

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA ELÉTRICA

RAQUEL MACHADO BORGES

**DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE UM SISTEMA DE
DIAGNÓSTICO FUZZY BASEADO EM MODELOS PARA REATORES
UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO**

Vitória - ES
2005

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

RAQUEL MACHADO BORGES

**DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE UM SISTEMA DE
DIAGNÓSTICO FUZZY BASEADO EM MODELOS PARA REATORES
UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Doutora em Engenharia Elétrica, na área de concentração em Automação.

Orientador: Prof. D. Sc. Celso José Munaro.

Co-orientador: Prof. D. Ing. Ricardo Franci Gonçalves

VITÓRIA
2005

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

B732d Borges, Raquel Machado, 1975-
Desenvolvimento e aplicação de um sistema de diagnóstico fuzzy
baseado em modelos para reatores UASB tratando esgoto sanitário /
Raquel Machado Borges. – 2005.
140 f. : il.

Orientador: Celso José Munaro.

Co-Orientador: Ricardo Franci Gonçalves.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro
Tecnológico.

1. Diagnóstico. 2. Lógica difusa. 3. Esgotos. 4. Modelos matemáticos.
5. Identificação. I. Munaro, Celso José. II. Gonçalves, Ricardo Franci. III.
Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. IV. Título.

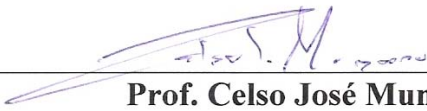
CDU: 621.3

Desenvolvimento e Aplicação de um Sistema de Diagnóstico Fuzzy Baseado em Modelos para Reatores UASB Tratando Esgoto Sanitário

RAQUEL MACHADO BORGES

Tese submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Elétrica da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutora em Engenharia Elétrica – Automação.

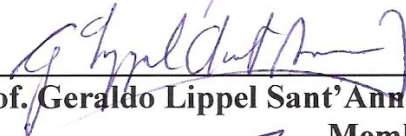
Aprovada em 15/12/2005 por:



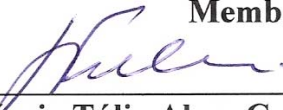
Prof. Celso José Munaro, D. Sc.
Orientador



Prof. Ricardo Franci Gonçalves, D. Ing.
Orientador



Prof. Geraldo Lippel Sant'Anna Jr, D. Ing.
Membro Externo



Prof. Servio Túlio Alves Cassini, PhD.
Membro Externo



Prof. Edson de Paula Ferreira, D. Ing.
Membro Interno



Prof. Moacir Rosado Filho, D. Sc.
Membro Interno

Universidade Federal do Espírito Santo
Vitória, Dezembro de 2005

“...all models are wrong, some are useful. Accepting this principle, the job is not so much the search for the true model, but to select one model that is appropriate for the problem in hand”

(G. E. P. Box, 1976)

A Maria Inês Machado, minha tia, que comigo tem compartilhado inquietudes frente às mazelas ambientais que assolam nosso país, me incentivando a transformá-las em trabalho científico.

Agradecimentos

Gostaria de expressar minha profunda gratidão aos meus orientadores, Prof. Celso José Munaro e Prof. Ricardo Franci Gonçalves, pela orientação recebida, pelas valiosas críticas e sugestões, pelo encorajamento ao longo do trabalho e pelo bom exemplo profissional, que em muito contribuíram para minha formação.

Agradeço a todos os colegas do Laboratório de Controle e Instrumentação, pela riqueza do convívio diário e pelo aprendizado que me proporcionaram na área de engenharia elétrica. Em especial, agradeço ao amigo Wagner Teixeira da Costa, pelo companheirismo e solicitude, e à amiga Claudia Teles, pela cumplicidade e encorajamento nos momentos difíceis. Sou grata também ao Prof. Alessandro Mattedi, pelas contribuições na área de modelagem e ao Eng^o Vinícius Sperandio, pelo desenvolvimento do medidor de biogás utilizado na tese. Sou grata ainda aos colegas Tatiana Policário, Aline Motta, César Toniolo, Douglas Dalvi Ferreira, Alexandre Merçon, Francisco Rossomando, Saul Munareto e a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

Gostaria de agradecer a todos os colegas do Laboratório de Saneamento, em especial aos amigos Eduardo Baldessin Barbosa, Aline Uliana e Eloy Anjos, pela inestimável colaboração na operação dos reatores e nas análises laboratoriais.

Agradeço aos meus pais, Teresa e Hélio, ao meu irmão Leopoldo, a minha avó Maria Terezinha e familiares, pelo apoio, compreensão, encorajamento e ainda por compreenderem minha ausência em prol deste trabalho.

Gostaria de agradecer aos membros da banca examinadora, Prof. Geraldo Lippel Sant'Anna Júnior, Prof. Sérgio Túlio Alves Cassini, Prof. Edson de Paula Ferreira e Prof. Moacir Rosado Filho, pela disponibilidade de avaliação do trabalho e pelas relevantes sugestões.

Agradeço à CAPES, pela bolsa de estudo.

Finalmente, sou extremamente grata ao meu esposo, Antonio Luiz, não apenas pelo companheirismo nas coletas aos finais de semana, mas sobretudo pelo aconchego e pelas palavras de incentivo nos momentos difíceis da escrita.

Sumário

1	Introdução	14
1.1	Um breve resumo do tratamento de esgoto sanitário no Brasil	14
1.2	O Parque Experimental ETE-UFES	16
1.3	O Processo de Tratamento Anaeróbio – Reator UASB	16
1.3.1.	Descrição básica do reator UASB	17
1.3.2.	Problemas Operacionais dos reatores UASB	17
1.3.3.	Monitoramento	19
1.3.4.	Modelos Matemáticos	20
1.4	O Sistema de Diagnóstico	21
1.5	Organização do texto	22
2	Tratamento Anaeróbio de Águas Residuárias	24
2.1	Introdução	24
2.2	Processos Anaeróbios de Tratamento	24
2.2.1.	O Reator UASB	27
2.3	Caracterização das Águas Residuárias	29
2.3.1.	Matéria Orgânica	30
2.3.2.	Matéria Sólida	31
2.3.3.	Nutrientes	31
2.3.4.	Organismos indicadores de poluição	31
2.4	Princípios da Digestão Anaeróbia	32
2.4.1.	Microbiologia da Digestão Anaeróbia	34
2.4.2.	Bioquímica da Digestão Anaeróbia	37
2.4.3.	Cinética da Digestão Anaeróbia	38
2.4.4.	Biomassa e Atividade Metanogênica Específica	39
2.4.5.	Principais Parâmetros para Processos Anaeróbios	40
2.4.6.	Fatores Ambientais	42
3	Modelagem de Sistemas de Tratamento Anaeróbio e Diagnóstico de Falhas	44
3.1	Modelos do Tratamento Anaeróbio	44
3.2	Identificação e Estimação de Parâmetros	48
3.3	Modelagem <i>Fuzzy</i>	51
3.3.1.	Teoria de lógica <i>fuzzy</i>	51
3.3.2.	Representações matemáticas de sistemas <i>fuzzy</i>	53
3.3.3.	Aplicações na digestão anaeróbia	56
3.4	Sistemas de Diagnósticos e Detecção de Falhas	57
3.4.1.	Classes de falhas ou disfunções	58
3.4.2.	Classificação dos algoritmos de diagnóstico	58
3.4.3.	Sistemas de diagnóstico baseados em lógica <i>fuzzy</i>	61
4	Sistema Piloto de Tratamento de Esgoto por Processo Anaeróbio	64
4.1	O Sistema UASB Piloto	64
4.2	Partida e Operação do Reator UASB Piloto	69

4.3	Análise dos Dados Obtidos	70
5	Modelagem do Reator UASB	77
5.1	Introdução	77
5.2	Modelo para Estimação de DQO	78
5.3	Estudo das Relações entre Variáveis	81
5.4	Modelos para Estimação de Produção de Biogás	86
5.4.1.	Modelos Identificados do tipo ARX	87
5.4.2.	Modelo <i>Fuzzy</i> do tipo Takagi-Sugeno	90
6	Sistema de Diagnóstico baseado em Modelo	94
6.1	Introdução	94
6.2	Arquitetura do Sistema de Diagnóstico	94
6.3	O Sistema de Inferência <i>Fuzzy</i>	96
6.4	Validação do SDM – aplicação em plantas reais	99
6.4.1.	Diagnósticos para o reator UASB piloto R ₂	100
6.4.2.	Diagnósticos para o reator UASB piloto R ₃	104
7	Conclusões e Sugestões	109
7.1	Conclusões	109
7.2	Sugestões	110
	Referências Bibliográficas	111
A	Glossário de Termos, Abreviaturas e Símbolos	118
A.1	Glossário de Termos	118
A.2	Abreviaturas	120
A.3	Símbolos	122
B	Identificação e Estimação de Parâmetros	124
B.1	Estruturas de modelos no domínio do tempo	124
B.2	Modelos ARX	124
B.3	Método dos mínimos quadrados	125
C	Técnicas de Modelagem <i>Fuzzy</i>	127
C.1	Teoria de Lógica <i>Fuzzy</i>	127
C.2	Tautologias ou Regras de Inferência	129
C.3	Modelo do tipo Mandani	129
C.4	Modelo do tipo Takagi-Sugeno	130
C.5	Normas em \mathfrak{R}^n	131
D	Algoritmos	132
D.1	Algoritmo para análise do comportamento do reator em diversas faixas de DQO	132
D.2	Algoritmo para análise do comportamento do reator em diversas faixas de temperatura	136

Lista de Figuras

1.1	Volume de esgoto tratado (1.000 m ³ /ano). Brasil – Ano de referência: 2003.	15
1.2	Concepção da estratégia de diagnóstico para reatores UASB	22
2.1	Reator UASB	28
2.2	Relação entre concentração de DQO e volume do reator	42
3.1	Modelagem do tipo caixa-preta	50
3.2	Sistema de inferência <i>fuzzy</i> para o modelo do tipo Mandani	53
3.3	Sistema de inferência <i>fuzzy</i> para o modelo do tipo Takagi-Sugeno	56
3.4	Classificação dos algoritmos de diagnóstico	59
4.1	Reatores-piloto tipo UASB da ETE-UFES	65
4.2	Instrumentação nos reatores UASB piloto	66
4.3	(a) Medidor de biogás do tipo caçamba; (b) Equipamento para captação de dados	68
4.4	Demanda química de oxigênio total	71
4.5	Demanda química de oxigênio filtrada	72
4.6	Demanda bioquímica de oxigênio – 5 dias	73
4.7	Turbidez	74
4.8	Sólidos suspensos totais	75
4.9	Produção de biogás nos reatores	76
4.10	Temperatura ambiente na planta	76
5.1	Funções de pertinência para a turbidez afluente	79
5.2	Funções de pertinência para a chuva	79
5.3	Funções de pertinência para a DQO total	79
5.4	Gráfico de superfície do comportamento das variáveis	80
5.5	Regressão linear DQO x turbidez em dias de tempo seco	80
5.6	Comparação entre as concentrações de DQO medidas e estimadas	81
5.7	Relação DQO x produção de biogás: faixa de temperatura de 18 a 20°C	82
5.8	Relação DQO x produção de biogás: faixa de temperatura de 20 a 22°C	82
5.9	Relação DQO x produção de biogás: faixa de temperatura de 22 a 24°C	82
5.10	Relação DQO x produção de biogás: faixa de temperatura de 24 a 26°C	83
5.11	Relação DQO x produção de biogás: faixa de temperatura de 26 a 28°C	83
5.12	Relação DQO x produção de biogás: faixa de temperatura de 28 a 30°C	83
5.13	Relação temperatura x produção de biogás: faixa de DQO de 190 a 390 mg/L	84
5.14	Relação temperatura x produção de biogás: faixa de DQO de 390 a 590 mg/L	84
5.15	Relação temperatura x produção de biogás: faixa de DQO de 590 a 790 mg/L	85
5.16	Relação temperatura x produção de biogás: faixa de DQO de 790 a 990 mg/L	85
5.17	Relação temperatura x produção de biogás: faixa de DQO de 990 a 1090 mg/L	85
5.18	Dados de DQO (e COV) afluente utilizados para a modelagem	86
5.19	Dados de temperatura utilizados para a modelagem	86
5.20	Dados de turbidez utilizados para a modelagem	87

5.21	Dados de produção de biogás utilizados para a modelagem	87
5.22	Produções de biogás medida e estimada com as estruturas 1 e 2	89
5.23	Produção de biogás medida e erros absolutos 1 e 2	89
5.24	Estrutura de um sistema de inferência <i>fuzzy</i>	91
5.25	Estrutura ANFIS do tipo Takagi-Sugeno	92
5.26	Produção de biogás medida e estimada: fase de treinamento	93
5.27	Produção de biogás medida e estimada: fase de validação	93
6.1	Estrutura do sistema de diagnóstico	95
6.2	Sistema de inferência <i>fuzzy</i> do módulo 3 do MDS	96
6.3	Funções de pertinência para a DQO	97
6.4	Funções de pertinência para a temperatura	97
6.5	Funções de pertinência para a vazão de esgoto	97
6.6	Funções de pertinência para a produção de biogás	97
6.7	Funções de pertinência para o resíduo	98
6.8	Regras de inferência para o diagnóstico	98
6.9	Valores de entrada de concentração de DQO	99
6.10	Valores de entrada de temperatura	99
6.11	Produção de biogás medida no reator R_2 durante o experimento	100
6.12	Produção de biogás medida no reator R_3 durante o experimento	100
6.13	Diagnóstico de normalidade para o reator R_2	101
6.14	Diagnóstico de elevação de matéria orgânica para o reator R_2	101
6.15	Diagnóstico de subcarga orgânica para o reator R_2	102
6.16	Diagnóstico de baixa atividade metanogênica para o reator R_2	102
6.17	Diagnóstico de sobrecarga hidráulica para o reator R_2	103
6.18	Diagnóstico de subcarga hidráulica para o reator R_2	103
6.19	Diagnóstico de falha no sensor para o reator R_2	103
6.20	Diagnóstico de perturbação não modelada para o reator R_2	104
6.21	Diagnóstico de normalidade para o reator R_3	104
6.22	Diagnóstico de elevação de matéria orgânica para o reator R_3	105
6.23	Diagnóstico de subcarga orgânica para o reator R_3	105
6.24	Diagnóstico de baixa atividade metanogênica para o reator R_3	106
6.25	Diagnóstico de sobrecarga hidráulica para o reator R_3	106
6.26	Diagnóstico de subcarga hidráulica para o reator R_3	107
6.27	Diagnóstico de falha no sensor para o reator R_3	107
6.28	Diagnóstico de perturbação não modelada para o reator R_3	107
C.1	Função de pertinência triangular	127
C.2	Função de pertinência trapezoidal	128
C.3	Função de pertinência gaussiana	128

Lista de Quadros

2.1	Energia livre de algumas reações redox	37
-----	--	----

Lista de Tabelas

4.1	Métodos analíticos utilizados	68
4.2	Estatística descritiva dos parâmetros analisados	71
5.1	Regras de inferência para a estimação de DQO	78
5.2	Parâmetros dos modelos ARX	89
5.3	Parâmetros do modelo <i>fuzzy</i> Takagi-Sugeno	92

Resumo

Neste trabalho foi desenvolvido e testado um sistema de diagnóstico fuzzy baseado em modelo para reatores UASB tratando esgoto sanitário. O sistema de diagnóstico é composto por três módulos integrados. O primeiro módulo estima a demanda química de oxigênio afluente ao reator. O segundo módulo estima a produção de biogás no reator. O terceiro módulo utiliza as informações obtidas nos módulos anteriores para fornecer diagnósticos acerca do estado de operação da planta. O sistema de diagnóstico e os modelos utilizados foram desenvolvidos com base na lógica *fuzzy*. A validação do sistema de diagnóstico foi realizada em outros dois reatores UASB tratando esgoto sanitário.

Abstract

This work deals with the development and the application of a model based fuzzy diagnostic system to UASB reactors treating domestic wastewater. The diagnostic system is composed by three integrated modules. The first one estimates the influent chemical oxygen demand concentration. The second module estimates the biogas production in the reactor. The third one uses all information obtained from modules 1 and 2 to provide diagnoses of the plant operational status. The diagnostic system and the models were developed based on fuzzy logic. The diagnostic system was applied to two other UASB reactors treating sewage for validation.

Capítulo 1

Introdução

A água é um recurso natural essencial, seja como componente de seres vivos, seja como meio de vida de várias espécies vegetais e animais, como elemento representativo de valores socioculturais e como fator de bens de consumo e produtos agrícolas (Basso e Guazelli, 2004). No entanto, o rápido aumento populacional, em diversas partes do mundo, em conjunto com os intensos desenvolvimentos industriais, comerciais e habitacionais, resultaram na poluição dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos por uma enorme variedade de efluentes industriais e sanitários, comprometendo os usos dos corpos d'água para atividades nobres, como por exemplo, para consumo humano. Por esta razão, os problemas ambientais relativos à água despertam hoje o interesse público e a preocupação por parte de profissionais de diversas formações, que se especializam e compõem equipes multidisciplinares para juntos realizarem estudos, projetos, obras e outros trabalhos ligados à gestão ambiental no âmbito de suas especialidades.

A tese ora apresentada visa complementar e dar prosseguimento a outros projetos, frutos de uma parceria entre o Núcleo de Supervisão, Controle e Estimação Aplicados a Processos Industriais, da área de Engenharia Elétrica, e o Núcleo de Bioengenharia Aplicada em Saneamento, Núcleo Água, da área de Engenharia Ambiental, ambos da Universidade Federal do Espírito Santo. A proposta de parceria entre as duas áreas foi motivada pela existência da estrutura do Parque Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário da UFES e pela idealização de um trabalho conjunto, com vistas ao desenvolvimento de tecnologias avançadas que colaborassem para a melhoria da operação das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). Vários trabalhos já foram realizados nesta linha de pesquisa, frutos de uma parceria que deu origem a duas dissertações de mestrado (Bastos, 2002; Costa, 2003), nove projetos de graduação (Silva Júnior, 1999; Costa, 2001; Salviato, 2001; Almeida, 2003; Carmo, 2003; Ferreira, 2003; Merçon, 2003; Neves, 2003; Motta, 2004) e quatro projetos de iniciação científica (Costa, 1999; Silva, 2002; Merçon, 2002; Correa, 2003).

1.1 Um breve resumo do tratamento de esgoto sanitário no Brasil

Os primeiros registros históricos de saneamento foram galerias de esgoto construídas em Nippur, na Índia, por volta de 3.750 a.C.; o abastecimento de água e a drenagem encontrados no Vale do Indo em 3.200 a.C.; o uso de tubos de cobre como os do palácio do faraó Cheóps e a clarificação da água de abastecimento pelos egípcios em 2.000 a.C., utilizando o sulfato de alumínio; Por volta de 1500 a.C., os egípcios utilizavam a decantação. (Silva, 1998).

No Brasil, as primeiras ações significativas de controle sanitário ocorreram em 1840, com a epidemia de Febre Amarela no Recife, no Rio de Janeiro e em Salvador. Em 1904, uma reforma sanitária promovida por Oswaldo Cruz deu origem à Diretoria Geral de Saúde Pública, que controlava os problemas de saúde da capital federal e do restante do país, além de prosseguir na defesa sanitária dos portos. No início do século XX, ocorreram as campanhas sanitárias nos portos marítimos brasileiros, e desenvolveu-se um vasto programa de saneamento mundial promovido pela criação, em 1902, da Organização Panamericana da Saúde (Philippi Jr. e Silveira, 2004). Vale ressaltar que, do ponto de vista da gestão pública, diversas comissões foram criadas desde o início do século e tornaram-se embriões de vários órgãos federais ainda atuantes no país. Apesar disso, a história brasileira tem demonstrado os diversos impactos negativos devido às opções políticas passadas. As precárias condições sanitárias atuais das populações menos favorecidas são uma dessas conseqüências negativas. As condições de saúde da população, importante parâmetro de avaliação do desenvolvimento de qualquer país, poucas vezes teve o tratamento e atenção necessária, comprovando a sua não prioridade em termos de política governamental (Silva, 1998).

Segundo dados da Organização Mundial de Saúde (OMS), 80% das doenças que ocorrem em países em desenvolvimento são ocasionadas pela contaminação da água. A maioria dos agentes infecciosos responsáveis por doenças de veiculação hídrica é de origem intestinal, sendo o esgoto, portanto, uma fonte potencial de transmissão de organismos patogênicos ao homem. Ainda segundo a OMS, a cada ano, 15 milhões de crianças de 0 a 5 anos morrem direta ou indiretamente pela falta ou deficiência dos sistemas de abastecimento de água e esgotos. Os números acima resultam das estruturas brasileiras de saneamento básico insuficientes, tanto no meio rural como nas áreas urbanas (ver Figura 1.1). Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, o índice médio de atendimento urbano com a coleta de esgotos é de 50,6% e com o tratamento dos esgotos gerados igual a 28,2%, em 2003 (SNIS, 2004).

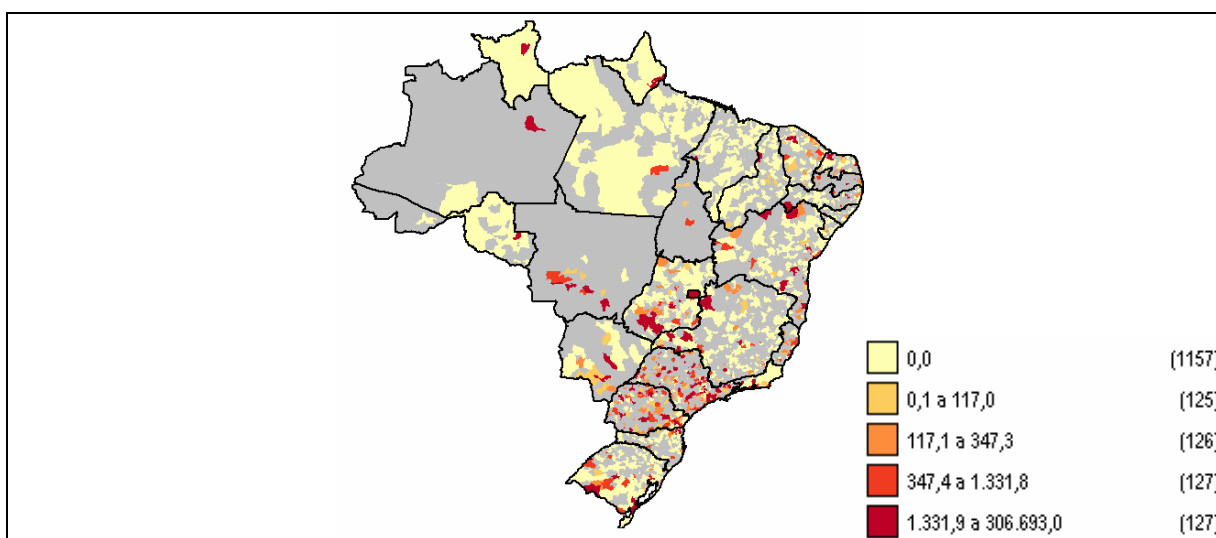


Figura 1.1. Volume de esgoto tratado (1.000m³/ano). Brasil – Ano de referência: 2003 (SNIS, 2004)

Os dados apresentados acima são ainda mais preocupantes quando se sabe que somente 0,8% da água existente no planeta é doce e somente 3% desta são provenientes de nascentes superficiais, que é a água mais adequada para extração pelas concessionárias para o abastecimento urbano (Polito-Braga, 2000).

Face aos fatos mencionados, fica clara a relevância social de que se revestem os processos de tratamento de esgotos atualmente. Embora o custo relativo à implantação de sistemas de esgotamento sanitário seja, muitas vezes, um fator determinante, é imperativo que se desenvolva e se faça uso de alternativas tecnológicas mais econômicas e que explorem ao máximo as características ambientais favoráveis no Brasil, sobretudo no que se refere ao clima.

1.2 O Parque Experimental ETE-UFES

Buscando-se a otimização dos processos de tratamento de esgoto sanitário no que diz respeito à simplificação operacional do sistema aliada à redução de volumes e áreas, assim como da quantidade de etapas de tratamento, a ETE-UFES foi concebida, em 1995, sob a orientação do Prof. Ricardo Franci Gonçalves e contou com o apoio da FUNASA, CNPq, FINEP e PROSAB para sua implantação.

A ETE-UFES está localizada no Campus Universitário de Goiabeiras, em Vitória, e compreende, atualmente, duas principais linhas de tratamento de esgoto. A primeira linha de tratamento é composta por um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente, UASB (da terminologia inglesa *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), seguido por quatro biofiltros aerados submersos e um decantador. Esta configuração, vencedora de três prêmios de tecnologia, tem como principais vantagens, compacidade, baixa produção de lodo, baixo consumo energético e baixo impacto ambiental (Gonçalves *et al.*, 1999). A segunda linha é composta por um reator anaeróbio compartimentado, RAC, uma lagoa facultativa e uma unidade físico-química de polimento. Além das duas linhas de tratamento, o Parque Experimental da UFES possui um reator ultravioleta para desinfecção, um leito de secagem de lodo e diversas plantas-piloto, dentre elas um Sistema Piloto de Tratamento Anaeróbio composto por três reatores UASB que operam em paralelo.

1.3 O Processo de Tratamento Anaeróbio – Reator UASB

O processo de tratamento anaeróbio há muito é conhecido por sua habilidade única de converter resíduos altamente censuráveis em produtos que podem ser aproveitados. Com a preocupação global a respeito da baixa oferta energética, esforços maiores na direção de fornecimentos alternativos de energia são obviamente necessários (McCarty, 2001). Além disso, a busca por alternativas tecnológicas mais limpas aliadas às preocupações dos países poluidores na obtenção de créditos de carbono em cumprimento ao Protocolo de Kyoto são indícios de que os sistemas de digestão anaeróbia têm muito a contribuir no processo de restabelecimento das políticas ambientais. Além da produção de metano, o processo anaeróbio

fornece o resíduo sólido que, após sua desinfecção, é perfeitamente utilizável como adubo orgânico.

1.3.1. Descrição básica do reator UASB

O reator UASB é hoje, indiscutivelmente, o tratamento anaeróbio de alta taxa com mais ampla aplicação prática (van Haandel e Lettinga, 1994; Chernicharo, 1997; Jordão e Pessôa, 2005). Essencialmente, o processo consiste no fluxo ascendente de esgoto através de um leito de lodo denso e de elevada atividade microbiana, onde ocorre a digestão anaeróbia da matéria orgânica. Como resultado, há a produção de biogás no reator e o crescimento da biomassa presente no lodo. O dispositivo que melhor caracteriza o reator UASB é o separador de fases, que o divide em uma parte inferior ou zona de digestão, onde se localizam o leito e a manta de lodo, uma parte superior ou zona de sedimentação, onde ocorre a sedimentação dos sólidos que são arrastados no processo e ainda um compartimento onde o biogás produzido no interior do reator é coletado.

1.3.2. Problemas Operacionais dos reatores UASB

No Brasil os reatores tipo UASB têm tido enorme aceitação. Prova disso é a larga aplicação do reator para tratamento dos mais diversos tipos de águas residuárias. No entanto, freqüentemente, muitas estações deixam a desejar quanto ao seu desempenho pelo fato de serem mal operadas. Grandes flutuações, tanto na carga hidráulica quanto na carga orgânica afluentes, são exemplos de perturbações que podem resultar em degradação de desempenho ou até mesmo em falhas na planta. Águas residuárias complexas contendo quantidades significantes de gordura também são responsáveis pela geração de diversos problemas. A operação contínua de reatores tratando águas residuárias com altas concentrações de ácidos graxos voláteis tem provocado o aparecimento de camadas de espuma no topo dos mesmos, com subsequente arraste do material no efluente final. Trabalhos recentes mostram que a operação contínua de reatores UASB tratando efluentes de laticínios resultou em boa remoção de DQO, mas grande acúmulo de DQO na manta de lodo, levando a um desempenho instável do reator ao longo prazo (Nadais *et. al.*, 2001).

Outros problemas ainda podem ser observados, resultantes de temperaturas de operação muito baixas, alterações de pH e toxicidade. A variação brusca de temperatura causa uma alteração significativa no metabolismo das bactérias, gerando a redução da eficiência da digestão anaeróbia até que ocorra a recuperação da biomassa. Algumas vezes, porém, a recuperação da biomassa pode ser lenta o suficiente para que a eficiência de remoção de matéria orgânica permaneça baixa ainda que a temperatura ambiente aumente. Da mesma forma, o decaimento acentuado do pH, geralmente ocasionado por uma carga orgânica afluyente muito alta, principalmente em situações de partida do reator, pode resultar no “azedamento” do mesmo. Neste caso, o reator somente começará a funcionar após a adição de alcalinidade externa. Para van Haandel e Lettinga (1994), uma taxa elevada de metanogênese só pode se desenvolver quando o pH se mantém numa faixa estreita, perto do valor neutro. Já o problema da

toxicidade está relacionado, na maioria dos casos, à presença de sulfatos que, uma vez reduzidos a sulfetos pelas bactérias sulfetogênicas, geram uma competição por substratos orgânicos, provocando alterações das rotas metabólicas no digestor anaeróbio (McCarty, 2001; Chernicharo, 1997). Além dos sulfetos, alguns grupos de substâncias químicas como metais pesados e substâncias organo-cloradas também têm efeito tóxico, mesmo a concentrações muito baixas. Embora o Brasil seja signatário da Convenção de Estocolmo, que em 2001 estabeleceu medidas de controle relacionadas ao uso dos poluentes orgânicos persistentes (POPs), as redes de esgoto sanitário ainda não se encontram totalmente imunes à presença de tais substâncias altamente tóxicas. O oxigênio dissolvido também constitui um problema se o projeto do digestor permitir a aeração do esgoto antes do tratamento, enquanto que os íons cloretos podem estar presentes no esgoto sanitário devido à infiltração das águas em regiões costeiras. A simples ausência de descartes de lodo de excesso no reator também é um problema significativo quando se trata de operar adequadamente o reator, uma vez que ela conduz a uma baixa qualidade do efluente final decorrente do arraste de sólidos sedimentáveis presentes no topo do reator.

Os problemas operacionais acima abordados alertam para o fato de que embora os reatores UASB sejam considerados operacionalmente robustos, não é verdade que os mesmos não requerem estratégias adequadas de monitoramento, controle ou sistemáticas de diagnóstico operacional, sob pena de se tornarem instáveis ou ineficientes. Entretanto, quando se trata de implementar estratégias de controle avançado em reatores UASB, o problema maior reside na escassez de variáveis passíveis de atuação na planta. Diferentemente de sistemas de tratamento aeróbios, onde é comum a manipulação da vazão de aeração no processo visando reduzir o consumo energético, a manipulação das variáveis de controle em reatores anaeróbios que tratam esgoto sanitário se restringe, muitas vezes, ao descarte de lodo de excesso gerado no reator ou da vazão afluente, considerando-se como variáveis controladas, demanda química de oxigênio, concentração de propionato, concentração de hidrogênio dissolvido, taxa de produção de metano e pH (Polihronakis *et. al.*, 1993; Perrier e Dochain, 1993; Ryhiner *et. al.*, 1993). Estes tipos de estratégias se baseiam na constatação de que valores altos de concentração de substrato conduzem a baixos níveis de estabilidade (Polihronakis *et. al.*, 1993). Em síntese, o que pode ser observado na literatura são tentativas de se garantir a estabilidade do reator ao mesmo tempo em que se consegue a maior conversão de matéria orgânica.

Uma estratégia de controle capaz de automatizar o descarte do lodo de excesso, baseando-se na medida de sólidos sedimentáveis na saída do reator, pode significar a otimização do dimensionamento do leito de secagem, assegurando a estabilidade operacional do reator. Além disso, o descarte do lodo de excesso tem importância fundamental no processo de tratamento, na medida em que um eventual arraste de sólidos no efluente do reator pode diminuir a qualidade final do efluente. Estratégias de controle de pH do reator podem ser adotadas com o intuito de evitar o azedamento do mesmo sob determinadas condições de operação, embora o pH de esgotos sanitários diluídos não tende a sofrer grandes oscilações. O controle da temperatura do reator não se justifica em regiões de clima quente, característica da

maior parte deste país, mas pode representar uma boa alternativa para aumentar a eficiência da digestão anaeróbia em regiões de clima frio. Vale ressaltar que, neste caso, o próprio biogás produzido no reator pode servir como fonte de energia.

Além de poder ser utilizada como fonte energética em potencial, a produção de biogás em processos de tratamento anaeróbios fornece uma informação importantíssima a respeito da eficiência da digestão anaeróbia no reator, uma vez que o biogás constitui um subproduto da digestão. A partir desta premissa, um sistema de diagnóstico pode ser desenvolvido para, a partir de informações da produção de biogás e de sua correlação com as variáveis de entrada, gerar diagnósticos confiáveis a respeito das condições operacionais da planta, a fim de se detectar em tempo e se contornar possíveis problemas como falhas em sensores ou no próprio processo, mantendo-se, assim, boa eficiência de tratamento.

1.3.3. Monitoramento

Os problemas que envolvem a operação de reatores UASB podem ser, via de regra, diagnosticados através da realização periódica de análises físico-químicas ou a partir do monitoramento da planta através de sensores adequados. Além disso, decisões relativas à operação da planta têm sido tomadas, diariamente, com base nas análises de dados de monitoramento. Dentre as principais dificuldades atualmente encontradas para o monitoramento das estações de tratamento de esgoto sanitário está a indisponibilização *in loco* de laboratórios dotados de equipamentos apropriados para as análises físico-químicas. No entanto, existem no mercado equipamentos de instrumentação desenvolvidos para monitorar as mais diversas variáveis dos processos biotecnológicos, como revisado por Vanrolleghem e Lee (2003). Atualmente, os sensores utilizados em plantas de tratamento de águas residuárias apresentam confiabilidade, precisão e, em sua maioria, grande robustez, a despeito do ambiente agressivo característico das estações.

Com a disponibilidade de uma razoável gama de sensores e medidores, capazes de quantificar as mais diversas variáveis dos processos, muitos trabalhos têm sido realizados na tentativa de se obter modelos matemáticos que descrevam o comportamento dos mesmos. Entretanto, os equipamentos para medições *on-line* dos principais parâmetros de monitoramento ambiental ainda possuem custo demasiado elevado, fato que muitas vezes inviabiliza sua aquisição. Uma alternativa para este problema consiste na utilização de modelos matemáticos simplificados que auxiliem no monitoramento, de tal forma que se possam estimar os estados de operação a partir de um número reduzido de equipamentos de instrumentação na planta.

Dentro deste contexto, sistemas de diagnósticos baseados em modelos e que apoiem eficientemente a operação da planta tendem a ser uma solução viável para contornar problemas dessa natureza (Puñal *et. al.*, 2001, 2002a, Polit *et. al.*, 2002). No entanto, é imperativo que tais sistemas sejam simples o bastante para que possam ser facilmente manuseados e interpretados por operadores, mas que forneçam informações ricas que auxiliem a tomada de decisões. A simplicidade do sistema de diagnóstico proposto está

relacionada ao reduzido número de variáveis a serem medidas, em comparação a outros trabalhos. Esta vantagem foi possível a partir do desenvolvimento de correlações entre variáveis de entrada e de modelos matemáticos dinâmicos do processo.

1.3.4. Modelos Matemáticos

A construção de modelos matemáticos para processos de tratamentos biológicos, entretanto, apresenta várias dificuldades no que diz respeito à sua complexidade e ao seu comportamento não linear. A literatura apresenta diversos tipos de modelos matemáticos de sistemas de tratamento anaeróbio, como revisado por Harper e Suidan (1991). Entretanto, o uso de tais modelos em plantas reais tem sido limitado pelo fato de serem de natureza muito específica e utilizarem, em sua maioria, abordagem cinética, o que resulta em modelos complexos e de baixa aplicabilidade. Além disso, muitas vezes, a planta não dispõe de sensores suficientes para fornecer ao modelo a quantidade de parâmetros requerida. No entanto, grande parte dos modelos matemáticos de processos de tratamentos anaeróbios existentes foi desenvolvida para reatores de mistura ideal, sem nenhum gradiente de concentração no interior do reator, ainda que em reatores do tipo UASB convencionais, com baixa velocidade ascensional, a distribuição dos componentes ao longo da altura do reator esteja longe de ser uniforme (Kalyuzhnyi e Federovich, 1997). Por outro lado, os modelos baseados nas teorias de digestão anaeróbia (Batstone *et. al.*, 2002), nas teorias da sedimentação (Dochain e Vanrolleghem, 2001) ou ainda baseados na hidrodinâmica do processo (Gimenez *et. al.*, 2002) muitas vezes possuem aplicação limitada, seja por apresentarem-se demasiadamente complexos e sofisticados, ou por relacionarem variáveis cujas medições são muitas vezes inatingíveis com os equipamentos de instrumentação atualmente existentes no mercado. Assim, a fim de contornar a problemática que envolve a utilização de modelos sofisticados e de difícil aplicação, alguns trabalhos têm feito uso de ferramentas de lógica *fuzzy* ou de redes neurais artificiais, a fim de auxiliar a modelagem do processo (Premier *et. al.*, 1999; Puñal *et. al.*, 2001, 2002a, Polit *et. al.*, 2002).

Introduzida por Zadeh (1965), a lógica *fuzzy* é uma teoria capaz de lidar com incertezas e de traduzir o conhecimento de especialistas humanos em modelos *fuzzy* na forma de regras lingüísticas processadas computacionalmente. Os modelos *fuzzy* são desenvolvidos a partir de uma técnica de parametrização mais próxima do raciocínio humano, com alto poder de interpretação dos resultados. A facilidade da parametrização *fuzzy* reside na atribuição de valores lingüísticos às variáveis de entrada do modelo. A partir de técnicas de agrupamento, os dados obtidos do processo são agrupados em regiões, a partir das quais uma base de regras “*se, então*” é desenvolvida, de forma a descrever o funcionamento do processo.

A utilização de técnicas *fuzzy* para a obtenção de modelos e sistemas de controle para processo de tratamento de águas residuárias tem sido objeto de vários estudos. Um modelo *neuro-fuzzy* para predição da resposta de sistemas anaeróbios de alta taxa a diferentes perturbações foi apresentado por Tay e Zhang (2000). Técnicas de modelagem *fuzzy* baseadas em algoritmo de aprendizado *on-line* foram aplicadas a um processo de neutralização de efluentes por Ramos *et*

al. (2004). Outro trabalho interessante apresenta a predição do estado biológico de reatores utilizando um sistema de lógica *fuzzy* a partir do qual ações de controle adequadas são automaticamente tomadas a fim de evitar a ocorrência de sobrecargas (Murnleitner *et al.*, 2002). Um sistema de controle *fuzzy* em tempo real, capaz de lidar com perturbações tóxicas na entrada de um processo de tratamento de efluentes com quatro estágios, foi apresentado por Müller *et al.* (1997).

1.4 O Sistema de Diagnóstico

O uso de lógica *fuzzy* visando o diagnóstico operacional de plantas de tratamento de águas residuárias também tem sido estudado por vários autores. Puñal *et al.* (2001, 2002a) desenvolveram modelos *fuzzy* que fornecem diagnósticos de uma planta de tratamento anaeróbio de uma fábrica de placas de fibra. Genovesi *et al.* (1999) apresentam um sistema de diagnóstico baseado em lógica *fuzzy* e o aplicam em um reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente tratando efluente industrial de uma vinícola. Este sistema considera um modelo de primeira ordem para estimar a produção de biogás e fornecer o diagnóstico. Polit *et al.* (2002) utilizaram lógica *fuzzy* para desenvolver um modelo dinâmico da produção de biogás. O modelo se baseia em equações de balanço de massa e um modelo *fuzzy* do tipo Takagi-Sugeno é utilizado para estimar alguns parâmetros do mesmo.

