. Essa técnica foi aplicada para a obtenção de correlações com a DQO, DBO, COT (REYNOLDS & AHMAD, 1997; SAADI *et al.*, 2006).

2.7- Métodos de Fracionamento da Matéria Orgânica

Os modelos matemáticos desenvolvidos durante os últimos vinte anos necessitam de uma etapa de relevante importância de caracterização dos efluentes, para a descrição exata dos processos microbiológicos que acontecem nos bioprocessos do tratamento. Para caracterizar os efluentes nas diversas frações da matéria orgânica e nitrogenada, vários métodos para separá-los são utilizados. Mesmo que esses métodos sejam bem conhecidos, atualmente nenhum é reconhecido como normalizado. A variabilidade observada nos resultados de fracionamento pode ser explicada pelas diferenças entre cada método proposto para a caracterização de efluentes domésticos e também industriais. Todavia, estudos estão em curso visando comparar ou desenvolver métodos de fracionamento da poluição orgânica carbonácea e nitrogenada (STRICKER, 2000).

2.7.1- Generalidades sobre o Fracionamento da Matéria Orgânica

Fora a determinação da fração solúvel inerte (S_I) e eventualmente a fração rapidamente biodegradável (S_S), as duas outras frações (X_S e X_I) são medidas, mas as técnicas empregadas para isso são complexas. Geralmente, os métodos consistem em testes de degradação biológica em reatores, às vezes associados a certas técnicas complementares como uma separação (filtração em membrana). O efluente a ser caracterizado é mantido em condições aeróbias, anóxicas, ou anaeróbias segundo o método seguido. A amostra de lodo ativado é adicionada ao sistema, e ela é utilizada em menor concentração ou a uma concentração similar à dos reatores biológicos nas ETE.

Segundo o conceito subjacente, o fracionamento pode ser agrupado nas seguintes categorias: fracionamento físico-químico; monitoramento de um piloto em regime permanente; métodos respirométricos; teste de biodegradabilidade em reator fechado.

2.7.2- Métodos de Fracionamento Físico-Químicos

As variáveis do modelo ASM1 são classificadas em função de suas propriedades cinéticas. Todavia, elas são também distinguidas com relação à solubilidade, seja sob forma solúvel (S) seja sob forma particulada (X). Assim, a caracterização dessas frações foi proposta segundo as diferenças de granulometria das partículas. Para isso, dois tipos de técnicas foram desenvolvidas: a filtração do esgoto estudado em membrana (de natureza física) e a separação por coagulação-floculação (de natureza físico-química) (LEVINE *et al.*, 1985; TORRIJOS *et al.*, 1994; NAIDU *et al.*, 1994).

2.7.3- Monitoramento de um Piloto em Regime Permanente para a Determinação das Frações Inertes

A determinação biológica da DQO inerte solúvel (S_I) e particulada (X_I) foi efetuada por métodos centrados no monitoramento de um piloto em regime permanente (EKAMA *et al.*, 1986 ; HENZE *et al.*, 1987).

A caracterização da fração inerte solúvel, S_I , é baseada na hipótese de que em um regime permanente, a concentração de S_I é constante no sistema e sua determinação é mais facilmente acessível no efluente (amostra coletada na saída do piloto). Dois tipos

de métodos foram propostos segundo essa hipóteses, associação de S_I com a $DQO_{F0.45}$ (EKAMA *et al.*, 1986) e medida da DQO filtrada residual (HENZE *et al.*, 1987).

2.7.4- Teste de Biodegradabilidade em Reator Fechado

Alguns métodos vêm sendo propostos para a determinação biológica da fração biodegradável total ou das frações inertes em reatores fechados. A amostra de esgoto bruto é mantida sob aeração contínua em um reator fechado (com ou sem adição da biomassa). A oxidação da matéria orgânica é monitorada ao longo do tempo. Os métodos desenvolvidos efetuam medidas de concentração da DQO (STRICKER, 2000). Esses testes são de simples construção, e eles foram desenvolvidos com o objetivo de normalizar a identificação das diversas frações de efluentes (DUCHÈNE & DERLET, 1994).

2.7.5- Determinação da Fração Orgânica Inerte

Nesse método, considera-se que no fim do experimento resta apenas a matéria orgânica inerte, tanto a solúvel como a particulada, no reator fechado. Lesouef *et al.* (1992) propuseram uma técnica de fracionamento que utiliza dois reatores fechados aerados em paralelo, um contendo efluente bruto e o outro efluente filtrado (mesma amostra de esgoto), durante um período de 10 dias. A porosidade usada na etapa de separação foi de 7-8 μm (filtros em fibra de vidro). Medidas de DQO total e de DQO filtrada a 7-8 μm são feitas no início e no final do teste. O valor medido da DQO filtrada no final do teste é considerado como igual à fração inerte solúvel (S_I) (LESOUF *et al.*, 1992).

Outro método foi proposto por Orhon *et al.* (1994), o qual se assemelha com o teste desenvolvido por Lesouef *et al.* (1992), salvo no que se refere à inoculação inicial com uma quantidade mínima da biomassa. O teste é mantido até que a biomassa seja mineralizada e as hipóteses iniciais suplementares permitem o cálculo de S_P e X_P formados. Uma ferramenta de simulação matemática foi proposta para o cálculo dessas frações e utiliza os valores padrão de Y (rendimento celular da biomassa) e f_P conjuntamente com as condições iniciais da DQO total e solúvel nos dois reatores.

2.7.6- Determinação das Frações Biodegradável e Refratária

Stricker (2000) desenvolveu uma metodologia de fracionamento baseada num teste desenvolvido por Lesouef *et al.* (1992). Nesse método foram determinadas numa única experiência as seguintes frações da DQO total: S_I , X_I , S_S e X_S .

Essa experiência consiste em medir as diversas frações da DQO com dois reatores inoculados com biomassa pouco concentrada (0,1% V/V): um contendo amostra de efluente bruto e outro com a mesma amostra filtrada em membrana de fibra de vidro a 1,20 μm . A interpretação dos fenômenos biológicos que ocorrem no reator inspira-se no modelo ASM1, no qual o processo de morte-regeneração é substituído pelo da respiração endógena. O teste deve ser mantido por período suficiente para a mineralização completa da biomassa, geralmente 21 dias, ou enquanto os valores de fracionamento não permanecem constantes.

Stricker (2000) desenvolveu um método de determinação de variáveis do nitrogênio. O princípio desse teste é idêntico ao descrito para o carbono, sendo uma metodologia simples, de fácil construção e que fornece valores da DQO solúvel inerte comparáveis aos obtidos nas instalações de tratamento por lodos ativados. Supõem-se ainda que a DQO particulada inerte (X_I) é constituída de partículas cujo tamanho é superior à porosidade do filtro empregado. Atualmente é o único método capaz de medir diretamente X_I .

2.8- *Benchmark Simulation Model 1 (BSM1)*

As estações de tratamento de esgotos são sistemas de grande dimensão, não-lineares e sujeitas a grandes variações em fluxo e em carga. Várias estratégias de controle foram propostas na literatura, mas sua avaliação e comparação permanecem uma tarefa difícil. Isso devido a vários fatores: a variabilidade da composição dos esgotos a tratar, a complexidade das reações biológicas e bioquímicas em jogo, a variação do tempo de resposta (o comportamento hidrodinâmico) e a falta de critérios padronizados de avaliação.

Um modelo de referência como o simulador *Benchmark* torna possível a avaliação de desempenho das diversas estratégias de controle avançadas no tratamento de efluentes a partir de simulações. A utilização do *Benchmark* foi observada principalmente a estimação do desempenho do processo, a avaliação de algoritmos ou

de estratégias se desenvolveram na comunidade científica. O sucesso do *Benchmark Simulation Model 1* (BSM1) da IWA/COST foi atestado por mais de 100 publicações científicas no domínio das águas usadas (JEPPSSON & PONS, 2004 ; ROSEN *et al.*, 2004).

Esse simulador tipo Benchmark foi desenvolvido por pesquisadores de grupos de trabalho do programa COST (*European Cooperation in the field of Scientific and Technical Research*) 682 e 624 (de 1998 a 2004) que reuniram seus conhecimentos nessas áreas. Ele continua a ser desenvolvido atualmente por grupos de trabalho do IWA. O *Benchmark* é um ambiente de simulação que define uma instalação de tratamento, um modelo de simulação e o conjunto de parâmetros do modelo, as características das águas usadas, os testes de métodos e os critérios de avaliação (COPP, 2001).

O BSM1 é simples e combina os processos de nitrificação com uma pré-denitrificação, frequentemente aplicados na degradação biológica do nitrogênio. A configuração padronizada da instalação de tratamento por lodos ativados utilizada no Benchmark é constituída de um reator biológico e de um decantador secundário (Figura 9).

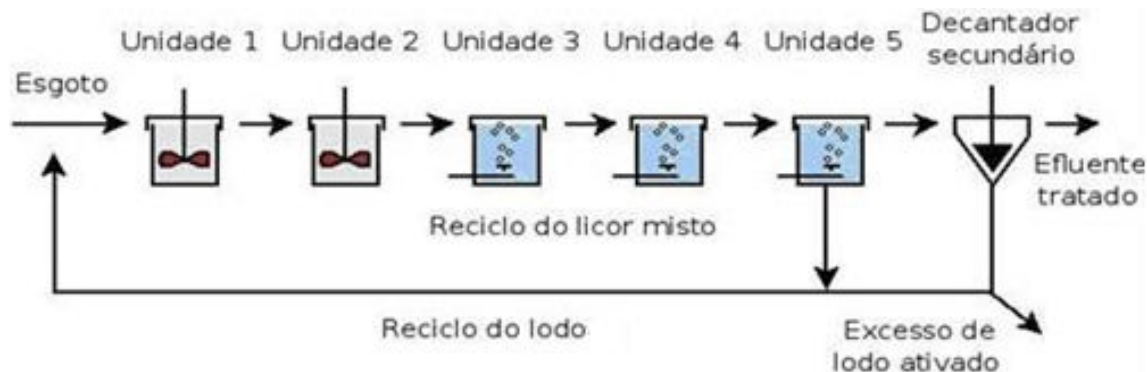


Figura 9. Representação esquemática da configuração do BSM1 (COPP, 2001).

O reator biológico é composto por cinco compartimentos perfeitamente agitados onde os dois primeiros são mantidos em anoxia e os três últimos em aerobiose. O *Benchmark* utiliza o modelo ASM1 (HENZE *et al.*, 1987) para a previsão dos fenômenos biológicos nos tanques de aeração. O decantador secundário é representado como um sistema não-reativo e unidimensional dividido em 10 camadas horizontais, segundo o modelo de decantação proposto por Takács *et al.* (1991). Os balanços de massa são aplicados em cada camada.

Um trunfo importante do *Benchmark*, bastante explorado, reside no fato de que os arquivos permitem a representação das variações em função do tempo descrevendo

assim a composição do esgoto na entrada da ETE, assim como sua vazão. Três arquivos (tempo seco, tempo chuvoso e tempestade), de uma duração de duas semanas, foram construídos a partir de vários dados, especialmente anglo-saxões. Como a instalação representada no BSM1 se limita ao estágio biológico, esses arquivos descrevem de fato um efluente depois da decantação primária. Os detalhes da construção desses arquivos são descritos no relatório de VANHOOREN & NGUYEN(1996). Os autores se referem aos dados provenientes da Grã-Bretanha e de Malta (BUTLER, 1995), mas não mencionam nada a respeito das técnicas de fracionamento.

O *Benchmark* não é ligado à uma plataforma específica de simulação, podendo ser implementado por programação direta em uma linguagem corrente (C++ ou Fortran) ou em software de simulação comercial disponível. O BSM1 é uma plataforma útil para a avaliação objetiva de estratégias de controle para os sistemas de tratamento por lodos ativados.

3- MATERIAIS E MÉTODOS

3.1- Locais das Coletas

As coletas foram realizadas em duas estações de tratamento de efluentes da Região Metropolitana do Recife. Foi selecionada uma ETE de grande porte que é a ETE Janga (Figura 10), a qual foi projetada para atender à uma população de 451.900 habitantes. A mesma está localizada próxima à PE-22, junto ao Conjunto Residencial Maranguape II. Ela utiliza o processo de tratamento de Lodos Ativados e seu efluente tratado é lançado no Rio Timbó (classificado como água doce classe 2 segundo o CONAMA 357/05). O outro local de coleta foi uma ETE de pequeno porte, ETE Caçote (Figura 11), que se localiza na zona sul, bairro de Areias e seu efluente tratado é lançado no Rio Capibaribe, classificado como água doce classe 1SB (salobra) segundo o CONAMA 357/05. Ela atende o Conjunto Habitacional Ignez Andreazza, tendo sido projetada para tratar os esgotos gerados por uma população de 12.340 habitantes, utilizando o processo de lodos ativados com aeração prolongada. As duas estações em estudo são operadas pela Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA).



Figura 10. ETE Janga.



Figura 11. ETE Caçote.

3.2- Coleta e Armazenamento das Amostras

As amostras foram coletadas na entrada da caixa de areia e na saída do decantador secundário, foram acondicionadas em recipientes limpos e adequados (frasco de polietileno). O transporte das amostras até o laboratório foi realizado em ambiente refrigerado (isopor com gelo) com a finalidade de retardar a decomposição do

conteúdo orgânico pelos micro-organismos. No caso das amostras não serem analisadas logo após a coleta, os seguintes procedimentos de conservação foram observados para cada determinação, conforme descrito no Quadro 3.

Quadro 3. Procedimento para conservação das amostras.

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

3.3- Análises Clássicas

Todas as análises de caracterização dos parâmetros globais foram executadas de acordo com os procedimentos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995). No Quadro 4 estão apresentados os métodos utilizados neste trabalho.

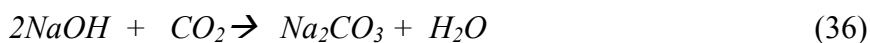
Quadro 4. Métodos de análise utilizados no trabalho, segundo APHA (1995).

Parâmetros	Técnicas	Métodos
DBO	5210 Demanda Bioquímica de Oxigênio	5210B Teste DBO5
DQO	5220 Demanda Química de Oxigênio	5220C Método titulométrico – Refluxo fechado
Turbidez	2130 Turbidez	2130B Método nefelométrico
Alcalinidade	2320 Alcalinidade	2320B Método da titulação
Condutividade	2510 Condutividade	2510B Método laboratorial
SST	2540 Sólidos	2540B Sólido suspenso total seco a 103-105 °C
SSF e SSV		2540E Sólidos fixos e voláteis (queima a 550 °C)
pH	4500-H+ Valor de pH	4500-H+B Método potenciométrico
Nitrogênio Orgânico	4500-Norg Nitrogênio (orgânico)	4500B Método Macro-Kjeldahl
Nitrogênio amoniacal	4500-NH3 Nitrogênio (amônia)	4500-NH3 Método titulométrico
Nitrato/Nitrito	Método Merck	Método Merck

Para os experimentos realizados na ETE Janga, a determinação da DBO₅ foi realizada através do método manométrico, cuja descrição será detalhada no item a seguir.

Determinação da DBO pelo método manométrico

A DBO pode ser determinada pela variação de pressão. Quando os micro-organismos convertem o dióxido de carbono em oxigênio, não há variação de pressão, uma vez que um mol de oxigênio e um mol de dióxido de carbono ocupam o mesmo volume (cerca de 22,4litros). Todavia, pastilhas de hidróxido de sódio são adicionadas para remover o dióxido de carbono produzido, convertendo-o em carbonato de sódio (Equação 36). Desta forma pode-se fazer tal determinação pela queda da pressão.



Para garantir a troca entre a pressão parcial de oxigênio na fase gasosa e na fase líquida, é importante manter a amostra agitada continuamente (agitação magnética). A Figura 12 representa o sistema utilizado para realização da DBO.



Figura 12 – Ilustração do Oxitop.

(Fonte: <http://www.globalw.com/products/oxitop.html>)

Caso necessário deve-se adicionar algumas gotas do inibidor da nitrificação (alil-tiouréia). A nitrificação é a oxidação de amônia em nitrato, processo que requer oxigênio mas esse oxigênio usado não faz parte da DBO₅. As bactérias nitrificantes são geralmente abundantes em amostras de sistemas de tratamento de esgotos.

3.4- Métodos Espectrofotométricos

Os métodos espectroscópicos foram usados para a caracterização dos efluentes e, em paralelo, com os testes de biodegradabilidade para ajudar no monitoramento da evolução de decomposição da matéria orgânica. Pode-se com eles seguir rapidamente certos traços da composição de uma amostra.

3.4.1- Espectrofotometria UV-Visível

Os espectros foram obtidos para cada amostra de efluente coletado durante a etapa da caracterização do efluente e durante o monitoramento do sistema, nos comprimentos de onda de 190 a 600 nm (passo de 1 nm) com um espectrofotômetro UV-vis THERMO SCIENTIFIC, modelo GENESYS 10 (Figura 13). A velocidade de varredura foi fixada a 1200 nm.min⁻¹.



Figura 13. Espectrofotômetro UV- Visível Genesys 2 da Thermo Scientific.

A caracterização espectrofotométrica foi realizada com uma alíquota da amostra filtrada (filtro de papel de 100 μ m), para eliminar a influência das partículas mais grossas que têm tendência a difundir a luz incidente em todas as direções. Foi utilizada uma célula de quartzo de espessura de 10 mm (água desmineralizada usada como branco). Quando as amostras ultrapassavam o limite da leitura, houve a diluição das mesmas, principalmente no caso de efluente concentrado em material orgânico que provoca a saturação do sinal mais facilmente.

A normalização de espectros é uma técnica de tratamento de resultados bastante interessante que permite um estudo qualitativo mais preciso. Assim, considerou-se que

todos os espectros analisados têm a mesma superfície de tal forma que a soma das absorvâncias, em uma dada faixa de λ , seja fixa independentemente da amostra. No estudo, a superfície (S) de um espectro é calculada a partir das absorvâncias medidas (A) pela Equação 37.

$$S = \int_{\lambda=190}^{\lambda=600} A(\lambda) \cdot d\lambda = C \cdot l \int_{\lambda=190}^{\lambda=600} \varepsilon(\lambda) \cdot d\lambda \quad (37)$$

onde C é a concentração da amostra, l é o comprimento do trajeto óptico e ε é a constante de absorção no comprimento de onda λ .

A normalização dos espectros muda o valor da absorvância para um dado comprimento de onda. Assim, a absorvância normalizada (AN) é calculada pela Equação 38.

$$A_N = \frac{A(\lambda)}{S} = \frac{C \cdot l \cdot \varepsilon(\lambda)}{C \cdot l \int_{\lambda=190}^{\lambda=600} \varepsilon(\lambda) \cdot d\lambda} = \frac{\varepsilon(\lambda)}{\int_{\lambda=190}^{\lambda=600} \varepsilon(\lambda) \cdot d\lambda} \quad (38)$$

Pode-se afirmar que amostras de mesma natureza, ou seja, com valores de ε idênticos, mas com concentrações diferentes, têm espectros normalizados idênticos. Os espectros diretos ou normalizados podem mostrar as diferenças em concentração, e assim permitem uma análise quantitativa. Todavia, os espectros normalizados permitem um estudo qualitativo como a determinação da natureza dos poluentes e da qualidade das amostras.

3.5- Teste de Biodegradabilidade para Fracionamento da Matéria Orgânica

Para determinar as diferentes frações carbônicas do modelo *ASMI*, foram realizados testes de biodegradabilidade nos reatores descontínuos (Figura 14) com uma duração de incubação de aproximadamente 21 dias para favorecer uma oxidação avançada dos substratos. Foram colocados 3L de amostra em cada reator inoculado com efluente bruto e filtrado, simultaneamente, de maneira a ter-se o mesmo instante inicial (t_0). As amostras foram, em seguida, inoculadas com a biomassa da ETE estudada (lodo ativado proveniente do tanque de aeração) em uma proporção de 1 por 1000, ou seja, a

uma concentração de 0,1% V/V. Essa inoculação foi realizada para acelerar o processo de oxidação e oferecer uma melhor estabilidade da *DQO* final, segundo Duchène & Derlet (1994).



Figura 14. Unidade reacional proposta para o teste de biodegradabilidade.

As amostras filtradas (filtro de fibra de vidro de porosidade 1,20 μm) foram colocadas nos reatores *RF* (reator com amostra filtrada). Tais amostras foram usadas para determinar o rendimento aparente do crescimento da biomassa (ρ_a) para cada efluente. Esse crescimento corresponde à conversão da *DQO* biodegradável ($S_{SO} + X_{SO}$) em *DQO* particulada composta da biomassa ativa (X_{bh}) e morta (X_P). Ele é descrito pela Equação 39.

$$\rho_a = Y_H \cdot f'_p \quad (39)$$

onde Y_H é o rendimento celular dos organismos heterotróficos (g *DQO* formada. g *DQO* oxidada⁻¹) e f'_p é a fração da biomassa que produz matéria particulada inerte segundo o conceito de respiração endógena (adimensional). O valor padrão do rendimento celular dos micro-organismos heterotróficos Y_H é de 0,67 g de *DQO* celular formada/g *DQO* oxidada. Essa biomassa é degradada deixando uma última parte f_P de *DQO* particulada inerte (X_P).