O objetivo geral da tese consiste em desenvolver e aplicar um sistema de diagnóstico modular (SDM) baseado em modelos para reatores UASB tratando esgoto sanitário.

Dentre os objetivos específicos, podem ser citados:

- Avaliar as alternativas de monitoramento para o reator UASB sem intervenção humana.
- Desenvolver modelos matemáticos para estimar DQO afluente e produção de biogás em reatores UASB tratando esgoto sanitário.
- Desenvolver um sistema de diagnóstico composto por três módulos integrados e com funções específicas, a partir do conceito de sistema de inferência *fuzzy*.
- Aplicar o sistema de diagnóstico em dois outros reatores UASB a fim de validar o sistema.

A concepção da estratégia de diagnóstico e detecção de falhas proposta é ilustrada na Figura 1.2. A estratégia consiste em diagnosticar os estados de operação do reator UASB a partir de algumas medições realizadas *on-line*. Para tanto, um modelo *fuzzy* do tipo Mandani é responsável pela estimativa de DQO afluente ao reator a partir de medidas de turbidez e chuva. Secundariamente, um modelo *fuzzy* do tipo Takagi-Sugeno é responsável pela estimativa de produção de biogás no reator, a partir de informações de vazão de esgoto, DQO (medida ou estimada), temperatura e produção de biogás do dia anterior (medida). A estratégia envolve ainda a medição de sólidos sedimentáveis na saída do reator, de forma a fornecer informações importantes acerca da qualidade do efluente (compatibilização com padrões de lançamento) e de possíveis arrastes de lodo do reator, além de confirmar os

diagnósticos fornecidos pelo SDM. Entretanto, por problemas de ordem prática (indisponibilidade de medidor *on-line* de sólidos sedimentáveis), esta tese deu prioridade ao desenvolvimento do SDM com enfoque apenas na produção de biogás.

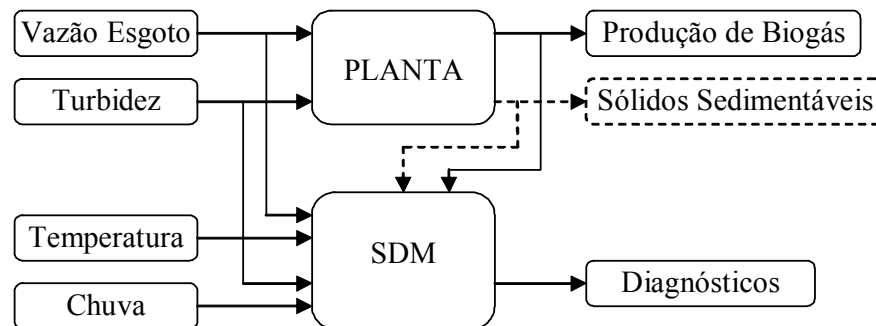


Figura 1.2. Concepção da estratégia de diagnóstico para reatores UASB.

Assim, a reunião de todos os dados coletados *on-line*, com exceção dos dados de sólidos sedimentáveis, e acrescida da informação do erro existente entre a produção de biogás medida e estimada, compõem as entradas do sistema de diagnóstico modular (SDM) baseado em lógica *fuzzy* e mostraram-se suficientes para fornecer diagnósticos do estado operacional do reator, auxiliando o operador da planta na tomada de decisões. Esta tese inclui ainda os resultados apresentados em Borges et. al. (2005a, 2005b, 2005c, 2005d, 2005e).

1.5 Organização do texto

O capítulo 2 da tese apresenta uma revisão bibliográfica dos processos anaeróbios de tratamento de águas residuárias, dando maior ênfase à descrição do reator UASB. Aborda ainda a caracterização das águas residuárias, os princípios da digestão anaeróbia, incluindo a microbiologia, bioquímica e cinética dos processos. Os parâmetros de projeto dos sistemas anaeróbios e os fatores ambientais que afetam o desempenho dos processos também são analisados no capítulo.

O capítulo 3 apresenta os tipos de modelos matemáticos existentes na literatura que descrevem o comportamento dinâmico dos processos anaeróbios, assim como técnicas de identificação e de modelagem *fuzzy* que podem ser utilizadas para a modelagem de sistemas de grande complexidade. Apresenta também uma revisão dos sistemas de diagnóstico e detecção de falhas, com a classificação dos algoritmos de diagnóstico, enfatizando aqueles baseados em lógica *fuzzy*.

No capítulo 4 o Sistema Piloto de Tratamento de Esgoto composto por três reatores UASB é descrito com detalhes construtivos e operacionais, incluindo o procedimento utilizado para a partida do reator e para as análises físico-químicas das variáveis de interesse. São também apresentados neste capítulo os resultados das análises físico-químicas e das medidas realizadas *on-line* através dos equipamentos de instrumentação.

No capítulo 5 são apresentados os modelos obtidos para o reator UASB para serem utilizados no sistema de diagnóstico. Para estimação de DQO afluente, o capítulo apresenta o desenvolvimento de um modelo *fuzzy* do tipo Mandani. Para a estimação da produção de biogás no reator, apresenta três modelos: dois modelos identificados do tipo ARX com estruturas diferentes e um modelo *fuzzy* do tipo Takagi-Sugeno.

O capítulo 6 apresenta o desenvolvimento do SDM para reatores UASB, enfatizando sua arquitetura composta por três módulos integrados, sua máquina de inferência *fuzzy* e a base de regras utilizada. A aplicação do SDM em dois reatores diferentes para fins de validação também é apresentada no capítulo.

No capítulo 7 são feitas as considerações finais acerca da tese e algumas sugestões para trabalhos futuros na área.

Capítulo 2

Tratamento Anaeróbio de Águas Residuárias

2.1 Introdução

O campo da engenharia sanitária e ambiental tem evoluído no desenvolvimento de métodos para o tratamento de águas residuárias. Isso ocorre principalmente em razão das exigências cada vez maiores de órgãos públicos de controle do meio ambiente, como resposta ao interesse da saúde pública, das crescentes condições adversas causadas pelas descargas de águas residuárias e de uma maior cobrança da sociedade na defesa do meio ambiente (Basso e Guazelli, 2004).

Os processos de tratamento de águas residuárias têm como objetivo principal eliminar de forma parcial ou total os constituintes considerados indesejáveis do ponto de vista ambiental, de tal forma que sua utilização ou sua disposição final ocorra de acordo com a legislação ambiental em vigor. Dentre os principais constituintes do esgoto sanitário que lhe conferem propriedades físicas, químicas ou biológicas indesejáveis, estão os sólidos em suspensão, a matéria orgânica, os nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, e organismos patogênicos. Atualmente, as condições e os padrões legais de lançamento de efluentes são estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 de 2005 (Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2005).

2.2. Processos Anaeróbios de Tratamento

O histórico dos processos anaeróbios de tratamento de esgoto a seguir é baseado nos relatos apresentados por McCarty (1981, 2001), Vieira (1984) e van Haandel e Lettinga (1994).

Primeiros tratamentos

Acredita-se que a primeira aplicação documentada de tratamento anaeróbio para esgoto foi uma câmara hermeticamente fechada, patenteada por Jean Louis Mouras em 1881, na França, após 20 anos de uso. Os sistemas comunitários de tratamento de esgotos, construídos no fim do século XIX foram projetados para remover a parte mais visível dos constituintes poluentes: os sólidos sedimentáveis. A remoção era realizada através de sedimentação simples em tanques sépticos. Tais sistemas, hoje conhecidos como tratamento primário, contavam com dois tanques de acumulação que possuíam uma zona de decantação na parte superior e uma zona de digestão na parte inferior. Entretanto, sua aplicação era limitada devido ao tamanho excessivo do tanque e, assim, a câmara de digestão e o decantador foram separados e o tanque, ainda rudimentar, foi

sendo melhorado a partir de modificações realizadas em sua configuração, como por exemplo, a colocação de dispositivos internos para aumentar sua eficiência. Em 1890, Scott Moncrieff construiu uma espécie de filtro anaeróbio, que consistia de um tanque que continha uma camada de pedras acima de um espaço vazio. Esta modificação melhorou bastante a remoção de sólidos.

Nos primeiros anos do século passado foram desenvolvidos vários sistemas de tratamento anaeróbio. Em 1910, foram realizados experimentos com um tanque que foi denominado de Biolítico. O esgoto doméstico era alimentado pelo fundo de um tanque cônico invertido passando através de um manto de lodo digerido. Os resultados desta experiência foram extremamente animadores e importantes para garantir o futuro da pesquisa com reatores anaeróbios. Praticamente na mesma época, foram desenvolvidos o tanque séptico, por Cameron na Inglaterra e o tanque Imhoff na Alemanha. Em ambos os sistemas a direção do fluxo de esgoto é horizontal, enquanto o lodo anaeróbio é retido no fundo do reator. No entanto, apenas a remoção de sólidos sedimentáveis era insuficiente para uma proteção adequada dos corpos d'água receptores de esgoto, devido à presença de material orgânico após a sedimentação. Por esta razão, foram desenvolvidos vários sistemas de tratamento biológicos para reduzir o teor de material orgânico, denominados de tratamento secundário, geralmente representados por lagoas de estabilização aeróbias (facultativa, aerada), filtração biológica ou processos de lodos ativados.

O biogás

O processo de digestão anaeróbia ocorre naturalmente em lugares onde existe acúmulo de material orgânico e ausência de oxigênio como, por exemplo, pântanos, campos alagados e lagoas anaeróbias. A observação do fenômeno de fermentação anaeróbia e sua posterior utilização pelo homem, estão intimamente ligados à descoberta das propriedades combustíveis do gás metano.

O primeiro reconhecimento de que os processos biológicos anaeróbios resultavam na conversão de matéria orgânica em metano é atribuída a Volta que, em 1776, mostrou que “ar combustível” era formado a partir de sedimentos em lagos e lagoas, ou seja, que o metano era originário do material orgânico contido no sedimento. Em 1856, Reiset percebeu a liberação de metano a partir da decomposição de estrume e propôs que este processo fosse estudado para explicar a decomposição da matéria orgânica. Em 1897, Cameron reconheceu o valor do biogás proveniente dos processos anaeróbios e o utilizou, pela primeira vez, para fins de iluminação e aquecimento.

Digestão Anaeróbia

O tratamento primário com digestão anaeróbia dos sólidos removidos teve ampla aplicação nos anos entre as duas guerras mundiais. Nos anos trinta, 12 milhões de habitantes na Alemanha eram servidos por esses sistemas, na maioria das vezes o tanque Imhoff. Em muitas cidades o biogás

produzido era purificado e comprimido para ser usado como combustível automotivo. Em 1935 iniciou-se o que na época foi considerada a maior obra na história da engenharia sanitária: uma bateria enorme de tanques Imhoff com capacidade de 180.000 m³, construída para o tratamento de esgoto da cidade de Chicago.

Nas décadas seguintes o tratamento anaeróbio de esgoto perdeu terreno em favor do tratamento aeróbio, notadamente o filtro biológico e o sistema de lodo ativado. Esta menor aplicação da digestão anaeróbia se deveu principalmente à maior eficiência de remoção de material orgânico nos sistemas aeróbios. A baixa eficiência de remoção dos primeiros sistemas de tratamento anaeróbio deve ser atribuída a uma falha fundamental no projeto: há pouco ou nenhum contato entre a massa bacteriana anaeróbia no sistema e o material não sedimentável no afluente. Por esta razão, muito do material dissolvido ou hidrolisado não pode ser metabolizado e acabará descarregado do sistema de tratamento juntamente com o efluente. Na época, a importância do contato entre o lodo e o material orgânico do afluente não foi reconhecida e o desempenho sofrível dos sistemas anaeróbios era atribuído a uma inferioridade intrínseca com relação aos sistemas aeróbios.

O processo anaeróbio de contato foi investigado em 1957, com a utilização de um sistema com dois estágios. O sistema consistia de um tanque de decantação cônico e um filtro anaeróbio de 2,6 m³, com os quais foram obtidos bons resultados na remoção da matéria orgânica e de sólidos em suspensão. Baseado nesta investigação, foi desenvolvido um estudo em planta-piloto do processo anaeróbio de contato para o tratamento de esgoto sanitário, com um reator e um tanque de decantação retangulares, entretanto, inovando em sua configuração. O tanque possuía oito entradas distribuídas nas duas paredes longitudinais e um reator com a saída do efluente pelo centro. Os resultados obtidos, entretanto, não foram animadores. Após estas experiências seguiram-se outras que basicamente procuravam combinar em uma linha de tratamento os diversos tipos de processos anaeróbios existentes (processo de contato, filtro anaeróbio e fossa séptica). Esses experimentos apresentavam uma característica em comum: o alto tempo de detenção hidráulica, o que inviabilizava sua aplicação a maiores quantidades de esgoto.

Baseando-se em trabalhos de Coulter et al. (1955, *apud* van Haandel e Lettinga, 1994), o filtro anaeróbio foi re-introduzido por Young e McCarty (1969, *apud* van Haandel e Lettinga, 1994). Atualmente, ainda é um sistema utilizado principalmente para tratamento de águas residuárias industriais, embora com aplicação bastante limitada. Historicamente, o filtro anaeróbio é importante porque foi o sistema de tratamento anaeróbio que primeiro demonstrou a viabilidade técnica de se aplicar cargas orgânicas elevadas, de 10 a 20 kgDQO/m³.d.

Em 1980, após alguns anos de acumulação de experiência e conhecimento teórico sobre o processo de digestão anaeróbia, foi possível tratar o esgoto sanitário com ótimas remoções de matéria orgânica (80%) e tempos de retenção bastante baixos (5 a 6,4 horas). Com estes tempos

de retenção, o processo passou a ser competitivo com os processos aeróbios. Simultaneamente, van Velsen *et. al.*(1980) desenvolveram um reator anaeróbio chamado de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo, para tratamento de resíduos de alta concentração orgânica. Este é um reator de alta taxa que opera com baixo tempo de detenção hidráulica e alto tempo de retenção de sólidos.

Devido ao sucesso obtido com os reatores anaeróbios de alta taxa de aplicação orgânica, em especial os reatores de fluxo ascendentes (UASB e filtro anaeróbio), várias outras configurações de reatores anaeróbios foram e continuam sendo desenvolvidas para o tratamento dos mais diversos tipos e características de esgotos. Muitas destas novas concepções apresentam similaridades, sendo muitas vezes consideradas variantes de reatores de uso já consagrados, como o Reator Anaeróbio com Biodisco Rotatório, Reator Anaeróbio de Leito Granular Expandido, Reator Anaeróbio com Recirculação Interna, Reatores Anaeróbios Compartimentados, Reatores UASB compartimentados, Reator Anaeróbio Sequencial em Batelada, Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo e Combinações de Reatores Anaeróbios (Chernicharo, 1997).

Remoção de nutrientes e microorganismos patogênicos

Na segunda metade do século passado, tornou-se evidente que a descarga de efluentes de sistemas de tratamento secundário podia resultar em deterioração da qualidade do corpo receptor, com produção de algas, mesmo quando a remoção de material orgânico era muito eficiente. Este fenômeno, denominado eutrofização, ocorre devido à descarga excessiva de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, desencadeando um desenvolvimento explosivo de biomassa (autotrófica) na água e fazendo com que o nível de oxigênio dissolvido possa atingir níveis baixos demais para sustentar a vida de outros organismos. A busca de uma solução para este problema resultou no desenvolvimento de sistemas de tratamento terciário, nos quais, à exceção das lagoas de maturação, nitrogênio e fósforo são também removidos. Os sistemas biológicos de tratamento não são, entretanto, adequados para a remoção de microorganismos patogênicos, sendo necessário um tratamento adicional em uma unidade específica para se efetuar a remoção dos mesmos. Dentre os vários métodos que vêm sendo aplicados para remoção dos microorganismos patogênicos estão incluídos os métodos químicos (desinfecção), físico-químicos (radiação ultravioleta) e físicos (filtração).

2.2.1. O Reator UASB

O histórico e a descrição dos reatores UASB apresentados a seguir é baseado nos relatos apresentados por Polito-Braga (2000) e van Haandel e Lettinga (1994).

O Reator UASB foi desenvolvido na década de 70 pelo Professor Gatzte Lettinga e sua equipe na Universidade de Wageningen, Holanda, a partir de estudos efetuados com o filtro anaeróbio

ascendente. No Brasil, têm sido divulgadas novas terminologias para a identificação desses tipos de reatores, sendo que pelo menos quatro siglas têm sido de uso freqüente: RAFA (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente), DAFA (Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente), RAFAALL (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente Através de Leito de Lodo) e RALF (Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado). O reator anaeróbio de fluxo ascendente é o sistema mais usado de tratamento anaeróbio de esgoto a taxa elevada. Várias unidades em escala real foram implantadas em diferentes países e todos eles operam em regiões com climas tropical ou subtropical. Estudos em escala piloto foram realizados também em regiões com clima moderado. Essencialmente, o processo consiste de um fluxo ascendente de esgoto através de um leito de lodo denso e de elevada atividade microbiana. O perfil de sólidos no reator varia desde muito denso, com partículas granulares e elevada capacidade de sedimentação, próximo ao fundo (leito de lodo), até um perfil mais disperso e leve, próximo ao topo do reator (manta de lodo).

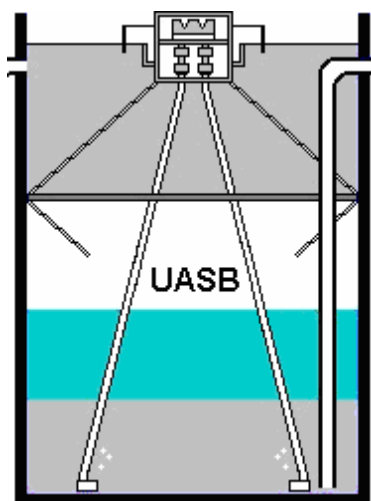


Figura 2.1. Reator UASB.

O dispositivo mais característico do reator UASB é o separador de fases. Este separador de fases é colocado no reator e o divide em uma parte inferior ou zona de digestão, onde há um leito de lodo responsável pela digestão anaeróbia, e uma parte superior ou zona de sedimentação, conforme ilustra a Figura 2.1. A água residuária entra pelo fundo do reator e quando passa pela zona de digestão, há mistura do material orgânico nela presente com o lodo anaeróbio, ocorrendo então a digestão anaeróbia, que resulta na produção de biogás e no crescimento do lodo. O líquido escoar em direção ascendente e passa pelas aberturas que existem no separador de fases para a parte superior do reator. Devido à forma do separador de fases, a área disponível para o escoamento ascensionar do líquido na parte superior aumenta na medida em que o líquido se aproxima da superfície de água. Correspondentemente, a velocidade do líquido tende a diminuir. Desse modo, flocos de lodo que são arrastados e passam pelas aberturas no separador de fases para a parte superior do reator, encontrarão uma zona tranqüila. Nessa zona é possível que a velocidade de sedimentação de uma partícula se torne maior que a velocidade de arraste pelo

líquido numa determinada altura. Neste caso a partícula acabará sendo depositada sobre a superfície inclinada do separador de fases. Quando uma massa suficientemente grande de sólidos acumula o peso aparente desses sólidos se tornará maior que a força de atrito, de modo que estes deslizarão, entrando novamente na zona de digestão na parte inferior do reator. Desta maneira, a presença de uma zona de sedimentação acima do separador de fases resulta na retenção do lodo, permitindo a presença de uma grande massa na zona de digestão, enquanto se descarrega um efluente substancialmente livre de sólidos sedimentáveis (van Haandel e Lettinga, 1994). Embora parte das partículas mais leves seja perdida juntamente com o efluente, o tempo médio de residência de sólidos no reator é suficientemente elevado para manter o crescimento de uma massa densa de microorganismos formadores de metano, apesar do reduzido tempo de detenção hidráulica.

Um dos princípios fundamentais do processo é o desenvolvimento de uma biomassa altamente ativa no reator. Esta biomassa pode se apresentar em flocos ou em grânulos (1 a 5 mm de tamanho). O cultivo de um lodo anaeróbio de boa qualidade é conseguido através de um processo cuidadoso de partida do processo. O projeto de reatores de manta de lodo é bastante simples e não demanda a implantação de meio-suporte para a retenção da biomassa.

As bolhas de biogás que se formam na zona de digestão sobem na fase líquida até encontrarem uma interface líquido-gás, presente abaixo do separador de fases. Nesta interface as bolhas se desprendem, formando uma fase gasosa. Flocos de lodo, eventualmente aderidos às bolhas, podem subir até a interface, mas, após o desprendimento do gás, tenderão a decantar para novamente fazer parte da massa de lodo na zona de digestão. As bolhas de gás que se formam verticalmente abaixo das aberturas do separador de fases (necessárias para o escoamento da fase líquida para a parte superior do reator), precisam ser desviadas para evitar que passem pelas mesmas aberturas, criando turbulência na zona de sedimentação. Para tanto, colocam-se obstáculos que funcionam como defletores de gás abaixo das aberturas.

Atualmente o reator UASB tem sido o sistema de tratamento anaeróbio com mais ampla aplicação na prática. No Brasil, a consolidação dos reatores UASB envolve uma série de fatores sócio-econômicos e ambientais favoráveis, como o clima. Do ponto de vista econômico, requer baixo custo de instalação, operação e manutenção, quando comparado com processos aeróbios de tratamento. Existem hoje no país centenas de reatores UASB operando em escala real no tratamento de esgoto sanitário.

2.3. Caracterização das Águas Residuárias

A composição e a concentração dos constituintes indesejáveis presentes no esgoto sanitário dependem até certo ponto dos costumes sócio-econômicos da população contribuinte. Invariavelmente, os objetivos do tratamento de esgoto incluem a remoção dos sólidos em suspensão e do material orgânico, podendo haver um tratamento complementar aos tratamentos

primário e secundário, visando a remoção de outros constituintes importantes, como os nutrientes e os organismos patogênicos, denominado tratamento terciário.

2.3.1. Matéria Orgânica

A essência dos processos biológicos de tratamento de esgotos reside na capacidade dos microrganismos envolvidos utilizarem os compostos orgânicos biodegradáveis, transformando-os em subprodutos que podem ser removidos do sistema de tratamento. O substrato orgânico presente nos esgotos é fonte de energia ou fonte material para a síntese de novas células para os microrganismos e são divididos em três grandes categorias: proteínas (40 - 60%), carboidratos (25 - 50%) e lipídios (10%) (Hammer e Hammer Jr., 1996; Metcalf e Eddy, 1991). Além dessas substâncias, encontram-se nos esgotos moléculas sintéticas orgânicas compreendendo desde as estruturas mais simples até as mais complexas, que podem não ser ou são muito lentamente decompostas biologicamente. A utilização do material orgânico pelos microorganismos, o consumo do material orgânico para obtenção de energia e a síntese de material celular a partir do material orgânico são denominados, respectivamente de metabolismo, catabolismo e anabolismo (van Haandel e Lettinga, 1994).

Para que os processos metabólicos sejam adequadamente descritos, é preciso que se caracterize quantitativamente a concentração do material orgânico. No entanto, tendo-se em vista a enorme variedade de compostos orgânicos presentes no esgoto, torna-se praticamente inviável determiná-los individualmente. Por esta razão, é comum que se faça uso de alguns parâmetros indicadores de matéria orgânica, tais como DQO, DBO última, DBO₅ e COT, assim definidos conforme Von Sperling (1995):

- DQO (Demanda Química de Oxigênio): Representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea.
- DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio): Representa a fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos. É uma medida de oxigênio consumido em cinco dias pelos microorganismos na estabilização bioquímica da matéria orgânica, à temperatura de 20°C.
- DBO última: Representa o consumo total de oxigênio, ao final de vários dias, requerido pelos microorganismos para a estabilização bioquímica da matéria orgânica.
- COT (Carbono Orgânico Total): É uma medida direta da matéria orgânica carbonácea, determinada através da conversão do carbono orgânico em gás carbônico.

A eficiência de um sistema de tratamento pode ser medida pela redução da DBO ou DQO no processo. As bactérias são os principais agentes do mecanismo de redução destes parâmetros, pois, além de desempenharem um papel na depuração da matéria orgânica, se aglomeram em

flocos, biofilmes ou grânulos que ajudam a reter a matéria orgânica, antes de assimilá-la no interior das células.

2.3.2. Matéria Sólida

De acordo com o tamanho físico de partículas na água podem-se distinguir três categorias de matérias sólidas: sólidos dissolvidos, sólidos coloidais e sólidos particulados, sendo que as últimas categorias formam os sólidos em suspensão. Os sólidos totais são os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, e contribuem para a carga de sólidos. Cada categoria é definida como se segue (Von Sperling, 1995):

- Sólidos em suspensão: Fração dos sólidos que são filtráveis (não dissolvidos). Eles podem ser fixos (componentes minerais, inertes) ou voláteis (componentes orgânicos).
- Sólidos dissolvidos: Fração dos sólidos com dimensão inferior a 10^{-3} mm, orgânicos e inorgânicos, que não é filtrável. Também podem ser fixos (componentes minerais) ou voláteis (componentes orgânicos).
- Sólidos sedimentáveis: Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que sedimenta em uma hora no cone Imhoff. É uma indicação aproximada da sedimentação em um tanque de decantação.

2.3.3. Nutrientes

Além da matéria orgânica e dos sólidos presentes no esgoto, os nutrientes, notadamente nitrogênio e fósforo, são importantes constituintes das águas residuárias. O controle dos teores de nitrogênio e fósforo no efluente final dos sistemas de tratamento é imprescindível para se evitar a eutrofização dos corpos d'água, causada pelo excesso de nutrientes. As considerações sobre nitrogênio e fósforo, descritas a seguir, baseiam-se em Jordão e Pessoa (2005):

- Nitrogênio Total: é um nutriente indispensável para o desenvolvimento de microorganismos no tratamento biológico. Inclui o nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato. O nitrogênio orgânico normalmente aparece sob forma de proteínas, aminoácidos e uréia. As bactérias transformam, através da oxidação biológica, o nitrogênio orgânico em amônia, depois em nitritos e depois em nitratos.
- Fósforo: é também um nutriente indispensável para o desenvolvimento de microorganismos no tratamento biológico. O fósforo existe na forma orgânica, quando combinado à matéria orgânica, e inorgânica, como ortofosfato e polifosfatos.

2.3.4. Organismos indicadores de poluição

Embora a degradação da matéria orgânica nos tratamentos biológicos seja conduzida por bactérias, existem organismos cuja presença é indesejável, principalmente quando se pretende

fazer reuso das águas residuárias tratadas. Além disso, sabe-se que a poluição das águas pelos microorganismos patogênicos é uma grande preocupação quando analisada sobre o prisma da saúde pública, por serem tais microorganismos os agentes das doenças de veiculação hídrica. Dentre os indicadores de poluição geralmente investigados estão (Jordão e Pessôa, 2005):

- Coliformes totais: a medida dos coliformes é dada por uma estimativa estatística de sua concentração, conhecida como o Número Mais Provável de Coliformes (NMP/100 mL). O esgoto bruto contém cerca de 10^6 a 10^9 NMP/100mL de coliformes totais.
- Coliformes fecais: constituem um subgrupo dos Coliformes Totais, conhecidos também por Coliformes Fecais Termotolerantes. O esgoto bruto contém cerca de 10^5 a 10^8 NMP/100mL de coliformes fecais.
- *Escherichia coli*, Enterococos fecais e *Streptococos fecais*: indicadores de contaminação fecal.
- Helmintos: parasitas cujos ovos podem ser detectados no esgoto e particularmente no lodo dos esgotos.
- Protozoários: parasitas cujos cistos de *Giardia lamblia*, *Entamoeba histolytica* e *Cryptosporidia spp.* são típicos de fezes humanas.
- Cianobactérias: aparecem principalmente em represas e reservatórios de acumulação, gerando toxinas.

2.4. Princípios da Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual populações bacterianas interagem estreitamente para promover a fermentação estável e auto-regulada da matéria orgânica, da qual resultam, principalmente, os gases metano e dióxido de carbono (Mosey, 1983a). A conversão de substratos orgânicos a metano é um processo biogênico complexo envolvendo grande número de populações microbianas e o processo de conversão global pode ser descrito como envolvendo tanto associações simbióticas diretas como indiretas entre os diferentes grupos de microorganismos (Malina Jr e Pohland, 1992).

Embora tais associações tenham sido ilustradas de várias maneiras, de acordo com Harper e Pohland (1986), existem nove etapas reconhecidas do processo, cada qual mediada por um grupo específico de microorganismos, a saber:

1. Hidrólise enzimática de polímeros orgânicos complexos, como proteínas, carboidratos e lipídeos, em seus respectivos monômeros: aminoácidos, açúcares e ácidos graxos;
2. Conversão de monômeros orgânicos a hidrogênio, bicarbonato, ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico e outros produtos orgânicos, tais como o etanol e o ácido lático. Esta etapa, denominada acidogênese, é realizada por uma grupo diversificado de

- bactérias, das quais a maioria é anaeróbia obrigatória. Contudo, algumas espécies anaeróbias são facultativas e podem metabolizar o material orgânico por via oxidativa;
3. Acetogênese: oxidação de produtos orgânicos reduzidos a hidrogênio, bicarbonato e ácido acético pelas bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio (BAPH);
 4. Respiração homoacetogênica do bicarbonato pelas bactérias homoacetogênicas, com formação de acetato;
 5. Oxidação de produtos orgânicos reduzidos a acetato pelas bactérias redutoras de nitrato (BRN) e pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS);
 6. Oxidação de acetato a bicarbonato pelas BRN e BRS;
 7. Oxidação de hidrogênio pelas BRN e BRS;
 8. Fermentação metanogênica acetoclástica: as arqueas metanogênicas acetoclásticas convertem o acetato produzido nas etapas anteriores em gás metano e dióxido de carbono;
 9. Respiração metanogênica do hidrogênio: arqueas metanogênicas hidrogenotróficas realizam a respiração do H_2 , utilizando-o na produção de CH_4 .

Estas possibilidades de conversão podem servir como uma base conveniente para enfatizar alguns requisitos bioquímicos e ambientais importantes do tratamento anaeróbio de substratos orgânicos e para direcionar o desenvolvimento ou seleção de configurações de processo com utilização de substrato.

Cada uma dessas etapas deve ser mantida em equilíbrio dinâmico a fim de que a metanogênese ocorra à taxa máxima. A manutenção desse equilíbrio está relacionada com a natureza das entradas (inputs) e com a intensidade com que o destino final do hidrogênio é afetado. Como se sabe, o hidrogênio deve ser continuamente removido do meio para assegurar que a produção de ácido acético não seja interrompida ou diminua drasticamente. Essa condição é essencial para que a fermentação metanogênica prevaleça, pois os microrganismos metanogênicos utilizam somente um limitado número de substratos específicos, sendo H_2 e ácido acético os mais importantes, responsáveis por cerca de 30% a 70%, respectivamente, do gás metano gerado em biodigestores (Foresti, 1994).

Um sistema de tratamento anaeróbio tenderá a desenvolver uma população bacteriana compatível com a natureza do material orgânico e das cargas orgânica e hidráulica. Em um sistema de tratamento equilibrado (i.e., tendo uma população compatível com o material orgânico no afluente), são importantes para a eficiência da remoção do material orgânico biodegradável os seguintes fatores (van Haandel e Lettinga, 1994):

1. A natureza do material orgânico a ser digerido.
2. A existência de fatores ambientais adequados para digestão anaeróbia.
3. Tamanho da população bacteriana (eficiência de retenção de lodo no sistema).

4. Intensidade de contato entre o material orgânico afluyente e as populações bacterianas.
5. Tempo de permanência do esgoto no sistema de tratamento.

2.4.1. Microbiologia da Digestão Anaeróbia

Os microorganismos que participam do processo de decomposição anaeróbia podem ser divididos em três importantes grupos de bactérias, com comportamentos fisiológicos distintos (Chernicharo, 1997):

1. Bactérias Fermentativas:

- Hidrolíticas: transformam, por hidrólise, os polímeros em monômeros.
- Acidogênicas: transformam os monômeros em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose.

2. Bactérias Acetogênicas:

- Produtoras de Hidrogênio (BAPH): convertem os produtos gerados pelas bactérias fermentativas a hidrogênio, bicarbonato e ácido acético.
- Consumidoras de Hidrogênio: formado pelas bactérias redutoras de nitrato (BRN) e pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS), oxidam os produtos orgânicos reduzidos a acetato.
- Homoacetogênicas: realizam o controle de H_2 através da respiração do bicarbonato com formação de acetato.

3. Microrganismos Metanogênicos:

- Acetoclásticos: utilizam o acetato, transformando-o em metano e dióxido de carbono. Pertencem a dois gêneros principais: *Methanosarcina* e *Methanosaeta*.
- Hidrogenotróficos: produzem metano, através da redução do dióxido de carbono. Os gêneros mais frequentemente isolados em reatores anaeróbios são: *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*.

Os microrganismos metanogênicos são cruciais para a estabilização anaeróbia de uma variedade de substratos, pelo fato de participarem do passo final na transferência de elétrons a partir de várias espécies doadoras (Malina Jr e Pohland, 1992). Neste sentido, diversos métodos foram desenvolvidos para avaliar a atividade microbiana anaeróbia, a partir da caracterização da atividade metanogênica específica (AME), apresentada posteriormente com maiores detalhes.

Hidrólise

Uma vez que as bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, a primeira fase do processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros), em materiais dissolvidos mais simples, de menor massa molecular (monômeros), os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. Esta conversão de materiais particulados em materiais dissolvidos é conseguida através da ação de enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. As proteínas se degradam através de (poli)peptidases para formarem aminoácidos, os carboidratos se transformam em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia de C (C₁₅ a C₁₇) e glicerol. Na prática do tratamento de esgoto, a taxa de hidrólise pode ser o processo limitante para todo o processo da digestão anaeróbia (van Haandel e Lettinga, 1994). Na anaerobiose, a hidrólise dos polímeros usualmente ocorre de forma lenta, sendo vários os fatores que podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado (Chernicharo, 1997):

- temperatura operacional do reator;
- tempo de residência do substrato no reator;
- composição do substrato;
- tamanho das partículas;
- pH do meio;
- concentração de NH₄⁺ - N;
- concentração de produtos da hidrólise (ácidos graxos voláteis).

Acidogênese

Os compostos dissolvidos oriundos da fase de hidrólise ou liquefação são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, excretados como substâncias orgânicas simples, como ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácido láctico e compostos minerais como CO₂, H₂, NH₃, H₂S, além de novas células bacterianas. Como os ácidos graxos voláteis são o principal produto dos organismos fermentativos, estes são usualmente designados de bactérias fermentativas acidogênicas. Entretanto, apesar da fermentação acidogênica ser realizada por bactérias estritamente anaeróbias, cerca de 1% das espécies presentes são facultativas e podem metabolizar o material orgânico pela via oxidativa. Isto é importante nos sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto, porque o oxigênio dissolvido eventualmente presente poderia se tornar uma substância tóxica, se não fosse removido pela acidogênese facultativa (van Haandel e Lettinga, 1994; Chernicharo, 1997).

Acetogênese

A acetogênese é a conversão dos produtos gerados na fase acidogênica em compostos que formam os substratos para produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Isto ocorre porque de todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelos microrganismos metanogênicos. Assim, as bactérias acetogênicas fazem parte de um grupo metabólico intermediário, que produz substrato para os microrganismos metanogênicos.

Usualmente, uma fração de aproximadamente 70% da DQO originalmente presente se converte em ácido acético, enquanto o restante da capacidade de doação de elétrons é concentrado no hidrogênio formado. Dependendo do estado de oxidação do material orgânico a ser digerido, a formação de ácido acético pode ser acompanhada pelo surgimento de dióxido de carbono ou hidrogênio. No entanto, numa mistura de poluentes orgânicos como em esgoto sanitário, sempre haverá a tendência de se formar mais hidrogênio do que dióxido de carbono. Desta maneira, a conversão dos compostos originais para ácido acético tende a ser um processo oxidativo e como tal, causa a liberação simultânea de um produto reduzido: o hidrogênio. Por outro lado, a liberação de hidrogênio do material original somente é possível quando há produção simultânea de produtos oxidados como dióxido de carbono e/ou parcialmente oxidados como ácido acético. Vale ressaltar que a quantidade de hidrogênio formada faz com que o pH do meio aquoso decresça e, caso a população de microrganismos metanogênicos não se encontre presente em quantidade suficiente, ou se estiverem expostas a condições ambientais desfavoráveis, estas não serão capazes de utilizar os ácidos voláteis na mesma taxa em que são produzidos pelas bactérias acidogênicas, poderá ocorrer o azedamento do reator (van Haandel e Lettinga, 1994; Chernicharo, 1997).

Metanogênese

A etapa final no processo global de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelos microrganismos metanogênicos. Sendo assim, sua baixa taxa de crescimento e de utilização dos ácidos orgânicos normalmente representa o fator limitante no processo de digestão como um todo. Os microrganismos metanogênicos acetoclásticos consistem nos microrganismos predominantes na digestão anaeróbia, sendo responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda a produção de metano, a partir da redução do ácido acético. Já os microrganismos metanogênicos hidrogenotróficos, são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. Tanto os microrganismos metanogênicos acetoclásticos quanto os hidrogenotróficos são muito importantes na manutenção do processo de digestão anaeróbia, uma vez que são responsáveis pela função essencial de consumir o hidrogênio produzido nas fases anteriores (van Haandel e Lettinga, 1994; Chernicharo, 1997).

Sulfetogênese

A produção de sulfetos é um processo no qual o sulfato e outros compostos a base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos. Durante este processo, sulfato, sulfito e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto, através da ação de um grupo de bactérias anaeróbias estritas, denominadas redutoras de sulfato.

Na ausência de sulfato, o processo de digestão anaeróbia ocorre de acordo com as seqüências metabólicas apresentadas anteriormente. Com a presença de sulfato numa água residuária, muitos dos compostos intermediários, formados através das rotas metabólicas passam a ser utilizados pelas bactérias sulforredutoras, provocando uma alteração das rotas metabólicas no digestor anaeróbio, uma vez que tais bactérias passam a competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e com os microrganismos metanogênicos pelos substratos disponíveis. A importância dessa competição bacteriana é maior quando ocorre o aumento da concentração relativa de SO_2^{-2} em relação à concentração de DQO (Chernicharo, 1997).

2.4.2. Bioquímica da Digestão Anaeróbia

A energia livre das reações pode ser definida, do ponto de vista da termodinâmica, como a energia útil que se torna disponível quando ocorre uma reação. Dessa maneira, se uma bactéria atua na oxidação de material orgânico, então a energia livre como resultado dessa oxidação fica disponível para a bactéria e pode, em princípio, ser usada, por exemplo, para processos anabólicos ou catabólicos. Na prática, a bactéria não será capaz de usar toda a energia disponível para o anabolismo, de modo que uma parte será perdida como calor para a fase aquosa na qual a reação bioquímica ocorre (van Haandel e Lettinga, 1994).

Quadro 2.1. Energia livre de algumas reações redox.