Existem dois conceitos diferentes referentes ao destino das bactérias depois de sua morte:

- o conceito de “morte-regeneração”, que é utilizado no modelo ASM1 e no qual f_P vale 0,08 (HENZE *et al.*, 2000);
- o conceito de “respiração endógena” proposto na tese de Stricker (2000), no qual o coeficiente f_P torna-se f'_P igual a 0,2.

Esses dois conceitos se confundem quando se estuda a cinética de biodegradação para um período de tempo muito longo. O princípio de “morte-regeneração” é um ciclo que depois de certo tempo torna-se equivalente ao de “respiração endógena”. É como se para o conceito “endógeno” fosse observado o estado final. Todavia é observado o instante t no conceito de “morte-regeneração”.

Depois de 21 dias de teste aproximadamente, (tempo suficiente para mineralizar a matéria orgânica biodegradável), é possível obter o valor do rendimento celular aparente para cada reator RF a partir da Equação 40.

$$\rho_a = \frac{DQO_T(t_f) - DQO_{F1,2}(t_f)}{DQO_{F1,2}(t_0) - S_I} \quad (40)$$

onde $DQO_T(t_f)$ é a medida da DQO total no reator RF no último dia do experimento (mg DQO.L⁻¹), $DQO_{F1,2}(t_f)$ é o valor da DQO solúvel (filtrada à 1,20 μ m) medida no reator RF no último dia do teste (mg DQO.L⁻¹), $DQO_{F1,2}(t_0)$ é o valor da DQO solúvel (filtrada à 1,20 μ m) medida no reator RF no primeiro dia do experimento (mg DQO.L⁻¹) e S_I é a fração da DQO inerte solúvel (mg DQO.L⁻¹).

A evolução da demanda química de oxigênio nos reatores RB e RF ao longo do teste pode ser representada conforme as Figuras 15 e 16.

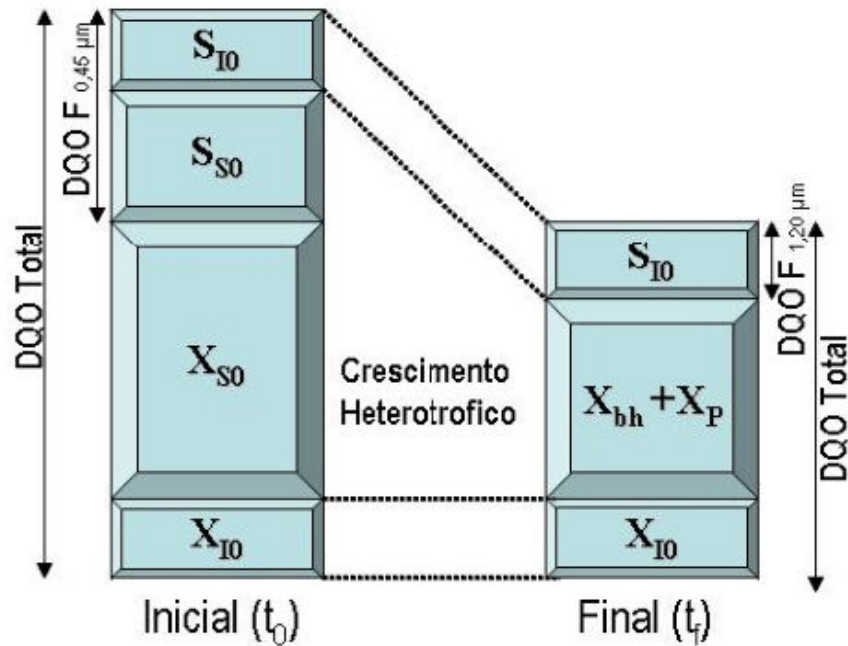


Figura 15. Evolução da DQO observada nos reatores inoculados com efluente bruto (RB) entre os instantes inicial e final.

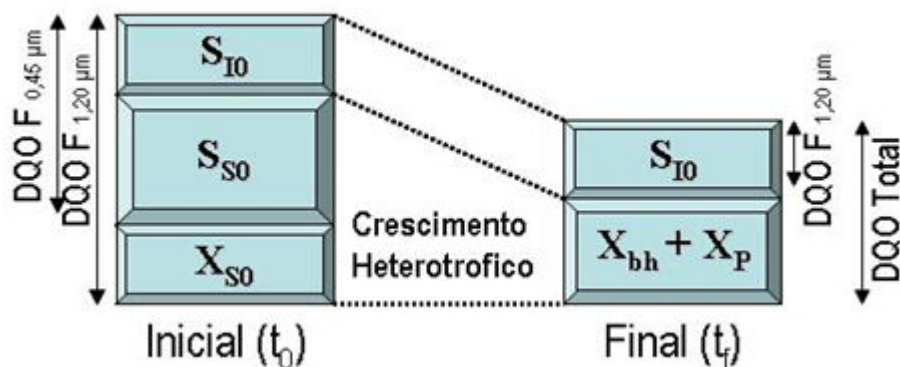


Figura 16. Evolução da DQO observada nos reatores inoculados com efluente filtrado (RF) entre os instantes inicial e final.

Nesse método foram consideradas as seguintes hipóteses:

- A filtração realizada com membrana de porosidade de 0,45 µm permite uma separação aceitável entre S_{S0} e X_{S0} . Consequentemente considerou-se que o valor da DQO será igual às concentrações das frações solúveis inertes e rapidamente biodegradáveis ($DQO_{F0,45} = S_{S0} + S_{I0}$).
- A fração da biomassa ativa na amostra de esgoto pode ser incluída na fração solúvel lentamente biodegradável (X_S).
- O rendimento do crescimento celular ($\rho_a = f_p \cdot Y_H$) tem o mesmo valor ao final do teste nos dois reatores RB e RF (par bruto-filtrado).
- A filtração realizada com membrana de porosidade de 1,20 µm permite uma separação aceitável entre S_{I0} e X_{I0} . Na literatura, os dados referentes à granulometria de S_{I0} variam entre 1 nm (Levine et al., 1985) e < 1,20 µm (WENTZEL et al., 1999).
- A formação de produtos microbianos solúveis inertes (S_{P0}) nos reatores é negligenciável diante de S_{I0} . Segundo Orhon & Artan (1994), a produção de S_{P0} nos lodos ativados não é significativa diante de S_{I0} para um lodo desenvolvido em um efluente urbano à menos de 20°C.

No que se refere à quinta hipótese, a concentração da biomassa adicionada (ΔDQO_{BA}) no sistema é, com efeito, muito pequena em termos de matéria orgânica, conforme pode ser observado na Equação 41, para uma amostra de lodo ativado usada na inoculação dos reatores.

$$\Delta DQO_{BA} = \frac{DQO_b \times V_b}{V_R} = \frac{6320 \text{mg.L}^{-1} \times 0,0005 \text{L}}{3 \text{L}} = 1,05 \text{mg.L}^{-1} \quad (41)$$

onde DQO_b é o valor inicial da DQO da biomassa adicionada aos reatores, V_b é o volume da biomassa adicionado em cada reator e V_R é o volume útil do reator utilizado. Considera-se então ao final da experiência que as frações X_b e X_p produzidas são muito pequenas e podem ser negligenciadas para a obtenção das variáveis de estado no balanço de massa da DQO inicial e final.

Pode-se calcular os valores de diferentes frações da matéria orgânica carbonácea inicial presente no sistema segundo a Equação 42.

$$DQO_T(t_0) = S_{S0} + S_{I0} + X_{S0} + X_{I0} + X_P + X_{BA} + X_{BH} \quad (42)$$

onde $DQO_T(t_0)$ é a matéria orgânica total medida no instante inicial, S_{S0} é a matéria orgânica solúvel rapidamente biodegradável, S_{I0} é a matéria orgânica solúvel inerte, X_{S0} é a matéria orgânica particulada lentamente biodegradável, X_{I0} é a matéria orgânica particulada inerte, X_P é o produto da decomposição da biomassa, X_{BA} corresponde à biomassa autotrófica e X_{BH} a biomassa heterotrófica.

Pode-se igualmente calcular a matéria orgânica final presente no sistema empregando a Equação 43.

$$DQO_T(t_f) = S_{I0} + X_{P0} + X_{I0} + X_{BA} + X_{BH} \quad (43)$$

onde $DQO_T(t_f)$ é a matéria orgânica total medida no instante final, S_{I0} corresponde à matéria orgânica solúvel inerte, X_{P0} é o produto da decomposição da biomassa, X_{I0} é a matéria orgânica particulada inerte e finalmente X_{BA} e X_{BH} correspondem respectivamente à biomassa autotrófica e heterotrófica.

A matéria orgânica solúvel inerte S_{I0} é obtida diretamente através da medida da DQO filtrada final (porosidade 1,20 μm) segundo a Equação 44.

$$S_{I0} = DQO_{F1,2}(t_f) \quad (44)$$

onde $DQO_{F1,2}(t_f)$ é a matéria orgânica total filtrada medida no fim da experiência.

A DQO rapidamente biodegradável (S_S) é obtida pela Equação 45.

$$S_{S0} = DQO_{F0,45}(t_0) - S_{I0} \quad (45)$$

onde $DQO_{F0,45}(t_0)$ é a matéria orgânica total filtrada (membrana em fibra de vidro de porosidade 0,45 μm).

A fração inerte particulada ou insolúvel, X_{I0} , é obtida através da Equação 46.

$$X_{I0} = DQO_T(t_0) - (S_{I0} + S_{S0} + X_{S0}) \quad (46)$$

A fração da matéria orgânica particulada lentamente biodegradável, X_{S0} , é calculada pela Equação 47.

$$X_{S0} = \frac{DQO_T(t_0) - DQO_T(tf)}{(1 - \rho_a)} - S_{S0} \quad (47)$$

onde ρ_a é o rendimento aparente celular já notado na equação 8.

O valor da biomassa no efluente analisado (X_B) pode ser estimado como a diferença entre o valor da DQO medida inicialmente sem adição da biomassa e o valor obtido para a amostra inoculada ($DQO_T(t_f)$).

3.6- Reatores Perfeitamente Agitado

Foram utilizadas unidades reacionais com volume de 5L, apresentado na Figura 13. Nos reatores foi utilizado um sistema de aeração, com compressores de aquário na vazão máxima e de difusores porosos cilíndricos. Os reatores utilizados foram mantidos a temperatura ambiente (em torno de 25 °C) durante a realização dos experimentos.

3.7 - Simulação da Oxidação do Substrato Orgânico

Nesta seção é descrita o programa e a metodologia aplicada para efetuar as simulações, as quais são baseadas nos dados obtidos durante os testes de fracionamento, nas duas situações seguintes:

- Estimativa da oxidação da matéria orgânica presente em um reator batelada, utilizando como variáveis de entrada os valores experimentais encontrados nos testes do fracionamento;
- Estimativa do efeito da variabilidade do fracionamento da matéria orgânica em uma instalação de tratamento por lodos ativados, em regime estacionário e dinâmico, segundo o *Benchmark Simulation Model 1 (BSM1)*.

A simulação foi realizada com a ajuda de um programa (em linguagem FORTRAN) desenvolvido por M.N. Pons segundo Copp (2001). Ele contém quatro etapas principais: a inicialização, o cálculo das derivadas em relação ao tempo, a resolução do sistema de equações diferenciais e o gerenciamento dos dados de saída. Os valores padrão dos parâmetros cinéticos e estequiométricos utilizados são aqueles do modelo ASM 1 (Henze *et al.*, 1987) modificados (Copp, 2001) e apresentados no Quadro 5.

Quadro 5. Valores de referência dos parâmetros estequiométricos (independentes da temperatura) e os parâmetros cinéticos do modelo ASM1 (segundo Henze *et al.*, 1987).

	Parâmetro	Símbolo	Valor	Unidade
Parâmetros Estequiométricos	Rendimento celular dos autotrófos	Y_A	0.24	g DQO celular formada / g N oxidado
	Rendimento celular dos heterotrófos	Y_H	0.67	g DQO celular formada / g DCO oxidada
	Fração da biomassa produtora de matéria particulada inerte	f_p	0.08	Adimensional
	Teor em nitrogênio da biomassa	i_{XB}	0.086	g N / g DQO na biomassa
	Teor em nitrogênio da fração endógena	i_{XP}	0.06	g N / g DQO na massa endógena
Parâmetros Cinéticos	Taxa máxima de crescimento dos heterotrófos	μ_{Hmax}	3.0 (10 °C) 6.0 (20 °C)	1/d
	Constante de semi-saturação dos heterotrófos para o substrato S_s	K_S	20 (10 °C) 20 (20 °C)	g DQO / m ³
	Constante de semi-saturação dos heterotrófos para oxigênio	K_{OH}	0.2 (10 °C) 0.2 (20 °C)	g O ₂ / m ³
	Constante de semi-saturação dos heterotrófos para nitrato	K_{NO}	0.5 (10 °C) 0.5 (20 °C)	g N-NO ₃ / m ³
	Taxa de decaimento dos heterotrófos	b_H	0.20 (10 °C) 0.62 (20 °C)	1/d

Quadro 5. Valores de referência dos parâmetros estequiométricos (independentes da temperatura) e os parâmetros cinéticos do modelo ASM1 (segundo Henze *et al.*, 1987).(Continuação)

Parâmetros Cinéticos	Fator de correção para crescimento dos heterotrófos em anoxia	η_g	0.8 (10 °C) 0.8 (20 °C)	Adimensional
	Fator de correção para velocidade de hidrólise em anoxia	η_h	0.4 (10 °C) 0.4 (20 °C)	Adimensional
	Constante de velocidade de hidrólise em anoxia	k_h	1.0 (10 °C) 3.0 (20 °C)	g DQO lentamente biodegradável / g DQO celular.d
	Constante de semi-saturação dos heterotrófos para hidrólise e de X_S	K_x	0.01 (10 °C) 0.03 (20 °C)	g DQO lentamente biodegradável / g DQO celular
	Taxa máxima de crescimento dos autotrófos	μ_{Amax}	0.30 (10 °C) 0.80 (20 °C)	1/d
	Constante de semi-saturação dos autotrófos para nitrogênio amoniacal	K_{NH}	1.0 (10 °C) 1.0 (20 °C)	g N-NH ₄ / m ³
	Constante de semi-saturação dos autotrófos para oxigênio	K_{OA}	0.4 (10 °C) 0.4 (20 °C)	g O ₂ / m ³
	Constante de velocidade de hidrólise de S_{nd} (=amonificação) pelos heterótrofos	k_a	0.08 (10 °C) 0.08 (20 °C)	m ³ /g DQO.d
	Taxa de decaimento dos autótrofos	b_a	0.05 à 0.15 (20 °C)	1/d

O programa simula o funcionamento de uma estação de tratamento de lodos ativados em regime estacionário e dinâmico. O valor da DQO total foi fixado em 381,91 mg/L. Foi considerado que os valores das seguintes variáveis S_O , S_{NO} , $X_{B,A}$ e X_P poderiam ser negligenciadas no efluente de entrada e S_{ALK} foi considerado igual a 7. Após a simulação, os valores finais das variáveis de estado na saída da ETE foram

recuperados e isso nos permitiu de estudar o efeito da variabilidade do fracionamento do efluente doméstico no BSM1.

Procedimento da simulação no programa BSM1V2 em regime estacionário

Entrar com os dados de entrada do efluente doméstico e adicionar os valores das variáveis de estado (S_S , S_I , X_S , X_I et $X_{B,H}$);

- Salvar esses dados num arquivo;
- Executar o programa para a resolução do sistema de equações diferenciais (Runge-Kutta de ordem 4) sobre um período de 100 dias numa ETE que funcione em regime estacionário;
- Salvar os resultados em arquivos.

Procedimento da simulação no programa BSM1V2 em regime dinâmico

Para o funcionamento em regime dinâmico, os arquivos do afluente foram recalculados baseando-se nos resultados de nossas diferentes coletas de esgotos e considerando uma hipótese de que a DQO total diária permanecia idêntica àquela do arquivo original para tempo seco do BSM1. A variabilidade diária da DQO total foi conservada, mas o mesmo fracionamento foi aplicado a todos os dias da semana. As outras variáveis não foram modificadas.

- Entrar com os dados de entrada do efluente doméstico e adicionar os valores das variáveis de estado (S_S , S_I , X_S , X_I et $X_{B,H}$);
- Salvar esses dados num arquivo;
- Executar o programa para a resolução do sistema de equações diferenciais (Runge-Kutta de ordem 4) sobre um período de 128 dias numa ETE que funcione em regime contínuo sendo monitorada por 28 dias de tempo seco, sendo mantido o sistema em malha aberta;
- Salvar os resultados em arquivos e avaliar os desempenhos nos últimos sete dias de funcionamento da ETE.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 - Caracterização Global das Amostras de Efluentes Brutos e Tratados

A Tabela 1 apresenta o local, dia e horário em que as amostras foram realizadas. Todas as amostragens aconteceram com tempo seco, exceto a coleta realizada na ETE Janga do dia 04/01/2011. Além das amostras de efluente bruto também foram coletadas na ocasião, uma amostra da biomassa do reator biológico (tanque de aeração) e outra amostra do efluente pós-tratamento na saída da ETE. A biomassa foi usada para a inoculação dos reatores durante os testes de biodegradabilidade e o efluente pós-tratamento para ser comparado com os valores da simulação e também para análise de desempenho atual das plantas por cálculo de eficiência.

Tabela 1. Dados das coletas de amostras realizadas.

Local	Data	Hora	Experimento
Caçote	30/03/2010	15:00	C1
	18/05/2010	14:00	C2
	27/07/2010	08:30	C3
	23/08/2010	11:00	C4
Janga	27/09/2010	10:00	J1
	08/11/2010	10:00	J2
	04/01/2011	09:00	J3

Os resultados obtidos para a caracterização dos parâmetros físico-químicos do esgoto bruto analisado estão apresentados na Tabela 2. Analisando os mesmos, observa-se que as amostras de efluente bruto para cada planta de tratamento apresentaram certa variabilidade em relação ao conteúdo orgânico e nitrogenado. De maneira global, é possível afirmar que para as amostras analisadas, aquelas provenientes da ETE Caçote apresentaram os maiores valores para todos os parâmetros analisados em relação à ETE Janga. Continuando a análise dos dados, pode-se classificar o esgoto amostrado nas ETE Caçote e ETE Janga como representando efluente doméstico com valores típicos característicos de alta e baixa carga orgânica, respectivamente. Entretanto, para ambas as estações de tratamento foram observados valores atípicos dos parâmetros NTK e NH_3 , que são cerca de 2 a 10 vezes superiores aos valores médios verificados em esgoto doméstico (VON SPERLING,1996).

Tabela 2. Caracterização global das amostras de esgoto bruto dos experimentos realizados.

Parâmetro (mg/L)*	Amostra						
	C1	C2	C3	C4	J1	J2	J3
DQOT	648	1107	1081	669	120	378	125
DQOS 1,20µm	338	302	371	299	61	82	72
DQOS 0,45µm	139	283	353	270	60	75	65
DBO ₅	167	140	739	156	42	210	35
ST	1837	1205,5	998,5	967	528	579	449
SF	710	782,5	449	572	354	358	396
SV	1127	423	549,5	395	174	221	53
SSV	184	145	217	346	47,5	80	34
SSF	18,5	23	27	30	30	27	6
SST	202,5	168	244	376	77,5	107	40
NTK	116	350	349	264,7	23,9	142,1	22,2
N-NH ₃	25,0	187,1	196,4	55,7	32,4	70,5	14,9
Nitrito	0,11	0,16	na	na	0,079	0,071	0,057
Nitrato	1,5	na	na	na	0,7	0,4	1,1
Condutividade	1268	1450	1348	825	541	605	717
pH	7,1	7,97	8,07	8,1	7,59	8,7	7,76
Alcalinidade	na	289	314	234	236	225	141

*Condutividade (µS/cm); pH adimensional e na=não analisado.

Em relação à DQO total (DQOT), as amostras da ETE Caçote apresentaram valores representativos para esgoto domésticos (648 e 669 mg/L), exceto para as coletas C2 e C3 onde foram observados valores de 1107 e 1081 mg/L, respectivamente. Esses valores elevados de DQOT podem ser um indicativo de possível contribuição de esgoto essencialmente não doméstico, por exemplo como aqueles de micro indústria de alimentos (padarias, abatedouros de aves, restaurantes, entre outros), ligados à rede coletora de esgotos. A região do entorno da ETE Caçote possui uma expressiva área comercial que poderia estar descartando os seus efluentes na mesma. Já para as amostras da ETE Janga, não foi verificada uma contribuição expressiva em termos desse parâmetro, sendo o maior valor observado igual a 378 mg/L. A DQO solúvel a 1,20 e 0,45 µm medida em quase todas as amostras não apresentaram diferenças significativas (ou seja, maior do que o erro associado a essa análise, de 30 mg/L) entre elas, significando que não há variação entre o tamanho das partículas da matéria orgânica. Apenas para a coleta C1 a diferença foi igual a 58,9 %, sendo superior ao erro da análise. Segundo Stricker (2000) a matéria orgânica dissolvida e na forma coloidal podem apresentar variação no tamanho das suas partículas sendo possível a separação

entre a DQO filtrada a 1,20 μm e a DQO filtrada a 0,45 μm . Para a DBO5, foi visto que o experimento C3 apresentou o valor mais elevado (739 mg/L), quando comparado aos demais, e as coletas J1 e J3 os menores valores (42 mg/L e 35 mg/L, respectivamente). Para as demais amostras os valores medidos da DBO5 variaram de 140 mg/L a 210 mg/L.

Com relação à série de sólidos, a campanha C1 apresentou uma elevada concentração em ST igual a 1837 mg/L, sendo que o caráter orgânico, avaliado com SV, foi superior nessa amostra (1127 mg/L) e para a campanha C3 (549,5 mg/L). As amostras procedentes da ETE Janga apresentaram baixos valores de ST (menores que 700 mg/L) o que está em concordância com os baixos valores observados para a DQOT medidos para essa estação. Já para a série de sólidos em suspensão (SST, SSV e SSF) foi verificado que para as duas estações as amostras apresentam uma baixa concentração de poluição particulada, tendo a ETE Caçote valores que variaram de 168 mg/L a 376 mg/L; e a ETE Janga de 40 mg/L a 107 mg/L. Mas nesse caso, o conteúdo orgânico, medido como SSV, prevaleceu em todas as amostras superando a concentração presente nos sólidos suspensos fixos (SSF).

O teor de nitrogênio total de Kjeldahl (NTK) medidos para as amostras da ETE Caçote apresentaram-se extremamente elevados, sendo atípicos para esgoto doméstico, o que vem a reforçar a tese de contribuição de efluente industrial. Esses valores variaram de 116 a 350 mg/L. Entretanto, as coletas na ETE Janga apresentaram valores de NTK dentro dos valores médios observados para esgoto doméstico, com apenas a J2 tendo uma concentração igual a 142 mg/L. Como esperado a concentração de nitrogênio amoniacal se comportou de maneira idêntica ao nitrogênio total de Kjeldahl.

O pH verificado para todas as amostras se manteve dentro da faixa de neutralidade a levemente alcalino (faixa de variação de 7,1 a 8,7). As análises de alcalinidade para todos efluentes estudados apresentaram valores acima da faixa típica para efluente doméstico (entre 110 e 170 mg CaCO_3/L), apenas a coleta 3J se apresentou nesta faixa.

A Tabela 3 traz sumarizadas as principais relações envolvendo a matéria orgânica (total e solúvel) e nitrogenada, além da fração envolvendo o conteúdo de sólidos suspensos voláteis e totais. Segundo Von Sperling (1996), a razão entre a DQOT/DBO5 para esgotos domésticos brutos varia em torno de 1,7 a 2,4, sendo possível tirar conclusões sobre a biodegradabilidade do efluente analisando essa relação. Assim, é possível afirmar que para uma relação elevada há indícios da presença de

significativa concentração de substâncias inertes no material. Analisando os dados calculados para os experimentos, percebe-se que as amostras apresentaram conteúdo orgânico considerável de inertes. Excetuando-se as coletas C3, J1 e J2 cujas proporções encontradas estão na faixa típica descrita na literatura para esgoto doméstico bruto.

Tabela 3. Principais relações entre a matéria orgânica e nitrogenada.

Relação	Coleta						
	C1	C2	C3	C4	J1	J2	J3
DQOT/DBO5	3,88	7,91	1,46	4,29	2,86	1,80	3,57
DQOS*/DQOT	0,21	0,26	0,33	0,40	0,50	0,20	0,52
DQOT:NTK	5,59	3,16	3,10	2,53	5,02	2,66	5,63
SSV/SST	0,91	0,86	0,89	0,92	0,61	0,75	0,85

*DQO filtrada a 0,45 µm. (OBS.: C=Caçote e J=Janga)

A relação entre DQOS/DQOT (Tabela 5) apresentou valores que variaram de 0,20 a 0,52, isto significa que a maioria das amostras analisadas possuem uma concentração de material em suspensão ou coloidal bem acentuado, compondo cerca de 70 a 80 % do valor da DQO total (coletas C1, C2, C3 e J2). Apenas as amostras C4, J1 e J3 mostraram equilíbrio entre as frações da DQO particulada e solúvel (faixa de 40 a 50 % da DQOT). A razão DQO/NTK é uma informação importantíssima para o bom desempenho de plantas de tratamento de efluente, pois esgotos com essa relação reduzida provavelmente terão uma desnitrificação incompleta devido à pequena disponibilidade do substrato no compartimento anóxico (Gonçalves *et al*, 1993; Orhon *et al*, 1997). O valor registrado na literatura para esse fator visando o processo de desnitrificação completa é superior a 10, entretanto para todas as amostras analisadas os valores ficaram abaixo do mínimo exigido (faixa de variação de 2,53 a 5,63).

Finalmente, a fração de sólidos fixos ou fração inerte dos sólidos suspensos está implícita na razão SSV/SST das amostras de efluentes domésticos brutos. Como apresentado na Tabela 3, essa relação variou de 0,61 a 0,92 (com média de 0,83), indicando que de 8 a 40 % dos sólidos suspensos são de natureza não biodegradável.

Além das amostras de efluente bruto provenientes do tratamento primário da ETE, também foi coletada amostra do efluente tratado com a finalidade de comparar a concentração residual dos parâmetros físico-químicos com os valores obtidos no final do teste de biodegradabilidade verificando-se a mineralização da matéria orgânica. A

Tabela 4 apresenta os resultados médios das análises realizadas com as amostras referentes às entradas e saídas das duas estações estudadas.

Tabela 4. Valores médios observados na caracterização dos efluentes brutos e tratados para a entrada e saída de cada ETE estudada.

Parâmetros (mg/L)*	ETE Caçote		ETE Janga	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída
DQOT	876,03	186,07	207,61	69,83
DQOS1,20µm	327,48	83,37	71,58	N.A.
DQOS0,45 µm	261,30	N.A.	66,58	N.A.
DBO₅	300,60	86,65	95,53	40,00
ST	1252,00	601,25	518,67	546,17
SF	628,38	415,50	369,33	379,17
SV	623,63	185,75	149,33	167,00
SST	247,59	136,25	74,83	67,83
SSF	24,63	30,63	21,00	38,67
SSV	222,96	105,63	53,83	29,17
NTK	269,86	101,71	62,73	19,55
N-NH₃	116,07	68,28	38,92	28,94
Nitrito	0,13	N.A.	0,07	14,87
Nitrato	1,50	N.A.	0,73	8,97
Condutividade*	1222,75	864,00	621,00	545,67
pH**	7,81	6,37	8,02	8,18
Alcalinidade	279,12	177,2	200,7	156,33

* Condutividade em (µS/cm); pH adimensional. N.A.: Não Analisado.

Na mesma são apresentados os resultados da determinação de matéria orgânica, tais quais DBO₅, DQOT, DQOS a 1,20 µm e DQO solúvel a 0,45 µm, bem como os resultados das determinações de sólidos, seguidos pela determinação da série de nitrogênio, condutividade, pH e alcalinidade. Convém lembrar que as amostras de efluente tratado foram coletadas no mesmo momento das amostras de efluente bruto, e nesse caso, como não foi considerado o tempo de retenção hidráulico do processo, não é possível uma comparação direta dos valores dos parâmetros da entrada e saída da ETE. Avaliando as características dos efluentes tratados isoladamente, verifica-se que a maior preocupação está nos compostos nitrogenados cuja concentração é bastante elevada na saída do sistema, principalmente para o NTK e o nitrogênio amoniacal para as duas estações. A resolução 430, de 13 de maio de 2011 do CONAMA, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes (a qual complementou e alterou a resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005), afirma que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente podem ser lançados diretamente nos corpos

receptores após o devido tratamento e o atendimento as condições, exigências e padrões contidas na resolução. Especificamente para o nitrogênio, o padrão de lançamento de efluentes é estabelecido em 20 mgN/L na forma de nitrogênio amoniacal total, porém, deve-se levar em consideração a classe do corpo receptor e a zona de mistura (efluente mais corpo receptor no local de contribuição), além da vazão do corpo receptor. Conforme visto na Tabela 7, os valores verificados nesse estudo ultrapassam bastante o padrão estabelecido na legislação. Esta resolução em seu artigo 21 também estabelece que a DBO5 não poderá ser superior a 120 mg/L e para esse parâmetro ambas as estações estão em conformidade com o padrão de lançamento de efluentes originados de estações de tratamento de esgotos domésticos.

4.2 - Fracionamento da Matéria Orgânica em Esgotos Sanitários

Nessa seção serão apresentados os resultados obtidos através dos testes de biodegradabilidade da matéria orgânica nos efluentes sanitários brutos coletados em tempo seco e chuvoso, para determinação das variáveis do modelo ASM1. Foi utilizado o método de fracionamento em reator batelada proposto por Stricker (2000) e as frações que compõem a DQO foram registradas como variáveis de estado do modelo. Os efluentes sanitários avaliados foram amostrados nas ETE Caçote e ETE Janga, ambas localizadas na RMR (Região Metropolitana do Recife).

4.2.1- Monitoramento dos Sistemas durante o Teste de Biodegradabilidade

Durante o teste de biodegradabilidade foi realizado o monitoramento dos reatores com efluente bruto e filtrado com a finalidade de observar a evolução da decomposição da matéria orgânica biodegradável a partir de análises de DQO e dos espectros de absorção de UV-Vis (cujos resultados serão discutidos mais seção 4.4).

As medidas da DQO foram realizadas semanalmente, conforme recomendação de Stricker (2000) de intensificar o número de análise desse parâmetro a partir do 15º dia do monitoramento, as análises da DQO passaram a ser realizadas diariamente a partir deste ponto até a estabilização do valor de sua concentração. Esse procedimento garante que o experimento seja concluído no momento em que ocorre a completa biodegradação do substrato orgânico.

O sistema foi mantido em constante aeração. Para tanto, os reatores foram equipados com difusores de ar para fornecimento do oxigênio necessário aos processos metabólicos dos micro-organismos, além de promover a agitação do sistema, evitando o depósito de material particulado, conforme mostra a Figura 17.

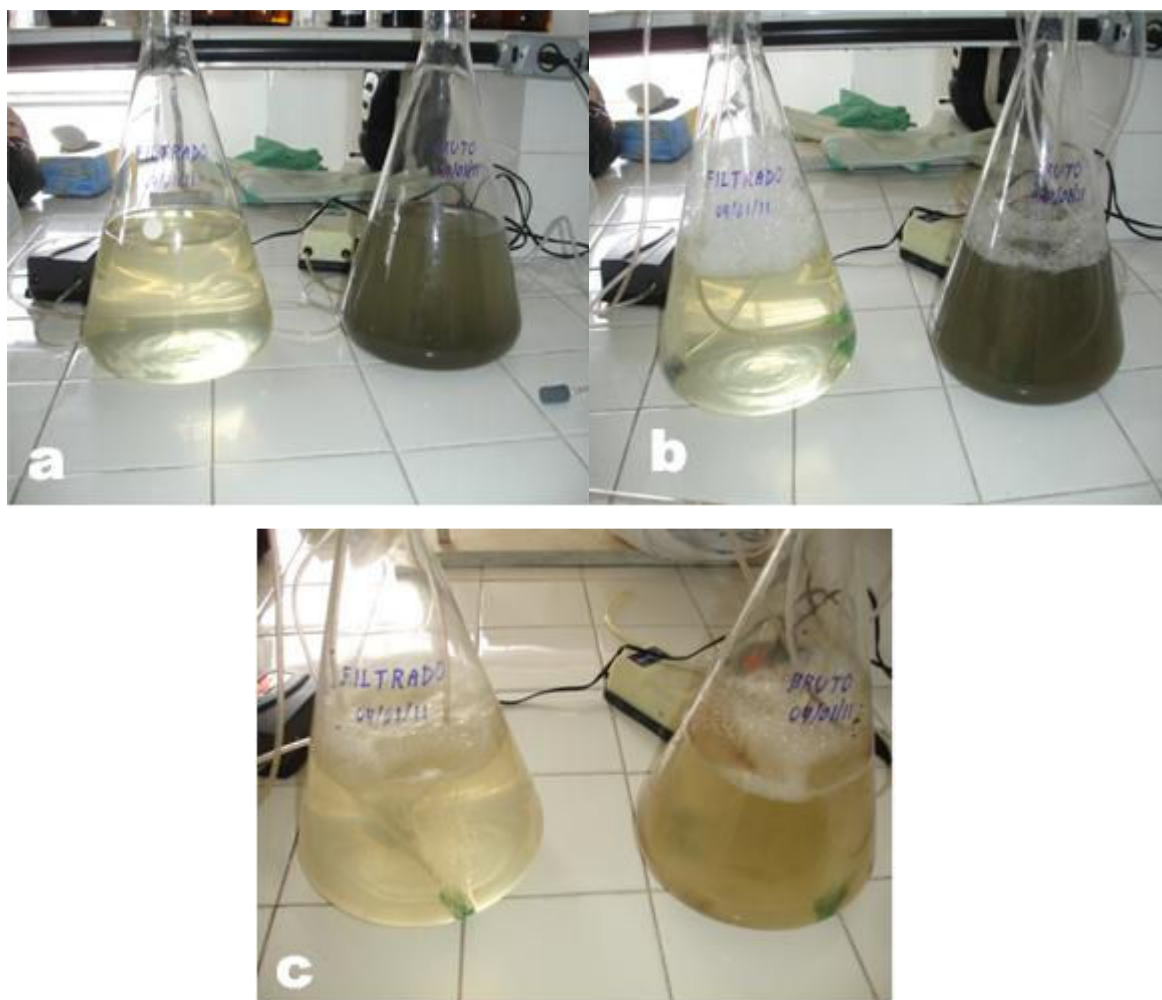


Figura 17. Sistema de reatores usados com efluente bruto e filtrado no início do teste (a); após o acionamento dos difusores de aeração (b) e ao final do experimento 2J (c).

A Figura 17 ilustra a variação do aspecto visual das amostras durante o monitoramento para os reatores da coleta J2. Observa-se o estado inicial das amostras de efluente bruto e filtrado (Figura 16a), seguida pela acentuada formação de espuma (Figura 16b e 16c), e a mudança de coloração do efluente bruto, que foi clarificado, ocorrendo a degradação do substrato orgânico biodegradável. A formação de espuma pode ser explicada pelo fato do esgoto doméstico apresentar grande quantidade de sabão e detergentes, decorrentes principalmente das atividades humanas de limpeza e higiene (ver Tabela 1).

Os experimentos de biodegradabilidade tiveram durações diferentes de um experimento para outro. Os ensaios realizados com a coleta 1C duraram 16 dias, para a 3C de 21 dias, para a 1J de 19 dias, para a 2J de 18 dias e para a 3J de 14 dias. Apenas a coleta 3C não contrariou o período de 21 dias estabelecido como o período mínimo para a estabilização da matéria orgânica em testes de biodegradação em regime de alimentação descontínua (Stricker, 2000). Isso pode ser devido às características intrínsecas das amostras analisadas em termo de concentração de substâncias facilmente decompostas pela biomassa. A estabilização da matéria orgânica foi comprovada quando os valores da DQO mantiveram constantes entre eles e não foram superiores a 20 mgDQO/L.

As Figuras 18 e 19 representam a evolução da DQO total em função do tempo nos reatores alimentados com as amostras de efluente bruto (RB) e filtrado (RF) da ETE Caçote nos testes.

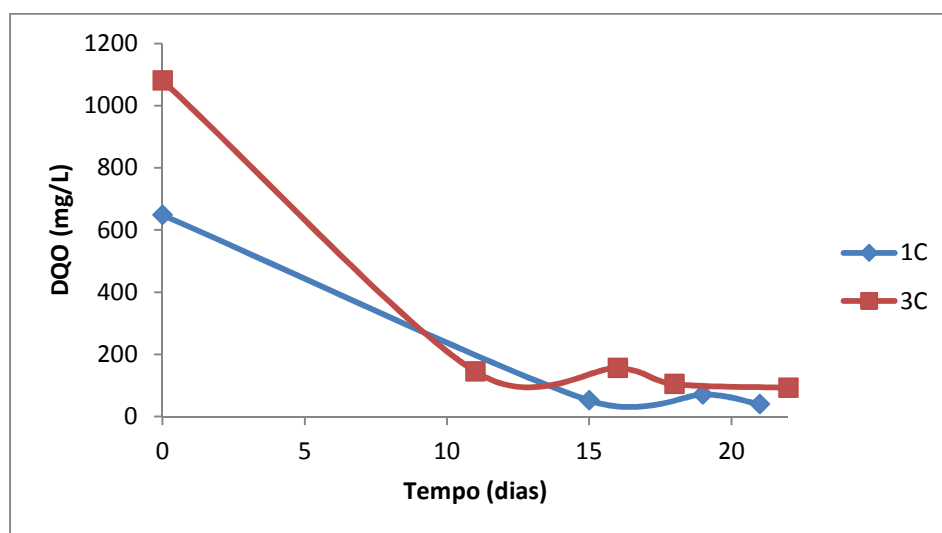


Figura 18. Monitoramento do reator com efluente bruto (RB) coletada na ETE Caçote mostrando a evolução da DQO total em função do tempo.

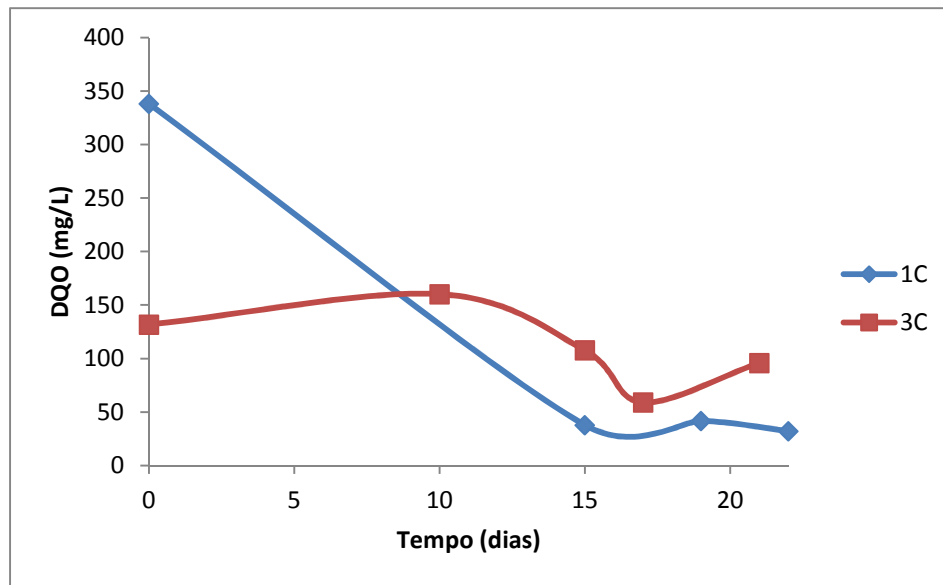


Figura 19. Monitoramento do reator com efluente filtrado (RF) coletada na ETE Caçote mostrando a evolução da DQO total em função do tempo.

Em uma breve análise dos gráficos, tanto para o efluente bruto como para o filtrado permite inferir que na estabilização da DQO ocorreu por volta do décimo dia de monitoramento, estando em concordância com a literatura (HENZE, 1992). A única exceção foi verificada para a amostra de esgoto sanitário filtrado do experimento C3, onde se observa que só depois do 15º dia é que a DQO total não sofreu mais variação. Também é verificado que nos primeiros dias do monitoramento a DQO sofre uma drástica redução no seu valor quando comparada com os demais valores do monitoramento. Isso pode ser devido a oxidação de substâncias simples, que são prontamente disponíveis (solúveis) para a assimilação microbiana e maior rapidez nessa etapa. Depois, se verifica que a oxidação da matéria orgânica se processa mais lentamente já que nessa etapa ocorre a hidrólise de moléculas complexas como disacarídeos, celulose, lignina entre outros, assim como há limitações de transferência de massa.

As Figuras 20 e 21 representam a evolução da degradação da matéria orgânica, medida como DQO, em função do tempo nos reatores com efluente bruto (RB) e efluente filtrado (RF) para amostras da ETE Janga.