Oxidações (reações doadoras de elétrons)	ΔG° (KJ/mol)
Propionato → Acetato	+76,1
Butirato → Acetato	+48,1
Etanol → Acetato	+9,6
Lactato → Acetato	-4,2
Acetato → Metano	-31,0
Reduções (reações receptoras de elétrons)	
HCO_3^- → Acetato	-104,6
HCO_3^- → Metano	-135,6
Sulfato → Sulfeto	-151,9/-59,9
Nitrato → Amônia	-599,6/-511,4
Nitrato → Nitrogênio	-1120,5

A avaliação da variação da energia livre das reações possíveis de ocorrer no meio informa não só sobre a viabilidade e condições em que ocorrem, mas também indica quais reações, dentre as que utilizam o mesmo substrato, são mais favoráveis, estabelecendo ordenamento hierárquico entre elas, em função dos valores de ΔG^0 . Assim, entre duas reações do mesmo substrato, a de menor ΔG^0 deverá prevalecer (Foresti, 1994). Embora outros fatores ambientais possam influir no processo como um todo, essa ordem hierárquica tem sido confirmada experimentalmente para a maioria das reações mostradas no Quadro 2.1. (adaptado de Harper e Pohland, 1986).

2.4.3. Cinética da Digestão Anaeróbia

O controle ambiental efetivo no tratamento biológico de águas residuárias é baseado na compreensão dos princípios básicos que governam o crescimento dos microorganismos. As classes de microorganismos de importância no tratamento têm sido discutidas, assim como suas características metabólicas e seus padrões de crescimento (Metcalf e Eddy, 1991).

Tanto em sistemas com culturas contínuas ou em batelada, a taxa de crescimento das células bacterianas considera apenas a concentração de microorganismos presentes:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad (2.1)$$

em que $\frac{dX}{dt}$ é a taxa de geração de microorganismos (mg/L.d), μ é a taxa de específica de crescimento (d^{-1}) e X é a concentração de microorganismos (mg/L).

Já a cinética que envolve o crescimento de culturas anaeróbias (puras ou mistas) tem sido estudada utilizando-se a expressão de Monod, que relaciona a taxa de crescimento com a concentração do substrato limitante:

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \quad (2.2)$$

em que μ_m é a taxa de específica máxima de crescimento (d^{-1}) e S é a concentração do substrato limitante (mg/L) e K_s é a concentração de S para a qual $\mu = 0,5\mu_m$.

Vale ressaltar que os modelos supracitados se aplicam apenas em condições específicas, especialmente para sistemas com biomassa finamente dispersa (sem limitação de difusão de substrato) e com substratos bem conhecidos. Além disso, eles descrevem uma cinética de saturação onde todas as substâncias, exceto o substrato limitante, encontram-se presentes em abundância e os produtos formados não se acumulam em concentrações suficientes para inibir a reação (Chernicharo, 1997).

No entanto, para maior veracidade da relação, é necessário levar em consideração a redução de microorganismos devido ao metabolismo endógeno e outros fatores que também contribuem para o decréscimo da massa de microorganismos, como morte e predação. Tais fatores são usualmente agrupados a fim de representar o decaimento bacteriano total, cuja taxa pode ser expressa por:

$$\frac{dX}{dt} = -K_d X \quad (2.3)$$

em que K_d é o coeficiente de respiração endógena (d^{-1}) e X é a concentração de microrganismos (mg/L).

Desta forma, a taxa de crescimento líquido de microrganismos pode ser expressa por:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_m \frac{S}{K_s + S} X - K_d X \quad (2.4)$$

Existe quantidade razoável de dados sobre os valores assumidos pelos parâmetros cinéticos, nas mais diferentes condições. No entanto, a aplicação da modelagem matemática no projeto e operação de sistemas tem sido pouco registrada, devido ao grande número de fatores que afetam o valor desses parâmetros. Alguns exemplos são a composição do substrato e as relações geométricas de reatores de manta de lodo (UASB), que exercem influência sobre as características do lodo, alterando os valores dos parâmetros cinéticos globais, mesmo quando os demais fatores são mantidos constantes (Foresti, 1994).

2.4.4. Biomassa e Atividade Metanogênica Específica

Os processos anaeróbios de alta taxa são capazes de propiciar o desenvolvimento de uma grande quantidade de biomassa que pode ser mantida no reator, mesmo quando este é operado com baixos tempos de detenção hidráulica. Se for garantido o contato suficiente entre a biomassa e os compostos orgânicos, elevadas cargas podem ser aplicadas ao sistema. Entretanto, o sucesso de qualquer processo anaeróbio, especialmente os de alta taxa, depende fundamentalmente da manutenção, dentro dos reatores, de uma biomassa adaptada, com elevada atividade microbiológica, e resistente a choques (Chernicharo, 1997). Por esta razão, para fins de monitoramento, várias técnicas para a avaliação da atividade microbiana de reatores anaeróbios, notadamente dos microrganismos metanogênicos, têm sido utilizadas. Uma metodologia bastante utilizada consiste na caracterização da atividade metanogênica específica (AME), através do monitoramento contínuo da produção de biogás em equipamentos desenvolvidos para este fim, chamados de respirômetros. Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), a produção teórica de biogás com base na estequiometria da digestão anaeróbia é de 341 L/kgDQO ou em torno de 0,23 L de biogás/L de esgoto. No caso particular de reatores UASB, ou de qualquer outro sistema anaeróbio que dependa da imobilização de biomassa ativa, a acumulação de DQO insolúvel no

leito de lodo pode ser prejudicial para o processo. Essa acumulação leva à formação de lodo não bacteriano que, se presente em excesso, pode ocasionar a diluição da população de microrganismos metanogênicos no lodo, provocando a diminuição da atividade metanogênica específica.

2.4.5. Parâmetros de Projeto dos Processos Anaeróbios

Vazão de Esgoto

A vazão de água residuária produzida por uma comunidade se origina de três fontes diferentes: esgoto doméstico, águas residuárias industriais e águas de infiltração e de drenagem urbana. O esgoto doméstico se compõe de águas residuárias do tolete e águas resultantes de atividades domésticas diversas. A contribuição das águas residuárias industriais à vazão de esgoto depende do tamanho e da natureza das indústrias que lançam os seus efluentes na rede de esgoto, embora o procedimento mais comum é que os efluentes industriais sejam descarregados na rede de esgoto após um (pré)-tratamento no local da indústria. Em relação às águas de infiltração, ela depende não somente da ocorrência de chuvas, mas também da topografia e natureza do solo, da eficiência da drenagem urbana e da condição da rede de esgoto. Existem diversos fatores que afetam o consumo de água e a produção de esgoto e não dependem somente do tamanho da população contribuinte, mas também de suas características sócio-econômicas. Por esta razão, a produção de esgoto sanitário não pode ser estimada com grau razoável de precisão unicamente com base na população contribuinte. Além disso, há o problema de que a vazão tende a variar consideravelmente durante o dia, de acordo com o ciclo natural das atividades humanas (van Haandel e Lettinga, 1994).

A variação da vazão de esgoto afluente em um sistema de tratamento irá afetar diretamente o tempo de detenção hidráulica no reator e, como consequência, a eficiência do tratamento. Uma vazão de entrada muito alta pode ocasionar o arraste da manta de lodo presente interior do reator, reduzindo-se a qualidade do efluente final. Além disso, haverá alterações na produção de biogás e ainda na composição do mesmo, aumentando-se a porcentagem de CO₂ presente no biogás.

Carga Hidráulica Volumétrica e Tempo de Detenção Hidráulica

A carga hidráulica volumétrica equivale ao inverso do tempo de detenção hidráulica no reator e pode ser entendida como a quantidade de esgoto aplicada diariamente ao reator, por unidade de volume do mesmo. De acordo com Chernicharo (1997), a carga hidráulica volumétrica não deve ultrapassar 5,0 m³/m³.d, o que equivale a um tempo de detenção hidráulica mínimo de 4,8 horas. Caso contrário, poderá ocasionar uma perda excessiva de microrganismos ativos do sistema carregados pelo efluente. Esta limitação faz com que o dimensionamento de um reator para

tratamento de esgoto sanitário considere prioritariamente a carga hidráulica volumétrica, em relação à carga orgânica volumétrica, como será visto nos itens seguintes.

Matéria Orgânica

Existem diversas situações em que a matéria orgânica pode variar consideravelmente, como, por exemplo, quando parte da composição do esgoto provém de águas residuárias industriais. Este fato ocorre quando após um pré-tratamento local, a indústria lança seus efluentes na rede de esgoto. Nas regiões industrializadas, a vazão das águas residuárias industriais é uma fração grande do esgoto e pode exceder a vazão do esgoto doméstico (van Haandel e Lettinga, 1994).

A matéria orgânica presente no esgoto pode variar consideravelmente ao longo do dia devido aos hábitos da população. Este fato indica que a informação quantitativa em termos de DQO afluente é um fator importante para que se faça uma boa estimativa da produção de biogás no reator, quando esta for a variável escolhida para avaliar o comportamento do mesmo através do uso de um modelo. No caso do monitoramento *on-line* da planta, o teor de matéria orgânica afluente pode ser estimado através de uma relação pré-estabelecida entre a DQO afluente e outra variável que caracterize o esgoto sanitário, como por exemplo, a turbidez afluente.

Carga Orgânica Volumétrica

A carga orgânica volumétrica é definida como a quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de volume do mesmo. Assim como a carga hidráulica volumétrica e a carga biológica (carga de lodo), a carga orgânica volumétrica consiste em um dos principais parâmetros de projeto de reatores de tratamento de esgoto sanitário. As cargas orgânicas aplicadas nos projetos de estações em escala plena têm sido via de regra inferiores a 15 kgDQO/m³d, embora para esgotos domésticos a mesma é quase sempre inferior a 3,0 kgDQO/m³d (Chernicharo, 1997).

A sobrecarga orgânica é diagnosticada quando os organismos presentes num sistema de tratamento são incapazes de remover o material orgânico com a eficiência desejada, o que dificilmente ocorre quando se trata de esgoto sanitário. Por esta razão, a carga orgânica volumétrica é mais utilizada como parâmetro de projeto quando se trata de águas residuárias mais concentradas, acima de 2500 mg/L, conforme ilustra a Figura 2.2.

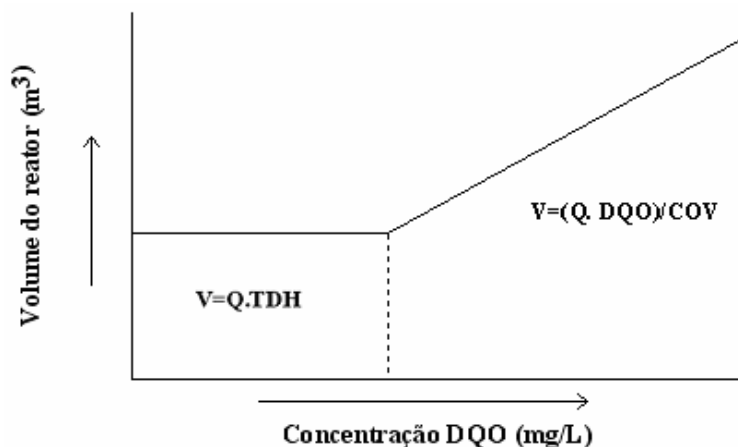


Figura 2.2. Relação entre concentração de DQO e volume do reator (Adaptado de Lettinga e Hulshoff Poll (1995) *apud* Chernicharo (1997)).

2.4.6. Fatores Ambientais

Temperatura

A temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes e mais extensivamente estudados na digestão anaeróbia, porque afeta a velocidade das reações químicas e bioquímicas (Foresti, 1994). Além disso, uma vez que os microorganismos não possuem meios para controlar sua temperatura interna, esta é determinada pela temperatura ambiente externa (Chernicharo, 1997).

As faixas de temperatura associadas ao crescimento microbiano podem ser divididas em psicrófila (entre 0 e 20°C), mesófila (entre 20 e 45°C) e termófila (entre 45 e 70°C). Embora os níveis ótimos de temperatura associados à digestão anaeróbia encontram-se tanto na faixa mesófila (entre 30 e 35°C) quanto na faixa termófila (50 a 55°C), esta última não tem sido considerada muito satisfatória, devido ao suplemento de energia necessário para aquecer os digestores (Chernicharo, 1997).

Em águas residuárias concentradas, a temperatura pode ser considerada uma variável de processo, já que pode regular o seu valor através da combustão de metano produzido, usando-se o calor para aquecer a água até um determinado valor desejado. No caso do tratamento de esgoto, o calor que pode ser obtido a partir da combustão do metano produzido será insuficiente para afetar a temperatura do esgoto de maneira significativa (van Haandel e Lettinga, 1994). Por esta razão, os tratamentos anaeróbios tendem a perder eficiência em períodos de inverno devido à alteração no metabolismo endógeno dos microorganismos. Este fato pode ser facilmente percebido a partir da significativa redução na produção de biogás, como será discutido adiante.

pH

O pH tem um significado muito importante no processo anaeróbio. Sua queda revela um acúmulo de intermediários ácidos num nível superior ao tolerado pela capacidade tampão do meio, o que pode ser o resultado de um desequilíbrio entre a produção e o consumo dessas substâncias, decorrente da falta de equilíbrio entre as populações. No caso de sistemas anaeróbios tratando esgoto sanitário, um valor adequado e estável de pH é obtido automaticamente, devido à predominância do sistema carbônico ($\text{H}_2\text{CO}_3\text{-HCO}_3^- \text{-CO}_3^{2-}$), que dispensa a adição de substâncias alcalinas para corrigir o pH.

Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV) e Alcalinidade

Os ácidos orgânicos voláteis estão entre os parâmetros mais importantes para o acompanhamento e controle da digestão anaeróbia. Vários métodos estão disponíveis para sua medida, sendo que o melhor deles é a cromatografia, tanto em fase gasosa como em fase líquida, por fornecer informações detalhadas. A medida da alcalinidade mostra o nível da capacidade tampão, sendo por isso importante para a prevenção de quedas de pH. Existem diversas espécies químicas que conferem alcalinidade ao meio: bicarbonato, sais de ácidos voláteis e outros. Uma vez que cada espécie tem o seu pH de neutralização completa, o significado do parâmetro depende do pH final de titulação. A alcalinidade total é determinada por titulação até pH 4,0.

A relação AOV/Alcalinidade é um parâmetro mais adequado para o monitoramento do processo, pois permite prever e evitar a queda de pH, que poderia provocar uma falha do sistema, do que simplesmente o AOV e a alcalinidade separadamente. Os valores recomendados ficam entre 0,1 e 0,35 em concentrações molares de AOV e alcalinidade, que correspondem a 0,006 e 0,2 quando ambos os parâmetros estão expressos em mg/L.

Toxicidade

Os compostos que podem exercer algum efeito tóxico sobre os microrganismos do processo de digestão anaeróbia, normalmente não se encontram no esgoto. O sulfeto, gerado a partir da redução de sulfato, dificilmente atinge uma concentração suficientemente alta para causar problemas de toxicidade (van Haandel e Lettinga, 1994). Caso isso aconteça, o sulfeto gerará uma competição por substratos orgânicos, provocando uma alteração na rota metabólica da digestão anaeróbia (McCarty, 2001). Além dos sulfetos, alguns grupos de substâncias químicas como metais pesados e substâncias organo-clorada também exercem efeito tóxico, mesmo a concentrações muito baixas. Por vezes, os íons cloretos presentes no esgoto sanitário são oriundos de águas de infiltração em regiões costeiras. O oxigênio dissolvido também constitui um problema se o projeto do reator permitir a aeração do esgoto antes do tratamento.

Capítulo 3

Modelagem de Sistemas de Tratamento Anaeróbio e Diagnóstico de Falhas

Como qualquer processo biológico, os processos anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário estão sujeitos a certas entradas exógenas ou perturbações na planta que podem modificar substancialmente o comportamento do processo. A identificação das possíveis perturbações no processo e a determinação de sua influência na eficiência do tratamento requerem um estudo complexo do comportamento do processo à luz das teorias da digestão anaeróbia, da sedimentação, da cinética, da hidrodinâmica e outras teorias que envolvem os processos desta natureza.

3.1. Modelos do Tratamento Anaeróbio

Os modelos fenomenológicos dos processos anaeróbios de tratamento têm sido desenvolvidos desde a publicação do modelo proposto por Andrews *et. al.* (1964). Desta fase até o presente, diversas contribuições foram realizadas nesta linha de pesquisa, dentre as quais pode ser citado o sofisticado modelo proposto por Batstone *et. al.* (2002), composto por equações diferenciais e algébricas que definem o estado dinâmico de vinte e seis variáveis do processo. No entanto, à medida que os modelos matemáticos tornaram-se demasiadamente complexos e específicos, tornou-se cada vez mais difícil sua aplicação em plantas reais, principalmente devido à falta de equipamentos de instrumentação adequados à medição de parâmetros muito específicos. Algumas alternativas de modelagem, como a identificação e a modelagem *fuzzy*, são muito utilizadas em sistemas não lineares e de grande complexidade, tais como os processos anaeróbios de tratamento de águas residuárias, e nortearam o desenvolvimento da modelagem apresentada ao longo desta tese.

Diferentemente do modelo fenomenológico, no modelo identificado caixa-preta não existe nenhuma relação óbvia entre a estrutura e seus parâmetros com aspectos físicos do sistema sendo identificado, o que pode facilitar a obtenção do modelo e possibilitar a escolha dentre várias estruturas possíveis (Corrêa e Aguirre, 2004). Já os modelos *fuzzy* possuem a particularidade de serem desenvolvidos a partir de uma técnica de parametrização mais próxima do raciocínio humano, com alto poder de interpretação. Introduzida por Zadeh (1965), a lógica *fuzzy* é uma teoria capaz de lidar com incertezas e de traduzir o conhecimento de especialistas humanos em modelos *fuzzy* na forma de regras lingüísticas processadas computacionalmente. Os modelos

fuzzy se subdividem em modelos do tipo Mandani e modelos do tipo Takagi-Sugeno e ambos têm sido bastante utilizados na modelagem de sistemas de tratamento anaeróbio, sobretudo para compor sistemas de diagnóstico operacionais (Puñal *et al.*, 2001, 2002a; Polit *et al.*, 2002).

A mera utilização de equipamentos de instrumentação para fins de monitoramento tem representado um grande avanço do ponto de vista tecnológico. Entretanto, mesmo com a existência dos mais diversos equipamentos de instrumentação alocados na planta, o gerenciamento de eventos anormais ainda tem sido uma tarefa predominantemente manual, onde a tomada de decisões cabe quase que exclusivamente ao operador. Esta tarefa se torna mais difícil à medida que as plantas se tornam mais amplas e complexas, uma vez que falhas em sensores, nos atuadores, nos sistemas de controle ou no próprio processo de tratamento podem tornar-se não detectáveis. Pelas questões mencionadas, um sistema de diagnóstico e detecção de falhas tem se tornado cada vez mais importante para fornecer informações ao operador sobre o estado real do processo e diagnosticar o mais rápido possível, quando eventuais perturbações na planta conduzirem o processo para regiões anormais de operação.

Os processos de tratamento anaeróbio de águas residuárias constituem um campo bastante rico para a aplicação de técnicas de modelagem, pelo fato de serem inerentemente dinâmicos, complexos e não-lineares. Por esta razão, um considerável esforço vem sendo despendido na tentativa de se gerar os mais diversos tipos de modelos que poderão ser utilizados em sistemas de controle e/ou sistemas de diagnóstico do processo. Uma revisão dos modelos dinâmicos de processos de digestão anaeróbia foi apresentada por Desjardins e Lessard (1992), enquanto que o estado da arte da modelagem da digestão anaeróbia e a identificação das áreas que ainda requerem maiores pesquisas foram apresentados por Lyberatos e Skiadas (1999).

Modelos Cinéticos

Grande parte dos modelos gerados para os processos anaeróbios de tratamento de águas residuárias baseia-se nas relações desenvolvidas por Monod, em 1949, Novick e Szilard, em 1950, Moser, em 1958, e Contois, em 1959, no campo da microbiologia (Pavlostathis e Giraldo-Gomes, 1991).

A proposta de Monod para a modelagem da taxa específica de crescimento é, certamente, a mais conhecida e utilizada pela comunidade científica das áreas de biotecnologia e microbiologia. A tradução matemática da dependência da taxa específica de crescimento dos microorganismos com diversos fatores, tais como substrato, biomassa, produto, oxigênio dissolvido, pH, temperatura e intensidade da luz, tem originado os mais diversos modelos cinéticos da digestão anaeróbia. Até 1990, cerca de 50 modelos cinéticos que ilustravam essas dependências são apresentados em Bastin e Dochain (1990).

Os primeiros modelos encontrados na literatura para as reações anaeróbias eram os modelos propostos por Andrews *et. al.* (1964). Tais modelos se baseavam nas relações de Monod e, embora considerassem apenas o estado estacionário do processo, eram capazes de prever falhas devido a sobrecargas hidráulicas. Andrews (1969) propôs um modelo que previa o comportamento dinâmico do processo de digestão anaeróbia e, pelo fato de incorporar a capacidade inibitória do substrato, era capaz de prever falhas devido a sobrecargas hidráulicas e orgânicas.

A incorporação das relações existentes entre os gases, o líquido e as fases biológicas do processo anaeróbio, foi desenvolvida por Andrews e Graef (1971), para um reator de mistura completa e fluxo contínuo (CSTR). Isto possibilitou a descrição do processo de inibição do substrato para baixos valores de pH, através da inclusão da função de inibição. Já o efeito da temperatura sobre algumas variáveis biológicas, entretanto, foi adicionado por Buhr e Andrews (1977). No entanto, a grande contribuição deste trabalho foi a proposição das equações de balanço de massa, de cinética biológica e das relações físico-químicas para os processos anaeróbios, nos quais se basearam muitos trabalhos posteriores. Mosey (1983a) apresentou uma revisão das expressões matemáticas mais comumente utilizadas para descrever o crescimento bacteriano nos processos de digestão anaeróbia e discutiu como as expressões podem ser utilizadas para o desenvolvimento de modelos matemáticos.

O acréscimo de novas características dinâmicas aos modelos, e a conseqüente melhoria da capacidade de previsão do comportamento do processo de digestão anaeróbia, contribuíram para a definição e para o detalhamento do comportamento de quatro principais grupos de populações responsáveis pelo tratamento. Mosey (1983b) apresentou o “Modelo das 4 Populações” considerando quatro caminhos metabólicos identificados no processo, sendo dois para acidogênese e dois para metanogênese. Por esta razão, o modelo é composto por dez equações diferenciais dinâmicas envolvendo os mais diversos substratos e microrganismos.

Segundo Foresti (1994), embora exista uma grande quantidade de dados relativos aos principais parâmetros cinéticos da digestão anaeróbia, a modelagem matemática aplicada ao projeto e à operação de sistemas anaeróbios ainda tem sido pouco utilizada. Sem dúvida, isso se deve ao grande número de fatores que afetam os valores dos parâmetros cinéticos. A enorme diversidade de valores reportados na bibliografia especializada, relacionando os parâmetros cinéticos a diferentes condições, como temperatura, tipo de substrato, tipo de cultura (mistas e puras), tipo de lodo, contribui mais para o entendimento dos fenômenos do que para a modelagem matemática do processo, para fins de projeto e operação. Assim, embora exista uma quantidade razoável de dados na literatura sobre os valores assumidos pelos parâmetros cinéticos, nas mais diferentes condições, inclusive revisões que ampliam o estudo da cinética para as várias etapas do processo, a aplicação dos modelos cinéticos em plantas reais ainda possui aplicação limitada, devido ao grande número de fatores que afetam o valor desses parâmetros. Dentro deste contexto, Knobel e

Lewis (2002) apresentam um modelo matemático para um sistema de tratamento anaeróbio tratando águas residuárias com alta concentração de sulfato.

Modelos Hidrodinâmicos e Sedimentação

Os modelos que descrevem o processo de sedimentação no tratamento anaeróbio foram desenvolvidos, em sua maioria, para reatores UASB. Narnoli e Mehrotra (1997) desenvolveram um modelo para a distribuição de sólidos ao longo do reator, tomando como base o princípio da difusão, a fim de controlar a concentração de sólidos que alcançam o separador gás-sólido e, assim, evitar o arraste de lodo no efluente.

Peters *et. al.* (2002) apresentaram um modelo desenvolvido a partir das dinâmicas das variáveis críticas que julgaram importantes para o projeto, o desempenho e a operação do reator UASB. O modelo é composto por 5 equações diferenciais parciais que definem o comportamento das variáveis orgânicas (DQO e DBO), sólidos suspensos totais e voláteis, variáveis hidráulicas e a velocidade ascensional de sólidos da biomassa. Um estudo da hidrodinâmica da pluma de esgoto afluyente na região de influência direta no fundo do reator UASB foi apresentado por Gimenez *et. al.* (2002). Visando maior eficiência na distribuição hidráulica de esgoto afluyente, foi desenvolvido um modelo físico tri-dimensional para o reator com base nas teorias de fenômeno de transporte e com o auxílio de processamento de imagens e traçadores.

Modelos Integrados e Modelos Híbridos

Os modelos matemáticos de processos de tratamentos anaeróbios existentes foram desenvolvidos substancialmente para reatores de mistura ideal com nenhum gradiente de concentração de componentes, embora a distribuição dos mesmos no interior do reator esteja longe de ser uniforme. Levando em consideração esta não uniformidade, assim como a cinética e a estequiometria das múltiplas reações, Kalyuzhnyi e Fedorovich (1997, 1998) apresentaram o desenvolvimento de um modelo matemático integrado do funcionamento do reator UASB. De forma geral, o modelo integrado inclui quatro principais blocos. O bloco cinético, incluindo o crescimento e o metabolismo das bactérias acidogênicas, acetogênicas, metanogênicas e redutoras de sulfato, o bloco físico-químico, para o cálculo do pH em cada compartimento em fase líquida, o bloco hidrodinâmico, que descreve o fluxo de líquido assim como o transporte e a distribuição dos componentes ao longo da altura do reator e o bloco transferência, que descreve a transferência de massa dos componentes gasosos do líquido para a fase gasosa. O modelo foi calibrado para alguns estudos experimentais do funcionamento de reatores UASB construídos por volta de 1994.

Com base no modelo supracitado, Kalyuzhnyi *et. al.* (1998) desenvolvem um modelo matemático da competição das bactérias sulforredutoras pelo substrato. Kalyuzhnyi *et. al.* (2001)

desenvolveram um modelo para o reator UASB cujo enfoque foi a dinâmica do lodo ao longo da altura do reator. Para tanto, o modelo se baseou no balanço entre dispersão, sedimentação e convecção, usando equações uni-dimensionais. O modelo inclui ainda as reações estequiométricas, a cinética de crescimento microbiano, o equilíbrio químico na fase líquida, as interações sólido-gás-líquido e ainda os balanços de massa para os componentes sólidos ao longo do reator.

É provável que o modelo mais complexo existente acerca da digestão anaeróbia seja aquele desenvolvido por “*IWA Anaerobic Digestion Modelling Task Group*” e apresentado por Batstone *et. al.* (2002), mais conhecido como “*The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1)*”. A estrutura do modelo inclui tanto a parte bioquímica quanto a físico-química do processo, implementada em 26 equações diferenciais e 8 equações algébricas. A parte bioquímica inclui os passos biológicos da digestão anaeróbia, como a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese, assim como o passo da desintegração e da hidrólise extracelulares. A parte físico-química inclui as reações líquido-líquido (associação de íons, dissociação), as trocas gás-líquido (transferência de gás) e as transformações líquido-sólido (precipitação e solubilização de íons).

A abordagem híbrida para o desenvolvimento de modelos de processos de digestão tem sido bastante utilizada na medida em que surgem dificuldades na obtenção dos parâmetros cinéticos dos modelos. Karama *et. al.* (2001) apresentaram uma abordagem híbrida para a modelagem cinética de um processo de digestão anaeróbia. Para tanto, assumiu-se duas principais populações de bactérias presentes no processo e as duas cinéticas desconhecidas foram modeladas através de redes neurais.

Para a modelagem de reatores UASB, modelos originalmente desenvolvidos para caracterizar a remoção de carbono em reatores contínuos de tanque agitado (CSTR), têm sido constantemente revisados a fim de integrar as melhorias obtidas com o conhecimento a respeito do comportamento dos mecanismos dos processos envolvidos (Dochain e Vanrolleghem, 2001). A avaliação física do UASB, mais especificamente o estudo da região de influência da entrada de esgoto no fundo do reator foi feita em (Gimenez *et. al.* 2002). Para tanto, foi utilizado um modelo físico tri-dimensional do UASB em escala reduzida, sendo geométrica e dinamicamente correlacionado a um protótipo em escala real.

3.2. Identificação e Estimação de Parâmetros

Embora algumas aplicações de identificação já tivessem sido realizadas anteriormente, as bases para a moderna identificação de sistemas foram lançadas na década de 60, com os trabalhos de Aström e Bohlin (1965, apud Gevers (2003)) e Ho e Kalman (1965, apud Gevers (2003)). Desta época em diante, diversas aplicações da metodologia de identificação de sistemas foram realizadas. Os modelos do tipo caixa-preta foram utilizados, por exemplo, para descrever a

dinâmica das relações entrada-saída entre padrão de alimentação e produção de metano em digestores anaeróbios, fluxo de ar e concentração de oxigênio dissolvido, vazões de entrada e concentração de sólidos suspensos no efluente, dosagem de carbono e taxa de nitrificação ((Beck, 1976; Berthouex *et. al.*, 1978; Novotny *et. al.*, 1992; Olsson, 1992), apud Vanrolleghem, 1994). Premier *et. al.* (1999) realizam uma comparação entre a identificação do tipo caixa-preta (modelo ARX) e os modelos de redes neurais para a representação do processo de digestão anaeróbia por leito fluidizado.

De forma geral, os modelos dinâmicos que descrevem os processos de tratamento de efluentes são caracterizados pelos seguintes fatores (Dochain e Vanrolleghem, 2001):

- Os modelos são altamente complexos, envolvendo sistemas não lineares de alta ordem e incorporando um número enorme de parâmetros e variáveis de estado.
- Existe uma falta de sensores economicamente viáveis e precisos, além de técnicas de medição das mais significativas variáveis de estado. Apesar de esforços consideráveis, as metodologias de medição ainda são consideradas a parte mais frágil do processo de modelagem e controle.

Os problemas acima mencionados são comuns para a maioria dos processos biotecnológicos, embora seja particularmente crucial em processos de tratamento de efluentes, devido a sua natureza inerentemente complexa. Os modelos que envolvem, por exemplo, diversas populações de microrganismos são difíceis de serem aplicados em plantas reais, já que os estados do processo não são facilmente medidos através de equipamentos de instrumentação.

Quando os sistemas são complexos o bastante para serem descritos através de leis físicas, uma alternativa interessante consiste na modelagem através de metodologias de identificação. Nos métodos de identificação caixa-preta, nenhuma informação sobre o sistema está disponível para a obtenção do modelo além dos dados. Neste caso, apenas dados de entrada e saída do sistema são usados durante a identificação. A escolha da representação e da sua estrutura é crítica em sistemas não lineares. Por esta razão, o sucesso de tais modelos depende fortemente da qualidade dos dados (dinâmicos) usados (Corrêa e Aguirre, 2004).

A Figura 3.1 apresenta de forma resumida os passos a serem seguidos no exercício de modelagem, dentre os quais merecem destaque as escolhas da estrutura do modelo e do método de identificação.

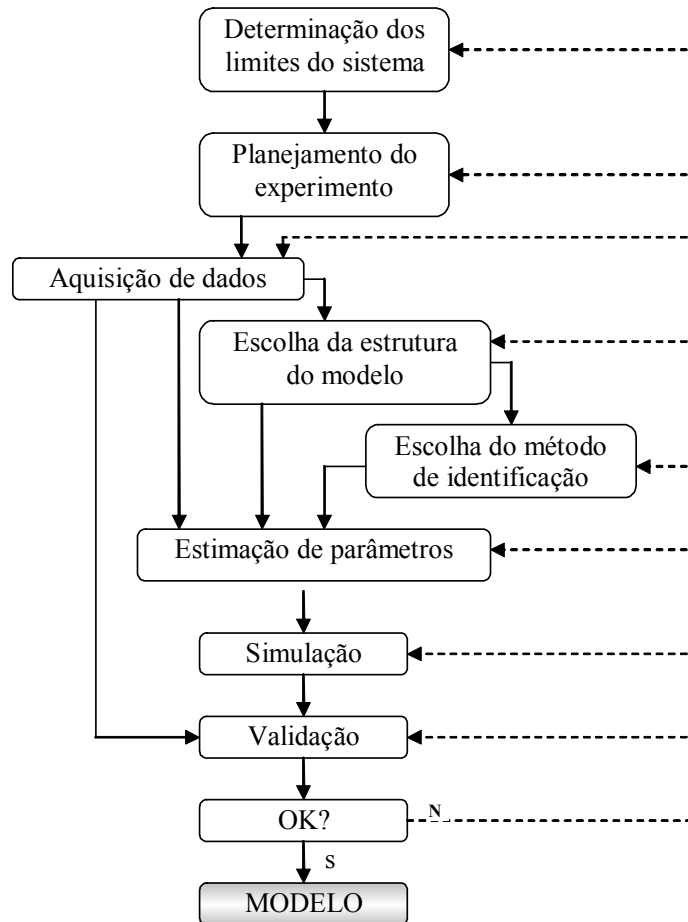


Figura 3.1. Modelagem do tipo caixa-preta.

Estrutura do modelo

A escolha da estrutura de modelo depende de aspectos, tais como a compacidade da estrutura e a complexidade numérica na estimação de parâmetros. A identificação caixa-preta permite obter modelos mais globais, mesmo com dados limitados a certa região de operação. Eles são obtidos através do ajuste dos dados experimentais a modelos de estrutura pré-definida, sem relação com descrições fenomenológicas. O modelo auto-regressivo com entradas exógenas, ARX (da nomenclatura inglesa, *autoregressive with exogenous inputs*), utilizado na tese para descrever o comportamento de reatores UASB, é tipicamente caixa-preta. Dentre as vantagens desta estrutura do tipo ARX, podem ser citadas a simplicidade e a linearidade. O Apêndice B apresenta em maiores detalhes as formulações matemáticas da estrutura ARX.

Método de Identificação e Estimação de Parâmetros

Segundo Dochain e Vanrolleghem (2001), a estimação de parâmetros pode ser definida como “a determinação de valores ótimos dos parâmetros que aparecem em uma descrição matemática,

com a utilização de dados experimentais, assumindo-se que a estrutura do modelo do processo, ou em outras palavras, as relações entre as variáveis e os parâmetros, sejam explicitamente conhecidas”.

Dentre os métodos de identificação existentes para a estimação dos parâmetros de um modelo, os métodos dos mínimos quadrados e mínimos quadrados recursivo são os mais utilizados. O item B.3 do Apêndice B apresenta a formulação matemática do método dos mínimos quadrados aplicado em sistemas dinâmicos. Maiores detalhes acerca dos métodos de identificação podem ser encontrados em Astron e Wittenmark (1995).

3.3. Modelagem *Fuzzy*

O conceito de conjunto *fuzzy* pode ser atribuído diretamente ao Prof. Lotfi A. Zadeh, da Universidade da Califórnia, cuja proposta visava fornecer uma ferramenta que auxiliasse a modelagem de fenômenos complexos, em especial àqueles que envolviam agentes humanos. Observando que os recursos tecnológicos disponíveis eram incapazes de automatizar as atividades relacionadas a problemas de natureza industrial, biológica ou química, não passíveis de processamento através da lógica booleana, publicou em 1965 um artigo resumindo os conceitos de lógica *fuzzy* (Zadeh, 1965). De acordo com Zadeh, à medida que se permite certa imprecisão no modelo, obtêm-se uma robustez que permite a modelagem de situações complexas, que de outra forma não poderiam ser modeladas (Yager e Filev, 1994a).

A partir da década de 70, a lógica *fuzzy* passou a ser reconhecida como uma ferramenta para o desenvolvimento de modelos de diversos sistemas. Em 1974, o Prof. Mandani, da Universidade de Londres, após inúmeras tentativas frustradas em controlar uma máquina a vapor com tipos distintos de controladores, incluindo o PID, somente conseguiu fazê-lo através da aplicação do raciocínio *fuzzy* (Mandani e Assilian, 1975). Esse sucesso serviu de alavanca para muitas outras aplicações, como em 1980, no controle *Fuzzy* de operação de um forno de cimento. Vieram em seguida, várias outras aplicações, destacando-se, por exemplo, os controladores *fuzzy* de plantas nucleares, refinarias, processos biológicos e químicos, trocador de calor, máquina diesel, tratamento de água e sistema de operação automática de trens.

3.3.1. Teoria de lógica *fuzzy*

A proposta de Zadeh em modelar o mecanismo do pensamento humano através de valores lingüísticos conduziu ao desenvolvimento de uma nova classe de sistemas, denominada de sistemas *fuzzy*. De forma geral, os sistemas *fuzzy* se referem ao resultado da *fuzzificação* de um sistema convencional. Assim, o modelo *fuzzy* pode ser definido como uma representação das características essenciais de um sistema à luz da teoria de conjunto *fuzzy*.

O processo de *fuzzificação* consiste no mapeamento das variáveis de entrada, que em geral são valores numéricos, em conjuntos *fuzzy* definidos no universo de discurso de uma variável lingüística, de tal forma que, uma vez *fuzzificado*, o valor pode ser manipulado em um sistema de inferência *fuzzy*. O resultado mais simples que pode ser obtido da *fuzzificação* de um valor numérico da entrada de um sistema é chamado *singleton*. Um *singleton* é um conjunto *fuzzy* definido por apenas um ponto do universo de discurso e uma pertinência, sendo que neste caso o ponto é o próprio valor da entrada e a sua pertinência pode ser determinada aplicando este valor às funções de pertinência dos conjuntos *fuzzy*.

A teoria de lógica *fuzzy* constitui uma maneira fácil de representar o conhecimento heurístico através de variáveis lingüísticas implementadas em regras. O processo de inferência *fuzzy* envolve funções de pertinência, operadores lógicos, tais como *e*, *ou*, e regras de conhecimento do tipo *se-então*. Funções de pertinências podem ser definidas como representações esquemáticas de conjuntos *fuzzy* (ou rótulos lingüísticos), construídas através de pares ordenados compostos pelo valor da variável e pelo grau de pertinência da variável, ou por funções analíticas. Elas permitem a representação de um grau de pertinência a um conjunto *fuzzy*, associado a uma variável lingüística, para um dado valor numérico de entrada. As funções de pertinência mais comumente utilizadas são do tipo triangular, trapezoidal, sigmoidal e gaussiana. Maiores detalhes acerca da lógica *fuzzy* são apresentados no item C.1 do Apêndice C.

As regras *se-então* formam a base de regras do modelo *fuzzy* que descrevem o comportamento do sistema a partir da tradução do conhecimento do especialista em uma forma que possa ser entendida pelo operador. Dentre as inúmeras vantagens da técnica estão a capacidade de lidar com incertezas e o enfoque nas aplicações práticas, desconsiderando a descrição analítica do processo e as relações matemáticas complexas. Todos os conceitos empregados de conjuntos *fuzzy* podem ser inseridos num modelo de base de regras do tipo *se-então*. Nesta formulação tem-se uma parte premissa e uma parte conseqüente. A parte premissa é aquela que compõe o *se* das regras de inferência, enquanto que a partes conseqüente compõe o *então*. Dependendo do tipo de estrutura de modelo, a parte conseqüente pode ser composta por uma quantificação *fuzzy* na forma de variável lingüística ou por uma função linear conseqüente.

Para se obter a resposta do sistema, é necessária a utilização de um mecanismo de inferência do valor da saída a partir das variáveis de entrada e das regras de inferência. O procedimento utilizado na máquina de inferência é chamado de raciocínio *fuzzy* aproximado, que são uma extensão dos procedimentos de raciocínio da lógica clássica, chamados tautologias (Lin e Lee, 1995). O item C.2 do Apêndice exemplifica algumas tautologias.