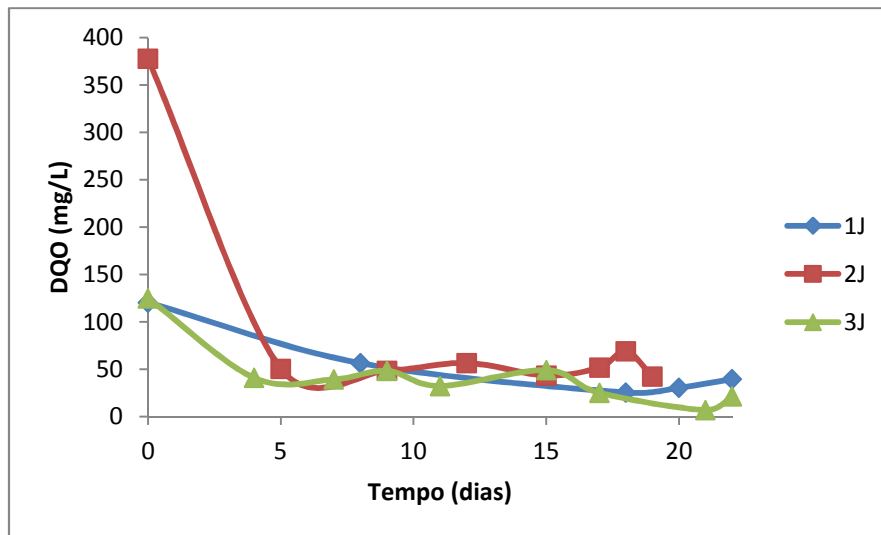


Figura 20. Monitoramento do reator com efluente bruto (RB) coletada na ETE Janga mostrando a evolução da DQO total em função do tempo.

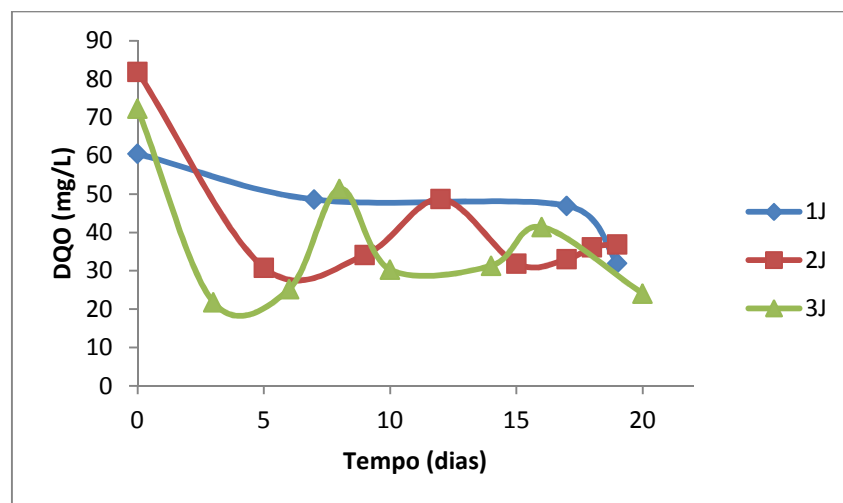


Figura 21. Monitoramento do reator com efluente filtrado (RF) coletada na ETE Janga mostrando a evolução da DQO total em função do tempo.

Para as amostras da ETE Janga, com relação aos reatores com efluente bruto, foi observado que a matéria orgânica foi estabilizada (mineralizada) até o décimo dia do monitoramento. Para os reatores com efluente filtrado é percebida variações nos valores da DQO durante o monitoramento. Isso pode estar ligado à incerteza associada à análise da DQO principalmente para os valores mais baixos. De fato a reprodutibilidade deste método é bastante limitada nesta faixa de concentração. De acordo com La Para(2000), podem ocorrer desvios na ordem de 30 %.

Ao analisar os resultados obtidos com as amostras das duas estações, de maneira geral, é verificado que ao final do experimento os valores da DQO para os reatores RB e RF não estão na mesma faixa de concentração e para os valores do RB são bem mais elevados. Logo se pode afirmar que este fato evidencia as diferenças em termos do teor de material inerte, quer seja solúvel ou particulado, presente nos dois reatores. No reator bruto existe uma maior concentração de substrato orgânico, devido ao material solúvel (prontamente disponível para os micro-organismos) e também ao particulado (que se for biodegradável passa por hidrólise antes de ser utilizado) que participam dos processos metabólicos. Para o RB ao final da degradação, restam as frações inertes solúveis (ou coloidais) e em suspensão. Já para o RF, apenas as frações solúveis são inoculadas e com isso a fração solúvel inerte é remanescente ao processo.

Na Figura 22 foi realizada uma comparação entre os valores da DQO filtrada em porosidade de 1,20 μm no último dia de experimento para todos os reatores (RB e RF). De acordo com a hipótese inicial, a filtração sobre membrana de 1,20 μm permite a separação das frações particuladas inertes e os produtos da biomassa (X_I e X_P) da fração S_I (fração solúvel inerte) para cada conjunto de RB e RF. Assim é possível concluir que, de forma generalizada, a hipótese (item 3.5) inicial de que a filtração poderia separar essas frações foi validada para todos os experimentos uma vez que os desvios observados para ambos os sistemas não passaram de 25 %.

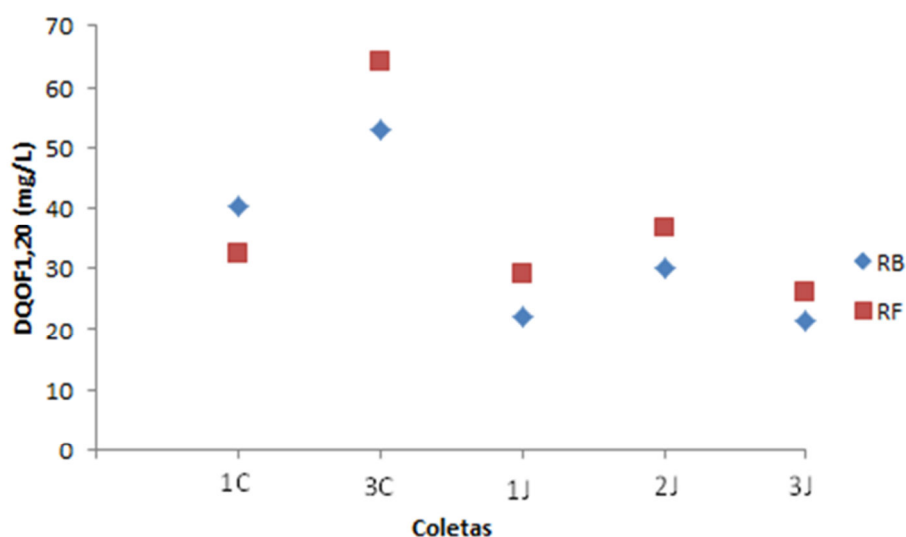


Figura 22. Concentração DQO filtrada, determinada nos reatores com efluentes brutos (RB) e com efluente filtrado (RF) ao final do experimento para as amostras da ETE Caçote e ETE Janga. (C= Caçote e J= Janga).

4.3. Fracionamento da DQO em Variáveis do Modelo ASM1

Para determinação das variáveis de entrada do modelo ASM1 foi preciso utilizar os dados recolhidos no teste de biodegradabilidade (medidas da DQO total e filtrada). Todavia, para se calcular a fração lentamente biodegradável (X_S), se faz necessário conhecer previamente o valor do rendimento aparente (ρ_a), o qual pode ser experimental ou usado o valor padrão. O rendimento aparente é o produto do rendimento celular dos heterótrofos (Y_H) e a fração da biomassa produtora de matéria orgânica inerte particulada, representado pela Equação 18.

Como foi dito, é possível usar o valor padrão determinado por Henze *et al.*(1987) ou determiná-lo experimentalmente a partir de medidas da DQO durante o monitoramento dos reatores RF, seguindo a metodologia empregada para o fracionamento da DQO. O ponto frágil dessa metodologia está na superestimação do valor de X_S e atribuição de um valor negativo para a fração inerte particulada (X_I). Então, inicialmente foi utilizado o valor tabelado do rendimento aparente ($\rho_a = 0,134$) no cálculo de X_S . Se o valor tabelado não permitir a determinação das variáveis do modelo (se fosse obtido um valor negativo para X_I no balanço de massa da DQO), os cálculos seriam refeitos com o valor experimental de ρ_a , apresentado na equação 40 na página 50.

Nesse trabalho o valor tabelado do rendimento aparente não se adequou às características da amostra analisada e por esse motivo foram usados os valores experimentais em todos os experimentos. Como pode ser observado na Tabela 5, os valores do rendimento aparente experimental variaram muito em relação ao valor padrão, com uma diferença relativa percentual bastante elevada para o experimento 2J (1182%) e para o experimento 2C esse valor ficou em torno de 22 %.

Tabela 5. Valores do rendimento aparente experimental calculado no teste de biodegradabilidade.

Experimento	ρ_a experimental (ρ_{aexp})	ρ_a tabelado (ρ_{atab})	% relativo ρ_{aexp}/ρ_{atab}
1C	0,090	0,134	32,8
2C	0,110	0,134	18,9
1J	0,095	0,134	29,1
2J	0,011	0,134	91,8
3J	0,293	0,134	-118,7

Explica-se essa flutuação de valores em função da composição variável da concentração da poluição orgânica e nitrogenada das amostras de efluente sanitário estudadas, que tem influência direta na cinética e estequiometria das reações biológicas do processo.

Os resultados do fracionamento da DQO, calculados com os valores do rendimento aparente estão apresentados na Figura 23. Fazendo uma rápida análise, se observa que as amostras apresentam uma importante variabilidade entre as diferentes frações que compõem a DQO, principalmente no que tange às variáveis biodegradáveis particuladas e solúveis (S_s e X_s). A variável X_s apresentou valores que variaram de 60 a 710 mgDQO/L e S_s a variação foi de 38 a 300 mgDQO/L. Por outro lado a variável S_i foi a que apresentou o mesmo perfil, se mantendo na mesma faixa de concentração, quando comparada com as demais variáveis.

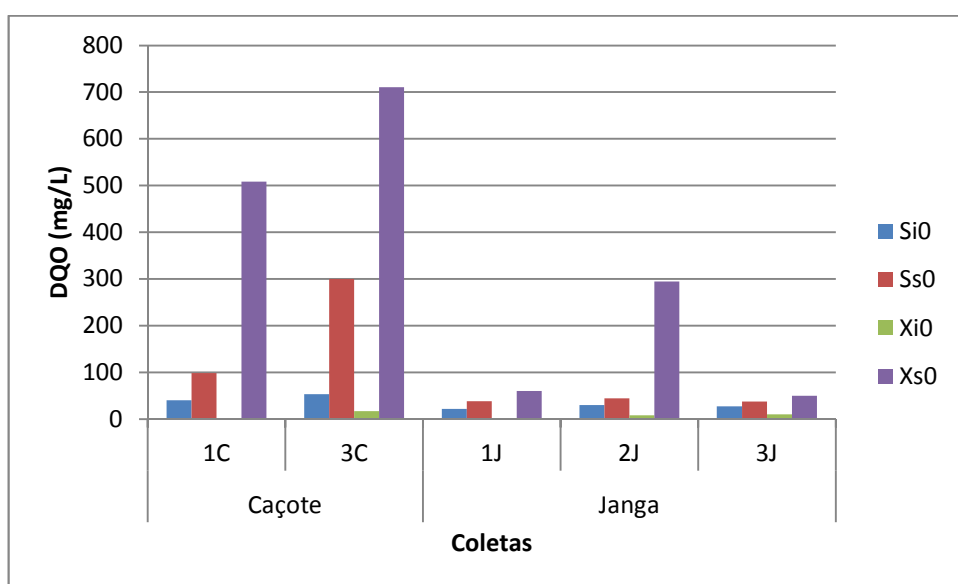


Figura 23. Valores das concentrações da DQO para cada fração do efluente.

Na Figura 24 é apresentada a distribuição percentual de cada fração relacionada à DQO total das amostras de esgoto sanitário para todos os experimentos realizados. De maneira geral, destaca-se que a fração inerte em suspensão (X_i) foi a mais inexpressiva, podendo ser desprezada para fins práticos, como visto nos experimentos 1C e 1J. A fração inerte total (X_i e S_i) variou de 6,32 a 29,91 % e pode-se dizer que as coletas 1C, 3C e 1J eram compostas praticamente por fração inerte solúvel.

As frações biodegradáveis são as mais representativas e compõem cerca 93,68 % da DQO total para a coleta 1C, sendo 78,42 e 6,22 % para a fração lentamente

biodegradável (X_s) e rapidamente biodegradável (S_s); 93,51 % da DQO total para a coleta 3C sendo 65,72 % de X_s e 27,79 % de S_s ; 81,79 % da DQO total para a coleta 1J sendo 50,18 % de X_s e 31,84 de S_s ; 89,79 % da DQO total para a coleta 2J sendo 78,05 % de X_s e 11,74 % de S_s , 70,09 % da DQO total para a coleta 3J sendo 39,96 % de X_s e 30,13 % de S_s .

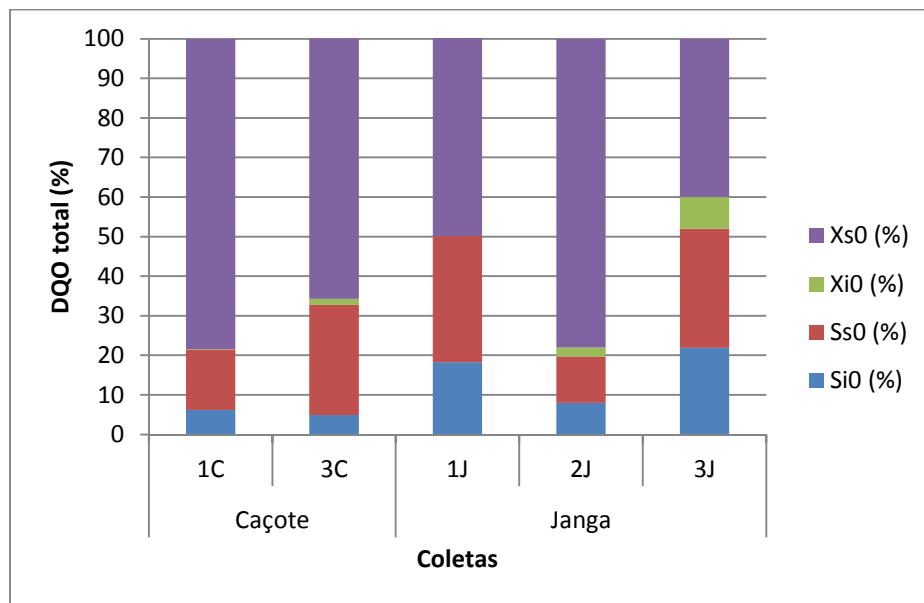


Figura 24. Fracionamento da DQO em variáveis do modelo ASM1.

Os valores mais frequentemente encontrados na literatura (Tabela 6) se apresentam na faixa de 70 a 86% para as frações biodegradáveis e de 0 a 80% para as frações refratárias (valores médios). Pode-se observar uma grande variabilidade entre os autores, especialmente para a fração da matéria orgânica solúvel inerte (S_i). Por outro lado, os valores registrados para a fração solúvel rapidamente biodegradável (S_s) são vizinhos (mínimo igual a 8% e máximo a 25%). Fica evidenciado ainda que a fração particulada lentamente biodegradável (X_s) é a mais elevada. Conforme valores expostos, conclui-se que os encontrados nesse trabalho de fracionamento da matéria orgânica coincidem com essas ordens de grandeza.

Tabela 6: Variáveis ASM1 da literatura.

Referências	Variáveis ASM1 (%)			
	S _I	X _I	S _S	X _S
Ekama et al (1986)	5	-	20	62
Henze (1992)	20-25	-	20	-
Orhon et al (1997)	15	44	8	-
Sperandio (1997)	-	-	8,5	48
Stricker (2000)	8,5	13,8	17,4	53,9
1C	6,22	0,10	15,26	78,42
3C	4,91	1,58	27,79	65,72
1J	18,27	0,00	31,84	50,18
2J	7,98	2,22	11,74	78,05
3J	21,87	8,04	30,13	39,96

4.4. Aplicação da Espectrofotometria UV-Visível para Caracterização Rápida de Efluentes Domésticos

Os métodos espectrofotométricos foram utilizados em paralelo com os testes de biodegradabilidade porque eles são rápidos e permitem o monitoramento já que fornecem informações adicionais sobre a composição qualitativa dos efluentes domésticos.

A medida dos espectros UV-vis foram realizados usando-se amostras de efluentes filtrados (papel de filtração 100 µm). Foram analisados os espectros diretos e após a normalização deles. As diferenças entre os espectros estão ligados às vezes a sua composição e concentração. Com a finalidade de visualizar melhor o efeito de diluição da poluição, os espectros foram normalizados, de maneira que a área total do cada espectro seja igual a 1. A presença de pontos isosbéticos (onde os espectros se encontram) (POUËT *et al.*, 2004) facilitam a melhor visualização das diferenças de composição, porque para os espectros normalizados supõem-se que são representativos da mesma quantidade de substância absorvente (considerando a hipótese de que as espécies presentes possuam a mesma absortividade).

Como exemplo da avaliação de espectros UV-vis são apresentados na sequência os resultados obtidos durante o monitoramento do teste de biodegradabilidade das amostras de efluente doméstico da ETE Caçote.

Nas Figuras 25 e 26 estão apresentados os espectros diretos obtidos no início do teste de biodegradação para reatores com esgoto bruto (RB) e esgoto filtrado (RF) para os experimentos 2C, 3C e 4C. Já os espectros normalizados para essas mesmas amostras se encontram nas Figuras 27 e 28. Todas as amostras foram filtradas antes da análise de obtenção do espectro para remoção do material em suspensão, que pode provocar o espalhamento do feixe luminoso e alterar o perfil do espectro. Os experimentos 2C e 3C apresentaram para os comprimentos de onda mais baixos (até 230 nm) uma forte absorbância e isso se deve a presença de substâncias nitrogenadas (principalmente o nitrato) que absorvem nessa região. Isso não é característico para amostras de efluentes recentes porque o nitrato só é formado a partir da degradação do nitrogênio amoniacal e do nitrogênio orgânico, esse fato contribui para a tese de que essas amostras não são típicas de efluente doméstico (conforme visto no tópico 5.1). Para o experimento 4C, o espectro obtido é característico de águas residuárias domésticas.

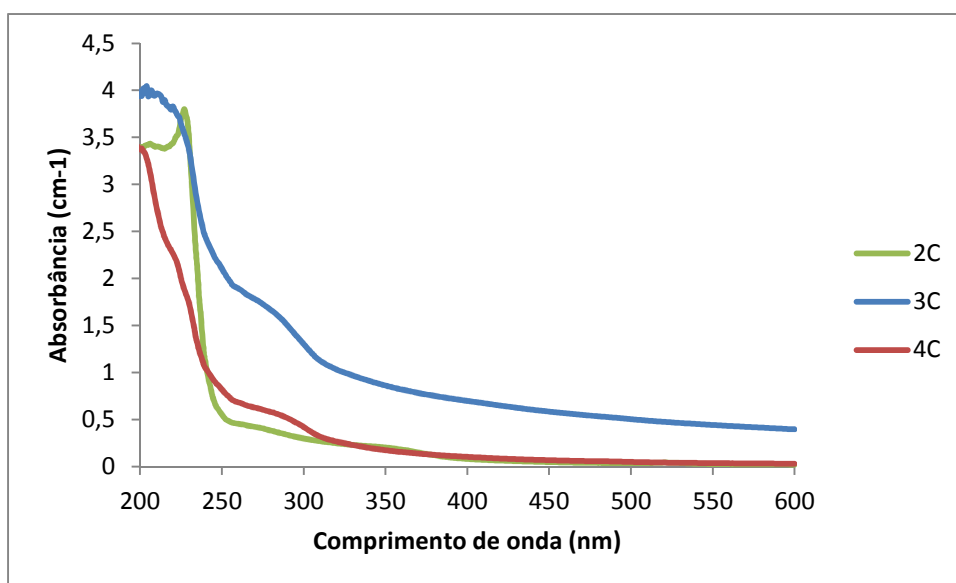


Figura 25. Varredura do espectro UV/VIS para o efluente no reator bruto (RB) no início do experimento ETE Caçote.

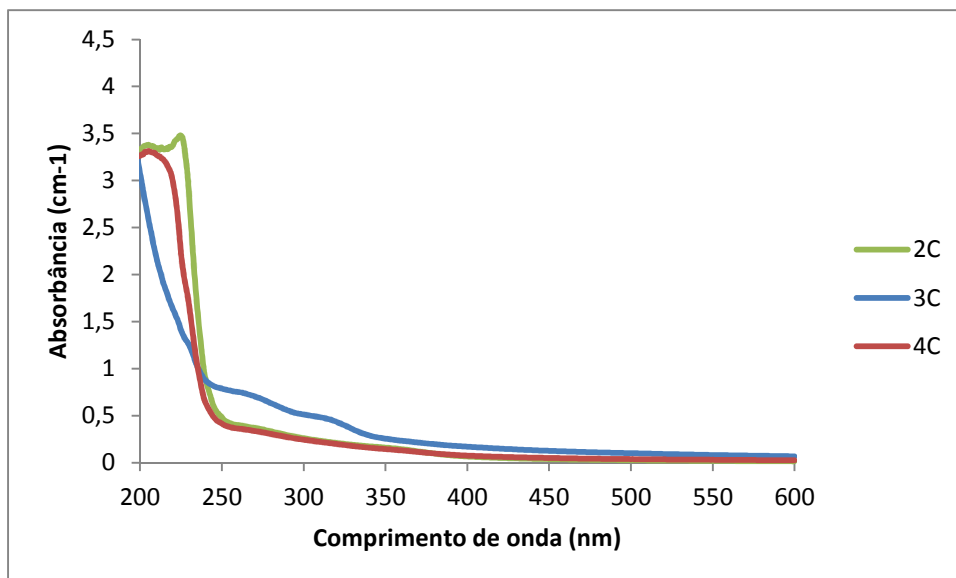


Figura 26. Varredura do espectro UV/VIS para o efluente no reator filtrado(RF) no início do experimento ETE Caçote.

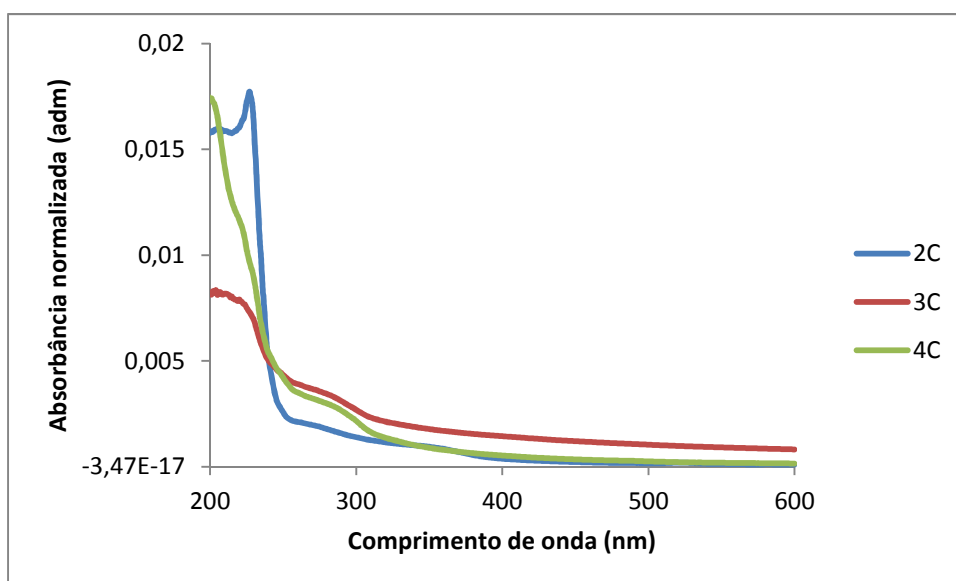


Figura 27. Varredura do espectro UV/VIS normalizado para o efluente no reator bruto (RB) no início do experimento ETE Caçote.

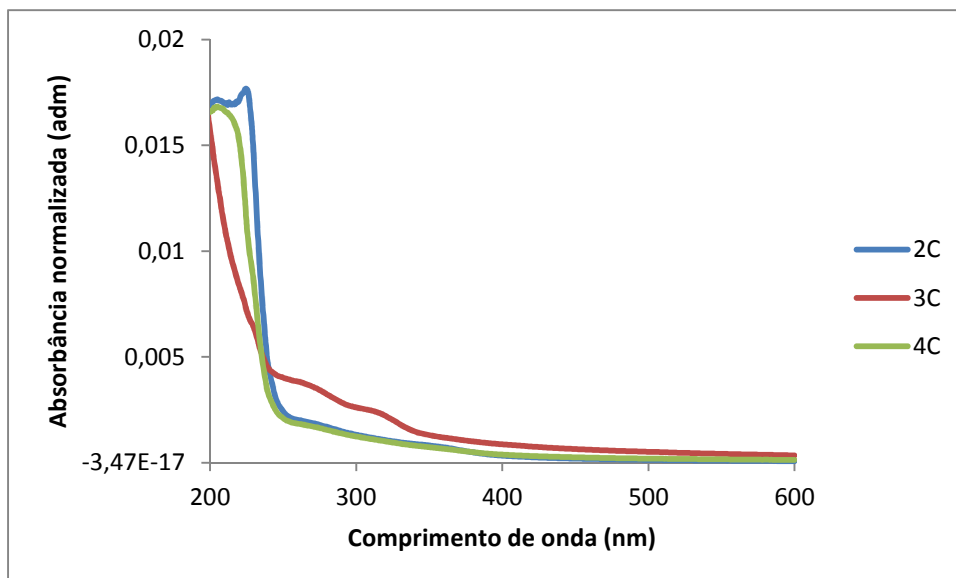


Figura 28. Varredura do espectro UV/VIS normalizado para o efluente no reator filtrado (RF) no início do experimento ETE Caçote.

Os espectros UV-vis diretos e normalizados obtidos no final do teste de biodegradação para reatores com esgoto bruto (RB) estão apresentados nas Figuras 29 e 30. Já os espectros para amostras de esgoto filtrado (RF) estão dispostas nas Figuras 31 e 32 da estação Caçote. As diferenças entre os espectros realizados diretos ou normalizados, a partir de amostras filtradas foram baixas, isto confirma a importância do material particulado retido durante a filtração.

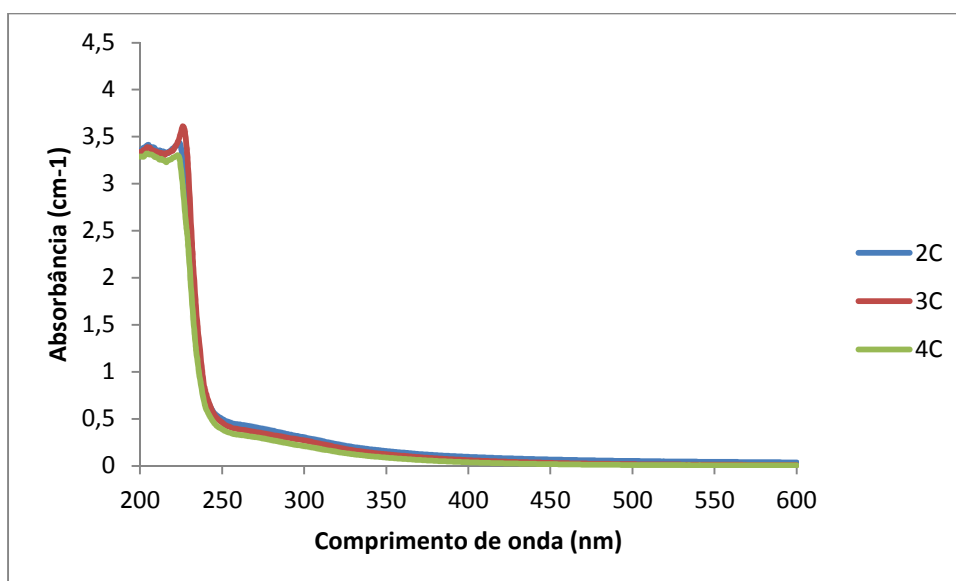


Figura 29. Varredura do espectro UV/VIS para o efluente no reator bruto (RB) no final do experimento ETE Caçote.

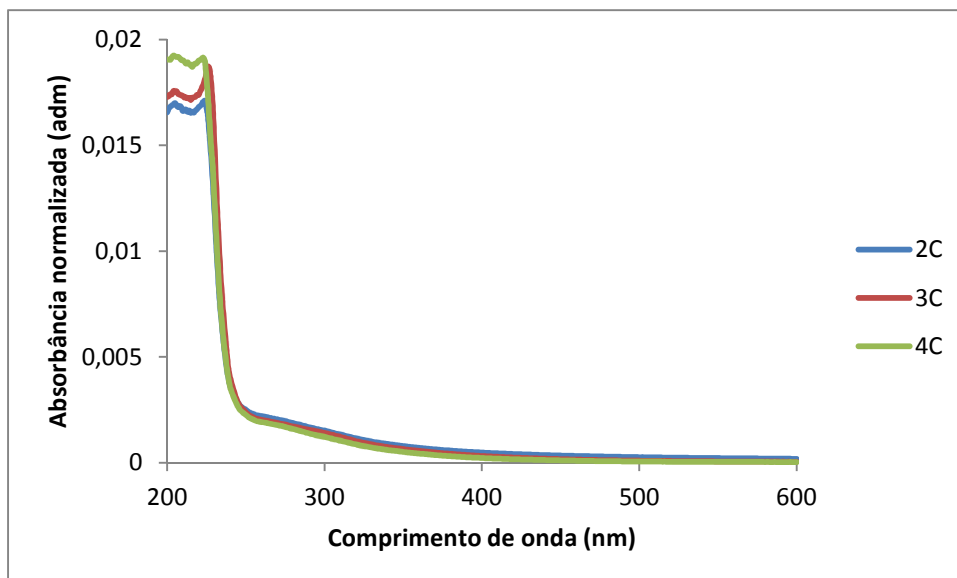


Figura 30. Varredura do espectro UV/VIS normalizado para o efluente no reator filtrado (RB) no final do experimento ETE Caçote.

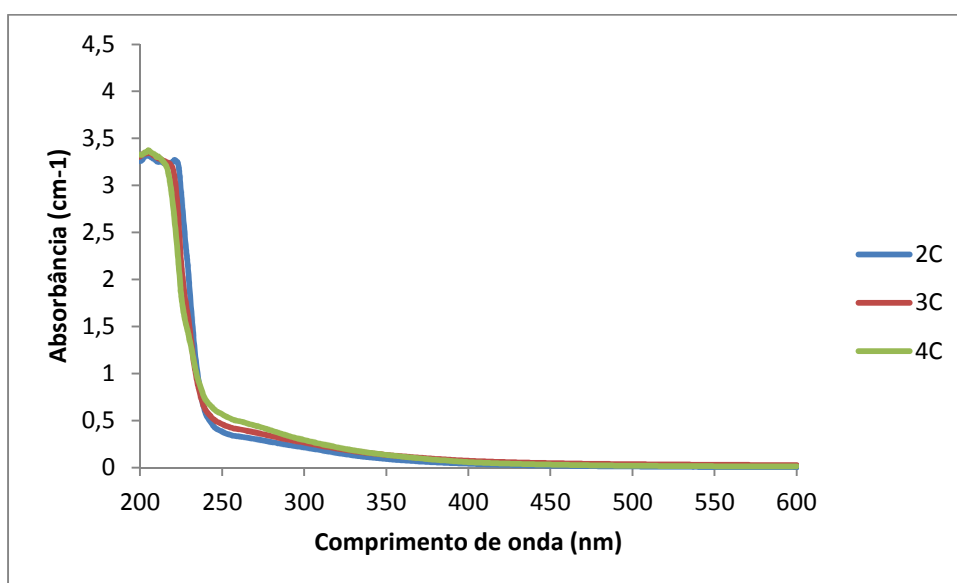


Figura 31. Varredura do espectro UV/VIS para o efluente no reator filtrado (RF) no final do experimento ETE Caçote.

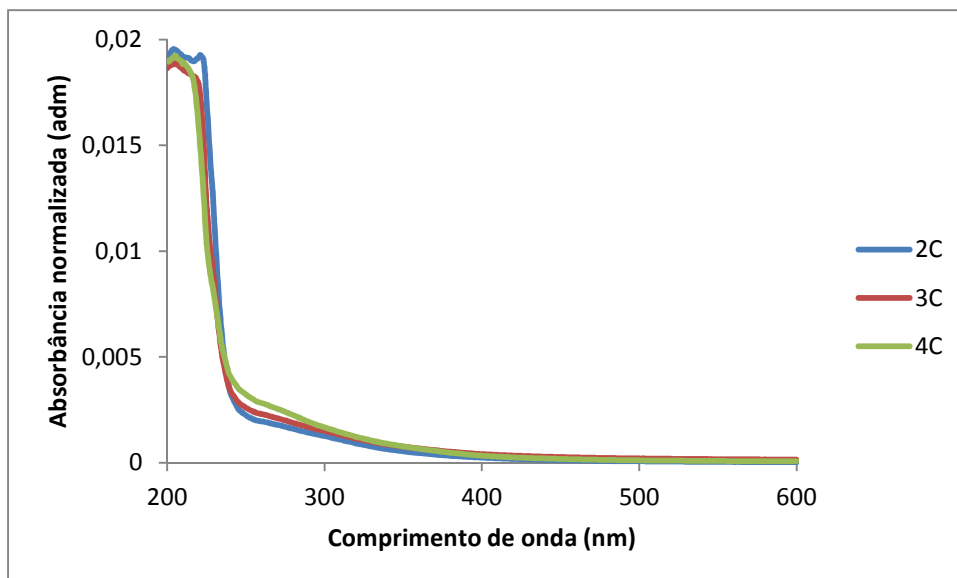


Figura 32. Varredura do espectro UV/VIS normalizado para o efluente no reator filtrado (RF) no final do experimento ETE Caçote.

As Figuras 33 e 34 mostram os diferentes valores de absorbância a 254nm (A_{254}) em função do tempo observada nas amostras de esgotos brutos e filtrados durante o teste de biodegradabilidade. As amostras filtradas apresentaram uma absorbância muito menor que as amostras brutas.

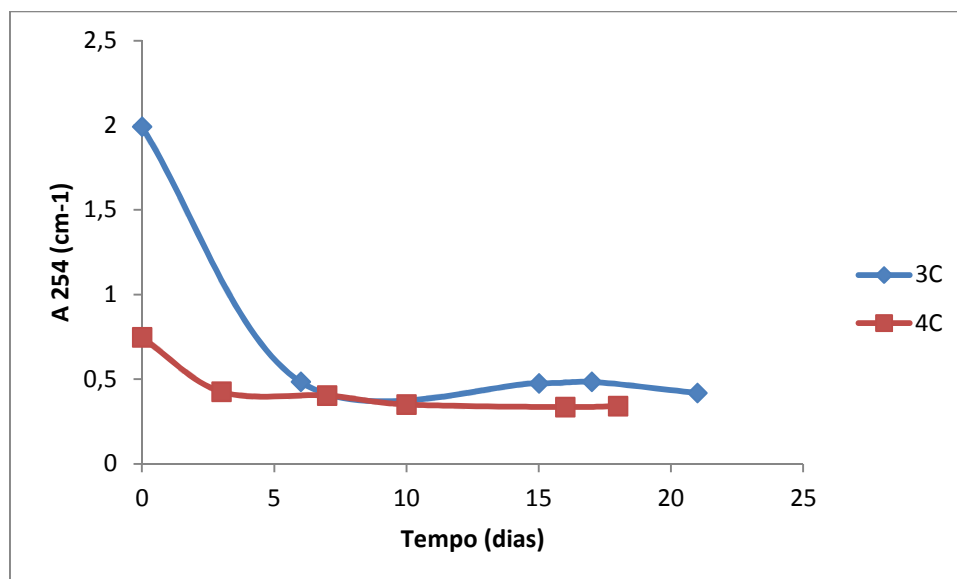


Figura 33. Gráfico da absorbância (A_{254}) x o Tempo para o RB da ETE Caçote.

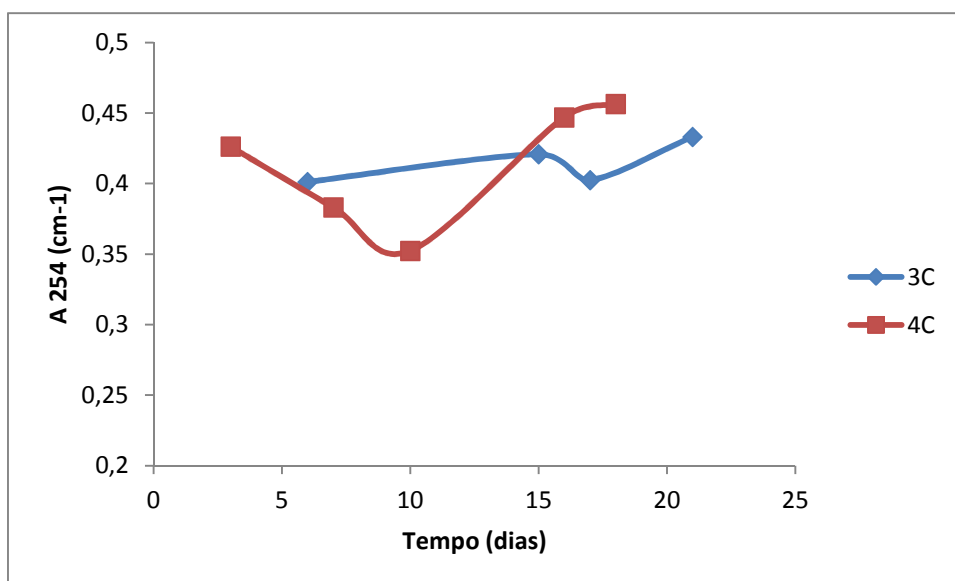


Figura 34. Gráfico da absorbância (A254) x Tempo para o RF da ETE Caçote.

No RB a coleta 3C apresentou um valor da A254 bem mais elevado quando comparada com a coleta 4C, por volta do décimo dia de experimento a coleta 3C tinha sofrido uma redução de 2 para 0,5 do valor de sua absorbância A254, permanecendo-se nesta faixa até o final do experimento. Por volta do quinto dia de experimento a coleta 4C a redução do valor da absorbância A254 foi menor, foi reduzida apenas de 0,7 para 0,4 a A254.

No RF a coleta 3C apresentou um valor inicial menor em comparação com a coleta 4C, a 3C com o passar dos dias foi aumentando o valor da absorbância A254, já a coleta 4C o valor da absorbância foi caindo até aproximadamente o décimo dia do experimento e depois voltou a subir.

As Figuras 35 e 36 representam a absorbância a 254nm (A254) em função da DQO F1.20. Os pontos para o RB apresentou a equação da reta $y = 0,0021x + 0,3764$, com um $R^2 = 0,1207$. Os pontos para o RF apresentou a equação da reta $y = - 0,0004x + 0,4413$, com um $R^2 = 0,1132$.

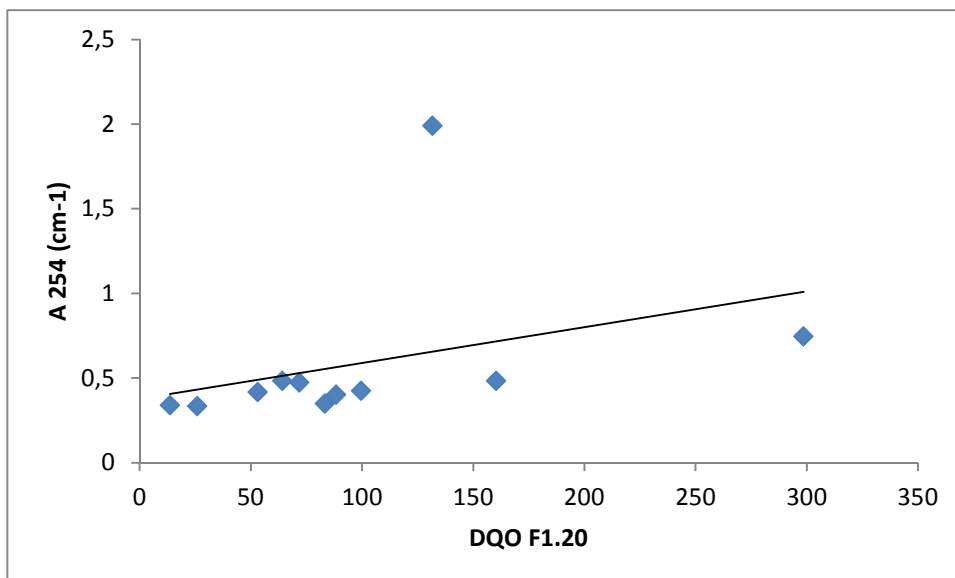


Figura 35. Gráfico da absorvância (A254) x DQO F1,20 para o RB da ETE Caçote.