O resultado da máquina de inferência é ainda uma variável *fuzzy* e, portanto, necessita ser *defuzzificada*. Para tanto, é realizada uma operação inversa à que foi utilizada na *fuzzificação* das entradas, adotando-se a estratégia que melhor represente a distribuição do resultado *fuzzy*

inferido. Os métodos mais utilizados para no processo de fuzzificação são o método COG, Centro de Gravidade (do inglês, *Center of Gravity*) e o método MOM, Média do Máximo (do inglês, *Mean of Maximum*).

Os sistemas *fuzzy* se subdividem basicamente em duas categorias que diferem fundamentalmente em suas habilidades em representar diferentes tipos de informação, os modelos do tipo Mandani (Mandani e Assilian, 1975), e os modelos do tipo Takagi-Sugeno (Takagi e Sugeno, 1985).

3.3.2. Representações matemáticas de sistemas *fuzzy*

Modelo do tipo Mandani

Os modelos do tipo Mandani, também conhecidos como Modelos *Fuzzy* Relacionais, constituem-se de modelos essencialmente lingüísticos, e representam uma visão qualitativa do sistema. As regras do tipo *se-então* dos modelos Mandani são compostas por quantificações *fuzzy* associadas a variáveis lingüísticas, através do uso de operadores *max-min*.

A estrutura de modelo *fuzzy* do tipo Mandani pode ser representado da seguinte forma (Yager e Filev, 1994a):

$$\text{Se } (u(k) \text{ é } B_{i0}) \text{ e } (u(k-1) \text{ é } B_{i1}) \text{ e } \dots \text{ e } (u(k-n) \text{ é } B_{in}) \text{ e } (y(k-1) \text{ é } A_{i1}) \text{ e } (y(k-2) \text{ é } A_{i2}) \text{ e } \dots \text{ e } (y(k-n) \text{ é } A_{in}), \text{ então } y(k) \text{ é } A_{i0}, i = (1, m) \quad (3.1)$$

em que $B_{i0}, B_{i1}, \dots, B_{in}$ são os conjuntos *fuzzy* de referência utilizados para a partição do espaço de entrada e $A_{i0}, A_{i1}, \dots, A_{in}$ são os conjuntos *fuzzy* de referência para a partição do espaço de saída. Um exemplo da aplicação da estrutura de modelo Mandani apresentada na equação (3.1) é Se $(u(k) \text{ é } \textit{alto})$, então $y(k) \text{ é } \textit{positivo}$, em que as variáveis *alto* e *positivo* são definidas pelas respectivas funções de pertinência.

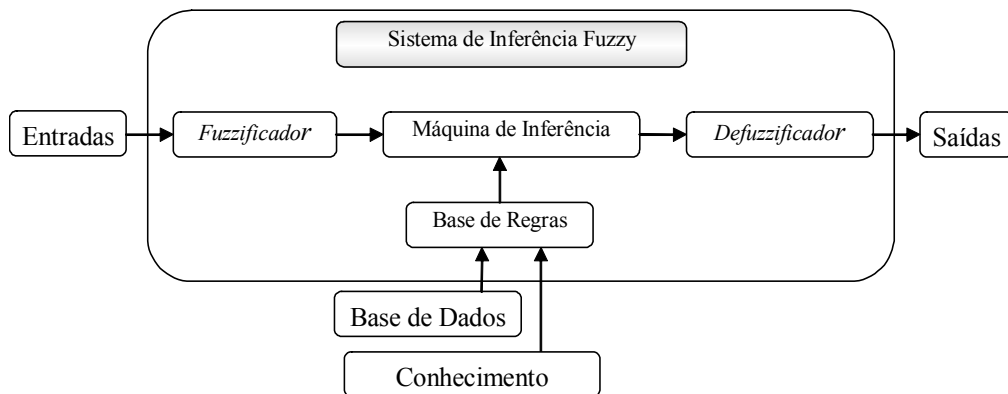


Figura 3.2. Sistema de Inferência *Fuzzy* para o Modelo do tipo Mandani.

O sistema de inferência do modelo *fuzzy* do tipo Mandani pode ser representado de acordo com a Figura 3.2. As entradas do sistema são *fuzzificadas* em variáveis *fuzzy* e então alimentam a máquina de inferência. Neste caso, a base de regras utilizada na máquina de inferência é composta por modelos do tipo Mandani, geralmente desenvolvidos a partir de dados da planta e de informações obtidas com o conhecimento dos operadores. Por fim, o modelo *fuzzy* deve, normalmente, calcular um valor numérico, através da etapa de *defuzzificação*.

Modelo do tipo Takagi-Sugeno

Os modelos do tipo Takagi-Sugeno são associados a uma base de regras de formato especial, caracterizada por conseqüentes funcionais em vez de conseqüentes *fuzzy*, como nos modelos Mandani. Estes modelos são desenvolvidos a partir de regras lógicas que possuem uma parte premissa (ou antecedente) e uma parte conseqüente. Este tipo de modelo permite uma aplicação relativamente fácil de técnicas de aprendizado para a identificação dos dados.

O modelo dinâmico *fuzzy* configurado por funções conseqüentes lineares pode ser apresentado genericamente da seguinte forma (Yager e Filev, 1994a):

$$\begin{aligned} \text{Se } (u(k) \text{ é } B_{i_0}) \text{ e } (u(k-1) \text{ é } B_{i_1}) \text{ e } \dots \text{ e } (u(k-n) \text{ é } B_{i_n}) \text{ e } (y(k-1) \text{ é } A_{i_1}) \text{ e} \\ (y(k-2) \text{ é } A_{i_2}) \text{ e } \dots \text{ e } (y(k-n) \text{ é } A_{i_n}), \text{ então } y(k) = b_{i_0}u(k) + \dots + b_{i_n}u(k-n) \\ - a_{i_1}y(k-1) - \dots - a_{i_n}y(k-n) \end{aligned} \quad (3.2)$$

em que os subconjuntos $B_{i_0}, B_{i_1}, \dots, B_{i_n}$ e $A_{i_1}, A_{i_2}, \dots, A_{i_n}$ representam as variáveis lingüísticas que são definidas sobre os espaços de entrada e saída. A saída $y(k)$ é definida como função linear das entradas passadas mais a entrada presente e as saídas passadas do sistema.

Métodos de Agrupamento

Para a determinação das regras a serem utilizadas na máquina de inferência durante o desenvolvimento de modelos do tipo Takagi-Sugeno, é comum a utilização de ferramentas que realize o agrupamento dos dados de mesmo comportamento e defina, conseqüentemente, o número de regras do sistema. O processo de agrupamento consiste em identificar, em um conjunto de dados de entrada e saída, grupos cujos dados ilustrem regiões com contorno razoavelmente delineado, gerando um conjunto de regras que fornecem uma representação concisa do comportamento do sistema. Para a modelagem de modelos dinâmicos *fuzzy* funcionais a partir de um conjunto de dados de treinamento, o método de agrupamento possibilita realizar um particionamento das variáveis premissas do modelo bem como fornecer os parâmetros iniciais das funções de pertinência das premissas.

Yager e Filev (1994b) propuseram o método de agrupamento conhecido como *Mountain Clustering*, composto por um algoritmo simples e efetivo para estimar o número e a localização inicial dos centros dos grupos. Para a definição dos grupos, o método utiliza a discretização dos dados através do gradeamento em linhas eqüidistantes, de tal forma que as interseções das linhas de grade, os nós, formem o conjunto de potenciais centros de agrupamentos. Posteriormente, uma função *mountain* é construída tendo como critério a distância dos nós de cada dado. Por fim, a função *mountain* é utilizada para gerar os centros dos grupos. A desvantagem do método é que o esforço computacional pode ser enorme, dependendo da dimensão do problema.

O método de agrupamento subtrativo (*Subtractive Clustering*), proposto por Chiu (1994) e utilizado neste trabalho, consiste na extensão do método *Mountain Clustering*. No entanto, diferentemente do método anterior, cada dado, e não cada nó, é considerado como um centro de agrupamento em potencial. A medida de potencial de um determinado ponto é uma função da distância deste ponto em relação a todos os outros pontos. Um ponto que possua muitos pontos vizinhos terá um alto potencial, enquanto o ponto com maior potencial deve ser o centro do primeiro grupo. O número de grupos definirá o número de regras do modelo *fuzzy*. A identificação da parte antecedente do modelo é solucionada através do agrupamento subtrativo do espaço entrada-saída. Esta abordagem pode ser utilizada para a estimativa inicial dos parâmetros antecedentes e os centros dos grupos resultantes são utilizados como parâmetros das partes antecedentes, definindo os centros das regras do modelo *fuzzy* Takagi-Sugeno (Chiu, 1994). Outros detalhes do método encontram-se no item C.4 do Apêndice C.

O sistema de inferência do modelo *fuzzy* do tipo Takagi-Sugeno pode ser representado de acordo com a Figura 3.3. A ferramenta ANFIS (da nomenclatura inglesa *Adaptive Neuro-Fuzzy Inference Systems*) foi apresentada por Jang (1993) como uma alternativa para a identificação automática de modelos *fuzzy*, através de procedimentos *neuro-fuzzy*. Na arquitetura ANFIS, o modelo *fuzzy* é descrito por uma estrutura em rede do tipo *feed-forward* e utiliza o modelo Takagi-Sugeno. Para os parâmetros antecedentes, que definem as funções de pertinência, a ferramenta ANFIS emprega o método dos gradientes descendentes para sintonizá-los. Para os parâmetros conseqüentes, ANFIS utiliza a técnica dos mínimos quadrados para identificá-los.

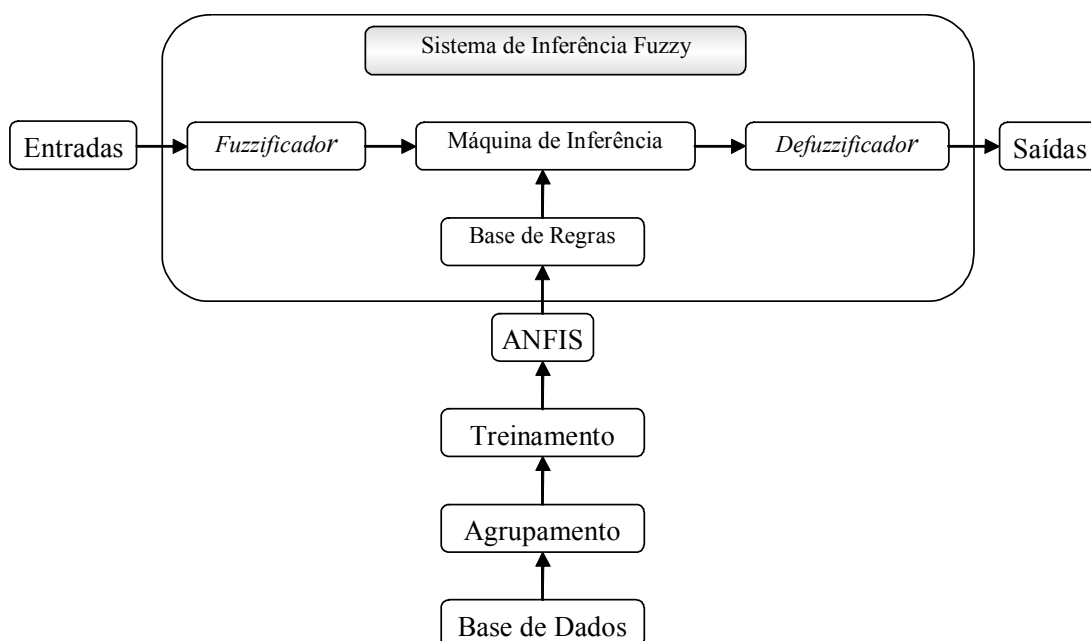


Figura 3.3. Sistema de Inferência *Fuzzy* para o Modelo do tipo Takagi-Sugeno.

3.3.3. Aplicações na Digestão Anaeróbia

As teorias de conjunto *fuzzy* foram aplicadas aos processos de digestão anaeróbia a partir da década de 80. Polit *et. al.* (2001) desenvolveram três estimadores *fuzzy* para a concentração de substrato na entrada, para a alcalinidade total e parcial no afluente e no efluente e para a concentração de ácidos graxos voláteis na saída de um reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente tratando efluentes de indústria de vinhos. Os estimadores foram construídos a partir de dados de pH, temperatura, vazão de entrada e vazão de gás disponíveis on-line. Polit *et. al.* (2002) fizeram uso da lógica *fuzzy* para estimar a taxa de crescimento da biomassa do modelo cinético do processo de digestão anaeróbia. Para tanto, um modelo baseado no balanço de massa do processo, desenvolvido com valores numéricos obtidos da literatura, foi utilizado para se calcular a vazão de gás na saída do reator. Com o intuito de se avaliar a evolução da vazão de gás quando ocorre uma variação significativa nas variáveis de entrada, uma parcela dinâmica foi introduzida ao modelo. Além disso, considerou-se a influência do teor do substrato afluente frente às diferenças entre as vazões de gás calculada e medida.

A utilização de técnicas *fuzzy* para a obtenção de modelos e sistemas de controle de processos de tratamento de águas residuárias tem sido objeto de vários estudos. Estaben *et. al.* (1997) aplicaram o controle *fuzzy* em um reator de leito fluidizado, utilizando-se apenas medidas de pH e de vazão de gás, juntamente com suas derivadas, visando manter a produção de gás constante. Müller *et. al.* (1997) mostraram que a sobrecarga e a inibição tóxica de um reator de leito fluidizado poderiam ser evitadas através do controle da corrente de entrada com o auxílio de um reator de pré-amostragem. A detecção do estado do processo foi feita com o método de

agrupamento *fuzzy*, utilizando-se a concentração de hidrogênio e a produção de biogás como variáveis de entrada. Com base neste trabalho, Murnleitner *et. al.* (2002) realizaram a modelagem e o controle de um processo anaeróbio de tratamento de efluente em dois estágios, de tal forma que o estado dos reatores pudesse ser detectado e, conseqüentemente, que uma sobrecarga pudesse ser prevenida através de mudanças nas condições do processo e nas taxas de alimentação. Punãl *et. al.* (2003) desenvolveram e validaram uma lei de controle baseada em lógica *fuzzy* para um reator anaeróbio de leito fixo, onde a variável controlada era a concentração de ácidos graxos voláteis e a variável manipulada era a vazão de entrada no reator. Ramos *et. al.* (2004) aplicaram as técnicas de modelagem *fuzzy* baseadas em um algoritmo de aprendizado on-line em um processo de neutralização de efluentes da indústria de polpa e papel.

Alguns trabalhos apresentam o uso da lógica *fuzzy* juntamente com outras técnicas de modelagem, originando modelos híbridos. Tay e Zhang (2000) desenvolveram um modelo neuro-*fuzzy* preditivo, baseado no modelo apresentado em Tay e Zhang (1998), para simular e prever as respostas de três sistemas anaeróbios de alta taxa a perturbações como variações nas cargas orgânica e hidráulica e alcalinidade.

O desenvolvimento dos modelos *fuzzy* ora apresentados tem como objetivo auxiliar o diagnóstico operacional de reatores UASB. Diferentemente do que foi proposto em Polit *et. al.* (2002), neste trabalho foram utilizados modelos dinâmicos para descrever o comportamento do processo no que se refere à produção de biogás. O uso de modelos *fuzzy* visando o diagnóstico operacional de plantas de tratamento de águas residuárias também tem sido objeto de estudo de vários autores, como será discutido na próxima seção.

3.4. Sistemas de Diagnóstico e Detecção de Falhas

O controle de processos tem feito enormes avanços nas últimas décadas, desde o advento do controle computacional de processos complexos. Entretanto, uma tarefa de controle importante para o gerenciamento de processos e que ainda tem sido desempenhada por operadores humanos é a tarefa da obtenção de respostas a eventos anormais em determinado processo. Tal tarefa envolve a detecção oportuna de um evento anormal, o diagnóstico de sua causa e, quando possível, a tomada de decisões apropriadas de forma a resgatar o estado do processo para um estado normal de operação.

Um dos maiores problemas que envolvem o gerenciamento de eventos anormais reside na dificuldade do operador em diagnosticar com segurança a origem das falhas ocorridas na planta. Esta tarefa se torna ainda mais complicada à medida que o tamanho e a complexidade dos processos aumentam. Não obstante, um problema comum em diagnósticos de falhas diz respeito à quantidade muitas vezes insuficiente de equipamentos de instrumentação na planta ou ainda à falta de confiabilidade dos equipamentos, devido à ocorrência de falhas nos mesmos. Frente a

todas as dificuldades descritas, não é surpresa o fato de que, por vezes, o operador humano tome decisões errôneas, agravando o problema.

Tendo em vista que os eventos anormais que ocorrem em um processo têm impactos significativos nas esferas econômica, de segurança e ambiental, os sistemas de diagnóstico e detecção de falhas surgem como uma alternativa para contornar o problema. No entanto, ao contrário de se substituir os operadores humanos por sistemas de diagnóstico, o objetivo é se automatizar o gerenciamento de eventos anormais de forma a fornecer ao operador humano a assistência necessária à operação da planta. Dentro deste contexto, o diagnóstico e a detecção de falhas em processos formam o primeiro passo no gerenciamento de eventos anormais.

3.4.1. Classes de falhas ou disfunções

O termo *falha* é geralmente definido como o desvio de uma faixa aceitável de determinada variável ou de um parâmetro associado a um processo (Himmeblau, 1978, apud Venkatasubramanian et.al., 2003a). As falhas ou as disfunções que ocorrem em um processo podem ser classificadas da seguinte forma:

- Falhas devido a mudanças bruscas nos parâmetros de um modelo, quando existe uma perturbação na entrada do processo cuja dinâmica não foi modelada.
- Falhas estruturais ocasionadas por alguma mudança no próprio processo, geralmente relacionadas a falhas de equipamentos.
- Disfunções de sensores ou atuadores, geralmente ocasionadas por ruídos ou desvios.

Devido ao largo escopo dos problemas inerentes ao diagnóstico de falhas em processos e das dificuldades que envolvem a solução em tempo real, diversas abordagens computacionais têm sido desenvolvidas ao longo dos anos e percorrem uma grande variedade de técnicas. Do ponto de vista da modelagem, existem métodos que requerem modelos precisos do processo, modelos semi-quantitativos, ou modelos qualitativos. Por outro lado, existem métodos que se baseiam apenas no histórico do processo e não assumem qualquer forma de modelo.

3.4.2. Classificação dos Algoritmos de Diagnóstico

Os dois componentes principais de um algoritmo para classificação de diagnóstico são (i) o tipo de conhecimento do processo e (ii) o tipo de estratégia de busca de diagnóstico. A estratégia de busca de diagnóstico consiste, geralmente, em uma função esquemática de representação do conhecimento, largamente influenciada pelo tipo de conhecimento prévio disponível. Portanto, o tipo de conhecimento prévio a ser utilizado é uma das características mais importantes de um sistema de diagnóstico.

O conhecimento prévio necessário para o diagnóstico de falhas deve ser desenvolvido a partir do entendimento dos fundamentos do processo e também adquiridos de experiências anteriores com o processo. Nos modelos quantitativos, o conhecimento do processo é expresso em termos de relações matemáticas funcionais entre as entradas e as saídas do sistema. Nos modelos qualitativos, tais relações são expressas em termos de funções qualitativas centradas em torno de diferentes unidades do processo.

Ao contrário das abordagens baseadas em modelos, onde o conhecimento prévio sobre o processo é adotado, os métodos baseados no histórico do processo se baseiam na avaliação de uma grande quantidade de dados históricos do processo. Entretanto, a extração de informações advindas dos dados do processo e sua transformação em conhecimento para o sistema de diagnóstico pode ser feita de forma qualitativa ou quantitativa.

A Figura 3.4 apresenta um esquema geral de classificação dos algoritmos de diagnóstico. Os métodos de classificação dos algoritmos de diagnóstico se subdividem em métodos baseados em modelos quantitativos (Aubrum et. al., 2000), métodos baseados em modelos qualitativos (Genovesi et. al., 2000), na combinação de ambos (Steyer et. al., 2002b) e ainda em métodos baseados no histórico do processo (Steyer et. al., 1997). Outras metodologias mais recentes se baseiam na teoria da evidência (Lardon et. al., 2004b) e ainda no gerenciamento da rede de sensores (Steyer et. al., 2004). A classificação dos algoritmos de diagnósticos a seguir é baseada no *tutorial* apresentado por Venkatasubramanian et. al. (2003a, 2003b, 2003c).

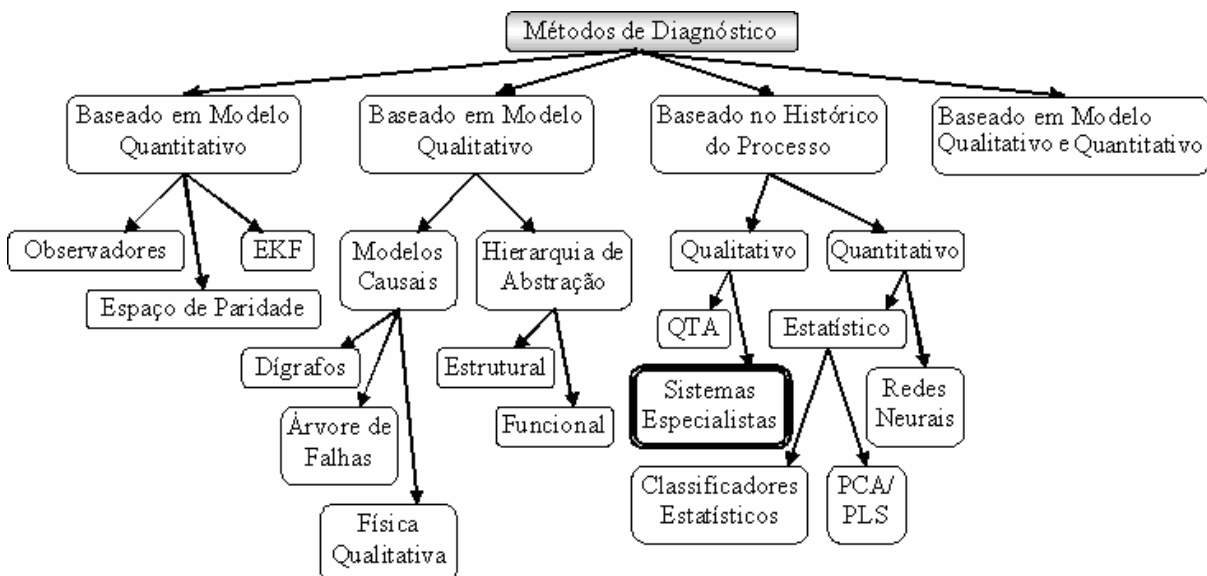


Figura 3.4. Classificação dos algoritmos de diagnóstico (adaptado de Venkatasubramanian et. al., 2003a).

Métodos baseados em modelos quantitativos

Os métodos baseados em modelos quantitativos utilizam técnicas baseadas na redundância analítica, de forma a gerar resíduos que são utilizados para isolar a falha do processo. Os resíduos são inconsistências entre o comportamento real e o esperado do processo, ou seja, são sinais artificiais que refletem as falhas potenciais do sistema. No entanto, a checagem de determinada inconsistência necessita alguma forma de redundância, podendo ser redundância de hardware ou redundância analítica, também conhecida como redundância funcional, inerente ou artificial. A redundância analítica é alcançada a partir de dependências funcionais entre as variáveis do processo e geralmente é fornecida por relações algébricas ou temporais entre os estados, entradas e saídas do sistema, e podem ainda ser classificadas em redundância analítica direta, quando são relações algébricas entre as medidas de diferentes sensores, ou em redundância temporal, obtida por relações diferenciais ou a diferenças entre as saídas de diferentes sensores e entradas de diferentes atuadores. A essência da redundância analítica no diagnóstico de falhas é checar o comportamento do sistema real em relação ao modelo do sistema. A geração de resíduos pode ser realizada a partir de observadores de diagnóstico, relações de paridade, filtros de Kalman e estimação de parâmetros. Fuente *et. al.* (1996) faz uso da redundância analítica utilizando técnicas de estimação de parâmetros para desenvolver um sistema de diagnóstico de falhas para uma planta de tratamento de efluentes.

Métodos baseados em modelos qualitativos

Os modelos qualitativos podem ser desenvolvidos tanto como modelos causais qualitativos quanto hierarquias de abstração. Para tanto, os métodos baseados em modelos qualitativos utilizam as seguintes abordagens: SDG (do inglês, *Signed Directed Graph*), Árvores de Falhas (*Faults Trees*), Simulação Qualitativa (QSIM), e Teoria do Processo Qualitativo (QPT). Existem, fundamentalmente, as estratégias de busca de diagnóstico que podem ser classificadas como sendo topográficas ou sintomáticas.

Outras abordagens, como a utilização de dígrafos *fuzzy* e relações causais *fuzzy* na supervisão de processos também têm sido objeto de vários estudos. Genovesi *et. al.* (1999) apresentaram o desenvolvimento de um sistema de diagnóstico baseado em lógica *fuzzy* e sua aplicação como ferramenta para detecção de falhas e isolamento (FDI, do inglês, *Fault Detection and Isolation*). Para tanto, utilizou o algoritmo para geração de resíduos para diagnosticar três diferentes tipos de falhas: falha em sensor, falha no sub-processo e falha no processo.

Métodos baseados no histórico do processo

Os métodos baseados no histórico do processo podem ser subdivididos em qualitativos e quantitativos. Os sistemas especialistas (*Expert Systems*) e as Análises de Tendência Qualitativas

são técnicas essencialmente qualitativas, enquanto as redes neurais constituem técnicas quantitativas.

Dentre os métodos utilizados para a extração das características qualitativas, possui especial destaque o sistema especialista (ou, em inglês, *Expert System*). Os principais componentes envolvidos no desenvolvimento de um sistema especialista são: a aquisição de conhecimento, escolha da representação do conhecimento, a codificação do conhecimento em uma base de conhecimento, o desenvolvimento de procedimentos de inferência para resolução de diagnósticos e o desenvolvimento de interfaces entrada e saída. As principais vantagens da utilização de sistemas especialistas envolvem a facilidade de desenvolvimento, transparência de resolução, habilidade de obter soluções sob incertezas e habilidade de fornecer explicações para as soluções fornecidas.

A segunda abordagem relativa à extração de características qualitativas corresponde à abstração da informação de tendência. As análises de tendência e a predição são componentes importantes para o monitoramento do processo e para o controle supervisório. A modelagem da tendência pode ser utilizada para explicar os eventos mais importantes que ocorrem no processo, fornecendo o diagnóstico das disfunções e a predição dos estados futuros.

A extração de características quantitativas se subdivide na extração das características estatísticas a partir dos dados do processo e nas redes neurais. A extração de características estatísticas considera que em processos operacionais reais, é necessário enfrentar o problema de lidar com perturbações randômicas. Ao contrário de sistemas determinísticos, o estado futuro de sistemas estocásticos não é completamente determinado pelos estados passados e presentes e pelas ações de controle futuras. Desde que o sistema esteja sob influências randômicas, é razoável ou algumas vezes necessário formular o sistema em um cenário probabilístico.

De forma geral, as redes neurais têm sido bastante utilizadas para o diagnóstico de falhas como algoritmo de aprendizagem (Ramos *et. al.*, 2004; Tay e Zhang, 2000). Nas estratégias de aprendizado supervisionado, escolhendo-se uma topologia específica para a rede neural, a rede é parametrizada de tal forma que o problema a ser solucionado é reduzido à estimação dos pesos das conexões. A estratégia de aprendizado supervisionado mais utilizada nesta abordagem é o algoritmo *back-propagation*.

3.4.3. Sistemas de Diagnóstico baseados em lógica *fuzzy*

Os sistemas de diagnósticos baseados em lógica *fuzzy* permeiam por várias abordagens discutidas no item anterior, dentre elas a baseada em modelos qualitativos e a baseada no histórico do processo.

De forma geral, independente do tipo de abordagem utilizada, o desenvolvimento de um sistema de diagnóstico requer alguns passos principais:

- *Definição das falhas.* Três tipos de falhas devem ser consideradas: falhas no processo (por exemplo, uma falha na bomba de alimentação), nos controladores e nos sensores. As falhas que não podem ser justificadas em termos de impacto econômico não devem ser consideradas. Para a definição das falhas, é primordial a observação do histórico do processo, assim como informações obtidas com o operador da planta.
- *Determinação das medições.* No estágio de projeto da planta, as medições podem ser selecionadas com base nos métodos de diagnóstico de falhas. No entanto, o mais comum é que o desenvolvimento do sistema de diagnóstico seja realizado a partir da disponibilidade de sensores na planta.
- *Obtenção dos padrões de falhas:* O objetivo desta etapa é definir um padrão de falha associado a cada tipo de falha. O padrão de cada falha é composto por um conjunto de características a partir de um conjunto de variáveis medidas da planta.
- *Implementação das regras se-então:* A implementação das regras *se-então* no sistema de inferência *fuzzy* é uma das principais etapas do desenvolvimento de um sistema de diagnóstico. A base de regras deve ser construída de forma que implemente da maneira mais simplificada possível toda experiência adquirida da operação da planta e dos dados históricos do processo.
- *Teste do sistema de diagnóstico através de simulações:* O teste do sistema de diagnóstico visa observar se alguma falha ou um estado do processo foi desconsiderado durante o desenvolvimento do mesmo.
- *Validação do Sistema de Diagnóstico:* A validação do sistema permite comprovar a eficiência do sistema frente a outro conjunto de dados ou a outra situação de operação.

A literatura apresenta o desenvolvimento de sistemas de diagnóstico para as mais diversas aplicações. Na área de tratamento de águas residuárias industriais, grande preocupação recai sobre os aspectos inerentes à acidificação do processo. Puñal *et.al.* (2001) desenvolveram um sistema especialista *fuzzy* para diagnosticar o estado e a tendência do processo de tratamento anaeróbio de efluentes de uma fábrica de placas de fibra. Para tanto, dados obtidos *on-line* e *off-line*, juntamente com uma base de regras, foram utilizados na estratégia. Um aperfeiçoamento do trabalho anterior pode ser visto em Puñal (2002a), em que todos os dados utilizados são *on-line* e eventuais falhas em sensores também podem ser diagnosticadas, juntamente com o estado do

processo. Além disso, o sistema de diagnóstico fornece informações sobre a tendência do processo, com o intuito de prever o comportamento do mesmo.

Carrasco *et. al.* (2004) desenvolvem um sistema de diagnóstico baseado em lógica *fuzzy* para a determinação dos estados de acidificação de um processo anaeróbio de tratamento de efluentes composto por um digestor anaeróbio híbrido (reator UASB + filtro anaeróbio). O sistema de diagnóstico utiliza o conhecimento de especialistas para determinar o grau de acidificação a partir de informações advindas de uma série de variáveis medidas *on-line*, tais como vazão de alimentação, vazão de biogás, composição do biogás e pH, e classificadas em variáveis lingüísticas. Os possíveis diagnósticos resultantes são sobrecarga orgânica (causada por alta acidificação), sobrecarga orgânica por média acidificação, sobrecarga orgânica por baixa acidificação, normal, sobrecarga hidráulica por baixa acidificação, sobrecarga hidráulica por média acidificação e sobrecarga hidráulica (causada por alta acidificação).

Lardon *et. al.* (2004a) desenvolveram um sistema de diagnóstico modular, baseado no conhecimento, capaz de detectar em tempo real as condições de operação de um processo de digestão anaeróbia. Para tanto, considerou-se como possíveis estados do processo as condições normais de operação, a subcarga orgânica, a sobrecarga hidráulica, a sobrecarga orgânica, a acidogênese e a toxicidade. A proposta apresentada por Lardon *et. al.* (2004b) consiste em um sistema de diagnóstico modular *on-line*, desenvolvido com base na teoria da evidência, uma metodologia capaz de lidar com as falhas dos sinais gerados pelas abordagens convencionais. O sistema de diagnóstico foi aplicado a um processo de digestão anaeróbia composto por um reator de leito fixo em escala piloto.

Genovesi *et. al.* (1999) desenvolveram um sistema de diagnóstico baseado em lógica *fuzzy* e o aplicaram como um procedimento para detecção de falhas e isolamento em um reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente tratando efluente de uma indústria de vinhos. Para tanto, o sistema considerou um modelo de primeira ordem da vazão de biogás para fornecer o diagnóstico.

A estratégia de diagnóstico proposta procurou adaptar a metodologia apresentada na literatura para o diagnóstico de tratamento de efluentes industriais às especificidades inerentes ao tratamento de esgoto sanitário. Desta forma, diagnósticos de elevação de matéria orgânica, sobrecarga ou subcarga hidráulica, baixa atividade metanogênica, além de falhas em sensores, também foram considerados no desenvolvimento do sistema de diagnóstico modular (MDS).

Capítulo 4

Sistema Piloto de Tratamento de Esgoto por Processo Anaeróbio

O Parque Experimental do Núcleo de Bioengenharia Aplicada em Saneamento (Núcleo Água) da UFES, localizado no Campus Universitário de Goiabeiras, foi concebido em 1995, com a construção de sua primeira linha de tratamento de esgoto sanitário. Hoje com várias linhas de tratamento, tem como objetivo dar suporte às diversas pesquisas na área de saneamento ambiental no âmbito do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFES.

Atualmente, o parque experimental é composto por uma estação elevatória de 6,5 m³ que alimenta várias linhas de tratamento de esgoto. A primeira linha de tratamento, projetada para atender a uma população de 1000 habitantes, é composta por um reator anaeróbio do tipo UASB de 35 m³, seguido por quatro biofiltros aerados submersos com volume total de 12 m³ e um decantador (DEC). A segunda linha é composta por um reator anaeróbio compartimentado (RAC) de 7,2 m³, uma lagoa facultativa de 41,6 m³ e ainda uma unidade físico-química de polimento. Além disso, o Parque Experimental possui um reator ultravioleta para desinfecção, um leito de secagem de 30 m², responsável pela desidratação do lodo descartado do reator UASB, e diversas plantas-piloto, dentre elas um Sistema Piloto de Tratamento Anaeróbio composto por três reatores UASB que operam em paralelo. O Sistema UASB-Piloto foi construído no início de 2001 (Santos, 2003), com o intuito de permitir que pesquisas específicas do tratamento anaeróbio pudessem ser realizadas sem comprometer outras pesquisas em andamento na ETE-UFES

O esgoto doméstico bruto que alimenta a estação é recalcado através de uma bomba submersível localizada na estação elevatória operada pela Companhia Espiritossantense de Saneamento, CESAN, situada no Bairro Jardim da Penha, adjacente a UFES. Assim que chega à ETE-UFES, o esgoto passa por uma peneira estática, seguida por uma caixa de gordura, e é armazenado na elevatória da estação de tratamento para, em seguida, ser bombeado para os reatores anaeróbios.

4.1. O Sistema UASB Piloto

O sistema piloto de tratamento anaeróbio de esgoto é composto por três reatores tipo UASB de estruturas físicas idênticas operando em paralelo, denominados R₁, R₂ e R₃. A configuração dos reatores se baseia naquela proposta por Van Haandel *et. al.*(1999). Cada reator, cujo volume é de

47,6 L, é constituído de um tubo vertical de PVC de 100 mm de diâmetro e 5 m de altura, como pode ser visto na Figura 4.1.

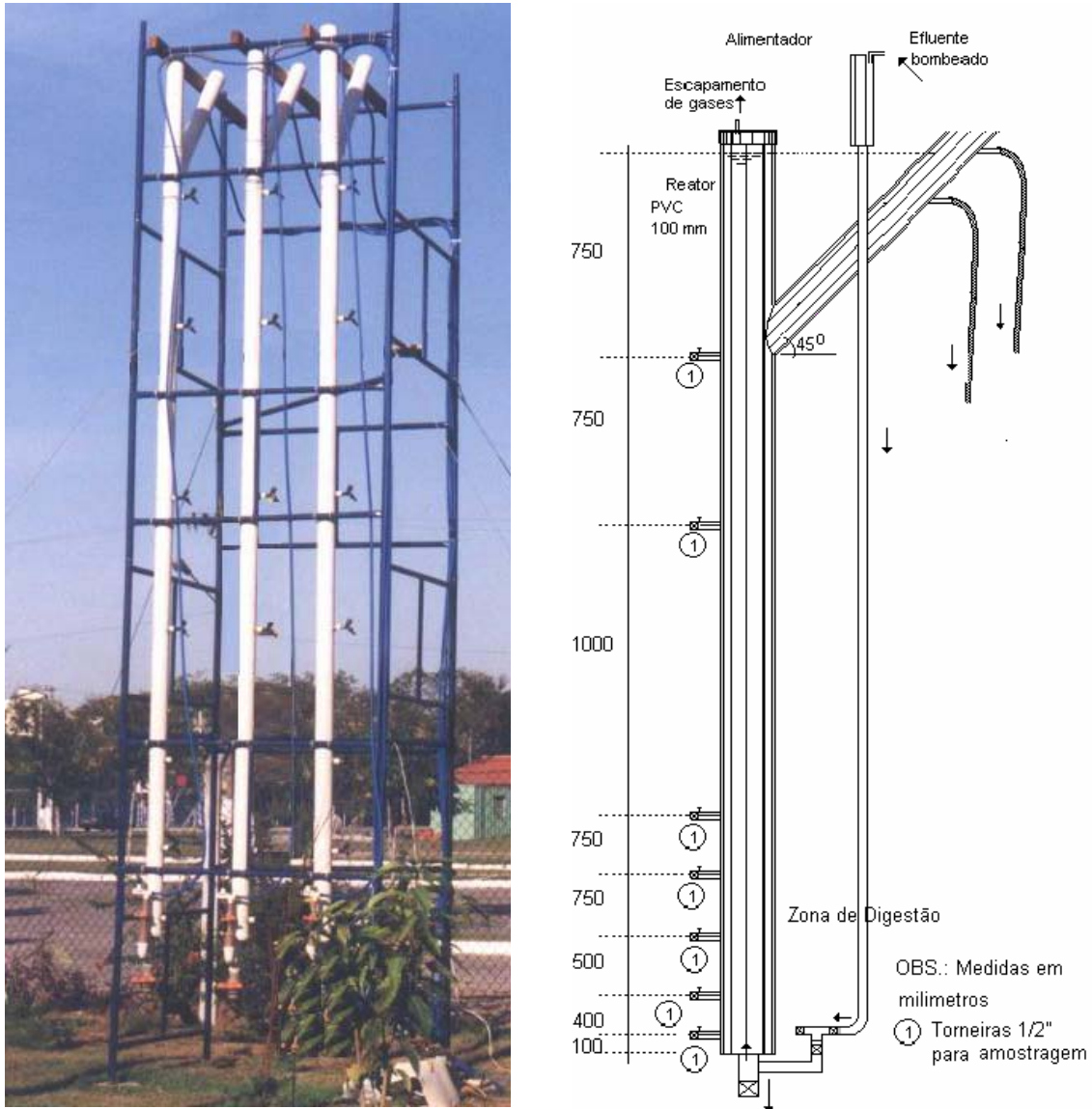


Figura 4.1. Reatores-piloto tipo UASB da ETE-UFES.