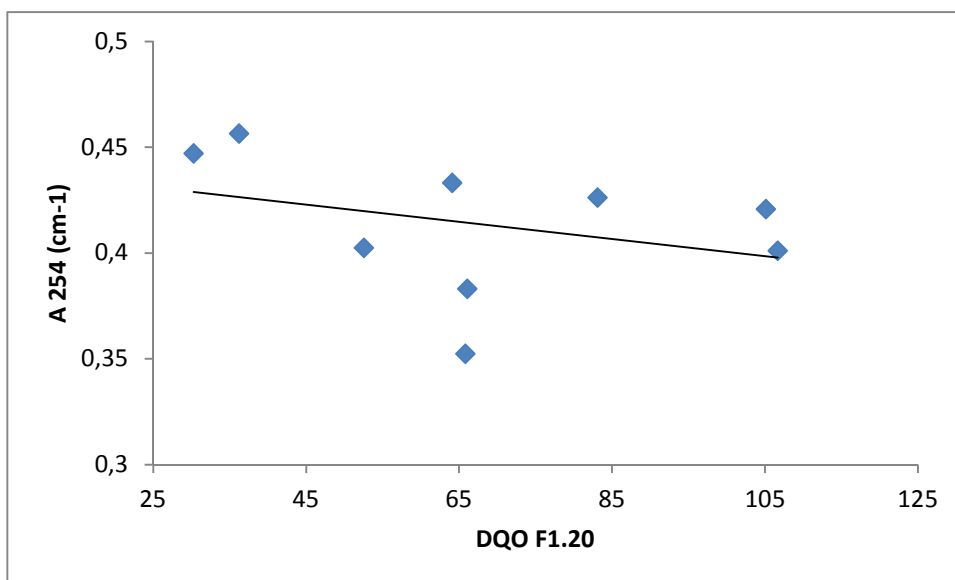


Figura 36. Gráfico da absorvância (A254) x DQO F1,20 para o RF da ETE Caçote.

4.5- Simulação da Oxidação do Substrato Orgânico

Os sistemas de tratamento por lodos ativados são sensíveis a toda mudança em carga e composição da matéria orgânica contida nos esgotos urbanos. A avaliação de situações críticas com cargas elevadas ou baixas que levam a modificações da distribuição dos substratos biodegradáveis e substâncias inertes pode ser um aspecto importante para otimizar o funcionamento das instalações de tratamento.

O *Benchmark Simulation Model N°1* (BSM1) permite a análise de uma instalação de tratamento em condições de regime permanente e/ou dinâmico. Com a finalidade de verificar o efeito da variabilidade do fracionamento da Demanda Química de Oxigênio (DQO), foram realizadas simulações modificando o fracionamento da DQO.

4.5.1- Estimativa da Oxidação da Matéria Orgânica Presente em Reator Batelada

Nessa etapa do trabalho, nosso primeiro objetivo foi visualizar o comportamento da decomposição da matéria orgânica, em função da DQO biodegradável solúvel e particulada ao longo do tempo do experimento. Foi comparada a evolução da DQO para todas as amostras analisadas (Figura 37).

A Figura 37 apresenta o comportamento da concentração da DQO total para os experimentos com amostras de efluente doméstico bruto provenientes da ETE Caçote (1C e 3C) e da ETE Janga (1J, 2J e 3J). Nessas figuras observa-se que as curvas de decomposição obtidas na simulação permanecem bastante distantes dos resultados experimentais mesmo realizando ensaios de calibração dos parâmetros. É verdade que o número de pontos experimentais que foi permitido obter com os reatores é limitado porque buscou-se realizar o mínimo de amostragens durante o teste para que o volumes não diminuísse ao longo do tempo. Todavia a tendência geral é observar nos primeiros dias um decréscimo rápido da DQO total devido a um consumo rápido da poluição solúvel rapidamente biodegradável.

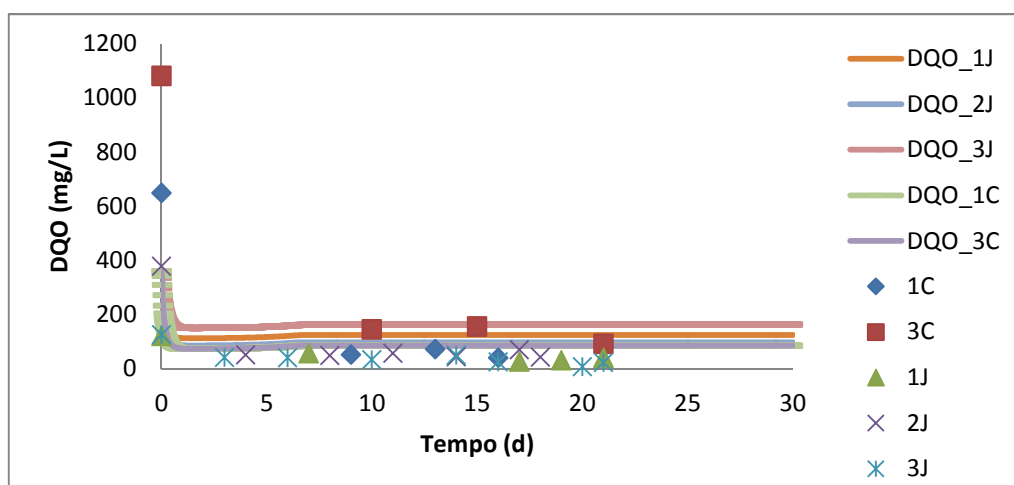


Figura 37. Comparação dos dados simulados e experimentais da evolução da DQO para cada amostra nos reatores descontínuos.

A Figura 38 apresenta um exemplo da evolução das diferentes frações em um dos reatores descontínuos (experimento 2J). Observa-se uma rápida diminuição da poluição solúvel biodegradável, assim como para a poluição particulada biodegradável. Segundo o modelo ASM1, a maior parte da curva (*longtail*) é devido à morte celular das bactérias produzidas durante o consumo da poluição biodegradável. É, todavia difícil de verificar isso experimentalmente.

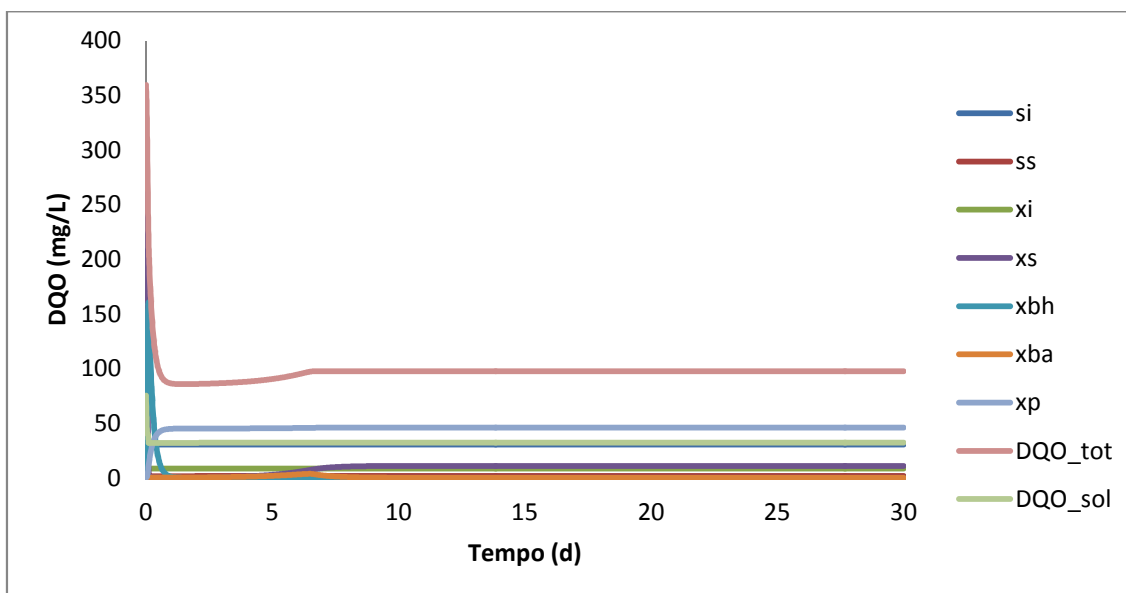


Figura 38. Simulação da evolução das diferentes frações da DQO ao longo de um teste de biodegradabilidade.

Vê-se que é difícil de comparar as dinâmicas experimentais e teóricas dos reatores de fracionamento. Os cálculos para obtenção do fracionamento inicial utilizam um número restrito de parâmetros do ASM1 (f_p e Y_H) e são baseados apenas no estado final do sistema. Um monitoramento mais preciso dos reatores do fracionamento permitiria uma melhor avaliação da cinética de degradação, sendo necessário uma maior quantidade de análises.

4.5.2. Estimativa do efeito da variabilidade do fracionamento da matéria orgânica no BSM1

O *Benchmark Simulation Model N°1* (BSM1) permite o estudo de uma instalação de tratamento de lodos ativados em regime estacionário e/ou dinâmico. Com o objetivo de verificar o efeito da variabilidade do fracionamento da matéria orgânica

(em função da DQO) foram realizadas simulações com os dados obtidos das amostras das ETE Caçote e ETE Janga.

A realização de uma avaliação sistematizada do efeito do fracionamento sobre o desempenho de uma planta virtual, como a do BSM1, é muito mais delicada do que no caso do estudo de variação de vazões ou de volumes do tanque de aeração. Isso se deve ao fato de que no fracionamento da DQO a soma de todas as variáveis deve permanecer constante, ou seja, ao se analisar o efeito da variação de uma determinada fração é necessário compensá-la nas demais frações. Inicialmente foi analisado o efeito do fracionamento em estado permanente para as variações do fracionamento calculadas usando os valores de base do BSM1. Em seguida estudou-se o desempenho da planta em estado dinâmico com os valores do fracionamento experimental das amostras de esgoto.

As simulações foram realizadas em malha aberta, ou seja, com taxas de recirculação e de transferência de oxigênio constantes tomando os valores do BSM1 como referência (Tabela 7).

Tabela 7. Valores de referência do BSM1 para as condições hidrodinâmicas.

Parâmetro	Valor
Taxa de recirculação interna	55338 m ³ /d
Taxa de recirculação externa	18556 m ³ /d
Coeficiente de transferência de oxigênio	10/h (dois primeiros compartimentos) 3,5/h (último compartimento)
Taxa de saída	385 m ³ /d

4.5.2.1. Sensibilidade ao Fracionamento em Regime Estacionário

A sensibilidade ao fracionamento foi estudada variando as frações em torno dos valores de base do BSM1 (Tabela 8). Os cálculos foram efetuados para um valor de DQOT igual a 382 mg/L. Todas as outras variáveis descrevendo a composição de efluente foram mantidas constantes, a saber $S_{NH} = 31,56$ mgN/L, $S_{ND} = 6,95$ mgN/L, $X_{ND} = 10,59$ mgN/L, $S_{ALK} = 0,007$ mol/L e $S_{NO} = 0$ gN/L. Os parâmetros globais de

qualidade do efluente na saída são calculados com a ajuda das Equações 32 a 36 (COPP, 2001; ALEX *et al.*, 2008).

$$SST = 0,75(X_{S,e} + X_{BH,e} + X_{BA,e} + X_{P,e} + X_{I,e}) \quad (32)$$

$$DQO_e = S_{S,e} + S_{I,e} + X_{S,e} + X_{BH,e} + X_{BA,e} + X_{P,e} + X_{I,e} \quad (33)$$

$$DBO_{5,e} = 0,25 + (S_{S,e} + X_{S,e} + (1 - f_p)(X_{BH,e} + X_{BA,e})) \quad (34)$$

$$NTK_e = S_{NH,e} + S_{ND,e} + X_{ND,e} + i_{XB}(X_{BH,e} + X_{BA,e}) + i_{XP}(X_{P,e} + X_{I,e}) \quad (35)$$

$$NGL_e = NTK_e + S_{NO,e} \quad (36)$$

Tabela 8 - Valores de base do BSM1 para o fracionamento estacionário das variáveis de estado.

Variável	% DQOT	Valor (mg/L)
DQOT	100,00	382,00
S_I	7,87	30,00
S_S	18,23	69,50
X_I	13,43	51,20
X_S	53,08	202,32
$X_{B,H}$	7,39	28,17
$X_{B,A}$	0	0
X_P	0	0

A porcentagem de DQOT relativa à biomassa heterotrófica ($X_{BH,e}$) no efluente foi mantida constante. A fração relativa à poluição particulada lentamente biodegradável (X_I) foi ajustada de maneira a manter a soma das frações igual a 100. Os resultados foram agrupados na Tabela 9. Percebe-se que se é normal que a DQO do efluente seja afetada pelo fracionamento, especialmente pelas variações das frações não biodegradáveis (S_I e X_I), a concentração em nitratos assim como a de nitrogênio total é muito sensível ao fracionamento. Isto vem do fato de que a poluição biodegradável, a principal presente no meio, é largamente utilizada nos compartimentos em anoxia (funcionando sem fornecimento de oxigênio) para a desnitrificação.

Tabela 9. Efeito da variabilidade do fracionamento em regime estacionário sobre a qualidade do efluente da instalação.

Parâmetros / Variáveis de estado	%DQOT		Concentração (mg/L)		
	máx	mín	BSM1	máx	mín
S_I	15	5	7,87	57,18	19,06
S_S	20	15	18,23	76,24	57,18
X_I	15	10	13,43	57,18	38,12
X_S	62,61	42,61	53,08	238,7	162,4
$X_{B,H}$	7,39	7,39	7,39	28,17	28,17
DQO_e	-	-	47,58	74,40	36,55
NTK_e	-	-	3,33	3,77	3,01
NGL_e	-	-	13,75	18,12	11,51
S_{Nhe}	-	-	1,71	2,12	1,42
S_{Noe}	-	-	10,43	15,03	7,80

4.5.2.2. Composição do esgoto doméstico da base de dados do BSM1

Antes de prosseguir na apresentação dos resultados da análise de sensibilidade do fracionamento da DQO em estado dinâmico, fez-se uma avaliação das variações temporais do fracionamento com valores da biblioteca do BSM1. As Figuras 39, 40 e 41 apresentam a evolução da vazão, da DQO total e do nitrogênio amoniacal durante 28 dias de monitoramento com tempo seco, respectivamente. O instante 0 (zero) corresponde à meia-noite de uma segunda-feira.

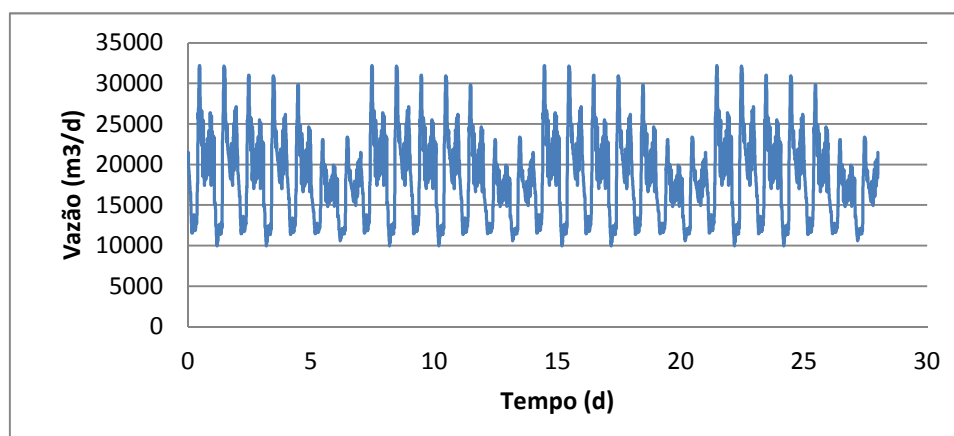


Figura 39. Variação da vazão de entrada (Q_0) para um período de 28 dias em tempo seco no BSM1.

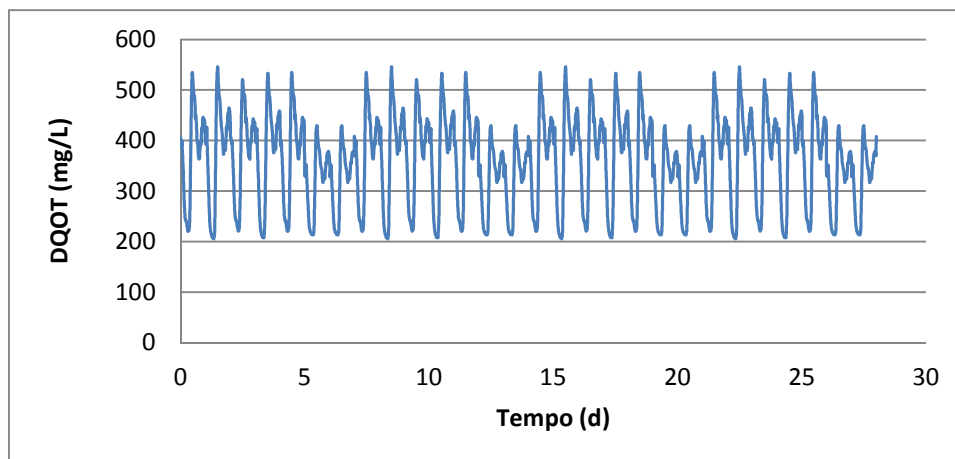


Figura 40. Variação da DQO total (DQOT) na entrada da instalação para um período de 28 dias em tempo seco no BSM1.

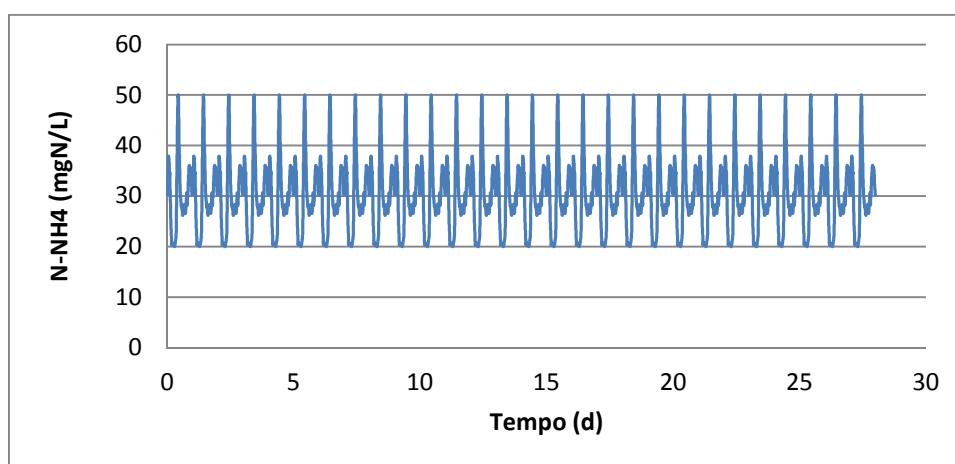


Figura 41. Variação do nitrogênio amoniacal (N-NH₄) na entrada da instalação para um período de 28 dias em tempo seco no BSM1.

Observando-se a Figura 39 percebe-se certa variação na concentração da DQOT em relação aos dias da semana, isso é visualizado a partir de uma considerável diminuição de valor para o fim de semana (dias 6/7, 13/14, 20/21 e 27/28). Mas as concentrações de N-NH₄ para o mesmo período apresentam-se constantes para a base de dados do BSM1. A variação da vazão na entrada da estação sofre também se altera ao longo do dia, sendo alternados picos máximo e mínimo previstos para após o almoço e começo da madrugada, respectivamente.

4.5.2.3. Comparação com os Fracionamentos Experimentais

Nas Figuras 42, 43 e 44 são comparadas as variações da concentração ao longo do tempo do afluente (na entrada da instalação) para as frações S_L , S_S e X_L , respectivamente. De maneira geral, comparando-se as amostras provenientes das ETE Caçote e Janga, pode-se concluir que ambas apresentam comportamentos parecidos

apesar de diferirem nas suas concentrações, sendo possível encontrar semelhanças nas suas variações dinâmicas para as frações citadas.

Quando comparadas com as variações dessas frações ao longo do tempo para o fracionamento das variáveis da biblioteca do BSM1, verifica-se diferenças importantes nos perfis de S_I e de X_I . Na Figura 42 foi observado que a concentração de S_I para o BSM1 é constante em qualquer instante do período analisado enquanto que para os dados do fracionamento experimental de ambas as estações a sua concentração sofre variações importantes ao longo do tempo. Foi constatado que os dados da ETE Janga apresentam uma maior dispersão entre as concentrações previstas quando comparadas com os dados da ETE Caçote.

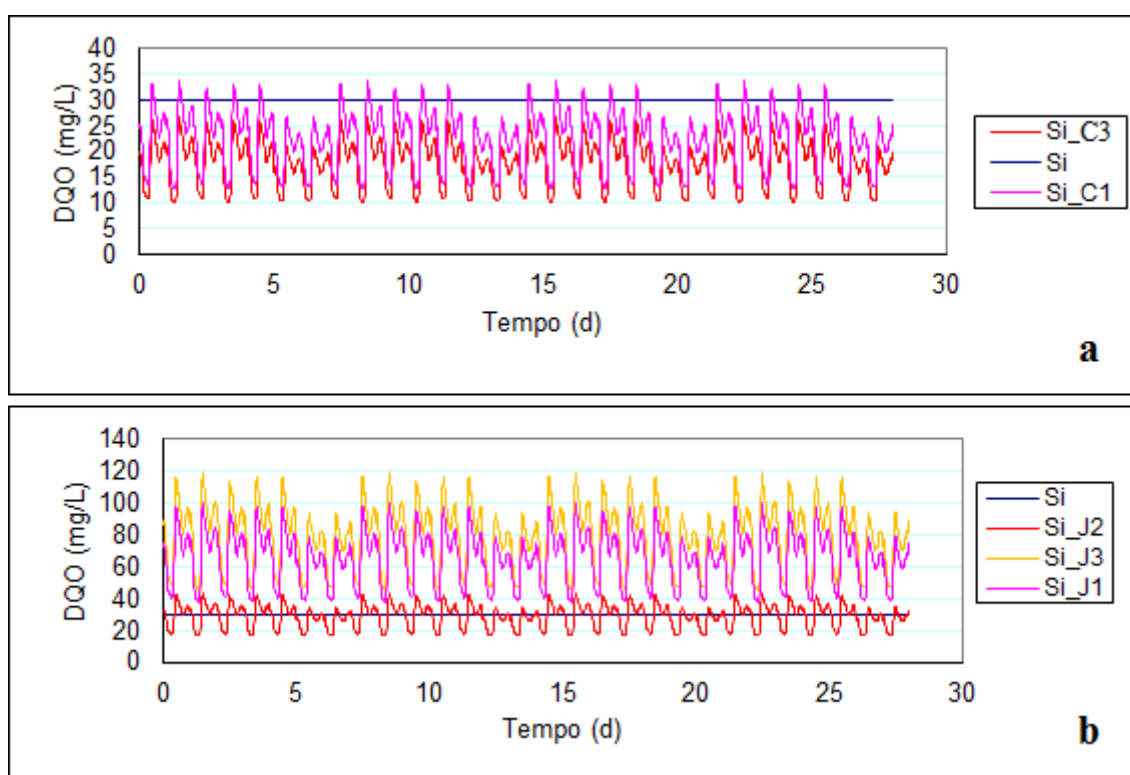


Figura 42. Variação da concentração de S_I no afluente considerando o fracionamento do BSM1 (S_I) e dos esgotos da ETE Caçote (C1 e C3) e da ETE Janga (J1, J2 e J3).

De maneira geral, para a variável rapidamente biodegradável (S_S) pode-se afirmar que não foi fácil obter uma perfeita adequação entre os valores de DQO total para as diferentes simulações uma vez que o perfil de concentração foi bastante variável e superior aos valores observados para o fracionamento da base de dados do BSM1. Exceto C1, para o qual foi verificado um comportamento semelhante ao do BSM1, o que ficou evidenciado pela superposição das curvas em estado dinâmico, e mostrou-se

dentro da mesma ordem de grandeza. No caso de J2 a variabilidade do fracionamento levou a um perfil de concentração de S_s abaixo do observado para o BSM1. Os gráficos para S_s estão apresentados na Figura 43.

Conforme apresentado na Figura 44 a variável X_i originada dos fracionamentos experimentais não apresentou um valor significativo e pode ser desprezada para fins práticos, entretanto apenas para J3 o perfil de concentração permaneceu numa faixa de grandeza considerável.

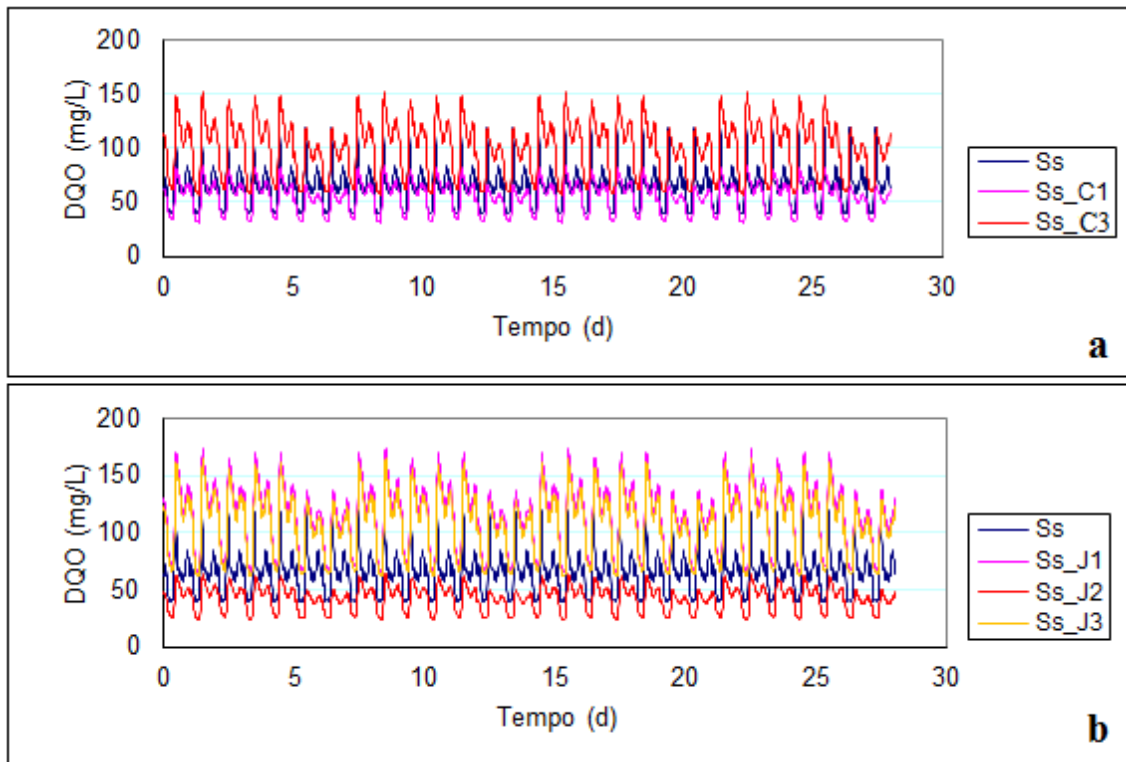


Figura 43: Variação da concentração de S_s no afluente considerando o fracionamento do BSM1 (S_s) e dos esgotos da ETE Caçote (C1 e C3) e da ETE Janga (J1, J2 e J3).

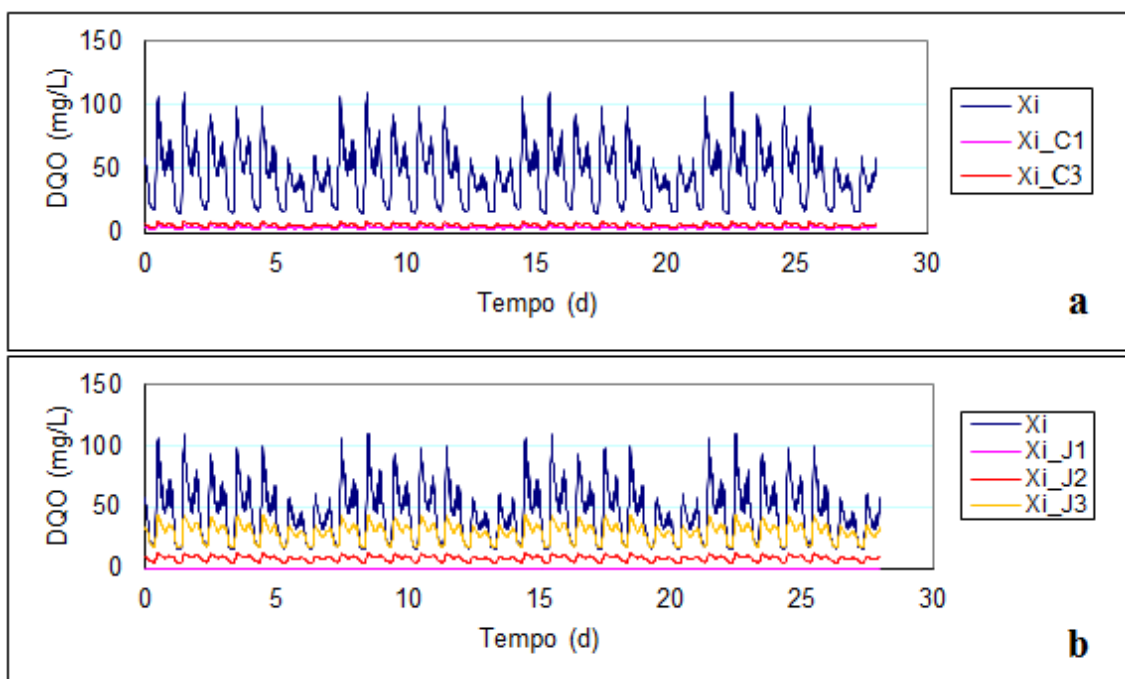


Figura 44: Variação da concentração de X_I no afluente considerando o fracionamento do BSM1 (X_I) e dos esgotos da ETE Caçote (C1 e C3) e da ETE Janga (J1, J2 e J3).

Considerando a qualidade do efluente tratado (saída da estação) na variação temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal (S_{nh}) e de nitratos (S_{no}) para os fracionamentos testados foi observado um comportamento similar para todos os estudos realizados (Figuras 45 e 46). Conforme a legislação brasileira em vigor (CONAMA, 2011) os valores previstos estão acima do valor estipulado como limite para lançamento de efluentes de estação de tratamento de esgoto em corpo hídrico (nitrogênio total < 10 mg/L).

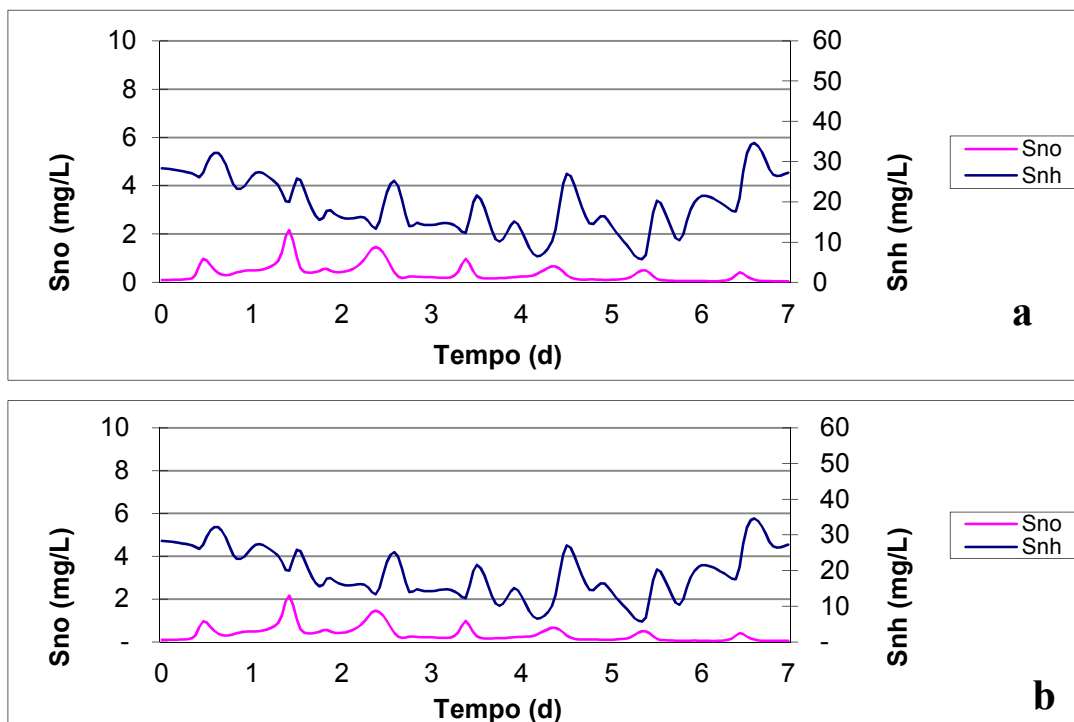


Figura 45:Variação do nitrogênio amoniacal e de nitratos no efluente tratado para os fracionamentos testados com C1(a) e C3 (b).

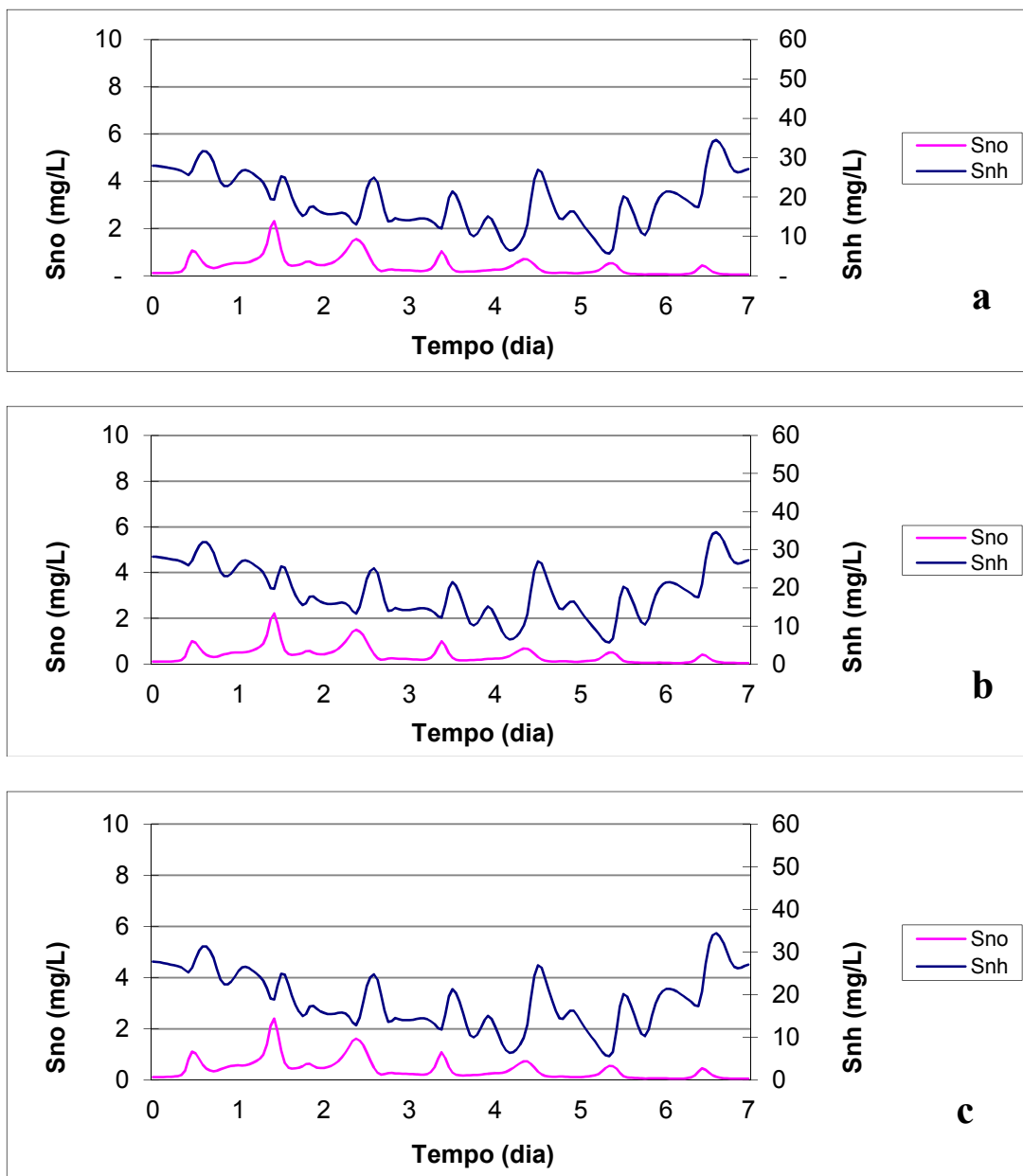


Figura 46: Variação do nitrogênio amoniacal e de nitratos no efluente tratado para os fracionamentos testados com J1(a), J2 (b) e J3 (c).

5. CONCLUSÕES

O presente trabalho estudou efluentes domésticos de duas ETE's da Região Metropolitana do Recife sendo uma de pequeno porte – ETE Caçote – e uma de grande porte – ETE Janga.

Na etapa de caracterização global das amostras conclui-se que a ETE Caçote mesmo sendo de pequeno porte recebe uma carga orgânica (carbono e nitrogênio) maior para ser tratada e que nem uma das duas estações removem satisfatoriamente compostos nitrogenados (amônio e nitrogênio orgânico).

O fracionamento da matéria orgânica em função da DQO foi realizado através de teste de biodegradabilidade em reator batelada, usando-se amostras de efluentes bruto e filtrado em membrana de porosidade 1,20 μm , para obtenção das variáveis de entrada do modelo ASM1. Este método foi satisfatório para determinação das variáveis e apresenta como vantagens a facilidade de montagem e de baixo custo. Durante o monitoramento dos reatores foram utilizados métodos espectrofotométricos que facilitaram o acompanhamento dos reatores, apresentando de maneira qualitativa a evolução da degradação da DQO ao longo do experimento.

Quanto à composição dos efluentes estudados para as duas ETE's, o teor de material orgânico biodegradável (S_s e X_s) foi muito elevado situando-se na faixa de 70 à 90 % da DQO total. Enquanto que a matéria orgânica inerte (S_i e X_i) apresentou concentração inferior a 18 % sendo que a coleta 3J compõe cerca de 30 % de material refratário. Dessas porcentagens os valores encontrados para a fração X_i não foram significativos. Conforme dados da literatura, conclui-se que os valores encontrados nesse trabalho de fracionamento da matéria orgânica coincidem com as ordens de grandeza.

As simulações realizadas no BSM1 com os fracionamentos experimentais mostraram diferenças no afluente para S_i , X_i e S_s .

Para as concentrações de S_{no} e S_{nh} no efluente tratado não foram evidenciadas variações no perfil para os diferentes fracionamentos.

6. PESPECTIVAS FUTURAS

- Determinar as variáveis para os compostos nitrogenados.
- Estudar o tempo de residência hidráulico para se conhecer a eficiência real das estações.
- Realizar novas coletas em tempo seco, chuvoso e final de semana.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHMAD, S.R., REYNOLDS, D.M.; Synchronous fluorescence spectroscopy of wastewater and some potential constituents. **Water Science and Technology**, 29(6), p. 1599-1602, 1995.

ALEX, J., BENEDETTI, L., COPP, J., GERNAEY, K. V., JEPSSON, U., NOPENS, I., PONS, M.-N., STEYER, J.P., VANROLLEGHEM, P.A.; (2008), Benchmark Simulation Model no. 1 (BSM1). Technical report, Division of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund University, LUTEDX/(TEIE-7229)/1-62/(2008). Disponível em <<http://www.iea.lth.se/publications/Reports/LTH-IEA-7229.pdf>>.

APHA. Standard methods. 19th Edition. **American Public Health Association**, Washington, DC, 1995.

AMMAN, R., GLÖCKNER, F.O., NEEF, A.; Modern methods in subsurface microbiology: in situ identification of microorganisms with nucleic acid probes. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 20, n. 3-4, p. 191-200, 1997.

BAEK, S. H., JEON, S. K., PAGILLA, K.; Mathematical modeling of aerobic membrane bioreactor (MBR) using activated sludge model no. 1 (ASM1) **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v-15, p. 835–840, 2009.

BAKER, A., INVERARITY, R., CHARLTON, M., RICHMOND, S.; Detecting river pollution using fluorescence spectrophotometry case studies from the Ouseburn, NE England. **Environmental Pollution**, v-124, p. 57-70, 2003.

BENCHIHEUB, Y.; Dynamic modelling and optimization of activated sludge wastewater treatment in relation to investment and operating costs, Dissertação de mestrado Gent, Bélgica, 1997.

BRAILE, P.M. & CAVALCANTI, J.E.W.A.; Manual de Tratamento de Água Residuárias Industriais, CETESB, São Paulo, 1979.

BRANCO, S.M; HESS, M.L.; Tratamento de Resíduos. In Aquarone, E.; Borzabni, W. e Lima, U. de L. (orgs). **Biotecnologia – Tópicos de Microbiologia Industrial**. São Paulo (SP): Editora Edgard Blücher, pp. 47-76, 1975.

BUTLER D., FRIEDLER E., GATT K. *Characterising the quantity and quality of domestic wastewater inflows*. **Water Science and Technology**, 31(7), p. 13-24, 1995.

CAMPOS, J. R.(org). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo - Coletânea de Trabalhos Técnicos, PROSAB, Abes, Rio de Janeiro, 435 p, 1999.