A saída do reator apresenta uma junção tipo Y de 100 mm de diâmetro, localizada no tubo vertical, a 4,25 m da base. A junção tipo Y dos reatores é um dispositivo não convencional de separação de sólidos, denominado de braço lateral separador de fases (sólido-líquido). Na parte mais alta do tubo vertical existe um cap de 100 mm de diâmetro acoplado e um bico tipo espigão para saída do biogás. Para o descarte de lodo na base do reator, existe uma redução de 100 mm para 50 mm, seguida de uma junção tipo T de 50 mm e um registro de 50 mm. Para a fase de recirculação, foi acoplado na junção tipo T da linha de descarte de lodo (sentido horizontal), um

tubo de 50 mm seguido de um joelho de 50 mm de diâmetro. Em seqüência, uma luva 50/25 mm depois uma bucha redutora para o diâmetro de 25mm, um registro de diâmetro de 25mm seguido de uma bucha redutora para o diâmetro de 1/2", uma junção tipo T de diâmetro de 1/2" com dois registros, um em cada saída, para as conexões tipo espigão da adaptação dos tubos flexíveis usados para a fase de recirculação do sistema. A coluna de carga, de tubo flexível com um diâmetro de 1/2" acoplado em um dos espigões citados anteriormente, foi colocada em cada um dos reatores e foi utilizada somente na fase de recirculação. Ao longo de cada tubo existem 7 torneiras plásticas que permitem realizar os perfis de sólidos e avaliar a altura do leito de lodo no interior do reator (Santos, 2003). Embora o sistema UASB piloto não possa ser considerado uma planta muito instrumentada, procurou-se equipá-la com aqueles instrumentos de medição considerados imprescindíveis tanto para a operação do sistema, quanto para a obtenção dos dados visando a modelagem do processo.

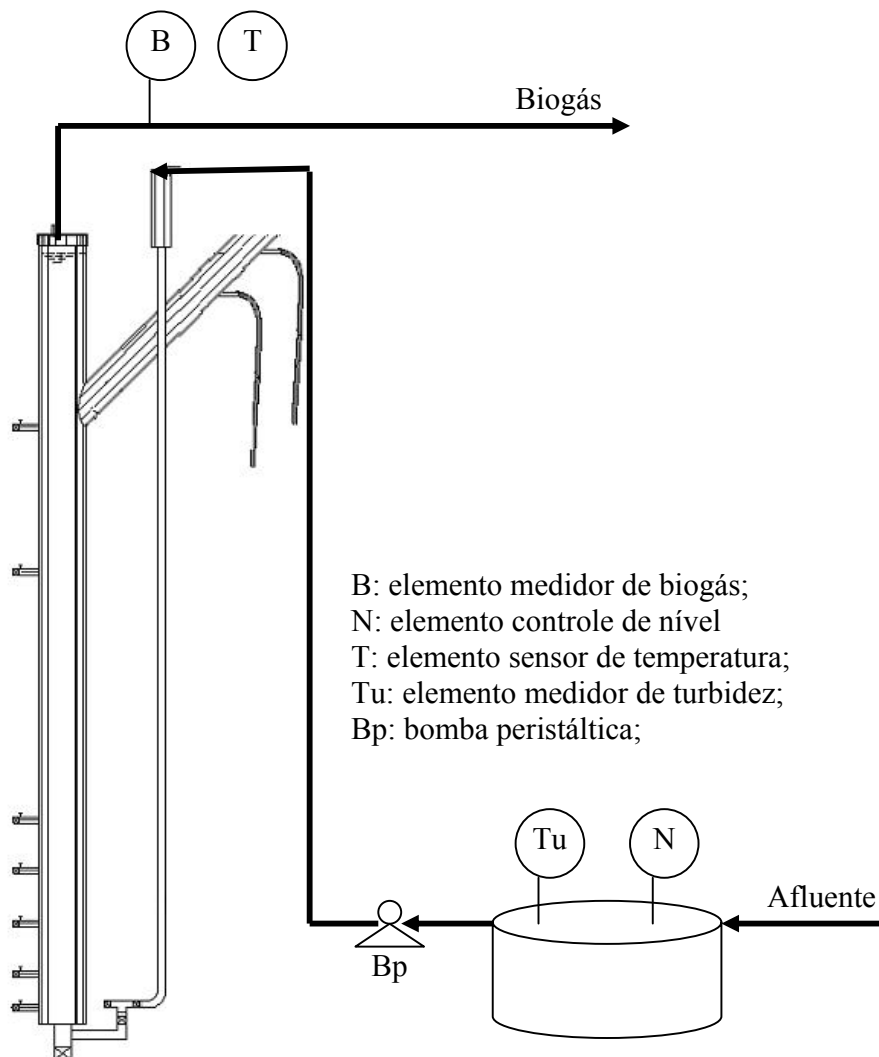


Figura 4.2 Instrumentação nos reatores UASB piloto.

Instrumentação da planta

O sistema de alimentação dos reatores é composto de um tanque de equalização de 100 L com uma bóia para controle de nível. O esgoto que chega à estação elevatória da ETE-UFES é bombeado, através de uma bomba submersível, para o tanque de equalização. A alimentação dos reatores é feita através de uma bomba peristáltica remotamente controlável, composta por três cabeçotes, permitindo que os reatores operem com vazões constantes. A Figura 4.2. apresenta a instrumentação presente na planta.

Com o intuito de se avaliar a produção de biogás nos reatores, um protótipo para a medição do volume de biogás foi desenvolvido, o qual posteriormente foi aperfeiçoado e adaptado para medições on-line, originando novos medidores de biogás para cada um dos reatores. O medidor é composto por um recipiente de acrílico hermeticamente fechado, dentro do qual é presa uma caçamba basculante invertida, também de acrílico, imersa em água, conforme ilustra a Figura 4.3. O acúmulo de biogás na caçamba gera instabilidade na balança de tal forma que a caçamba bascule para liberar o biogás acumulado. O movimento da caçamba para a liberação do gás é captado por um interruptor de lâminas, que leva o sinal a um microcontrolador. Após a aferição do equipamento, conhecendo-se o volume necessário para a caçamba bascular, geralmente em torno de 40 mL, o microcontrolador faz todos os cálculos e a contagem de tempo, além de armazenar os valores de vazão calculados. Para o armazenamento dos dados, a memória de programa do microcontrolador PIC16F877 foi utilizada.

O medidor tem a capacidade de armazenar até 360 horas de amostras de vazão de biogás e também mostrar esses resultados em um visor de cristal líquido, ou enviá-los para um PC, através da porta serial. Este mesmo equipamento foi utilizado para a aquisição e armazenamento da temperatura ambiente na planta, medida através de um sensor, razão pela qual ele corrige a vazão de biogás pelo cálculo de um fator de correção que tem a temperatura ambiente como parâmetro (Sperandio, 2004).

O medidor de temperatura consiste de um sensor LM135 acoplado ao módulo microprocessado do medidor de biogás. O sensor opera sob uma faixa de temperatura de -55 a 150°C, sendo que sua baixa impedância e saída linear permitem uma fácil interface com o circuito. A temperatura é obtida a partir da tensão de saída, à razão de 10mV/K.

As medidas de turbidez foram realizadas através de um turbidímetro de bancada modelo 8391-80 da Cole-Parmer[®], cujo fundo de escala pode ser ajustado para uma faixa que compreende de 2 a 200 NTU (unidade de turbidez nefelométrica). No entanto, o sistema de diagnóstico desenvolvido para reatores UASB prevê a utilização de um turbidímetro on-line na planta.

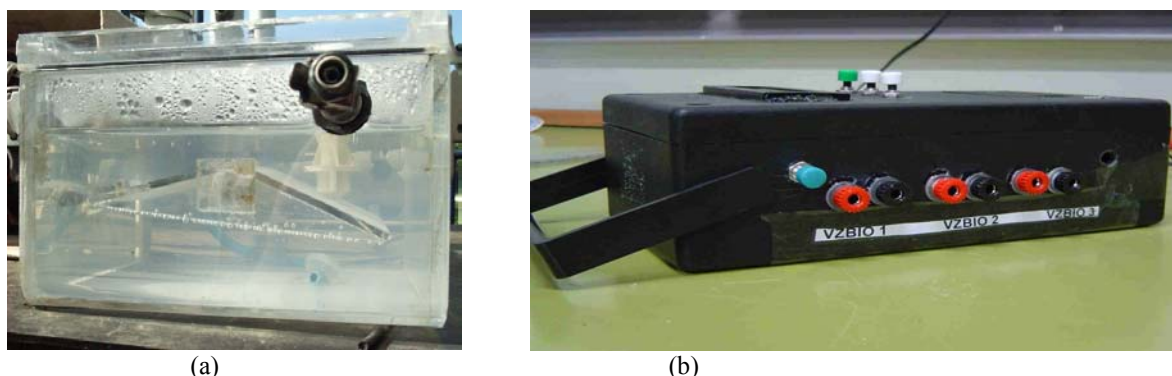


Figura 4.3. (a) Medidor de biogás do tipo caçamba; (b) Equipamento para captação de dados.
Análises Físico-Químicas

As análises físico-químicas do afluente e dos efluentes dos reatores UASB piloto, tais como DQO total e filtrada, SST, SSV e Sólidos Sedimentáveis foram realizadas de acordo com a metodologia apresentada no *Standard Methods* (AWWA, 1995), conforme ilustra a Tabela 4.1. As medidas de DBO₅ foram realizadas com a utilização do medidor Oxitop[®], da WTW. O medidor consiste de um frasco de vidro escuro vedado por uma tampa contendo um sensor de pressão, um microcontrolador, um medidor de tempo e memória. Seu princípio de medição se baseia na diferença de pressão causada pela redução de oxigênio dentro do frasco durante a degradação bioquímica da amostra. A diferença de pressão é medida através do sensor e convertida automaticamente para DBO (mg/L). O microcontrolador permite que as medidas diárias de DBO de até 5 dias de incubação sejam armazenadas na memória. Para se excluir qualquer possível influência da temperatura sobre a taxa de oxidação, a temperatura é mantida a 20°C durante o teste. Além disso, para se evitar a produção fotossintética do oxigênio, a amostra é mantida fora do alcance da luz.

Tabela 4.1. Métodos analíticos utilizados (AWWA, 1995).

Parâmetro	Método
DQO	Calorimétrico - Oxidação da matéria orgânica por dicromato de potássio em meio ácido sulfúrico contendo sulfato de prata como catalisador e ebulição por 2 horas.
DBO	Diluição e incubação da amostra em condições padronizadas (a 20°C por 5 dias).
SST	Gravimétrico - Filtração de um volume conhecido de amostra em filtro de fibra de vidro, de porosidade média de 1,2 µm. Secagem a 105°C em estufa e posterior pesagem.
Sólidos Sedimentáveis	Cone de Imhoff – Medição de volume de sólidos que sedimentam de 1 L de amostra em 1 hora no Cone de Imhoff.

4.2. Partida e Operação do Reator UASB Piloto

O sucesso da aplicação dos processos anaeróbios de alta taxa está condicionado ao atendimento de uma série de requisitos, os quais relacionam-se principalmente à concentração e à atividade da biomassa presente, e também ao regime de mistura e padrão de fluxo do reator. Isso se todos os fatores ambientais (temperatura, pH, alcalinidade etc.) estiverem na faixa ótima. Os objetivos mais comuns a serem alcançados na operação dos processos anaeróbios de alta taxa são o controle do tempo de detenção de sólidos, independentemente do tempo de detenção hidráulica, a prevenção de acumulação de sólidos suspensos inertes no reator e o desenvolvimento de condições favoráveis para o transporte de massa. Esses objetivos são, via de regra, alcançados a partir do projeto e da construção dos reatores bem elaborados e de procedimentos adequados durante a partida e operação do sistema (Chernicharo, 1997).

A partida da planta piloto foi realizada em início de maio de 2003. Após o término da pesquisa anterior (Santos, 2003), os reatores permaneceram inutilizados por vários meses, o que acarretou a necessidade de troca de mangueiras, braçadeiras e de uma limpeza completa em cada um deles. Em seguida, cada um dos reatores foi inoculado com aproximadamente 15 L de lodo anaeróbio, proveniente do reator UASB em escala real, seguindo-se a metodologia proposta por Chernicharo (1997).

Após a inoculação dos reatores com lodo anaeróbio, cada um deles foi alimentado com esgoto sanitário proveniente de um bairro residencial próximo a UFES. Na primeira semana de operação, optou-se por um tempo de detenção hidráulico (TDH) de 16 horas, com o intuito de facilitar a estabilização da biomassa. Posteriormente, a vazão de alimentação foi mantida constante em 100mL/min, com TDH de 8 horas, resultando nos seguintes parâmetros: carga orgânica volumétrica média de 1,48 kgDQO/m³.d, carga hidráulica volumétrica de 3,0. m³/m³.d e velocidade ascensional de 0,76 m/h.

Tão logo o sistema piloto começou a operar, com o objetivo de se estimar a eficiência do tratamento, iniciou-se o monitoramento dos principais parâmetros indicadores do teor de matéria orgânica e de sólidos na entrada e saída de cada reator. Para tanto, em um primeiro momento, as análises laboratoriais para a quantificação de matéria orgânica foram feitas em termos de DQO total e filtrada e para a quantificação de sólidos, em termos de SST. As coletas foram realizadas com periodicidade variando de duas a cinco vezes por semana, sempre no início da manhã. Eventualmente, foram analisados sólidos suspensos voláteis e sólidos sedimentáveis, estes para fins de monitoramento de arraste de sólidos da manta de lodo. Entretanto, as medidas de sólidos suspensos voláteis (SSV) afluente e efluente apresentaram grande dificuldade de realização. Problemas com a resistência das membranas filtrantes feitas com fibra de vidro e com o controle da temperatura da mufla resultaram, muitas vezes, em valores negativos de sólidos suspensos fixos (SSF) e, conseqüentemente, valores errôneos de SSV. Ainda assim, valores médios de

aproximadamente 85% e 68% foram encontrados para a relação SSV/SST afluente e efluente, respectivamente. Devido à baixa produção de lodo nos reatores, não houve indícios de arraste de manta de lodo nas medidas de sólidos sedimentáveis efluentes de forma que nenhum descarte da manta de lodo foi realizado durante o experimento. Entretanto, por problemas operacionais na bomba submersível e nos inversores da estação elevatória da CESAN, os reatores ficaram sem operar durante um período de aproximadamente 1 mês e meio entre os meses de setembro e outubro de 2003 e novamente entre os meses de fevereiro e março de 2004. Este fato acarretou inicialmente uma diminuição considerável do rendimento operacional dos reatores, além da presença de gorduras no efluente.

A operação dos três reatores-piloto em paralelo teve como objetivo a disponibilização de um reator para modelagem e desenvolvimento do sistema de diagnóstico, o reator R_1 , e dois reatores para validação do sistema de diagnóstico, R_2 e R_3 . Com o propósito de se desenvolver um modelo do processo, optou-se pela estimativa do biogás produzido no reator, por esta ser uma variável que reflete a condição do processo, podendo fornecer informações qualitativas a respeito da eficiência do mesmo, além de ser facilmente medida *on-line*. Para tanto, foi realizado um estudo das variáveis de maior influência na produção de biogás e a partir deste, definiu-se que dados de DQO total e de temperatura, eram suficientes para fornecer uma boa estimativa da produção de biogás no reator, conhecendo-se a vazão de esgoto afluente.

Para a obtenção do modelo dinâmico da produção de biogás no reator R_1 , com tempo de amostragem diário, realizou-se uma campanha de 19 dias para coleta de dados de temperatura, DQO total e produção de biogás, considerando-se que o reator operava em condição de normalidade. Durante a campanha, houve uma atenção constante da operação do reator para garantir que nenhum problema operacional ocorresse no período, como falhas no sensor de temperatura, no medidor de biogás ou na bomba de alimentação, além de problemas operacionais, tais como entupimento de mangueiras, vazamentos na tubulação ou ainda problemas de falta de esgoto afluente à estação elevatória do Parque Experimental. Ao final da campanha, o conjunto de dados de entrada-saída obtido foi considerado representativo para toda a faixa de operação do sistema.

4.3. Análise dos Dados Obtidos

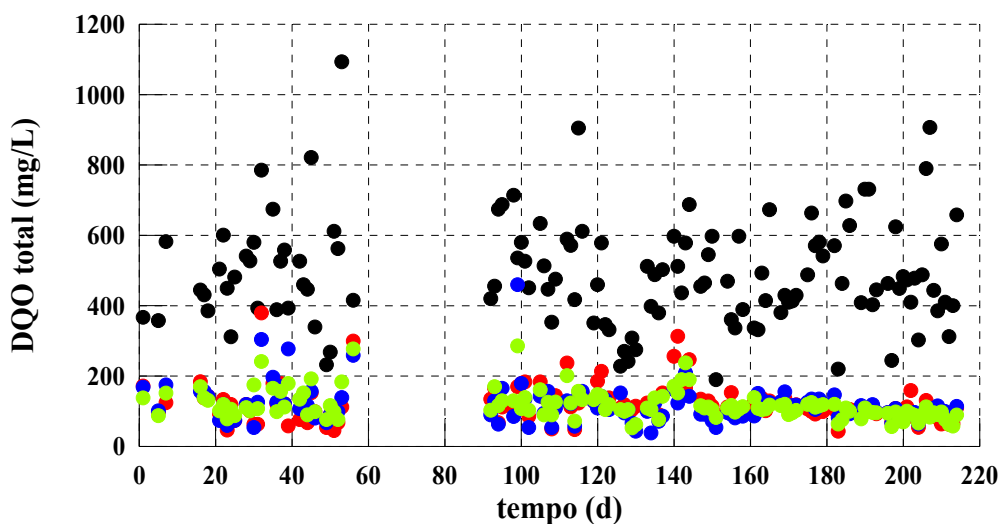
Os dados apresentados na tese correspondem ao monitoramento realizado entre os meses de dezembro de 2003, após a primeira parada de operação, e o mês de julho de 2004, quando ocorreu novo problema na bomba submersível da estação elevatória da CESAN. Os valores de eficiência de remoção de matéria orgânica e de sólidos foram, em média, 74% para DQO total e de 78% para SST. A Tabela 4.2 apresenta uma estatística descritiva dos principais parâmetros analisados, onde DP representa o desvio-padrão e CV o coeficiente de variação de cada variável. Os dados de sólidos sedimentáveis no efluente, avaliados para detecção de um possível arraste da

manta, ficaram inferiores a 0,1 mL/L, indicando que não havia necessidade de descarte da manta de lodo. O valor de pH afluente foi avaliado esporadicamente e se manteve em torno de 6,7, valor característico para esgoto sanitário.

Tabela 4.2: Estatística descritiva dos parâmetros analisados.

Variável	n	média	min	max	D. P.	C. V.
DQO tot. afluente (mg/L)	233	490	189	1092	166	33,8%
DQO tot. efluente (mg/L)	125	127	45	379	59	46,4%
DQO filtr. afluente (mg/L)	106	224	120	403	45	20,0%
DQO filtr. efluente (mg/L)	106	84	19	171	24	28,6%
SST afluente (mg/L)	106	173	40	508	92	53,1%
SST efluente (mg/L)	106	43	4	120	24	55,8%
DBO ₅ afluente (mg/L)	23	220	165	250	28	12,7%
DBO ₅ efluente (mg/L)	23	77	36	100	16	20,7%
Turbidez afluente (NTU)	108	177	47	365	70	39,5%
Turbidez efluente (NTU)	108	47	9	150	23	48,9%
Temperatura (°C)	103	25,8	18,1	36,5	3,9	15,1%
Vazão de biogás (mL/h)	145	10,8	0	16,4	6,1	56,4%

Demanda Química de Oxigênio Total e Filtrada

Figura 4.4. Demanda Química de Oxigênio Total: ● afluente, ● R₁, ● R₂, ● R₃.

As análises laboratoriais em termos de DQO total e filtrada foram realizadas com base nos procedimentos apresentados no Standard Methods (IWWA, 1995). Ao longo do experimento, o teor de matéria orgânica afluente aos reatores, medida através da DQO total, variou consideravelmente, conforme mostra a Figura 4.4. Esta medida pode variar por uma série de fatores, tais como o arraste de sólidos em períodos de chuvas, arraste de resíduos presos à tubulação e por questões relativas aos hábitos da população. Entretanto, os resultados de DQO

total efluente mostram que os mesmos encontram-se, em sua maioria, abaixo de 200 mg/L, padrão estabelecido pela Resolução COMDEMA n.º 02 de 05/06/1991 para o município de Vitória.

Uma estimativa da eficiência de remoção de matéria orgânica nos reatores indicou eficiências de remoção de DQO total variando entre 40 e 80%, valores aceitáveis para reatores UASB com TDH de aproximadamente 8 horas. Cabe ressaltar que as baixas eficiências de remoção foram encontradas principalmente no período no qual foi constatada a presença de gordura nos efluentes. Embora a medida de DQO total seja um indicativo da matéria orgânica, sabe-se que o teor de sólidos suspensos presente no esgoto interfere significativamente na medida. Da mesma forma, um arraste de manta de lodo no efluente final também eleva a concentração de DQO efluente. Por outro lado, a medida de DQO filtrada (ou solúvel) quantifica apenas a matéria orgânica rapidamente biodegradável. Assim, além da medida de DQO total, a DQO filtrada também foi analisada a partir das amostras coletadas, visando o monitoramento das matérias orgânicas afluente e efluente, livres das interferências mencionadas. A Figura 4.5 apresenta as medidas em termos de DQO filtrada afluente e efluente aos reatores.

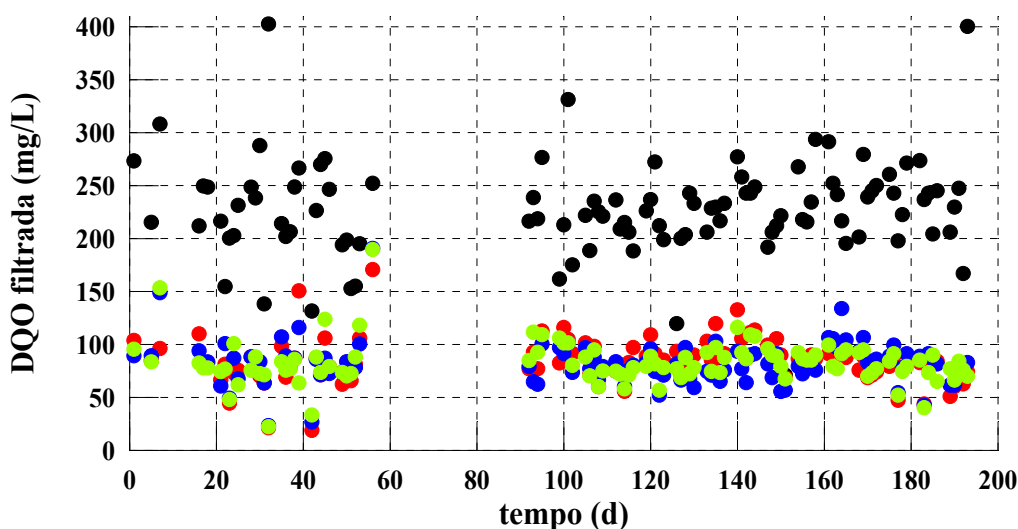


Figura 4.5. Demanda Química de Oxigênio Filtrada: ● afluente, ● R₁, ● R₂, ● R₃.

Demanda Bioquímica de Oxigênio

Para Van Haandel e Lettinga (1994), para que se quantifique e qualifique tão precisamente quanto possível o material orgânico presente numa água residuária, é interessante que se conheça tanto a sua DQO como a DBO. Assim, com a finalidade de se quantificar o material orgânico biodegradável presente no esgoto, optou-se posteriormente pela realização também da medida da demanda bioquímica de oxigênio após 5 dias de incubação. Devido à morosidade da oxidação biológica da matéria orgânica e ao número limitado de frascos de Oxitop[®] disponíveis, optou-se

pela realização semanal das medidas. No caso do esgoto doméstico, não houve necessidade da adição de sementes ou nutrientes no frasco, uma vez que este tipo de afluente já contém tais microrganismos em quantidades suficientes. A Figura 4.6 apresenta as medidas de DBO₅ afluente e efluente aos reatores. Embora tenha havido certa variação nas eficiências de remoção, os valores encontrados no afluente e no efluente estão dentro da faixa de valores esperados para esgoto doméstico não tratado.

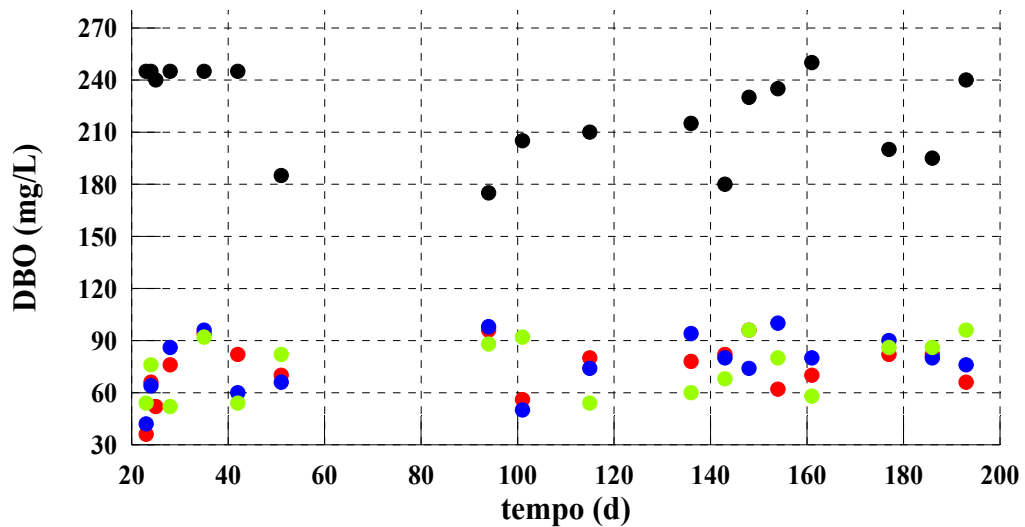


Figura 4.6. Demanda Bioquímica de Oxigênio – 5 dias: ● afluente, ● R₁, ● R₂, ● R₃.

Turbidez

A medida de turbidez representa o grau de interferência à passagem de luz através do fluido. Por esta razão, a medida de turbidez pode indicar um aumento ou uma diminuição da quantidade de sólidos suspensos presente no esgoto doméstico afluente ou no efluente. Além disso, uma vez que o teor de sólidos contidos no esgoto afeta o teor de DQO presente, é razoável que se construa uma relação DQO total/Turbidez para águas residuárias não tratadas. Visando a obtenção desta relação, as medidas de turbidez afluente e efluente foram coletadas, observando-se a influência de períodos de chuva no teor da variável. A Figura 4.7 apresenta as medidas de turbidez afluente e do efluente no período, onde pode-se observar grande dispersão dos dados de turbidez afluente.

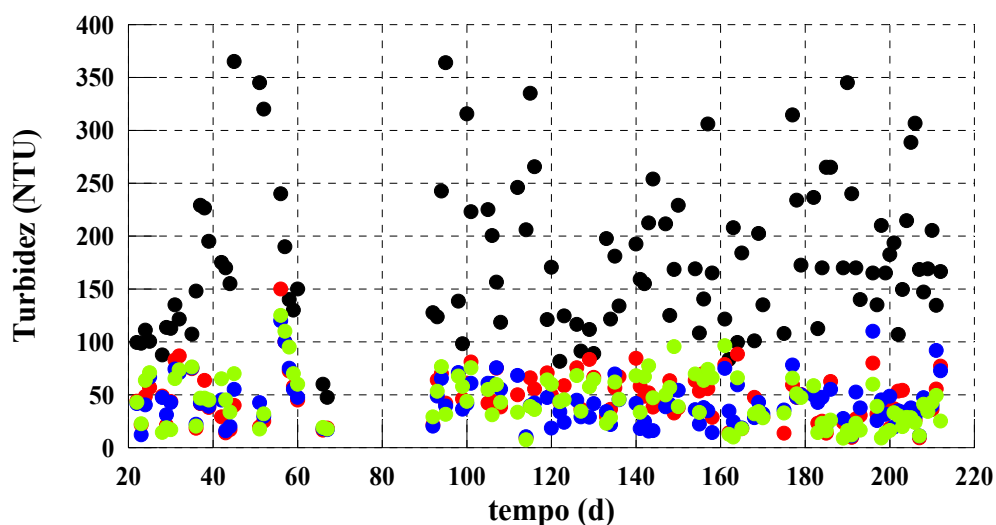


Figura 4.7. Turbidez: ● afluente, ● R₁, ● R₂, ● R₃.

Sólidos Suspensos Totais

As análises laboratoriais em termos de SST na entrada e saída dos reatores também foram realizadas com base nos procedimentos apresentados no Standard Methods (AWWA, 1995). Embora houvesse intenção de se monitorar a manta de lodo dos reatores em termos de SST e SSV, a coleta de amostras tornou-se inviável devido à baixíssima produção de lodo nos reatores. Desta forma, toda informação acerca da atividade metanogênica das bactérias presentes na biomassa foi extraída a partir dos dados de produção de biogás nos reatores. A medida de SST na saída do reator também pode ser utilizada como indicativo de um eventual arraste de sólidos da manta de lodo no efluente. Em plantas sujeitas a grandes alterações na vazão de esgoto afluente, gerando situações de sobrecarga hidráulica, pode ocorrer o desprendimento de pequenos flocos de lodo no reator, sendo este arrastado no efluente.

A Figura 4.8 apresenta as análises em termos de SST afluente e efluente, onde pode-se notar que a grande maioria dos dados de entrada permaneceu abaixo de 300 mg/L, ligeiramente mais baixo que o valor típico de SST para esgoto doméstico de 400 mg/L (Von Sperling, 1995). Acredita-se, contudo que uma pequena “perda” de sólidos suspensos afluente possa ocorrer no tanque de equalização à montante dos reatores. Uma estimativa da eficiência de remoção de SST nos reatores indicou eficiências de remoção variando entre 40 e 90%, bastante coerente com aquelas esperadas para reatores UASB tratando esgoto sanitário (Veronez, 2001). Além disso, os resultados de sólidos suspensos nos efluentes mostram que os mesmos encontram-se, em sua maioria, abaixo de 100 mg/L, padrão estabelecido pela Resolução COMDEMA n.º 02 de 05/06/1991 para o município de Vitória.

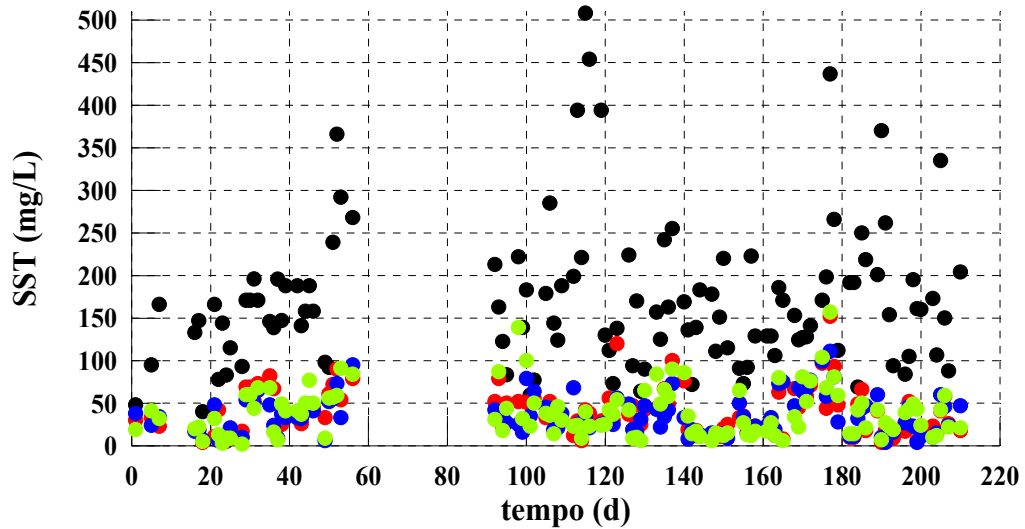


Figura 4.8. Sólidos Suspensos Totais: ● afluente, ● R₁, ● R₂, ● R₃.

Produção de Biogás

A possibilidade de monitoramento à distância de uma planta de tratamento de esgoto sanitário está intimamente ligada à disponibilidade de equipamentos de instrumentação capazes de fornecer de forma *on-line* medidas importantes do processo. Atualmente existem disponíveis no mercado uma infinidade de instrumentos desenvolvidos para este fim. Entretanto, muitas vezes o alto custo dos mesmos inviabiliza sua utilização em plantas de tratamento menos sofisticadas. A parceria entre o Laboratório de Controle e Instrumentação e o Laboratório de Saneamento da UFES tem possibilitado a construção de alguns protótipos para fins de monitoramento no Parque Experimental, com recursos significativamente inferiores àqueles necessários à aquisição de equipamentos comerciais. Além do medidor de biogás desenvolvido para este experimento, encontra-se em desenvolvimento um medidor automático de sólidos sedimentáveis. Embora o desprendimento de biogás num reator anaeróbio seja relativamente pequeno, a produção de biogás em um sistema de tratamento anaeróbio é um parâmetro importantíssimo para indicar a qualidade do desempenho do reator. A produção de metano indica a ocorrência do processo de digestão anaeróbia e a estimativa teórica de produção é derivada da estequiometria da digestão anaeróbia.

A Figura 4.9 apresenta os valores de produção de biogás nos reatores R₁, R₂ e R₃, onde cada uma das medidas representa a média diária de produção. Nos últimos 19 dias de experimento, correspondente à fase de coleta de dados para a modelagem dinâmica, apenas o biogás produzido no reator R₁ foi medido. O intervalo nas medições entre o 60^o e o 90^o dias corresponde à fase de parada de operação da planta, enquanto que o intervalo entre o 135^o e o 145^o dias representa falha no sensor. Os dados apresentam maior dispersão a partir do 150^o dia de monitoramento.

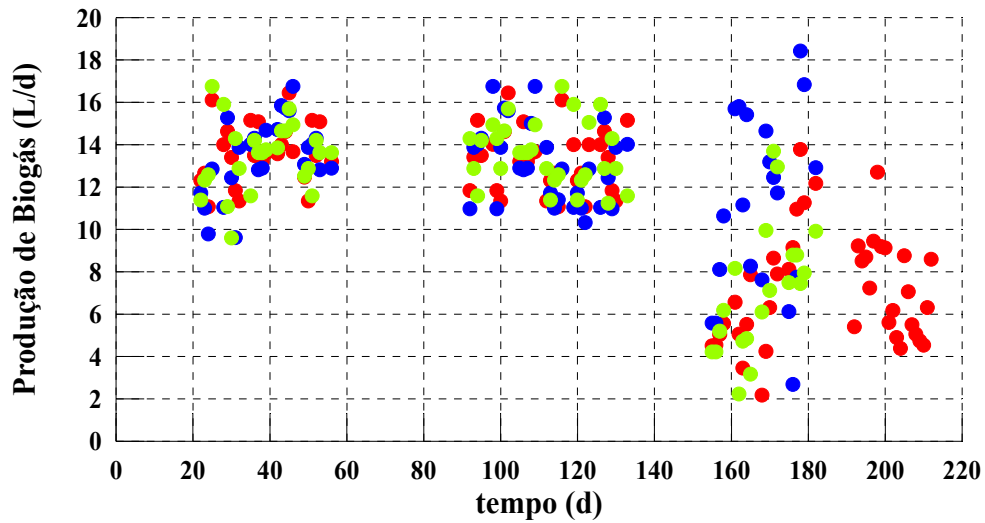


Figura 4.9. Produção de Biogás nos Reatores: ● R₁, ● R₂, ● R₃.

Temperatura

Como é notoriamente conhecido, a digestão anaeróbia depende fortemente da temperatura. Por esta razão, o monitoramento da temperatura para fins de modelagem da produção de biogás é imprescindível na medida em que percebe-se que o decaimento da temperatura influencia enormemente a produção de biogás no reator. A Figura 4.10 apresenta as medidas de temperatura coletadas *on-line*, através de um sensor instalado junto ao medidor de biogás. Os dados mostram um decaimento de temperatura nos últimos dados, justificada pelo fato destes terem sido coletados no mês de julho.

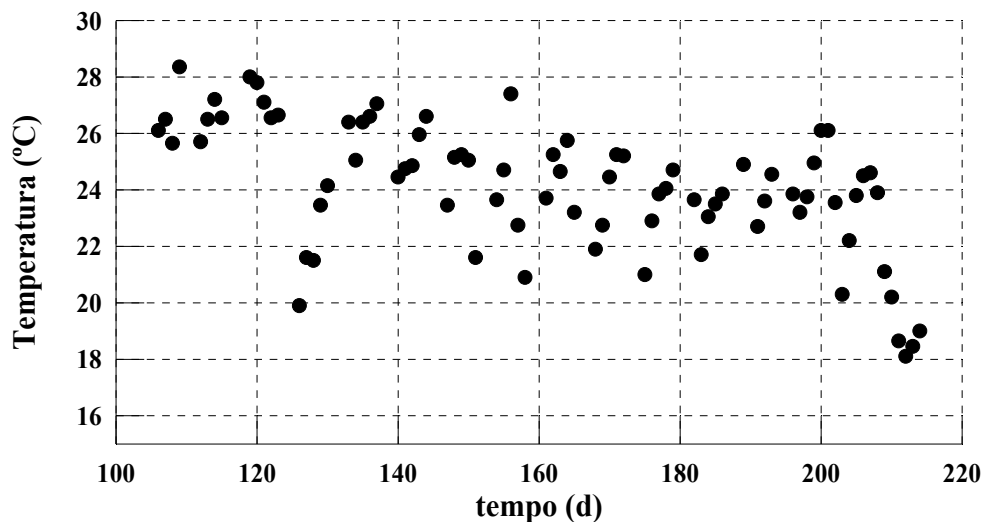


Figura 4.10. Temperatura ambiente na planta.

Capítulo 5

Modelagem do Reator UASB

5.1. Introdução

A representação abstrata de um sistema real a partir de idéias a respeito de seus constituintes e suas relações funcionais é chamada de modelo conceitual. A formulação matemática destas idéias conduz a um modelo matemático que pode ser utilizado para fornecer respostas quantitativas para questões relativas ao comportamento do sistema sob determinadas condições externas. (Dochain e Vanrolleghem, 2001). Embora o valor de um bom modelo de sistemas físicos já seja reconhecido por pesquisadores e profissionais da área de tratamento de esgotos, o amplo espectro de possibilidades para desenvolver tais modelos continua sendo discutido (Andrews (1994), Keller et. al. (1993), apud Polito-Braga (2000)). No entanto, a consciência clara das possibilidades e dos limites do uso de modelos é necessária para colocar a bom termo sua utilização tanto para melhor compreensão do processo, quanto para sua aplicação em plantas reais.

Os modelos matemáticos apresentados na tese não foram construídos com o único propósito do exercício da modelagem, mas com o intuito de serem utilizados no sistema de diagnóstico do reator. No entanto, embora sejam inerentemente simples e facilmente aplicáveis, os modelos englobam as diversas relações existentes entre as variáveis do sistema, obtidas a partir de uma análise criteriosa dos dados da planta à luz da fundamentação teórica do tratamento anaeróbio.

Este capítulo apresenta o desenvolvimento de modelos para a estimativa de matéria orgânica afluyente em termos de DQO e para a estimativa de produção de biogás no reator UASB tratando esgoto sanitário. Para a estimativa de DQO, foi construído um modelo fuzzy do tipo Mandani (Mandani and Assilian, 1975). Para a estimativa da produção de biogás, foram construídos três modelos: dois modelos identificados do tipo ARX e um modelo fuzzy do tipo Takagi-Sugeno (Takagi e Sugeno, 1985).

Os modelos foram desenvolvidos a partir dos dados coletados do reator R_1 do sistema UASB piloto, podendo-se dizer que o modelo é uma aproximação que representa o reator UASB para o objetivo de desenvolver um sistema de diagnóstico para esta configuração de tratamento de esgoto sanitário.

5.2. Modelo para estimação de DQO

A literatura usualmente apresenta a relação existente entre a medida de turbidez e a concentração de sólidos suspensos em esgoto tratado (Metcalf e Eddy, 1991). No entanto, Polito-Braga (2000) pondera que existe uma aproximação nesta consideração, pois o turbidímetro mede a turbidez não só causada pelos sólidos suspensos, mas também pela fração solúvel dos sólidos. Além disso, considerando-se que em se tratando de esgoto doméstico, as proporções de sólidos suspensos em relação à DQO afluente para esgoto não tratado se mantém aproximadamente constantes e na faixa de 0,35 a 0,45 mgSST/mgDQO (Metcalf e Eddy, 1991), uma alternativa viável para a estimativa *on-line* de DQO é a medida de turbidez afluente. Observou-se, contudo, que os dias chuvosos ocasionavam maior turbidez no esgoto, enquanto reduziam o teor de DQO devido a sua diluição.

De posse de tais considerações, foi desenvolvido um modelo para a estimativa da concentração de DQO afluente, através das medidas de turbidez afluente e de chuva. O modelo construído consiste em um modelo *fuzzy* do tipo Mandani, em que as variáveis de entrada e saída do modelo são definidas por funções de pertinência do tipo gaussiana na forma de variáveis lingüísticas. As funções de pertinência foram definidas a partir do particionamento das variáveis de entrada, após análise cuidadosa sobre o comportamento das variáveis.

A partir do estudo e do conhecimento de como as variáveis do modelo se relacionavam, as regras de inferência do modelo foram estabelecidas da forma em que são apresentadas na Tabela 5.1.

As Figuras 5.1, 5.2 e 5.3 apresentam as funções de pertinência com suas respectivas variáveis lingüísticas, para a turbidez afluente, chuva e DQO, respectivamente.

Um exemplo de regra de inferência que pode ser extraído da Tabela 5.1 é: “se (*Turbidez é Baixa*) e (*Chuva é Pouca*), então *DQO é Baixa*”, sendo *Baixa* (Turbidez), *Pouca* (Chuva) e *Baixa* (DQO) variáveis lingüísticas definidas pelas funções de pertinência das Figuras 5.1, 5.2 e 5.3.

Tabela 5.1. Regras de inferência para a estimação de DQO.

	Turbidez (NTU)		
	Baixa	Normal	Alta
Pouca	Baixa	Normal	Alta
Chuva (mm ³)	Normal	Normal	Normal
Muita	-	-	Normal

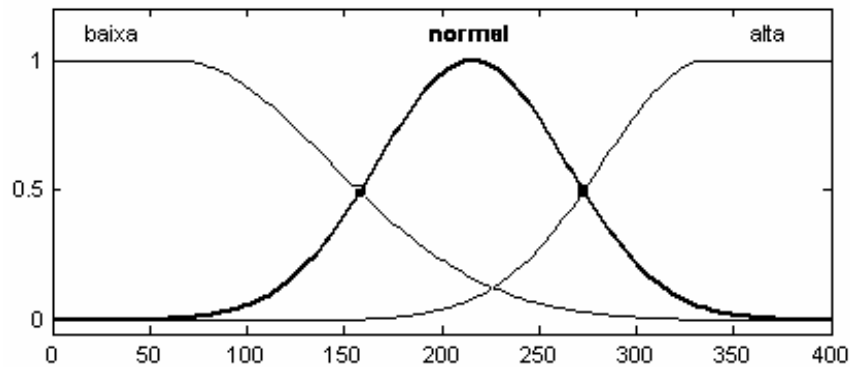


Figura 5.1. Funções de pertinência para a turbidez afluente.

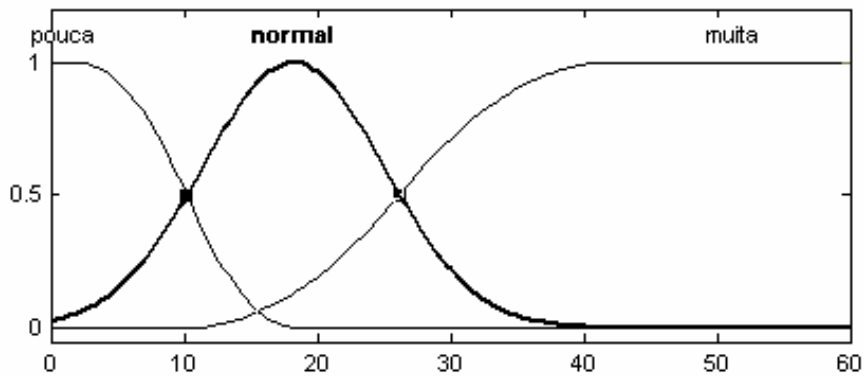


Figura 5.2. Funções de pertinência para a chuva.

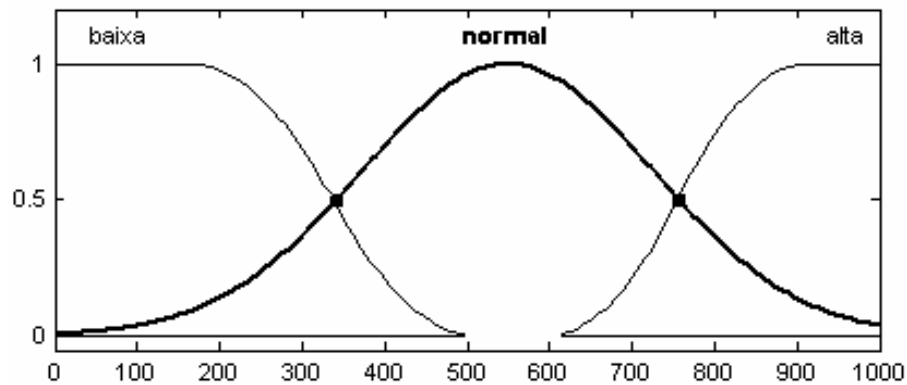


Figura 5.3. Funções de pertinência para a DQO total.

A Figura 5.4. apresenta o gráfico de superfície do comportamento das variáveis do modelo, construído a partir das regras de inferência. Os resultados do gráfico mostram que a relação Turbidez/DQO é relativamente linear quando o volume de chuva é nulo. Este fato pode ser comprovado experimentalmente a partir da regressão linear obtida com um conjunto de dados de DQO e turbidez em dias com tempo seco, apresentada na Figura 5.5.

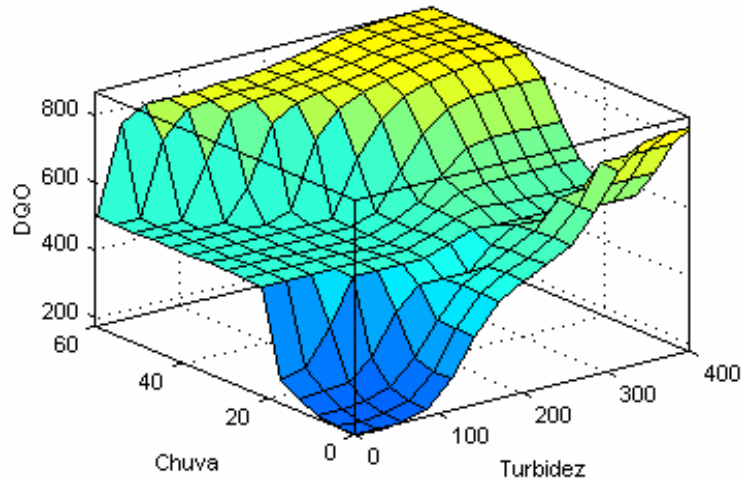


Figura 5.4. Gráfico de superfície do comportamento das variáveis.

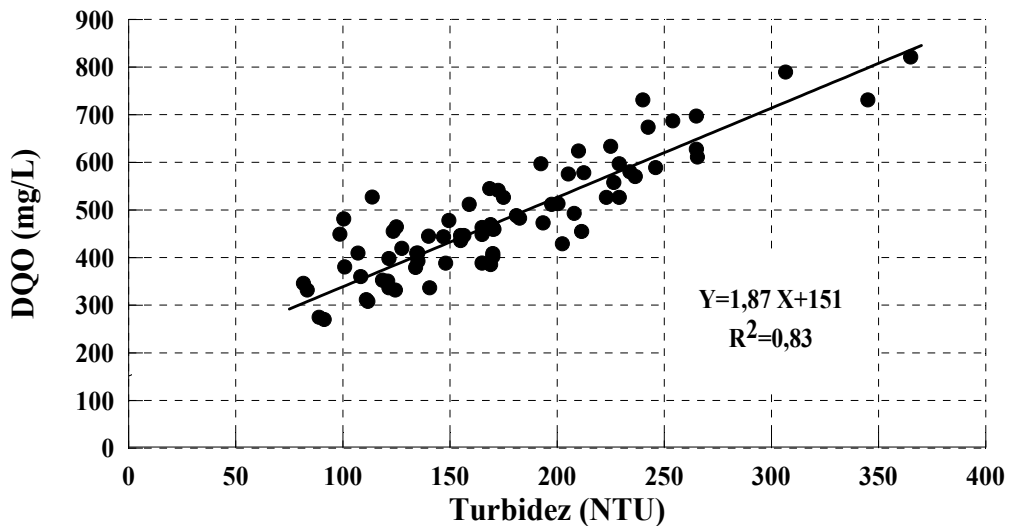


Figura 5.5. Regressão linear DQO x Turbidez em dias de tempo seco.

A Figura 5.6. apresenta a comparação entre os dados de DQO medidos e estimados através do modelo Mandani. Para validação do modelo de estimação de DQO afluente, foi utilizada a norma infinito (item C.5 do Apêndice C), que toma o máximo valor absoluto do erro de estimação. O erro máximo encontrado para a estimação de DQO foi de 162 mg/L. Embora o erro máximo não seja desprezível, o erro médio de 30,9 mg/L pode ser considerado baixo, quando comparado aos possíveis erros de medição da variável. Assim, os resultados obtidos mostram que para o caso específico do esgoto sanitário, o modelo utilizado para se estimar a DQO a partir de dados de turbidez e chuva é perfeitamente utilizável para fornecer informações de matéria orgânica em sistemas de diagnóstico da planta.

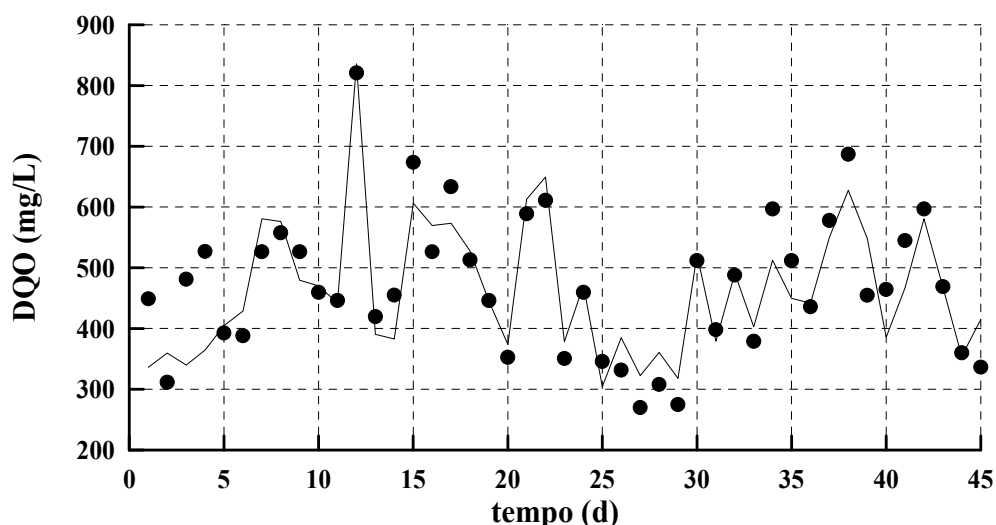


Figura 5.6. Comparação entre as concentrações de DQO medidas (●) e estimadas (–).

5.3. Estudo das Relações entre Variáveis

Previamente ao desenvolvimento dos modelos para a estimação de biogás no reator UASB, realizou-se um estudo do comportamento das variáveis da planta em diversas situações de operação. Este estudo teve como objetivo identificar a forma como algumas variáveis relevantes do processo, tais como DQO e temperatura, influenciavam o comportamento do reator UASB no que diz respeito à produção de biogás, mantendo-se a vazão de esgoto constante. Para tanto, foram desenvolvidos dois algoritmos para o agrupamento dos dados em faixas de DQO ou temperatura, conforme apresentado no Apêndice D. O primeiro algoritmo (item D.1) realiza o agrupamento os dados de DQO em diversas faixas, tal que a variação de DQO em cada faixa seja pequena. Em seguida, o algoritmo analisa o comportamento do biogás frente à variação de temperatura em cada uma das faixas de “mesma” DQO. O segundo algoritmo (item D.2) agrupa os dados coletados em diversas faixas de temperatura e analisa a variação de produção de biogás com a variação de DQO para cada faixa de temperatura, seguindo o mesmo raciocínio. A amplitude da faixa pode ser modificada de acordo com as considerações do usuário. Os algoritmos fornecem também a opção de agrupamento considerando-se dois ou mais dias consecutivos para mesma faixa de DQO ou de temperatura (frequência = 2 no algoritmo). Esta opção é interessante para o entendimento do quão importante é a informação da produção de biogás do dia anterior para a estimativa da produção atual.

Relação entre Produção de Biogás e DQO

A influência da variação de DQO na produção de biogás foi estudada a partir do agrupamento dos dados em faixas de temperatura, cuja amplitude era de 2°C. As Figuras de 5.7 a 5.12 apresentam a relação DQO x Produção de Biogás para diversas faixas de temperatura.

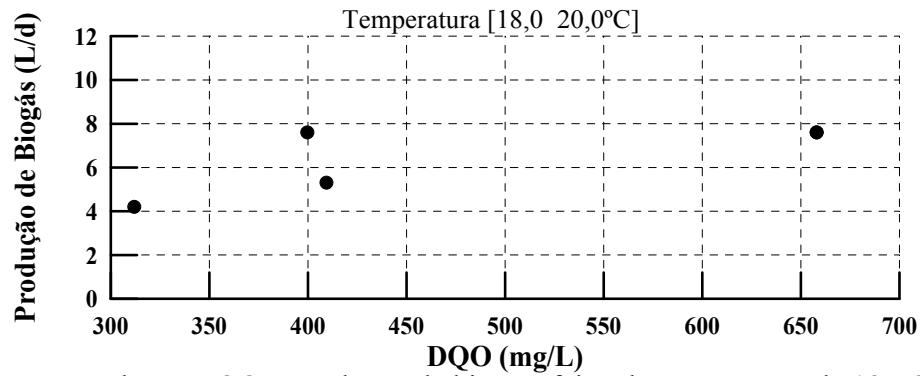


Figura 5.7. Relação DQO x produção de biogás: faixa de temperatura de 18 a 20°C.

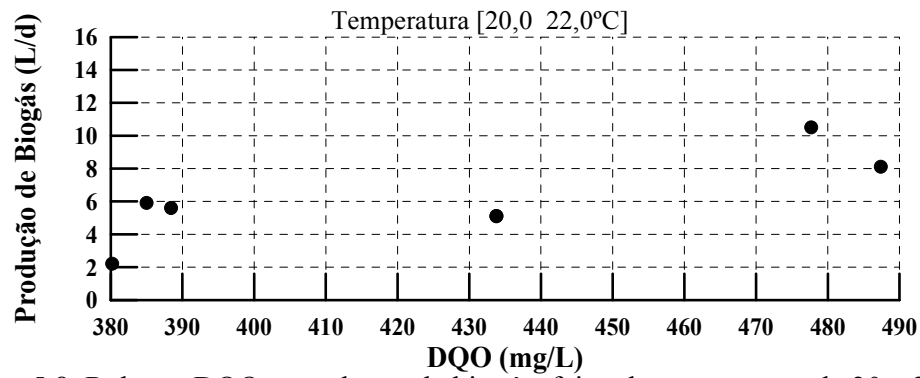


Figura 5.8. Relação DQO x produção de biogás: faixa de temperatura de 20 a 22°C.

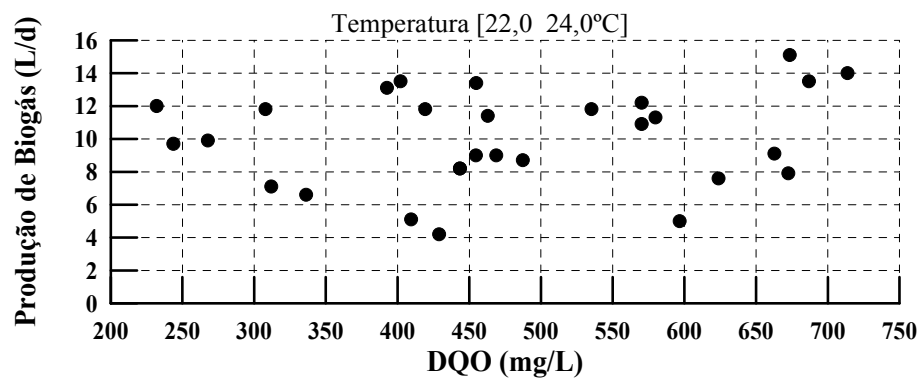


Figura 5.9. Relação DQO x produção de biogás: faixa de temperatura de 22 a 24°C.

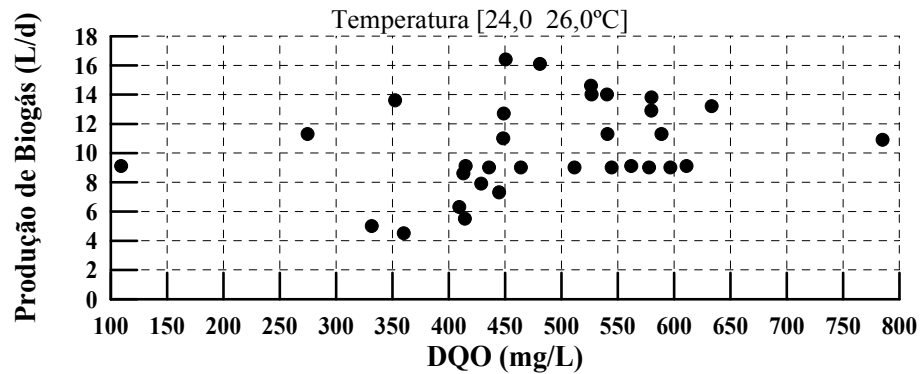


Figura 5.10. Relação DQO x produção de biogás: faixa de temperatura de 24 a 26°C.

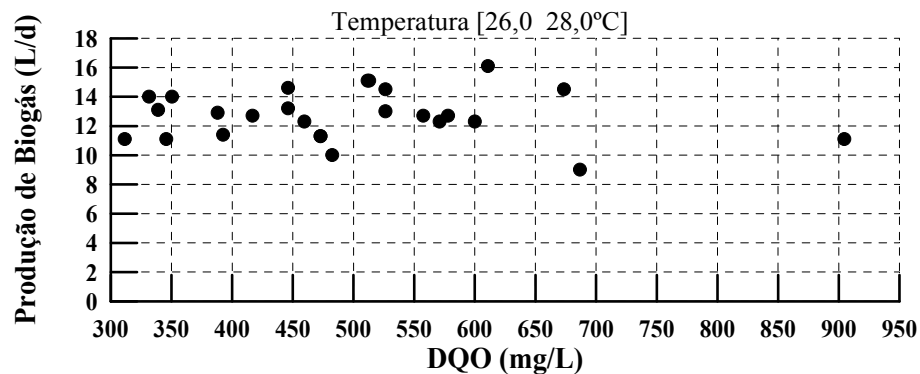


Figura 5.11. Relação DQO x produção de biogás: faixa de temperatura de 26 a 28°C.

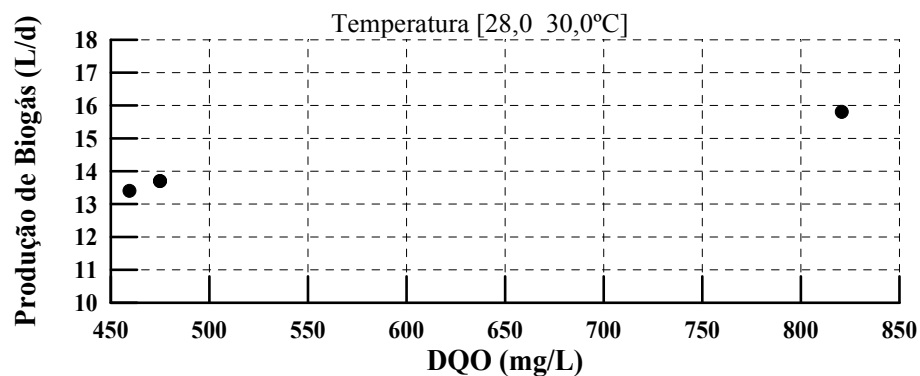


Figura 5.12. Relação DQO x produção de biogás: faixa de temperatura de 28 a 30°C.

Os resultados do estudo mostram que, em temperaturas baixas, a produção de biogás de manteve-se razoavelmente baixa ainda que a DQO atingisse valores acima de 650 mg/L, um claro indicativo de baixa atividade metanogênica no reator. Foi observada também uma certa dispersão dos dados na faixa entre 22 e 24°C que pode ter origem em duas causas distintas: a continuidade de baixa atividade metanogênica ainda que a temperatura retorne a valores normais ou simplesmente devido a alguma perturbação na planta como, por exemplo, a presença de cloretos

no esgoto. Já em temperaturas mais altas, a produção de biogás se manteve em valores acima de 8,0 L/d, atingindo valores da ordem de até 16,0 L/d para altas concentrações de DQO.

Relação entre Produção de Biogás e Temperatura

De forma análoga, a influência da variação de temperatura na produção de biogás foi estudada a partir do agrupamento dos dados em faixas de DQO, cuja amplitude era de 200 mg/L, considerando-se uma ampla variação de concentração de DQO, que variou de 190 a 1090 mg/L ao longo do experimento. As Figuras de 5.13 a 5.17 apresentam a relação Temperatura x Produção de Biogás para diversas faixas de DQO.

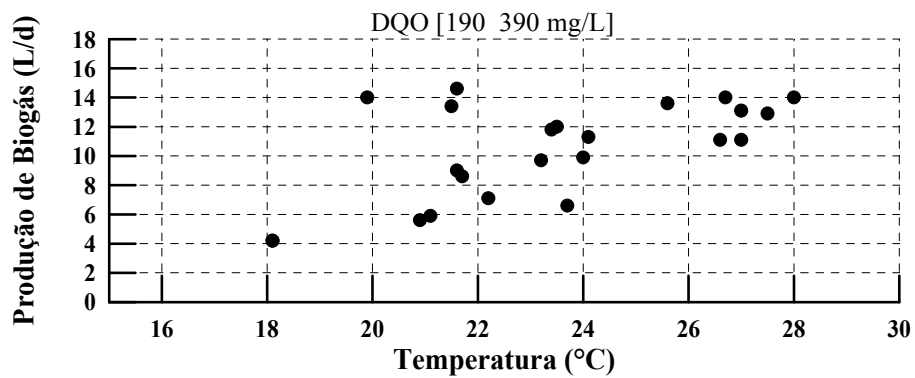


Figura 5.13. Relação temperatura x produção de biogás: faixa de DQO de 190 a 390mg/L.

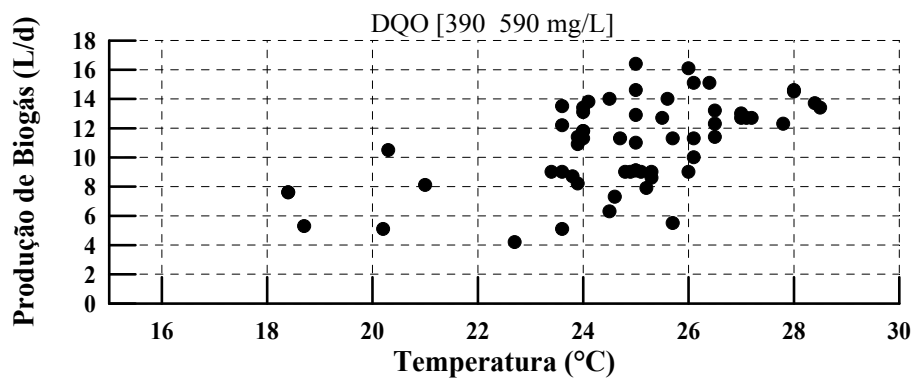


Figura 5.14. Relação temperatura x produção de biogás: faixa de DQO de 390 a 590mg/L.

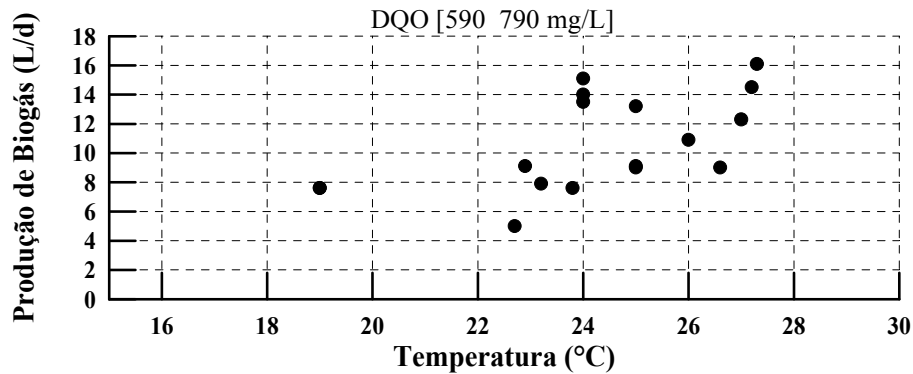


Figura 5.15. Relação temperatura x produção de biogás: faixa de DQO de 590 a 790mg/L.

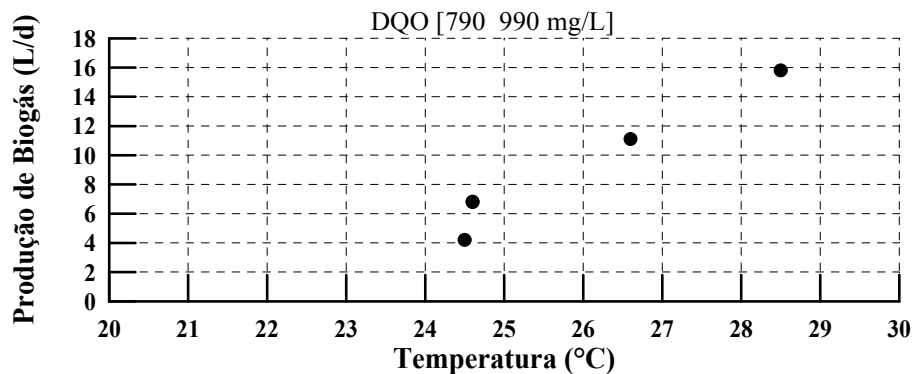


Figura 5.16. Relação temperatura x produção de biogás: faixa de DQO de 790 a 990mg/L.

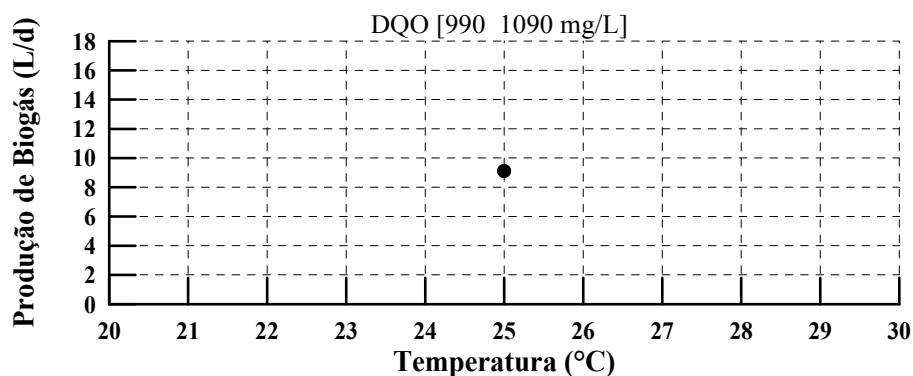


Figura 5.17. Relação temperatura x produção de biogás: faixa de DQO de 990 a 1090mg/L.

Os resultados do estudo mostram uma clara tendência de aumento de produção de biogás com o aumento do valor de temperatura para cada uma das faixas. Pode se dizer ainda que esta tendência se mostrou mais pronunciada em relação à temperatura que em relação a DQO afluente. Uma das prováveis razões para tal é que possivelmente a quantidade de biogás produzido no reator não seja apenas função da matéria orgânica afluente do dia, mas também da matéria orgânica particulada do dia anterior e que já se encontra hidrolisada no interior do reator.

Em contrapartida, conclui-se que a temperatura ambiente do dia influencia diretamente a atividade metanogênica dos microrganismos e, conseqüentemente, a produção de biogás. Embora os resultados deste estudo não tenham sido aplicados diretamente no desenvolvimento do modelo, eles proporcionaram um conhecimento importante a respeito das situações de normalidade da planta e do comportamento das variáveis.

5.4. Modelos para estimação de Produção de Biogás

Com o propósito de se estimar a produção de biogás no reator UASB, tal que o modelo pudesse ser utilizado no sistema de diagnóstico, foram realizados alguns exercícios de modelagem com o uso das metodologias de identificação de sistemas e de modelagem fuzzy. Para tanto, foi utilizado um conjunto de dados coletados do reator R₁. Por questões operacionais, a vazão de esgoto foi mantida constante ao longo do experimento. Entretanto, por acreditar-se que a variação de esgoto afluyente influencia significativamente a produção de biogás, optou-se por utilizar a variável carga orgânica volumétrica (COV), calculada, como entrada de um dos modelos, em substituição à variável DQO. O item 5.4.1. apresenta o desenvolvimento de dois modelos identificados do tipo ARX, enquanto o item 5.4.2 apresenta a modelagem da produção de biogás através de estruturas de modelo fuzzy do tipo Takagi-Sugeno.

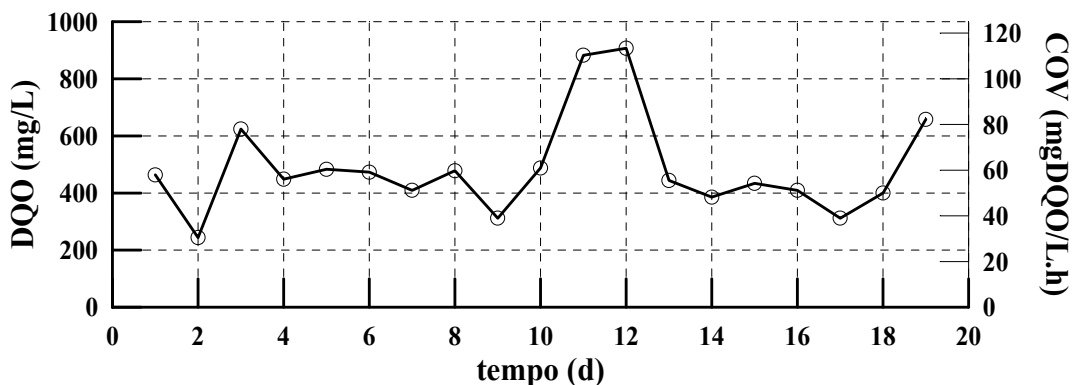


Figura 5.18. Dados de DQO (e COV) afluyente utilizados para a modelagem.

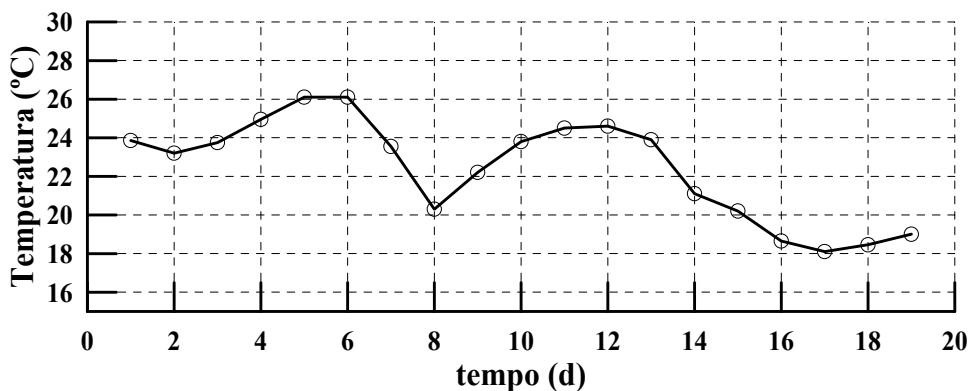


Figura 5.19. Dados de temperatura utilizados para a modelagem.

As Figuras 5.18, 5.19, 5.20 e 5.21 apresentam os dados de DQO (e COV), temperatura, turbidez e produção de biogás, respectivamente, coletados em 19 dias de monitoramento diário. Por problemas de equipamento, a medida de turbidez foi interrompida no 17º dia. Os dados de entrada mostram que o experimento abrangeu faixas representativas de operação, com variações de 240 a 900 mg/L (e de 30,7 a 114,3 mgDQO/L.h para a COV), para a DQO total afluyente, de 18 a 26°C para a temperatura, de 107 a 306 NTU para a turbidez e de 4,4 a 12,7 L/d para a produção de biogás.

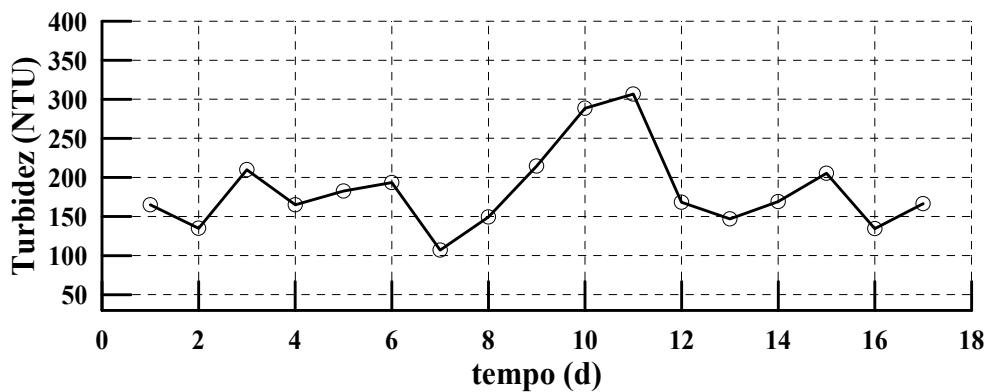


Figura 5.20. Dados de turbidez utilizados para a modelagem.

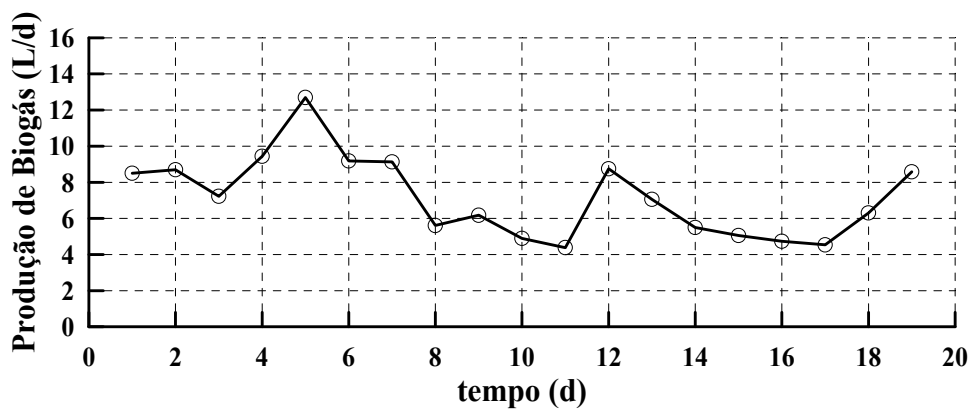


Figura 5.21. Dados de produção de biogás utilizados para a modelagem.

5.4.1. Modelos Identificados do tipo ARX

Conforme descrito no Cap. 3, na identificação de sistemas, apenas os dados de entrada e saída do sistema são utilizados para a obtenção do modelo. Por esta razão, a escolha da representação e da sua estrutura é crítica em sistemas não lineares, como os sistemas de tratamento de efluentes. Neste exercício de modelagem, foram selecionadas duas estruturas de modelos para descrever a produção de biogás no reator UASB, ambas do tipo ARX caixa-preta, pela simplicidade e linearidade.

Estrutura 1

A primeira estrutura escolhida visa estimar a produção de biogás no reator a partir de dados de temperatura, DQO afluente e produção de biogás, ambos do dia anterior, considerando-se a vazão de esgoto constante. A equação (5.1) a seguir representa o modelo de estrutura 1:

$$y(k) = f(u_1(k), u_2(k-1), y(k-1)) \quad (5.1)$$

em que $y(k)$ e $y(k-1)$ representam as produções de biogás atual e do dia anterior, $u_1(k)$ a temperatura atual e $u_2(k-1)$ a DQO do dia anterior.

Estrutura 2

A segunda estrutura escolhida visa estimar a produção de biogás no reator a partir de dados de temperatura e turbidez afluente. A equação (5.2) a seguir representa o modelo de estrutura 2:

$$y(k) = f(u_1(k), u_3(k)) \quad (5.2)$$

em que $y(k)$ representa a produção de biogás atual estimada, $u_1(k)$ a temperatura atual e $u_3(k)$ a turbidez atual.

Para melhor visualização do peso de cada variável de entrada na estimativa de produção de biogás, foi realizada a normalização das variáveis dentro do domínio $[0 \ 1]$, em que $T_{min} = 15^\circ\text{C}$, $T_{max} = 35^\circ\text{C}$, $DQO_{min} = 100\text{mg/L}$, $DQO_{max} = 1000 \text{ mg/L}$, $Biogás_{min} = 0 \text{ L/d}$ e $Biogás_{max} = 17 \text{ L/d}$.

Para a estimação dos parâmetros do modelo, foi utilizada a técnica de identificação por mínimos quadrados, tendo como critério para a seleção dos termos o erro absoluto entre as variáveis medida e estimada. O *toolbox* de Identificação de Sistemas do software Matlab[®] foi utilizado para a obtenção dos modelos.

A Tabela 5.2 apresenta os parâmetros encontrados para cada estrutura de modelo ARX, com seus respectivos erros de estimação calculados a partir da definição de norma infinito (item C.5, Apêndice C). O erro absoluto (1) representa a diferença máxima obtida entre a produção de biogás medida e a estimada através do modelo de estrutura (1), cujas entradas são temperatura, DQO total e produção de biogás passada. O erro absoluto (2) foi obtido com a produção de biogás estimada através do modelo de estrutura (2), cujas entradas são temperatura e turbidez do afluente.

Tabela 5.2. Parâmetros dos modelos ARX.

Estrutura	Modelo ARX	Erro absoluto máximo (L/d)
(1)	$y(k) = 0.4034 \cdot y(k-1) + 0.6138 \cdot u_1^2(k) - 0.2679 \cdot u_1(k) + 0.2277 \cdot u_2(k-1)$	3,16
(2)	$y(k) = 0.8878 \cdot u_1(k) - 0.5584 \cdot u_3(k1)$	2,68

A Figura 5.22 apresenta uma comparação entre a produção de biogás medida e as produções de biogás estimadas através das estruturas ARX (1) e (2), enquanto a Figura 5.23 apresenta o erro absoluto de estimação obtido para cada um dos modelos.