CHACHUAT, B. ;Méthodologie d'optimisation dynamique et de commande optimale des petites stations d'épuration à boues activées. ENSIC-INPL, Thèse, Nancy, 310p., 2001.

CHACHUAT, B., ROCHE, N., ABDERRAZAK, M. ; Nouvelle approche pour la gestion optimale de l'aération des petites stations d'épuration par boues activées. L'Eau, L'Industrie, Les Nuisances, v-240, p. 53-59, 2001b.

COPP, J.B.; The COST Simulation Benchmark: description and simulator manual (a product of COST Action 624 & Action 682). European Cooperation in the Field of Scientific and Technical Research, 2001b.

DA MOTTA, M., PONS, M.-N., ROCHE, N. ;Estudo da Decantabilidade dos Flocos de Lamas Ativadas de uma Estação de Tratamento de Efluentes por Análise de Imagem. *Energías Renovables y Medio Ambiente*. , v.9, p.43 - 49, 2001.

DA SILVA, Maria C.L.; Effet de la variabilité du fractionnement de la pollution carbonée sur le comportement des systèmes de traitement des eaux usées par boues activées, 2008. Tese de doutorado do Insitut National Politechnique de Lorraine. 206p. 2008.

DALZELL, D.J.B.,ALTE,S., ASPICHUETA, E., DE LA SOTA, A., ETXEBARRIA J. , GUTIERREZ, M., HOFFMANN, C. C., SALES,D., OBST U., CHRISTOFI, N. ;A

comparison of five rapid direct toxicity assessment methods to determine toxicity of pollutants to activated sludge. **Chemosphere**, v. 47, n. 5, p. 535-545, 2002.

DAVID, R.; VASEL, J.-L.; WOUWER, A. V.; Settler dynamic modeling and Matlab simulation of the activated sludge process. **Chemical Engineering Journal**, Belgique, v. 146, p. 174-183, 2009.

DAVIES, P.S.; The biological basis of wastewater treatment. Glasgow, UK: Strathkelvin Instrument Ltd., 2005.

DE CLERCQ, B., COEN, F., VANDERHAEGEN, B., VANROLLEGHEM, P.; Calibrating simple models for mixing and flow propagation in waste water treatment plants. **Water Science and Technology**, 39, p.61–69, 1999.

DE CLERCQ, J.; JACOBS, F.; KINNEAR, D.J.; NOPENS, I.; DIERCKX, R.A., DEFRANCQ, J.; VANROLLEGHEM, P.A.; Detailed spatio-temporal solids concentration profiling during batch settling of activated sludge using a radiotracer, **Water Research**, v-39, p.2125–2135, 2005.

DE CLERCQ, J.; Batch and continuous settling of activated sludge: in-depth monitoring and 1D compression modeling, Ph.D. Thesis, Universiteit Gent, Faculteit Ingenieurs wetens chappen, Belgium, 2006.

DI PIERRO, F., DJORDJEVIĆ, S., KAPELAN, Z., KHU, S.T., SAVIĆ, D., WALTERS, G.A.; Automatic calibration of urban drainage model using a novel multi-objective genetic algorithm. **Water Science and Technology**, v-52, p. 43–52, 2005.

DOBBS, R.A., WISE, R.H., DEAN, R.B.; The use of ultraviolet absorbance or monitoring the total organic carbon content of water and wastewater. **Water Research**, v-6, p.1173-1180, 1972.

DUCHENE, P., DERLET, N. ;Carbone et azote réfractaires à l'épuration biologique. Vers de futures analyses normalisées? Informations techniques du Cémagref, v-96, p.6-8, 1994.

EKAMA, G.A., DOLD, P.L., MARAIS, G.V.R.; Procedures for determining influent Cod fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. **Water Science Technology**, v-18, p.91-114,1986.

ESCALAS, A., DROUGUET, M., GUADAYOL, J.M., CAIXACH, J.; Estimating DOC regime in a wastewater treatment plant by UV deconcolution. **Water Research**, v-37, p. 2627-2635, 2003.

FANG FANG, B.J.; NI, W.M.X.; GUO-PING, S.; SHAO-GEN, L.; ZHONG-HUA, T.; HAN-QING, U. An integrated dynamic model for simulating a full-scale municipal wastewater treatment plant under fluctuating conditions. **Chemical Engineering Journal**, v.160, n.2, p.522-529, 2010

FARIA, P. M., DELLA, H.V.R.; Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs): uma Revisão de seus Aspectos Toxicológicos / Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): an overview of toxicological aspects. **Revista Brasileira de Toxicologia**, v.17, nº 2, p.61-70, 2004.2004.

FERRÉE, M.A., SHANNON, R.D.;Evaluation of a second derivative UV/visible spectroscopy technique for nitrate and total nitrogen analysis of wastewater samples. **Water Research**, v-35 (1), p. 327-332, 2001

FIKAR, M., CHACHUAT B., LATIFI M.A.;Optimal operation of alternating activated sludge processes, **Control Eng. Pract.** v-13, p.853_861, 2005.

FORNEY, L.J.; LUI, W. -T., GUCKERT,J. B.; KUMAGAI, Y., NAMKUNG, E., NISHIHARA, T., LARSON, R. J.;Structure of microbial communities in activated sludge: potential implications for assessing the biodegradability of chemicals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 49, n. 1, p. 40-53, 2001.

GALAPATE, R.P., BAES, A.U., ITO, K., MUKAI, T., SHOTO, E., OKADA, M.; Detection of domestic river using synchronous fluorescence spectroscopy. **Water Research**, v-32 (7), p. 2232-2239, 1998.

GONÇALVES, R.F., CHARLIER, A., SAMMUT, F.; ROGALLA, F.; Utilização de reatores a manta de lodos para aumentar o potencial de desnitrificação em processos de remoção de nutrientes de esgotos. Anais do XVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal, p. 690-699, Natal, 1993.

GUJER, W., HENZE, M., MINO, T., VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; Activated sludge model no. 3. **Water Science and Technology**, v-39(1), p. 183-193, 1999

HAMMER M.J., HAMMER, JR. M.J. *Water and Wastewater Technology*, 5th edition, Prentice Hall of India, New Delhi, p. 540, 2006.

HENZE, M., GRADY, C.P.L.JR., GUJER, W., MARAIS, G.V.R., MATSUO, T.; Activated sludge model no. 1. (IAWPRC Scientific and Technological Report, No. 1), IAWPRC, Londres, 1987.

HENZE, M.; Characterization of wastewaters for modelling of activated sludge process. **Water Science Technology**, v-25(6), p. 1-15, 1992.

HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., MATSUO, T., WENTZEL, M.C., MARAIS, G.V.R.; Activated sludge model no. 2. (IAWPRC Scientific and Technological Report, No. 3), **IAWQ**, Londres, 1995.

HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., MATSUO, T., WENTZEL, M.C., MARAIS, G.V.R., VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; Activated sludge model no. 2d. **Water Science and Technology**, v-39(1), p. 165-182, 1999.

HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. **IWA Scientific and Technical Report No.9**, London, 2000

HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., VAN LOOSDRECHT, M.; Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. **IAW Scientific and Technical Report No 9**, IAW, London, 2002

HENZE, M.; HARREMÖES, P.; LA COUR JANSEN, J.; ARVIN, E. Wastewater treatment: biological and chemical processes. 3 ed. Berlin: Springer-Verlag, 2002. 511p.

HUANG, M., LI, Y., GU, G.; Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. **Desalination** v-262, p. 36–42, 2010.

IANOUL, A., COLEMAN, T., ASHER, S.A.; UV resonance Raman spectroscopy detection of nitrate and nitrite in wastewater treatment process. **Analytical Chemistry**, v-74(6), p. 1458-1461, 2002.

LA PARA T.M., ALLEMAN J.E., POPE P.G. *Miniaturized closed reflux, colorimetric method for the determination of chemical oxygen demand*. **Waste Management**, 20, p. 295-298, 2000.

JEPPSSON, U.; PONS, M.N.; The COST benchmark simulation model – current state and future perspective. **Control Engineering Practice**, v-12, p. 299-304, 2004.

KARLSSON, M., KARLBERG, B., OLSSON, R.F.O.; Determination of nitrate in municipal waste water by UV spectroscopy. **Analytica Chimica Acta**, v-312, p. 107-113, 1995.

LANGERGRABER, G., VAN DEN BROEKE, J., LETTL, W., WEINGARTNER, A.; Real-time detection of possible harmful events using UV/vis spectrometry. **Spectroscopy Europe**, v-18(4), p. 19-22, 2006.

LANGERGRABER, G., WEINGARTNER, A., FLEISCHMANN, N.; Time-resolved delta spectrometry: a method to define alarm parameters from spectral data. **Water Science and Technology**, v-50 (11), p. 13-20. 2004a.

LESOUF, A., PAYRAUDEAU, M., ROGALLA, F., KLEIBER, B.; Optimizing nitrogen removal reactor configurations by on-site calibration of the IAWPRC activated sludge model. **Water Science Technology**, v-25, p.105-123, 1992.

LEVINE, A.D., TCHOBANOGLOUS, G., ASANO, T.; Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater : treatment and reuse implications. **Journal WPCF**, v-57, p. 805-816, 1985

LEVY, A.L.L.; Modelagem e análise de sensibilidade do processo de tratamento de lodo ativado com reciclo. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro, RJ: COPPE, 2007.

LYNGGAARD-JENSEN A.; Trends in monitoring of wastewater systems. *Talanta*, v-50, p. 707-716, 1999.

MACEDO, Jorge A. B. DE, **Águas & Águas**. 3ª ed. Belo Horizonte – MG, 2007.

MADONI, P., DAVOLI, D., GORBI, G., VESCOVI, L.; Toxic effect of heavy metals on the activated sludge protozoan community. **Water Research**, v. 30, n. 1, p. 135-141, 1996.

METCALF & EDDY. Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering, 2nd ed., 1979.

METCALF & EDDY. Inc. *Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse*. 4. ed. New York: McGraw - Hill Book, 1815p, 2003.

MRKVA, M.;() Evaluation of correlations between absorbance at 254 nm and COD of river waters. **Water Research**, v-17, p. 231-235, 1983.

NAIDU, R.; BOLAN, N.S.; KOOKANA, R.S. & TILLER, K.G. Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. *Eur. J. Soil Sci.*, 45:419-429, 1994.

NELSON, M.I.; SIDHU, H.S.; Analysis of the activated sludge model (number 1). **Applied Mathematics Letters**, Australia, v. 22, p. 629-635, 2009.

NETTO, A.D.P., MOREIRA, J.C., DIAS, A.E.X.O.; ARBILLA, G.; FERREIRA, L.F.V.; OLIVEIRA, A. S.; BAREK, J.; Avaliação da Contaminação Humana por Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e seus Derivados Nitrados(NHPAS): Uma Revisão Metodológica, **Química Nova**, v. 23, nº 6, 2000.

NI, B., SHENG, G. P., YU, H.; Model-based characterization of endogenous maintenance, cell death and predation processes of activated sludge in sequencing batch reactors. **Chemical Engineering Science**, v-66, p. 747–754, 2011.

NUVOLARI, A.; **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. São Paulo: Edgard Blucher, 520p. , 2003.

OLSSON, G., NEWELL, B.; Wastewater Treatment Systems: Modelling, Diagnosis and Control. **IWA Publishing**, 1999.

ORHON, D., ARTAN, N.; Experimental assessment of biological treatability. In: Modelling of activated sludge systems. Technomic Publishing Company, Lancaster, USA, p. 537-582, 1994.

ORHON, D., ATES, E., SÖZEN, S., UDAY ÇOKGÖR, E.; Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters. *Environmental Pollution*, v-95(2), p. 191-204, 1997.

PAI, T.Y.; CHANG, H.Y.; WAN, T.J.; CHUANG, S.H.; TSAI, Y.P.; Using an extended activated sludge model to simulate nitrite and nitrate variations in TNCU2 process. **Applied Mathematical Modelling**, Taiwan, v. 33, p.4259–4268, 2009.

PONS, M.N., LE BONTÉ, S., POTIER, O.; Spectral analyses and fingerprinting for biomedica characterisation. **Journal of Biotechnology**, v-113, p. 211-230, 2004a.

PONS, M.-N.; SPANJERS, H.; BAETENS, D.; NOWAK, O.; GILLOT, S.; NOWUEN, J.; SCHUTIINGA, N. Wastewater characteristics in Europe – a survey. **European Water Management Online** (Official Publication of the European Water Association – EWA), Disponível em <<http://www.ewaonline.de/journal/online.htm>>, 2004b.

POUËT, M.F., E. BAURES, S. VAILLANT, O. THOMAS Hidden isosbestic point(s) in ultraviolet spectra Appl. Spectrosc., 58, pp. 486–490, 2004.

PUTNAER GLIS, A., Einfluss der Sauerstoffkonzentration und der Stufenzahl auf den aeroben Substratabbau in Belebtschlammreaktor- Kaskaden – Kinetik und reaktionstechnische Modellierung, *VDI-Forschungsberichte, Reihe 15*, 49, 1987.

PRESSL, A., WINKLER, S., GRUBER, G.; In-line river monitoring – new challenges and opportunities. **Water Science and Technology**, v-50(11), p. 67-72, 2004.

RENNIE, P.J., SUMNER, A.M.; Determination of nitrate in raw, potable and waste waters by ultraviolet spectroscopy. *Analyst*, v-104, p. 837-845, 1979.

REYNOLDS, D.M., AHMAD, S.R.; Rapid and direct determination of wastewater BOD values using a fluorescence technique. **Water Research**, v-31 (8), p. 2012-2018, 1997.

ROIG, B., GONZALEZ, C., THOMAS, O.; () Simple UV/UV-visible method for nitrogen and phosphorus measurement in wastewater. *Talanta*, v-50, p. 751-758, 1999a.

ROIG, B., GONZALEZ, C., THOMAS, O.; Measurement of dissolved total nitrogen in wastewater by UV photooxidation with peroxodisulphate. *Analytica Chimica Acta*, v-389, p. 267-274, 1999b.

ROSEN, C., JEPPSSON, U., VANROLLEGHEM, P.A.; Towards a common benchmark for long-term process control and monitoring performance evaluation. **Water Science and Technology**, v-5(11), p. 41-49, 2004.

SAADI, I., BORISOVER, M., ARMON, R., LAOR, Y.; Monitoring of effluent DOM biodegradating using fluorescence, UV and DOC measurements. *Chemosphere*, v-63(3), p. 530-539, 2006.

SANTOS, A. B.; Avaliação técnica de sistemas de tratamento de esgotos. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 206 p. 2007.

SARKAR, U., DASGUPTA, D., TRINA BHATTACHARYA, T., PAL, S., CHAKROBORTY, T.; Dynamic simulation of activated sludge based wastewater treatment processes: Case studies with Titagarh Sewage Treatment Plant, India. **Desalination**, v-252, p.120–126, 2010.

SAWYER, C., STURGE, J., BENNETT, D. C., O'HARE, M. J., ALLEN, W. E., BAIN, J., JONES, G. E. and Vanhaesebroeck, B. Regulation of breast cancer cell chemotaxis by the phosphoinositide 3-kinase p110delta. *Cancer Res.* 63, 1667-1675, 2003.

SPERANDIO, M., ESPINOSA, M.C.; Modelling an aerobic submerged membrane bioreactor with ASM models on a large range of sludge retention time. **Desalination**, v-231 (1-3), p. 82-90, 1997.

STRICKER, A.E. ; Application de la modélisation à l'étude du traitement de l'azote par boues activées en aération prolongée: comparaison des performances en temps sec et en temps de pluie. Thèse Laboratoire des Systèmes Hydrauliques Urbaines, ENGEES, Université Strasbourg I – Louis Pasteur, Strasbourg, 2000.

SUNDSTROM, D. W., KLEI, H. E., MOLVAR, A. E., "The Use of Dimensionless Groups in the Design of Activated Sludge Reactors", *Wat. Res. Pergamon Press*, v. 7, pp. 1905-19013, 1973.

TAKACS, I., PATRY, G.G., NOLASCO, D.; A dynamic model of the clarification-thickening process. **Water Science Technology**, v-25 (10), p. 1263-1271, 1991.

THEROUX, FRANK R., EDWARDP., ELDRIDGE and LEROY, W. MALLMANN; Analysis of Water and Sewage. McGraw-Hill Book Co., New York. 1943.

THOMAS, O., THÉRAULAZ, F., CERDÀ, V., CONSTANT, D., QUEVAUVILLER, P. (1997) Wastewater quality monitoring. **Trends in Analytical Chemistry**, v-16(7), p. 419-424, 1997.

TORRIJOS M., CERRO R. M., CAPDEVILLE B., ZEGHAL S., PAYRAUDEAU M. AND LESOUEF A. Sequencing batch reactor: tool for wastewater characterization for the IAWPRC model. *Wat.Sci.Tech.*, 29(7), 81-90, 1994.

VAILLANT, S., POUET, M.F., THOMAS, O.; Basic handling of UV spectra for urban water quality monitoring. **Urban Water**, v-4, p. 273-281, 2002.

VANHOOREN, H., NGUYEN, K. Development of a simulation protocol for evaluation of respirometry-based control strategies. *Rapport technique*, BIOMATH, Université de Gand, Belgique, 1996.

VARGAS LARA, J. M. ; Identificação de Modelos para Controle Preditivo: Aplicação a uma Planta de Lodos Ativados, Tese de Doutorado, DT/FEEC - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil, 2005.

VON SPERLING, M., **Lodos Ativados**, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1997.

VON SPERLING, M.; **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: introdução à qualidade das águas e o tratamento de esgotos**, vol. 1, 2ª edição, Editora FCO, Belo Horizonte, 1996a.

WIESMANN, U.; CHOI, I. S.; DOMBROWSKI, E. M. **Fundamentals of biological wastewater treatment**. Weinheim: Willey-VCH Verlag GmbH & Co., 355p, 2007.

WENTZEL, M.T., MBEWE, A., LAKAY, M.T., EKAMA, G.A.; (1999) Batch test of characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters. **Water SA**, v-25, p. 327-335, 1999.

WU, J., PONS, M.N., POTIER, O., DA MOTTA, M., OLIVEIRA DE ARRUDA, N., VIEIRA ALCÂNTARA, C., LINS DA SILVA, V.;Caractérisation multi-spectrale des eauxurbaines. **Techniques Sciences Méthodes**, v-10, p. 97-103, 2005.

YOON, S.-H., LEE, S.;Critical operational parameters for zero sludge production in biological wastewater treatment processes combined with sludge disintegration, **Water Research**. 39 (2005) 3738_3754, 2005.

http://www.wtw.com/downloads/manuals/ba31107de03_Oxitop_IS6_IS12.pdf. Acesso em 03/08/2011.

<http://www.globalw.com/products/oxitop.html>. Acesso em 03/08/2011.

ANEXO 1

Tabela 1: Matriz de Petersen para o modelo ASM1 (adaptado de Henze et al., 1987).

Componente →		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Taxas de Processo, μ_i (ML ⁻³ T ⁻¹)
j	Processo ↓	S	S_N	X_N	X_S	X_{NH}	X_P	X_{SI}	X_{SI}	X_{SI}	X_{SI}	X_{SI}	X_{SI}	X_{SI}	
1	Crescimento aeróbio dos heterotóicos		$-\frac{1}{X_N}$												$\mu_H \left(\frac{S_N}{K_S + S_N} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{N,H}$
2	Crescimento anóxico dos heterotóicos		$-\frac{1}{X_N}$												$\mu_H \left(\frac{S_N}{K_S + S_N} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_H X_{N,H}$
3	Crescimento aeróbio dos autotóicos														$\mu_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{A,H}$
4	Decaimento dos heterotóicos				$1 - b_H$										$b_H X_{N,H}$
5	Decaimento dos autotóicos				$1 - b_A$										$b_A X_{A,H}$
6	Ammonificação de azoto orgânico solúvel														$b_N S_{NO} X_{N,H}$
7	Hidrólise da matéria orgânica				$1 - f_{NH}$										$b_N \frac{X_N}{K_N + (X_N/X_{N,H})} \left[\left(\frac{S_N}{K_{S,N} + S_N} \right) + \eta_N \left(\frac{K_{O,N}}{K_{O,N} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{N,H}$
8	Hidrólise de azoto orgânico														$\rho_H (X_{NO}/X_N)$
Taxas de conversão observadas (ML ⁻³ T ⁻¹)		$\mu = \sum_{i=1}^n \mu_i$													
		[COD _L ·L ⁻¹]	[COD _L ·L ⁻¹]	[COD _L ·L ⁻¹]	[COD _L ·L ⁻¹]	[COD _L ·L ⁻¹]	[COD _L ·L ⁻¹]	[COD _L ·L ⁻¹]	[COD _L ·L ⁻¹]	[COD _L ·L ⁻¹]	[COD _L ·L ⁻¹]	[COD _L ·L ⁻¹]	[COD _L ·L ⁻¹]	[COD _L ·L ⁻¹]	