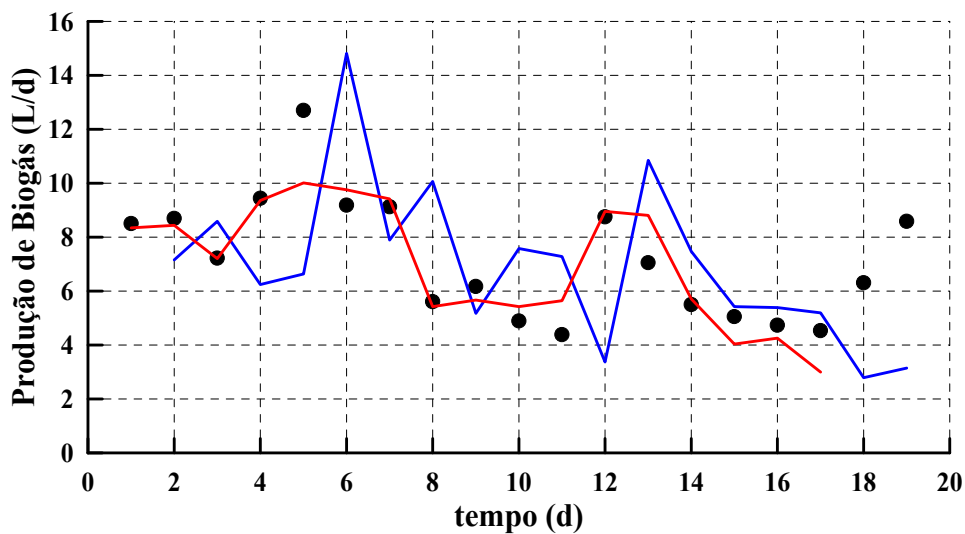


Figura 5.22. Produções de biogás medida (●) e estimada com as estruturas 1 (—) e 2 (—).

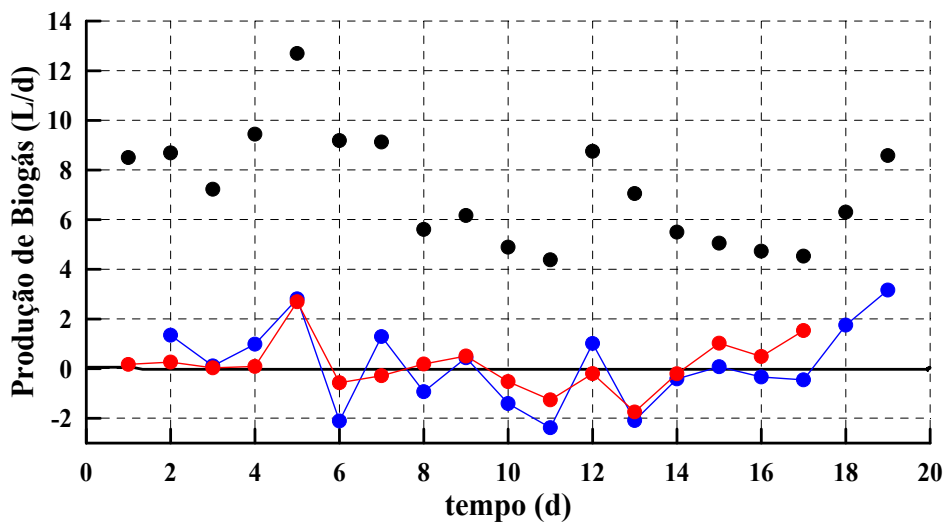


Figura 5.23. Produção de biogás medida (●) e erros absolutos 1 (●) e 2 (●).

Os resultados mostram que, embora a estrutura (1) represente um modelo dinâmico da produção de biogás, a estrutura (2) apresentou menor erro absoluto em módulo. Além disso, embora as magnitudes de erro encontradas para os modelos ARX não sejam desprezíveis do ponto de vista da modelagem matemática, não é verdade que os mesmos não possam ser utilizados para fornecer diagnósticos quanto ao estado de operação da planta. Entretanto, uma vez conhecida a dinâmica do comportamento do reator UASB e, observando-se a dificuldade da obtenção de um modelo matemático que descrevesse as diversas dinâmicas inerentes ao reator, optou-se pela tentativa de modelagem com o uso da lógica *fuzzy*, considerando-se uma estrutura de modelo com vários submodelos lineares.

5.4.2. Modelo *Fuzzy* do Tipo Takagi-Sugeno

O modelo *fuzzy* do tipo Takagi-Sugeno (TS) para a estimação de biogás foi desenvolvido com base no conceito de Sistema de Inferência *Fuzzy* (FIS, do inglês *Fuzzy Inference System*). De forma geral, um FIS pode ser descrito como o processo de mapeamento de uma dada entrada em uma saída utilizando-se lógica *fuzzy*. Para isso, as entradas do modelo são *fuzzificadas*, através de funções de pertinência e desta forma entram na máquina de inferência, onde estão previamente definidas as regras de inferência do tipo *se-então*, enquanto a saída calculada na máquina de inferência é *defuzzificada* a fim de fornecer ao usuário o valor da variável.

Para a construção do modelo *fuzzy* TS que alimenta a máquina de inferência, foi utilizado o conjunto de dados normalizados, a fim de evitar qualquer influência negativa devido às diferenças de faixas numéricas. Para identificar alguns grupos de dados de mesmo comportamento dentro do conjunto de dados, foi utilizado um método de agrupamento subtrativo proposto por Chiu (1994) como um pré-tratamento dos dados.

A ferramenta ANFIS pertencente ao *toolbox* de *fuzzy* do Matlab® (Jang, 1993) foi utilizada para realizar o agrupamento dos dados e para se obter o modelo. Os parâmetros de cada função conseqüente (sub-modelos de regressão linear) foram estimados pelo método dos mínimos quadrados. A estrutura básica do Sistema de Inferência *Fuzzy* utilizada está apresentada na Figura 5.24, em que as entradas do sistema para a estimação de produção de biogás são o dado do dia anterior, a carga orgânica volumétrica e a temperatura.

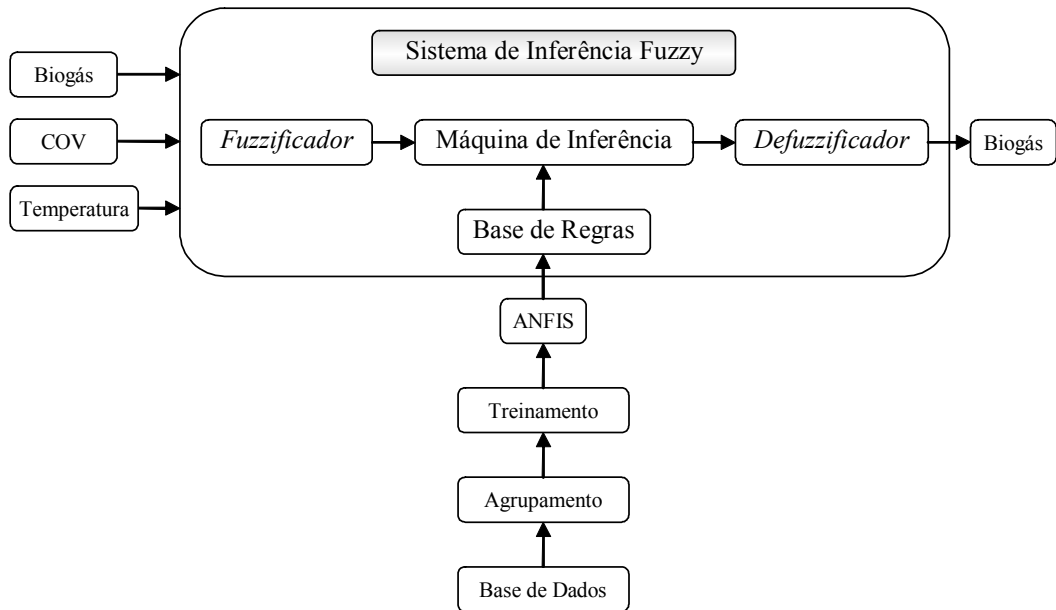


Figura 5.24. Estrutura de um Sistema de Inferência Fuzzy.

A Estrutura do Modelo

A estrutura de cada sub-modelo dinâmico foi escolhida de tal forma que a produção de biogás atual fosse uma função linear da produção de biogás passada, da temperatura atual e da COV passada, resultando na seguinte estrutura:

$$y(k) = f(u_1(k), u_2(k-1), y(k-1)) \quad (5.3)$$

em que $y(k)$ e $y(k-1)$ representam as produções de biogás atual e do dia anterior, $u_1(k)$ a temperatura atual e $u_2(k-1)$ a COV do dia anterior. O tempo de amostragem k escolhido foi diário.

Na etapa de agrupamento dos dados da planta, o algoritmo de agrupamento subtrativo encontrou quatro grupos distintos entre os dados fornecidos, conforme ilustra a estrutura ANFIS da Figura 5.25. A Tabela 5.3 apresenta os centros das funções de pertinência gaussianas obtidos para o conjunto de dados (parâmetro c na Equação C.6 do Apêndice C), assim como as funções conseqüentes do modelo Takagi-Sugeno, obtidas para cada regra de inferência. Os desvios padrões definidos para as gaussianas (parâmetro σ na Equação C.6 do Apêndice C), foram de 0,08 para a temperatura, $u_1(k)$, de 0,19 para a COV, $u_2(k-1)$ e de 0,12 para a produção de biogás, $y(k-1)$, que correspondem a 16,6°C, 271 mg/L e 2,0 L/d, respectivamente.

Um exemplo de regra de inferência que pode ser extraído da Tabela 5.3 é:

“Se $(y(k-1)$ é $0,37 \pm 0,12$) e $(u_1(k)$ é $0,21 \pm 0,08$) e $(u_2(k-1)$ é $0,32 \pm 0,19$), então $y(k) = 0,26 \cdot y(k-1) + 0,10 \cdot u_1(k) + 0,15 \cdot u_2(k-1) + 0,15$ ”

que corresponde a:

“Se $(y(k-1)$ é $6,3 \pm 2,0$ L/d) e $(u_1(k)$ é $19,2 \pm 16,6$ °C) e $(u_2(k-1)$ é $388,0 \pm 271,0$ mg/L), então $y(k) = 17 \cdot (0,26 \cdot y(k-1) + 0,10 \cdot u_1(k) + 0,15 \cdot u_2(k-1) + 15)$ ”

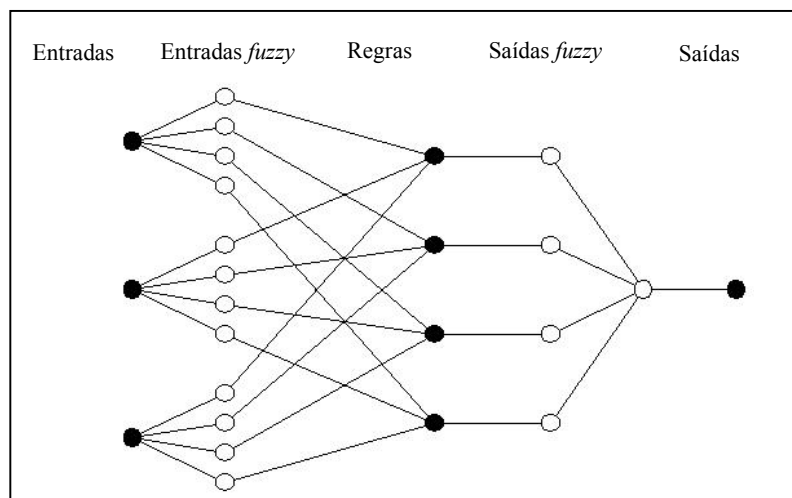


Figura 5.25. Estrutura ANFIS do tipo Takagi-Sugeno.

Tabela 5.3: Parâmetros do modelo fuzzy Takagi-Sugeno.

Regra	Centros das gaussianas			
	$y(k-1)$	$u_1(k)$	$u_2(k-1)$	
1	0,37	0,21	0,32	$y(k) = 0,26 \cdot y(k-1) + 0,10 \cdot u_1(k) + 0,15 \cdot u_2(k-1) + 0,15$
2	0,65	0,34	0,41	$y(k) = 0,73 \cdot y(k-1) + 0,80 \cdot u_1(k) - 1,30 \cdot u_2(k-1) - 0,03$
3	0,29	0,38	0,87	$y(k) = -0,69 \cdot y(k-1) - 8,19 \cdot u_1(k) - 1,94 \cdot u_2(k-1) + 2,73$
4	0,58	0,36	0,90	$y(k) = 26,46 \cdot y(k-1) - 42,87 \cdot u_1(k) - 18,85 \cdot u_2(k-1) + 17,52$

Após a obtenção do modelo para o reator UASB, o mesmo foi validado com a utilização de um novo conjunto de dados da planta coletados para este fim. As Figuras 5.26 e 5.27 apresentam os resultados de treinamento e de validação do modelo TS.

Os resultados mostram que um número relativamente reduzido de regras (4 regras) foi suficiente para se obter um modelo capaz de fornecer uma boa estimativa do comportamento do processo. A pequena subestimação da produção de biogás observada na fase de validação pode ser justificada pela faixa de produção de biogás ligeiramente mais alta no período, quando comparada ao período de treinamento.

Uma comparação entre os valores de produção de biogás medidos e estimados na fase de treinamento do modelo indicou um erro médio de 1,4%, enquanto o erro médio alcançado na fase de validação foi de 11% em alguns pontos. Contudo, vale ressaltar que o aumento do número de regras do modelo não diminuiu significativamente a percentagem de erro na fase de validação, de forma que grande parte do erro encontrado pode ser atribuída à própria incerteza das medidas. Assim, acredita-se que, embora a magnitude do erro encontrado na fase de validação do modelo TS não seja desprezível, este fato não inviabiliza o uso do modelo no sistema de diagnóstico do reator, de forma a auxiliar a operação da planta e a tomada de decisões pelo operador.

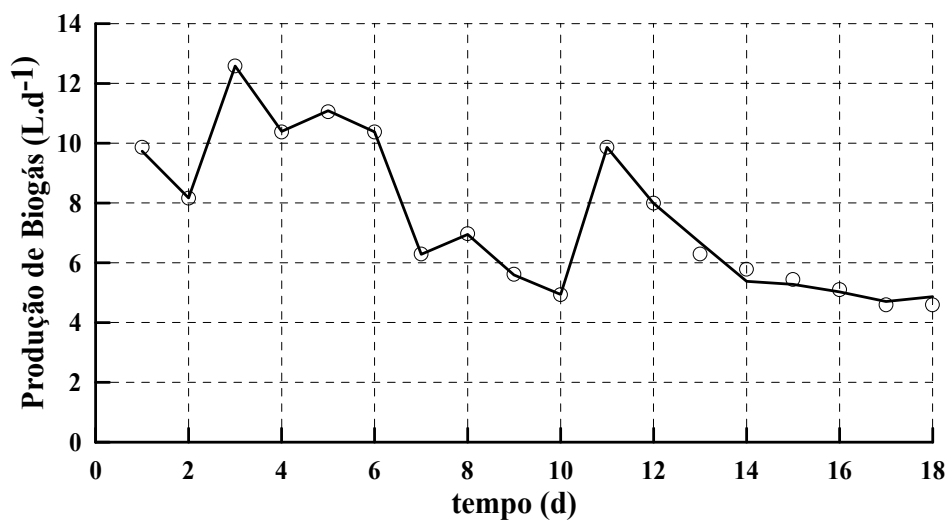


Figura 5.26. Produção de biogás medida (○) e estimada (—): Fase de Treinamento.

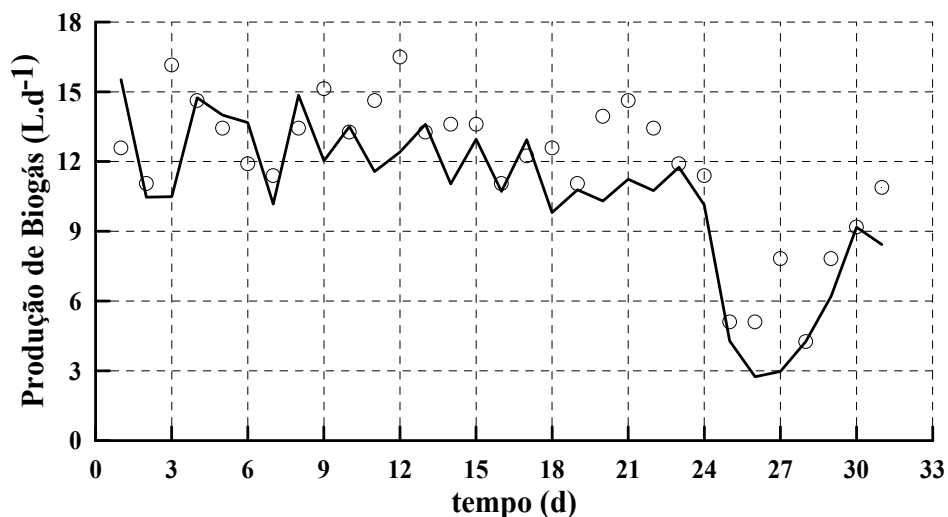


Figura 5.27. Produção de biogás medida (○) e estimada (—): Fase de Validação.

Capítulo 6

Sistema de Diagnóstico baseado em Modelo

6.1. Introdução

Este capítulo apresenta o desenvolvimento e a aplicação em plantas reais do sistema de diagnóstico em módulos, denominado SDM. O SDM foi desenvolvido com base na teoria de lógica *fuzzy* e tem como finalidade fornecer diagnósticos operacionais de reatores UASB tratando esgoto sanitário. Para tanto, foram utilizados os modelos *fuzzy* para estimação de DQO e para estimação de produção de biogás, apresentados no Capítulo 5.

Para a validação do SDM, foram utilizados os dados coletados de dois outros reatores UASB pilotos, R₂ e R₃, que operavam em paralelo ao reator R₁, no qual foram realizados os testes para a obtenção dos modelos.

6.2. Arquitetura do Sistema de Diagnóstico

O SDM foi desenvolvido seguindo uma estrutura de lógica *fuzzy*, utilizando-se o sistema de inferência *fuzzy*, FIS (da nomenclatura inglesa, *Fuzzy Inference System*), disponível no toolbox de lógica *fuzzy* do software Matlab[®] (The Mathworks, 1998). A estrutura do sistema de diagnóstico é composta por três módulos FIS integrados, como apresentado na Figura 6.1.

Módulo 1

O primeiro módulo FIS é responsável pela estimação da concentração de DQO afluente a partir de valores de turbidez afluente e precipitação pluviométrica. Para tanto, utiliza um modelo *fuzzy* do tipo Mandani apresentado anteriormente.

De forma geral, as aquisições de dados de concentração de DQO *on-line* requerem equipamentos bastante sofisticados e cujo custo muitas vezes se torna proibitivo, principalmente quando se pretende desenvolver tecnologias que visam a otimização dos custos de implantação das estações de tratamento. Por esta razão, entende-se que um módulo que permita a substituição de medidores de DQO *on-line* por turbidímetros *on-line* tende a contribuir para a redução de custos dos projetos de instrumentação. Além disso, uma vez que a inclusão das informações de DQO aumenta significativamente a capacidade de diagnóstico do SDM, é imperativo que se faça uso de tais modelos para estimá-la.

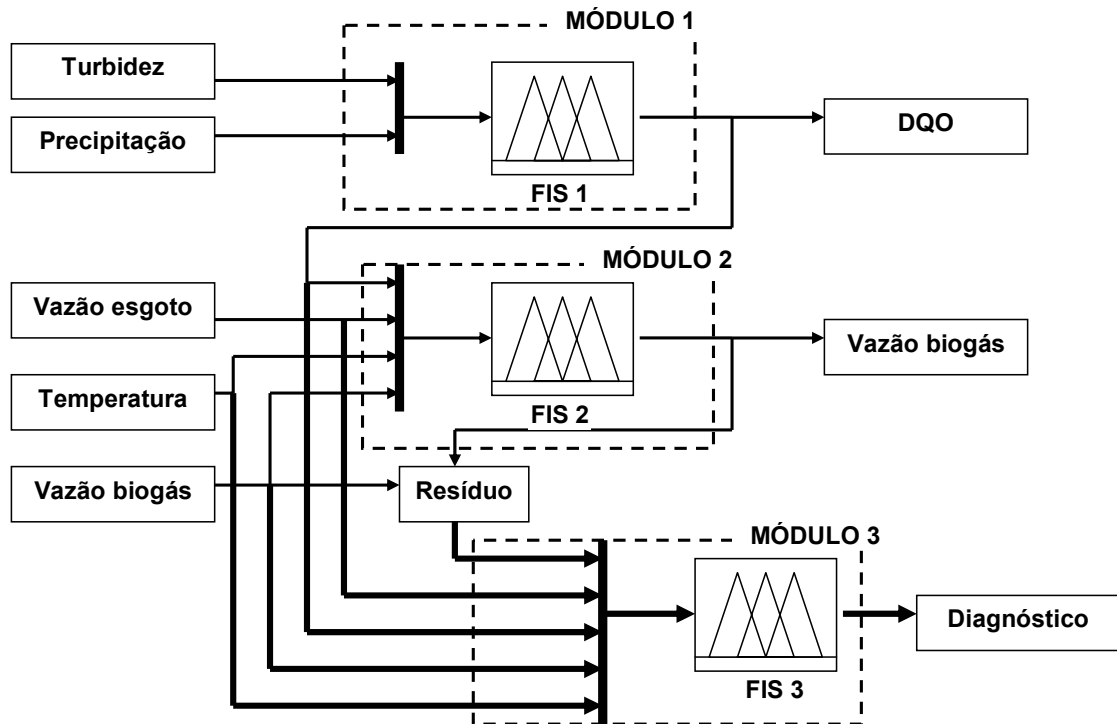


Figura 6.1. Estrutura do Sistema de Diagnóstico.

Módulo 2

O segundo módulo FIS foi desenvolvido para estimar a produção de biogás no reator, baseando-se na temperatura ambiente, na carga orgânica volumétrica afluyente e na produção de biogás do dia anterior. Para tanto, foi utilizado o modelo dinâmico do tipo Takagi-Sugeno apresentado no Capítulo 5, desenvolvido a partir de dados coletados do reator UASB piloto R₁. A carga orgânica volumétrica é calculada internamente no módulo 2, a partir de informações de vazão de esgoto e concentração de DQO afluentes. Caso em que as informações de DQO não estejam disponíveis *on-line* para o usuário, poderá ser utilizada a DQO estimada através do módulo 1. A diferença entre os valores de produção de biogás medido e estimado é calculada e denominada resíduo ou valor residual. O resíduo será utilizado como entrada do sistema de diagnóstico no módulo 3.

Módulo 3

O terceiro módulo é responsável por fornecer o diagnóstico do estado do processo, a partir de informações da planta obtidas *on-line* e daquelas obtidas através dos módulos 1 e 2. Para tanto, a partir de dados coletados do reator R₁ e do conhecimento de especialistas, uma base de regras baseada em lógica *fuzzy* e com estrutura do tipo *se, então* foi desenvolvida para alimentar a máquina de inferência do sistema de inferência *fuzzy*. A máquina de inferência é responsável por transformar as informações de entrada do módulo 3, definidas em variáveis lingüísticas, em

diagnósticos reais acerca do estado do processo, conforme ilustra a Figura 6.2. Para tanto, as variáveis de saída do SDM são definidas como *singletons*. Os diagnósticos possíveis de serem fornecidos com o SDM são: situação normal de operação, sobrecarga orgânica, sobrecarga hidráulica, baixa atividade metanogênica, subcarga orgânica, subcarga hidráulica, perturbação não modelada e ainda falha em sensor. No entanto, tendo em vista que o aumento de carga orgânica observado ao longo do experimento não configurou sobrecarga orgânica do ponto de vista operacional, considerando-se uma COV máxima = 2,45 kgDQO/m³.d, o estado de operação correspondente a um aumento significativo de matéria orgânica será denominado *Elevação de Matéria Orgânica* (EMO).

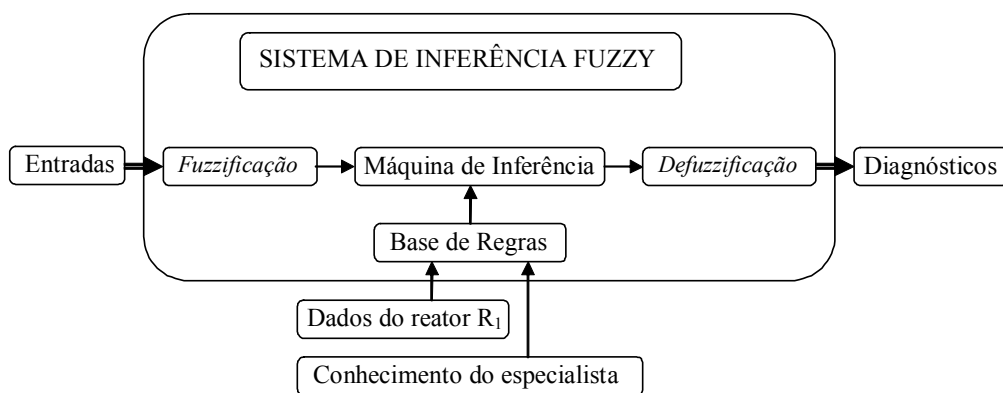


Figura 6.2. Sistema de Inferência Fuzzy do módulo 3 do MDS.

6.3. O Sistema de Inferência Fuzzy

Funções de Pertinência

Para que a máquina de inferência do sistema de inferência *fuzzy* reconheça os valores de entrada do módulo 3, é necessário que o valor de cada variável esteja associado a um subconjunto *fuzzy*. Por exemplo, pode-se definir a variável lingüística *baixa* como um subconjunto *fuzzy* da variável temperatura. No entanto, para que o valor real de cada variável possa ser *fuzzificada* em uma variável *fuzzy*, é preciso definir, *a priori*, a função de pertinência de cada subconjunto *fuzzy*. Após uma avaliação das faixas operacionais de cada variável, foram definidas as funções de pertinência para cada subconjunto *fuzzy*, visando o desenvolvimento da base de regras para o sistema de inferência *fuzzy*. As Figuras 6.3, 6.4, 6.5, 6.6 e 6.7 ilustram as funções de pertinência para a concentração de DQO, temperatura, vazão de esgoto, vazão de biogás e resíduo, respectivamente. As funções de pertinência utilizadas foram do tipo triangular e trapezoidal.

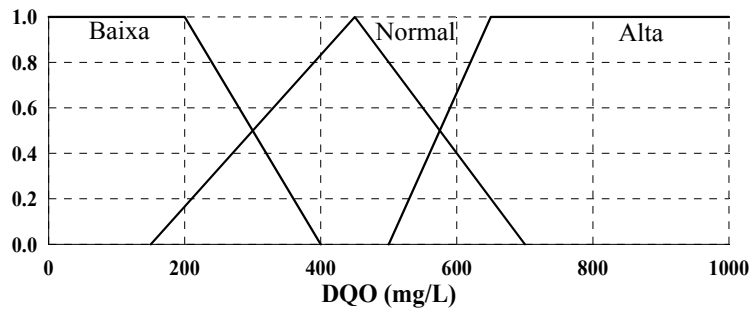


Figura 6.3. Funções de pertinência para a DQO.

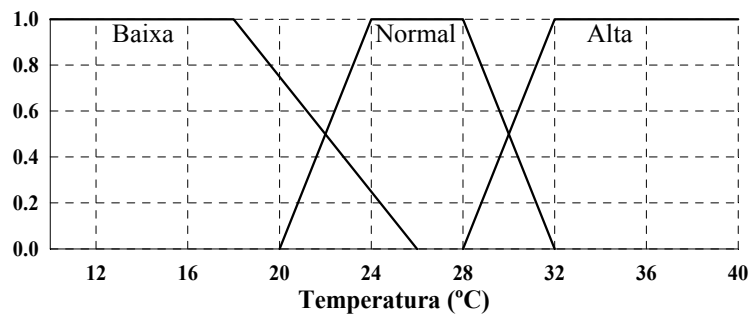


Figura 6.4. Funções de pertinência para a temperatura.

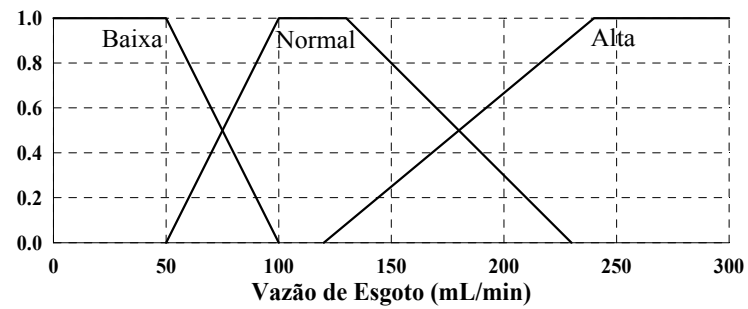


Figura 6.5. Funções de pertinência para a vazão de esgoto.

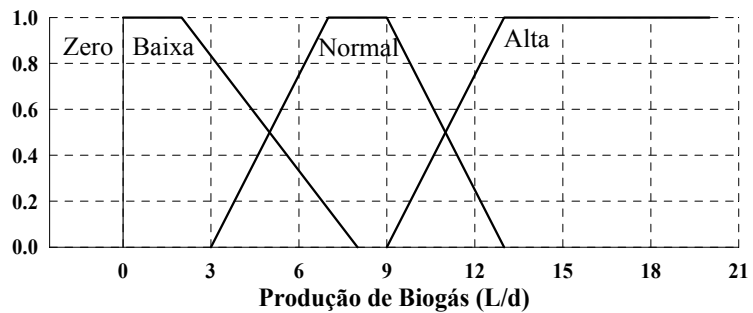


Figura 6.6. Funções de pertinência para a produção de biogás.

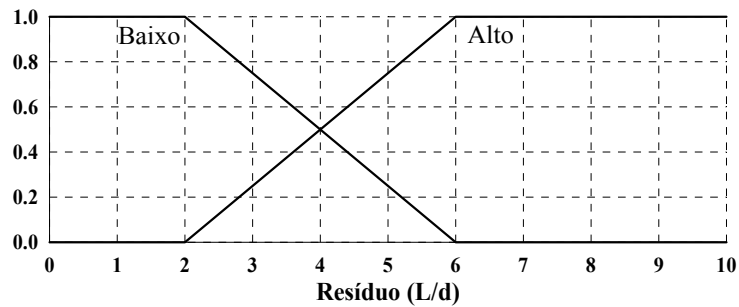


Figura 6.7. Funções de pertinência para o resíduo.

Base de Regras

A base de dados do processo e o conhecimento do especialista foram utilizados para formular as regras de inferência *fuzzy*. A saída do SDM fornece o diagnóstico do estado do processo na forma de conjuntos *fuzzy* com suas respectivas funções de pertinência (singleton spikes). A Figura 6.8 apresenta a base de regras utilizada no módulo 3 do SDM, onde Q_E é a vazão de esgoto afluente, T é a temperatura, Q_B é a vazão de biogás e R é o resíduo.

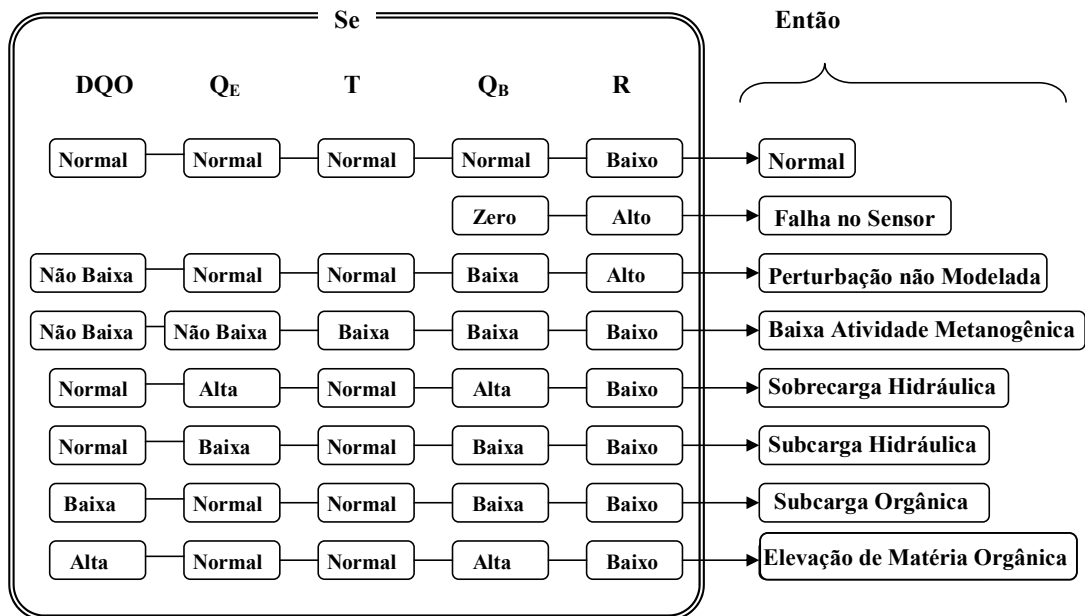


Figura 6.8. Regras de Inferência para o diagnóstico.

6.4. Validação do SDM - aplicação em plantas reais

Com o intuito de validar o MDS, os estados de operação de dois outros reatores UASB pilotos, denominados reatores R₂ e R₃, foram diagnosticados. Para tanto, tais reatores foram operados sob condições similares quanto à vazão de alimentação, concentração de DQO afluente e temperatura por um período de 30 dias. Por questões operacionais, a vazão de esgoto foi mantida constante igual a 100 mL/min durante o experimento. Os dados de produção de biogás de cada reator também foram coletados para serem utilizados como entrada do sistema de diagnóstico. As Figuras 6.9, 6.10, 6.11 e 6.12 apresentam os dados de concentração de DQO afluente, temperatura, produção de biogás para o reator R₂ e para o reator R₃, respectivamente, coletados ao longo do experimento.

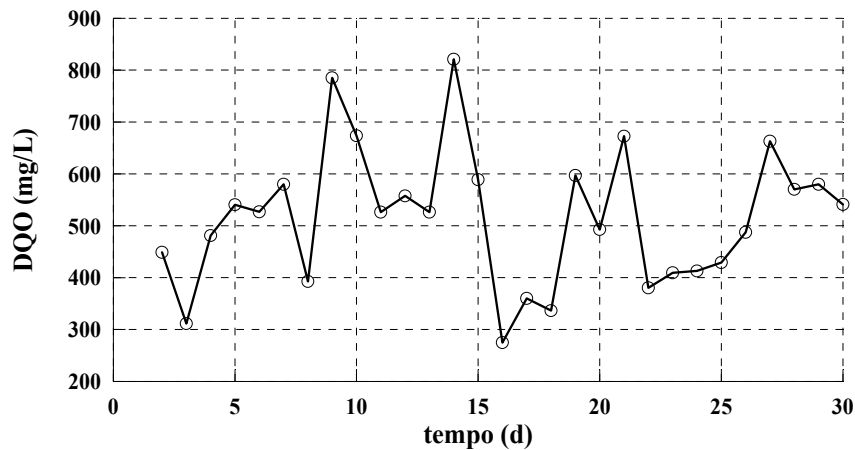


Figura 6.9. Valores de entrada de concentração de DQO.

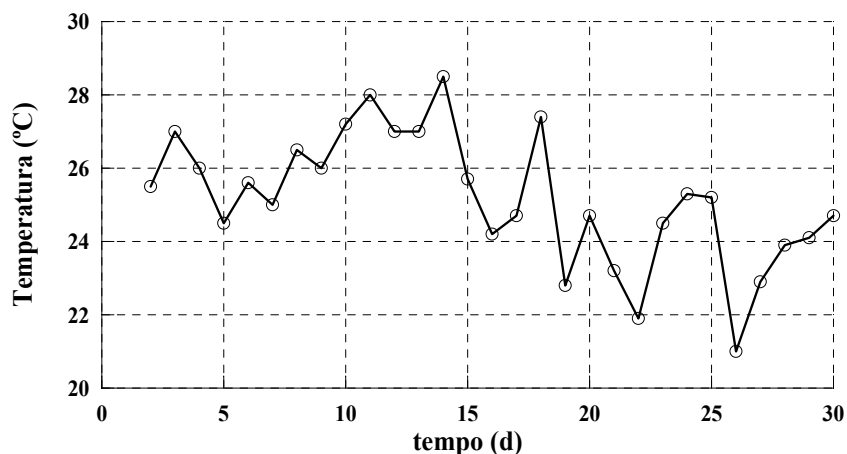
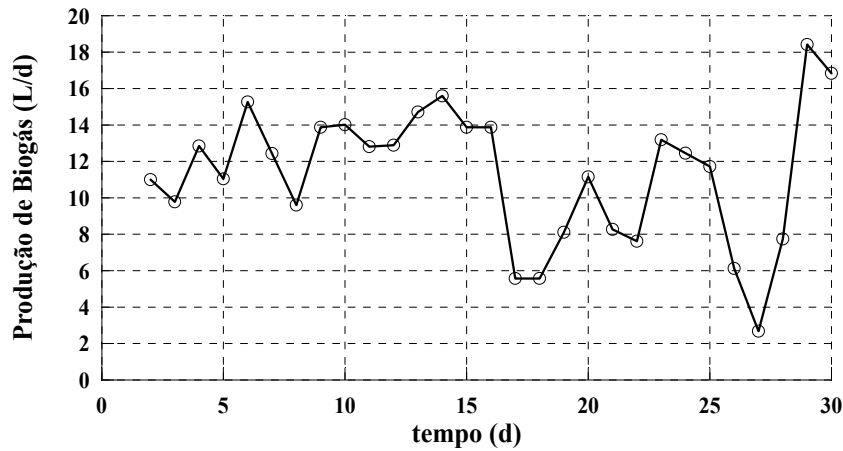
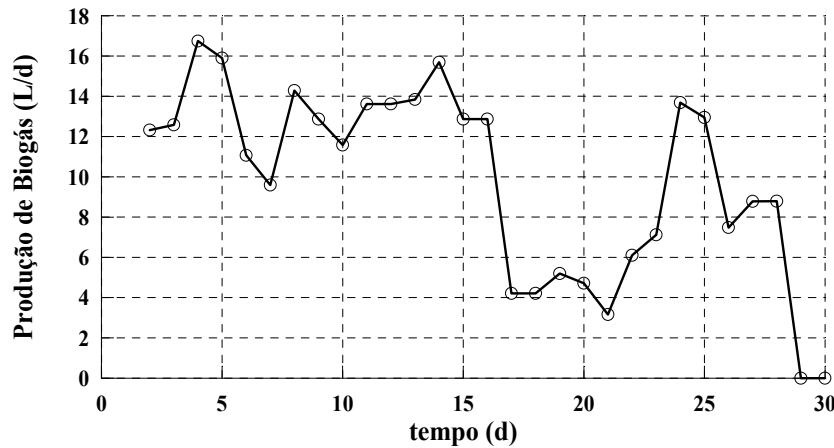


Figura 6.10. Valores de entrada de temperatura.

Figura 6.11. Produção de biogás medida no reator R₂ durante o experimento.Figura 6.12. Produção de biogás medida no reator R₃ durante o experimento.

6.4.1. Diagnósticos para o reator UASB piloto R₂.

Os diagnósticos obtidos para o reator R₂ durante o experimento são apresentados nas Figuras 6.13 a 6.20. Como resposta do SDM, mais de um diagnóstico pode ser obtido para um mesmo conjunto de dados de entrada. Dentre todos os diagnósticos fornecidos pelo SDM, aquele que possui maior pertinência é o que melhor define o estado de operação do reator. No entanto, mesmo que possuam pertinências mais baixas, outros diagnósticos devem ser considerados, pois fornecem informações importantes sobre o processo. Caso a pertinência de normalidade seja baixa, o estado do processo pode ser caracterizado como elevação de matéria orgânica, sobrecarga hidráulica, subcarga orgânica ou hidráulica e/ou baixa atividade metanogênica.

O diagnóstico de perturbação não modelada é candidato quanto sua pertinência for alta e a pertinência de todos os diagnósticos mencionados for baixa, indicando que uma situação anormal

de operação ocorreu, mas os modelos não foram capazes de diagnosticá-la. O diagnóstico de falha em sensor é fornecido quando a produção de biogás medida se torna igual a zero, sem que nenhuma perturbação no processo tenha ocorrido.

As análises das entradas do sistema permitiram que o SDM indicasse que o reator R_2 estava em situação normal de operação no início do experimento, o que pode ser facilmente observado pela pertinência maior que 0,8 na Figura 6.13. Entretanto, algumas perturbações típicas de processos de digestão anaeróbia puderam ser detectadas ao longo do experimento. À medida que flutuações nas entradas foram observadas, o SDM forneceu diagnósticos de situações de anormalidade para o reator R_2 , enquanto que a pertinência do diagnóstico de normalidade reduziu.

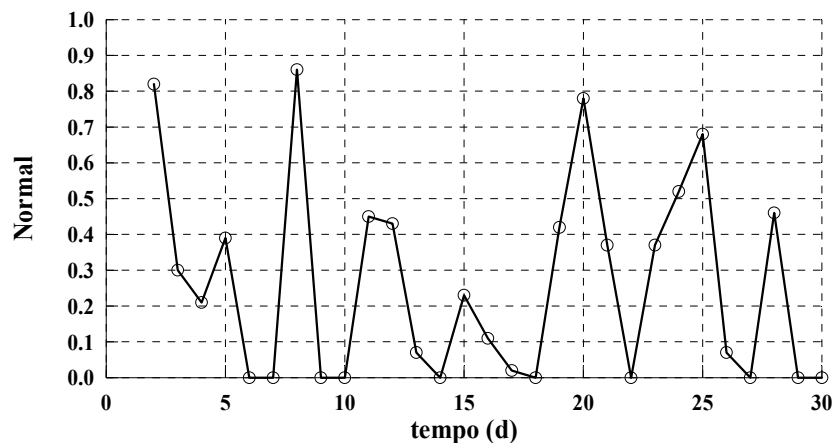


Figura 6.13. Diagnóstico de Normalidade para o reator R_2 .

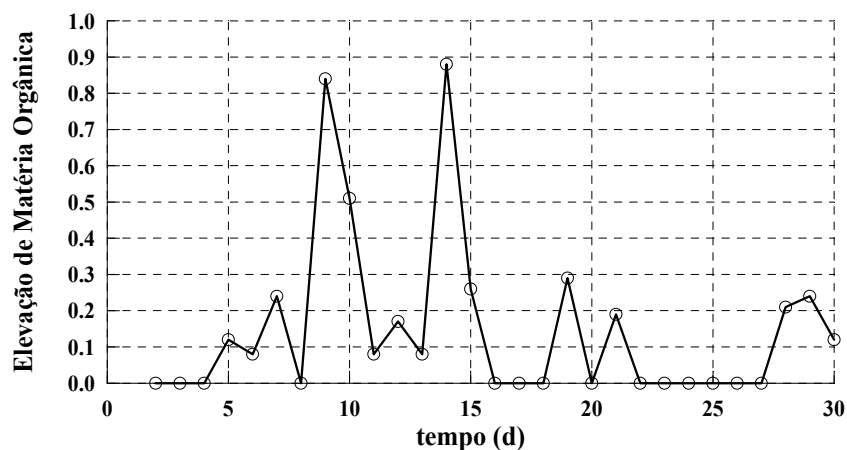


Figura 6.14. Diagnóstico de Elevação de Matéria Orgânica para o reator R_2 .

Conforme ilustra a Figura 6.14, nos dias 9 e 14, valores de concentração de DQO em torno de 800 mg/L, aliados a valores altos de produção de biogás causaram o diagnóstico de elevação de matéria orgânica, com pertinências maiores que 0,8 e 0,9, respectivamente. Já nos dias 7, 19, 21,

28 e 29 o diagnóstico de elevação de matéria orgânica também foi obtido. Entretanto, como os valores de DQO foram iguais ou pouco maiores que 600 mg/L e a produção de biogás não foi tão alta nestes dias, as pertinências variaram entre 0,2 e 0,3.

Ainda que com baixas pertinências, o diagnóstico de subcarga orgânica, ilustrado na Figura 6.15, foi detectado nos dias 17, 18 e 22, com a queda da concentração de DQO para valores abaixo de 400 mg/L, e a conseqüente redução na produção de biogás para valores menores que 8 L/d. Nos dias 19, 21 e 26, a temperatura em torno de 23, 22 e 21°C, respectivamente, seguida de um decréscimo na produção de biogás, causou o diagnóstico de baixa atividade metanogênica, com pertinências entre 0,29 e 0,5, como apresentado na Figura 6.16. O mesmo diagnóstico também pode ser observado nos dias 5, 17, 22, 27 e 28, porém com pertinência menores. Durante os 30 dias de experimento, não houve diagnóstico de sobrecarga hidráulica nem subcarga hidráulica, pelo fato da vazão de esgoto ter se mantido constante e tampouco falha em sensor, o que explica as pertinências iguais a zero nas Figuras 6.17, 6.18 e 6.19, respectivamente.

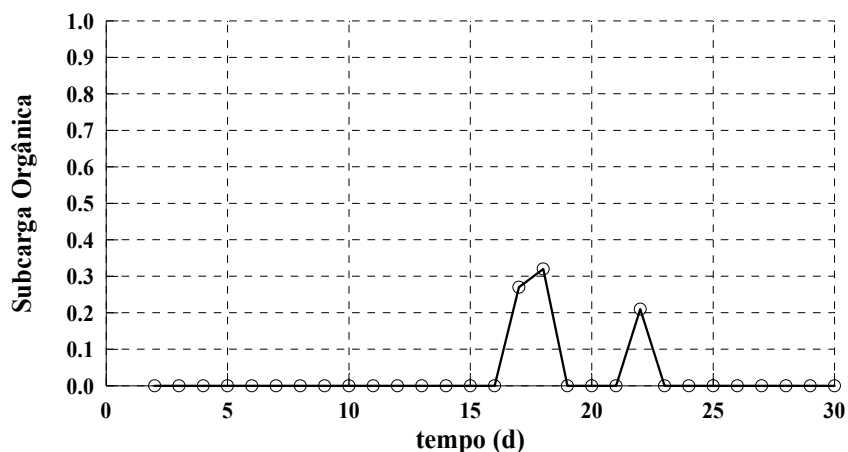


Figura 6.15. Diagnóstico de Subcarga Orgânica para o reator R₂.

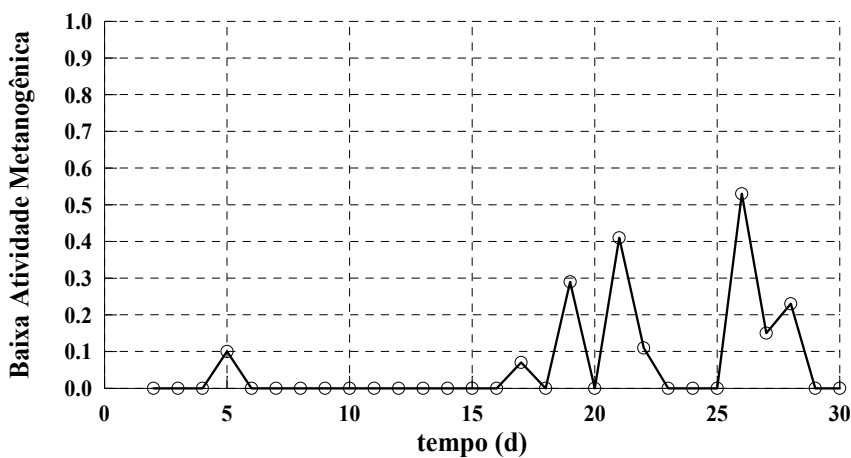


Figura 6.16. Diagnóstico de Baixa Atividade Metanogênica para o reator R₂.

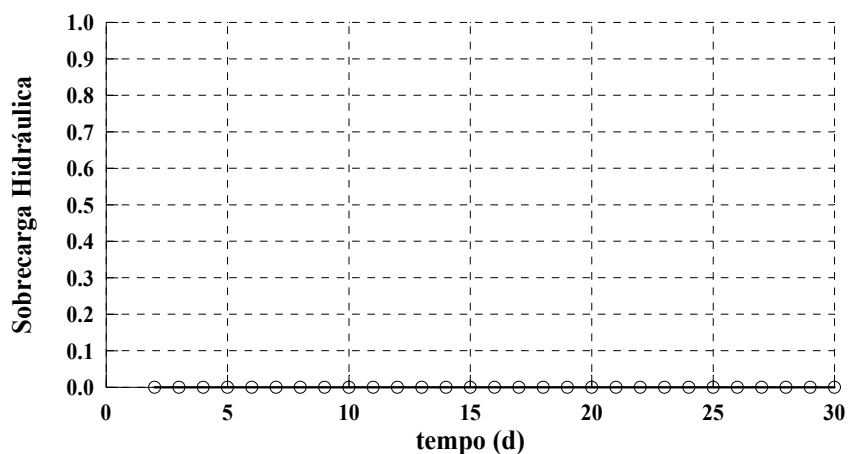


Figura 6.17. Diagnóstico de Sobrecarga Hidráulica para o reator R₂.

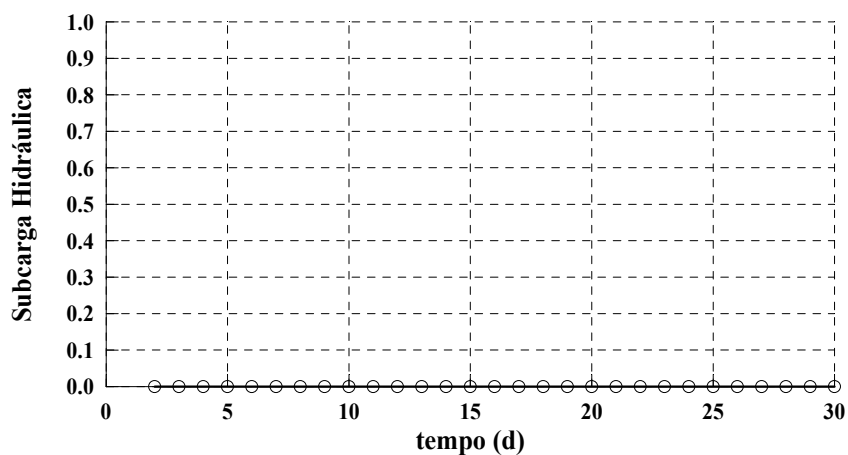


Figura 6.18. Diagnóstico de Subcarga Hidráulica para o reator R₂.

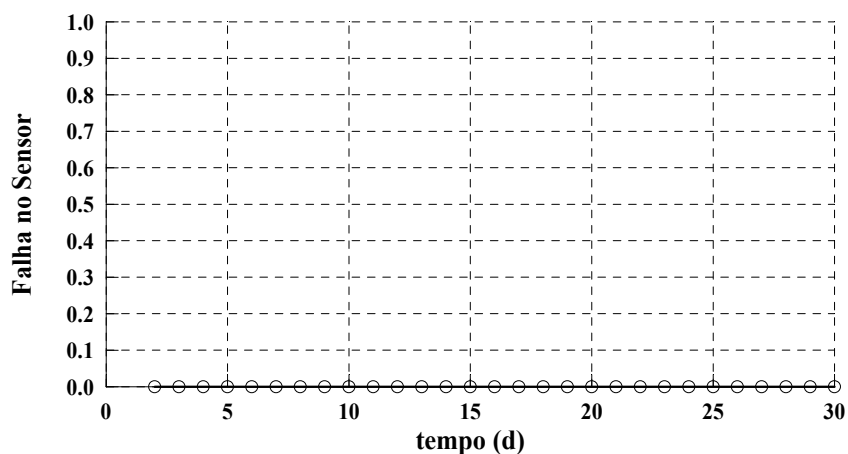


Figura 6.19. Diagnóstico de Falha no Sensor para o reator R₂.

Perturbações ocorridas no reator R₂ que interferem na produção de biogás, mas que não podem ser explicadas pelo modelo *fuzzy*, são diagnosticadas como perturbações não modeladas. A Figura 6.20 apresenta o diagnóstico de perturbação não modelada fornecido pelo SDM durante o

experimento, com pertinências máximas de 0,56 para os dias 17 e 18. Assim, embora o SDM tenha diagnosticado também uma situação de subcarga orgânica para estes dias, a maior pertinência para perturbação não modelada indica que este diagnóstico é o melhor candidato ao estado de operação do reator.

Dentre as possibilidades de perturbação ocorridas na planta que não puderam ser diagnosticadas pelo SDM, podem ser citadas: toxicidades pelo íon cloreto, bastante comum no esgoto sanitário afluente à ETE-UFES, presença de gordura no topo do reator, dificultando a liberação de biogás e ainda erro humano ou mecânico das medições durante o experimento.

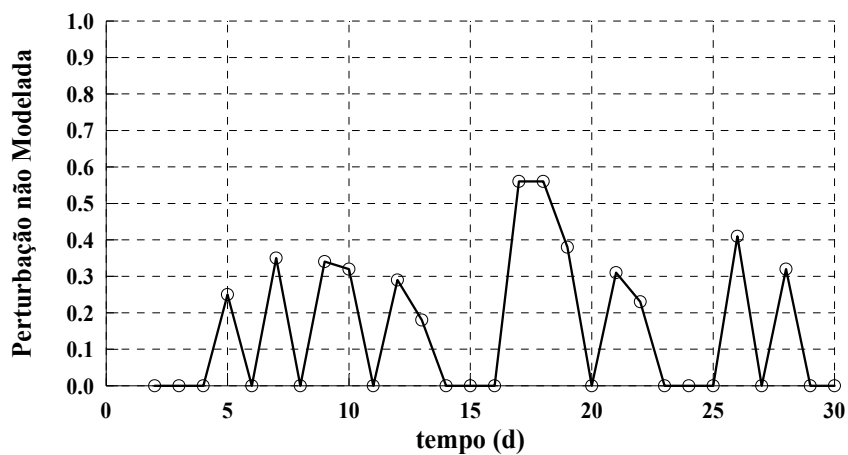


Figura 6.20. Diagnóstico de Perturbação não Modelada para o reator R₂.

6.4.2. Diagnósticos para o reator UASB piloto R₃.

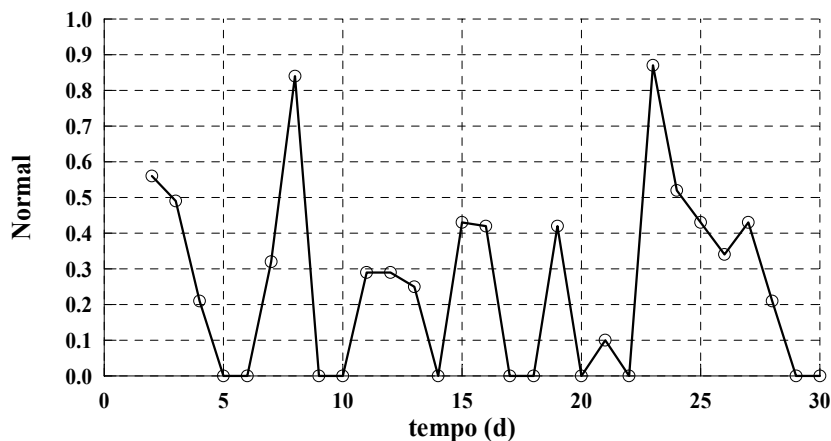


Figura 6.21. Diagnóstico de Normalidade para o reator R₃.

Os diagnósticos obtidos para o reator R₃ durante o experimento são apresentados nas Figuras 6.21 a 6.28. Embora com pertinência menor que o reator R₂, o reator R₃ estava em situação normal de operação no início do experimento, como pode ser observado a partir da Figura 6.21 (pertinência

0,56). Uma vez que os dois reatores possuíam as mesmas entradas, as diferenças entre os diagnósticos fornecidos pelo SDM para um e outro reator serão em função das diferenças entre as produções de biogás.

A Figura 6.22 ilustra o diagnóstico de elevação de matéria orgânica para o reator R₃ no período. As mesmas pertinências fornecidas para o reator R₂ foram fornecidas para o reator R₃, com exceção dos dias 19 e 21 em que não foram observados estados de sobrecarga orgânica. Em contrapartida, o SDM detectou situação de elevação de matéria orgânica no dia 27, com pertinência de 0,16, o que não ocorreu para o reator R₂. Tal diagnóstico foi dado em função de um aumento no teor de DQO, chegando a mais de 650 mg/L, seguido de um leve aumento na produção de biogás apenas para o reator R₃.

Os diagnósticos de subcarga orgânica para o reator R₃, apresentados na Figura 6.23, foram exatamente nos mesmos dias, pelas mesmas razões e com a mesma pertinência daqueles fornecidos para o reator R₂.

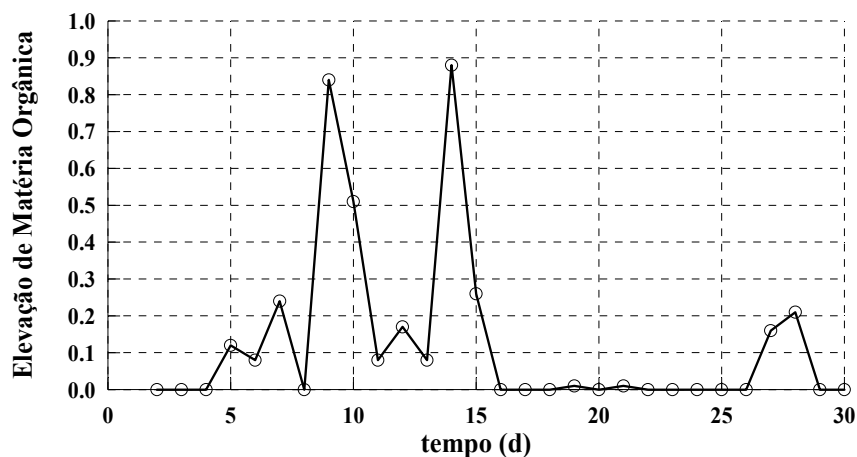


Figura 6.22. Diagnóstico de Elevação de Matéria Orgânica para o reator R₃.

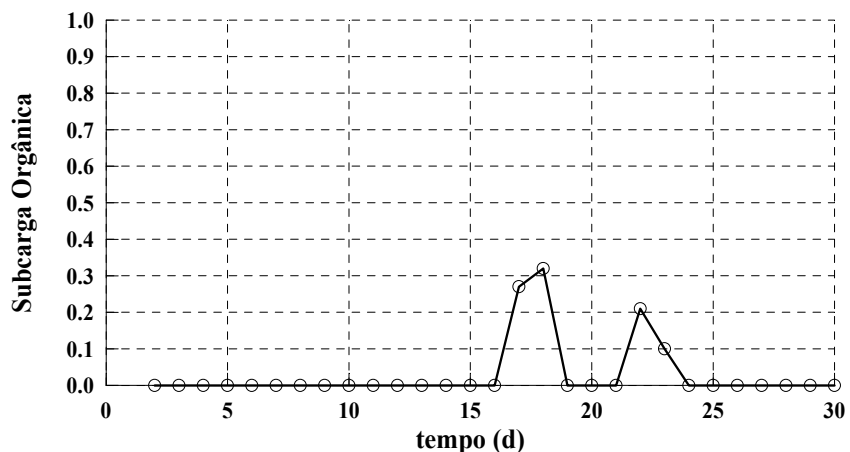


Figura 6.23. Diagnóstico de Subcarga Orgânica para o reator R₃.

A Figura 6.24 apresenta os diagnósticos de baixa atividade metanogênica detectados para o reator R_3 . Algumas pequenas diferenças entre os diagnósticos fornecidos para o reator R_2 podem ser observadas, não apenas em relação aos dias cujos diagnósticos foram apontados, sobretudo em relação à pertinência dos mesmos. Tendo produzido uma quantidade de biogás de aproximadamente 5 L/d a mais que o reator R_2 no dia 5, o diagnóstico de baixa atividade metanogênica não foi detectado para o reator R_3 neste dia. Nos dias 19, 21 e 27, os diagnósticos obtidos tiveram pertinências ligeiramente diferentes quando comparadas às obtidas para o R_2 , em função da diferença de produção de biogás entre os reatores. Além disso, a situação de baixa atividade metanogênica foi detectada também para os dias 20, 23, 29 e 30, embora com baixas pertinências.

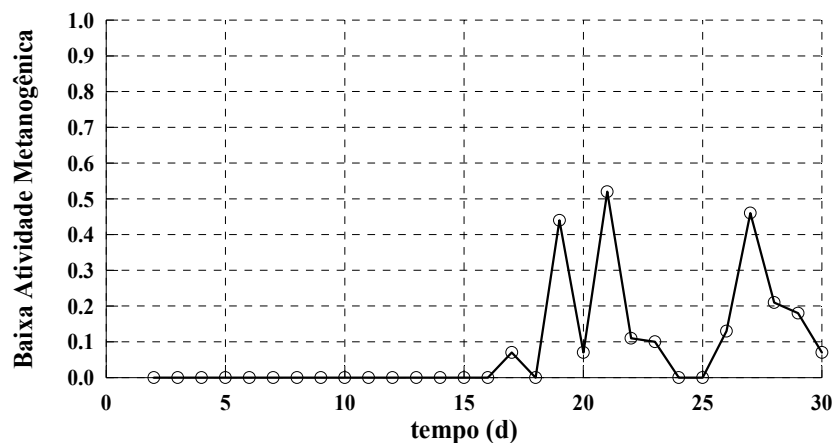


Figura 6.24. Diagnóstico de Baixa Atividade Metanogênica para o reator R_3 .

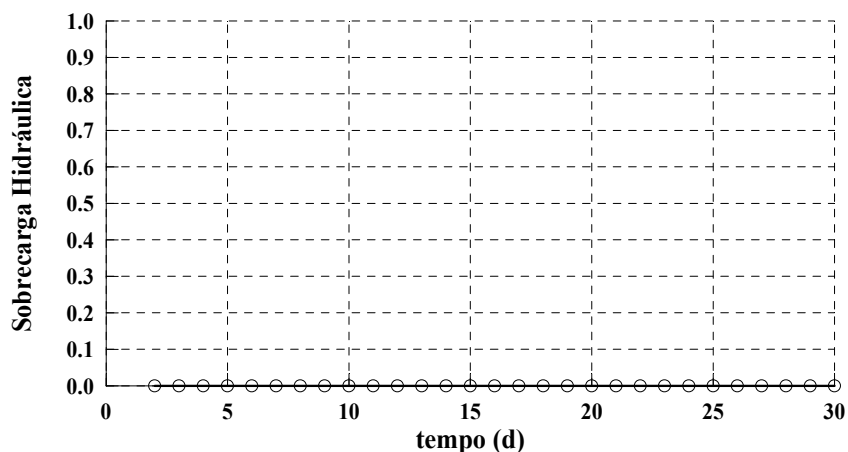


Figura 6.25. Diagnóstico de Sobrecarga Hidráulica para o reator R_3 .

Durante os 30 dias de experimento, não houve diagnóstico de sobrecarga hidráulica nem subcarga hidráulica também para o reator R_3 , o que explica as pertinências iguais a zero nas Figuras 6.25 e 6.26. Entretanto, valores nulos de produção de biogás nos dois últimos dias do experimento, possivelmente causados por falha na transmissão dos dados para a placa de

aquisição, foram responsáveis pelo diagnóstico de falha em sensor com pertinências de aproximadamente 0,8 e 0,7, conforme ilustra a Figura 6.27.

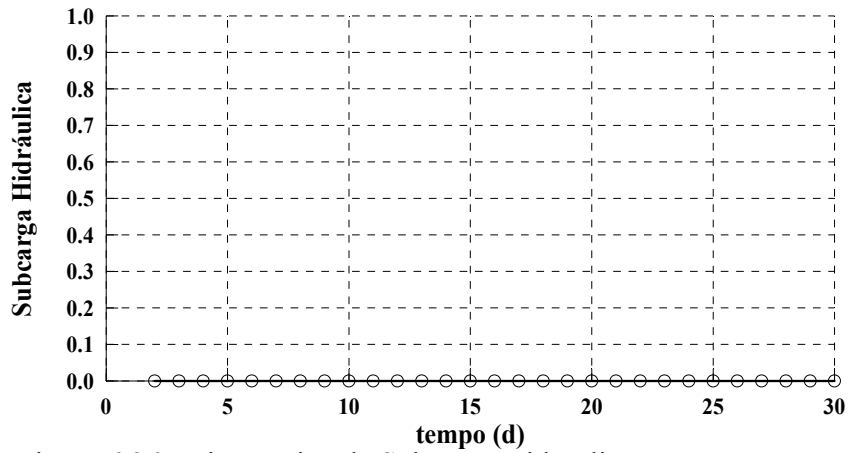


Figura 6.26. Diagnóstico de Subcarga Hidráulica para o reator R₃.

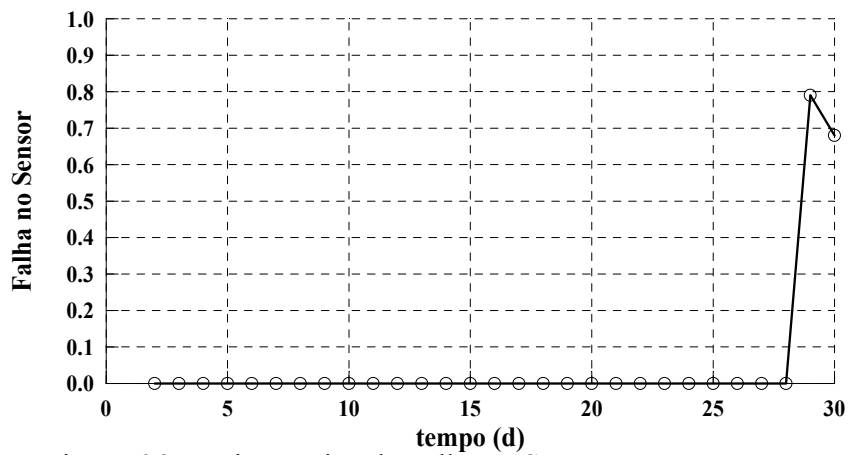


Figura 6.27. Diagnóstico de Falha no Sensor para o reator R₃.

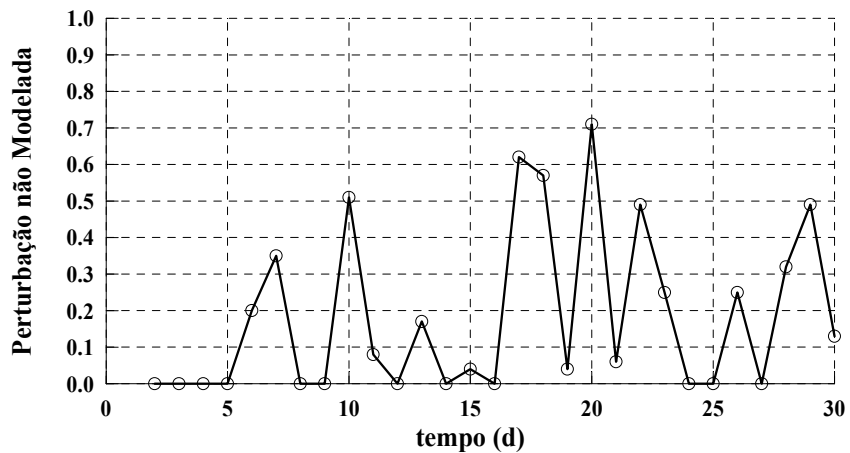


Figura 6.28. Diagnóstico de Perturbação não Modelada para o reator R₃.

A Figura 6.28 apresenta o diagnóstico de perturbação não modelada fornecido pelo SDM para o reator R_3 durante o experimento. Quando comparadas àquelas apresentadas na Figura 6.20 para o reator R_2 , as pertinências de perturbação não modelada para o reator R_3 apresentaram-se, em alguns dias, maiores, atingindo o valor máximo de 0,7 no dia 20. Isto se justifica quando é observada uma queda acentuada na produção de biogás que não pode ser relacionada nem à queda de temperatura, tampouco ao teor de matéria orgânica afluyente. Da mesma forma, as possibilidades de perturbação levantadas para o reator R_2 também se aplicam para o reator R_3 . Este diagnóstico informaria ao operador que uma atenção especial deveria ser dispensada ao reator, excluindo-se as possibilidades dos diagnósticos possíveis, mas que não se confirmaram por ter pertinência nula ou muito baixa.

Ainda que algumas perturbações não modeladas estivessem presentes durante o experimento, quase sempre apareceram juntamente com algum outro diagnóstico, indicando que, embora nenhum dos dois possa ser confirmado inteiramente, é possível se perceber a tendência do SDM em diagnosticar um ou outro estado de operação, o que não deixa de ser uma informação certamente útil ao operador.

Capítulo 7

Conclusões e Sugestões

7.1. Conclusões

Nesta tese, um sistema de diagnóstico em módulos baseado em modelos foi desenvolvido e validado em reatores UASB tratando esgoto sanitário. Embora esta seja a principal contribuição do trabalho, diversas outras contribuições que permeiam as áreas de saneamento, de instrumentação e de modelagem podem ser observadas, tais como:

- O estudo das relações entre as variáveis: DQO, temperatura e produção de biogás.
- O desenvolvimento de modelos identificados do tipo ARX para estimação de produção de biogás no reator.
- O desenvolvimento de modelos *fuzzy* do tipo Mandani para estimação de DQO afluente.
- O desenvolvimento de modelos *fuzzy* do tipo Takagi-Sugeno para estimação de produção de biogás no reator.

Do ponto de vista operacional, a experiência de mais de 400 dias de operação da planta possibilitou o conhecimento das principais falhas que ocorrem no processo e nos equipamentos de instrumentação, motivando o desenvolvimento do sistema de diagnóstico.

Para a área de modelagem, a utilização de ferramentas simplificadas e que possuíam alguma interação com o operador, mostrou-se um requisito primordial para o sucesso da aplicação dos modelos na prática. Embora os resultados de validação dos modelos indiquem que a amplitude dos erros de estimação não pode ser considerada desprezível do ponto de vista da modelagem, os modelos desenvolvidos na tese foram validados no contexto de sistemas de diagnósticos, indicando estados anormais de operação e lidando com incertezas inerentes às medições.

Para o sistema de diagnóstico em módulos (SDM), os resultados de validação obtidos indicam que, embora nem todos os estados de operação considerados no SDM tenham sido diagnosticados, o SDM pode ser considerado uma ferramenta de grande valia para auxiliar a operação de reatores anaeróbios de tratamento de esgoto, norteando a tomada de decisões pelo operador. Além disso, embora não tenham ocorrido falhas no processo tais que pudessem ser detectadas pelo SDM, sua sensibilidade permitiu diagnosticar desvios do estado normal de operação, indicando que eventuais falhas seriam facilmente detectadas.

7.2. Sugestões

A continuidade deste trabalho aponta para alguns novos desafios em diversas áreas do conhecimento:

- No que diz respeito ao processo, a operação da planta com variações na carga hidráulica será uma abordagem interessante e rica para o aperfeiçoamento dos modelos para estimação de biogás no reator.
- A investigação de possíveis causas para as perturbações não modeladas, incluindo toxicidade por íons cloreto no esgoto afluente e a presença de camadas de espuma no topo do reator impedindo a liberação de biogás poderão originar novas regras para o SDM.
- Quanto aos equipamentos de instrumentação, a finalização do medidor automatizado de sólidos sedimentáveis e sua instalação na saída do reator poderá proporcionar o acréscimo de novas regras de inferência no sistema de diagnóstico relacionadas ao arraste de sólidos da manta e lodo e informações acerca do momento de descarte do lodo de excesso. Ainda quanto à instrumentação, a aquisição de um medidor de carbono orgânico total (COT) *on-line* facilitaria a estimativa de matéria orgânica afluente ao reator, aumentando a precisão do diagnóstico.
- Para o sistema de diagnóstico, informações acerca da composição do biogás contribuirão para diagnosticar com maior precisão os estados de operação do reator, sobretudo no que diz respeito à sobrecarga hidráulica.

Referências Bibliográficas

- Almeida, I. L. (2003). Desenvolvimento de um Sistema de Controle para uma Elevatória de uma Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo. 37 f.
- American Water Works Association (AWWA)(1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. Washington.
- Andrews, J. F., Thomas, J. F. and Pearson, E. A. (1964). Determination of Volatile Acids by Gas Chromatography. *Water and Sewage Works*. 359-363.
- Andrews, J. F. (1969). A Dynamic Model of the Anaerobic Digestion Process. *Proceedings of the Industrial Waste Conference*, 23rd, 285-310.
- Andrews, J. F. and Graef, S. P. (1971). Dynamic Modeling and Simulation of the Anaerobic. *Anaerobic Biological Treatment Process*, Advances in Chemistry Series 105, 126-162, American Chemical Society.
- Andrews, J. (1994). Advances in Water Treatment Technologies – Dynamic Control of Wastewater Treatment Plants. *Environmental Science Technology*, **28**(9), 434-440.
- Astron, K. J. and Wittenmark, B. (1995) . Adaptive Control, Addison-Wesley Publishing Company Inc., USA.
- Aubrum, C., Harmand, J., Garnier, O. and Steyer, J. P. (2000). Fault Detection Filter Design for an Anaerobic Digestion Process. *Bioprocess Engineering*, **22** (5), 413-420.
- Bassoi, L. J. e Guazelli, M. R. (2004). Controle Ambiental da Água. In: Curso de Gestão Ambiental, Capítulo 3, Coleção Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Bastin, G. and Dochain, D. (1990). On-line Estimation and Adaptive Control of Bioreactors. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- Bastos, L. P. (2002). Contribuições à automação de estações de tratamento de esgoto tipo UASB+BF. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo. 2002. 179 f.
- Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Sanders, W. T. M., Siegrist, H. and Vavilin, V. A. (2002). The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water Science Technology*, **45**(10), 65-73.
- Borges, R. M., Munaro, C. J., Mattedi, A. and Gonçalves, R. F. (2005a). A Fuzzy Logic Based Modular Diagnosis System for UASB Reactors Treating Wastewater. *In Proceedings of VIII Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion*, Punta del Este, Uruguay.
- Borges, R. M., Munaro, C. J. e Gonçalves, R. F. (2005b). Alternativas de Monitoramento e Diagnóstico Operacional sem Intervenção Humana em Reatores UASB Tratando Esgoto Sanitário. *In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande.
- Borges, R. M., Munaro, C. J. e Gonçalves, R. F. (2005c). Desenvolvimento de Modelos Identificados para Diagnósticos Operacionais de Reatores UASB. *In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande.
- Borges, R. M., Munaro, C. J., Mattedi, A. e Gonçalves, R. F. (2005d). Identificação Fuzzy da Produção de Biogás em um Reator UASB. *In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande.

- Borges, R. M., Munaro, C. J. and Gonçalves, R. F. (2005e). Fuzzy Modelling Applied to an UASB Reactor. *In: Enpromer – II Congresso Mercosul de Engenharia Química, IV Congresso Mercosul de Engenharia Sanitária de Sistemas e Processos*, Costa Verde, RJ.
- Buhr, H. O. and Andrews, J. F. (1977). The Thermophilic Anaerobic Digestion Process. *Water Research*, 11(2), 129-144.
- Carmo, A. M. G. (2003). Implementação de um sistema de posicionamento para medição de sólidos suspensos em reatores anaeróbios tipo uasb. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo. 58 f.
- Carrasco, E. F., Rodríguez, J., Punãl, A., Roca, E. and Lema, J. M. (2004). Diagnosis of Acidification States in an Anaerobic Wastewater Treatment Plant Using a Fuzzy-Based Expert System. *Control Engineering Practice*, 12, 59-64.
- Chernicharo, C. A. L. (1997). *Reatores Anaeróbios*. Série: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, Volume 5, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFGM), Belo Horizonte.
- Chiu, S. (1994). A Cluster Estimation Method with Extension to Fuzzy Model Identification. *In Proceedings of the 3rd IEEE Conference on Fuzzy Systems*, 2, 1240-1245.
- COMDEMA – Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente, Resolução 02 de 05/06/1991 – “Estabelece critérios e padrões para o controle da poluição dos recursos hídricos no município de Vitória”.
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução 357 de 17 de março de 2005 – “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”.
- Correa, I. D. (2003). Implementação de um sistema de controle e detecção de falhas para a Estação Elevatória da Estação de Tratamento de Esgoto. Iniciação científica (Graduando em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo.
- Corrêa, M. V. e Aguirre, L. A. (2004). Identificação Não-Linear Caixa Cinza: Uma Revisão e Novos Resultados. *Revista Controle & Automação*, 15(2), 109-126.
- Costa, W. T. (1999). Desenvolvimento de sistemas de monitoramento para processos de tratamento de esgoto sanitário. 1999. Iniciação científica (Graduando em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo.
- Costa, W. T. (2001). Desenvolvimento de um Sistema Microprocessado de para Medição de pH. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo.
- Costa, W. T. (2003). Projeto e implementação de um sistema de controle distribuído à automação de uma ETE compacta. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo. 96 f.
- Desjardins, B and Lessard, P (1992). Modelling of Anaerobic Digestion Process. *Sci. Technol. EUA*, 25, 133-144.
- Dochain D. and Vanrolleghem P.A. (2001) *Dynamical Modelling and Estimation in Wastewater Treatment Processes*. IWA Publishing, London, UK. pp. 342
- Estaben, M., Polit, M. and Steyer, J. P. (1997). Fuzzy Control for an Anaerobic Digester. *Control Engineering Practice*, 98, 1303-1310.
- Ferreira, T. M. (2003). Implementação De Um Sistema De Controle De Nível De Oxigênio Dissolvido Em Um Reator Aeróbio De Uma Estação De Tratamento De Esgoto. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo. 47 f.

- Foresti, E. (1994). Fundamentos do Processo de Digestão Anaeróbia. Anais do III Taller y Seminário Latinoamericano: tratamiento anaeróbio de águas residuales, 97-110.
- Fuente, M.J., Veja, P., Zarrop, M. And Poch, M. (1996). Fault Detection in a Real Wastewater Plant Using Parameter-Estimation Techniques. *Control Engineering Practice*, 4(8), 1089-1098.
- Genovesi, A., Harmand, J. and Steyer, J-P. (1999). A Fuzzy Logic Based Diagnosis System for the On-line Supervision of an Anaerobic Digester Pilot-Plant. *Biochemical Engineering Journal*, 3, 171-183.
- Genovesi, A., Harmand, J. and Steyer, J. P. (2000). Integrated Fault Detection and Isolation – Application to a Winery’s Wastewater Treatment Plant. *Applied Intelligence Journal*, 13,207-224.
- Gevers, M. (2003). A Personal View on the Development of System Identification. Preprints 13th IFAC Symposium on System Identification. Rotterdam, 773-784.
- Gimenez, J. R., Nassr, S. C., Maestri, R. D. And Monteggia, L. O. (2002). Physical Modelling of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor: Near-field Study. *Water Science Technology*, 45(10), 157-162.
- Gonçalves, R. F., Araújo, V. L. and Bof, V. S. (1999). Combining Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors and Submerged Aerated Biofilters for Secondary Domestic Wastewater Treatment. *Water Science and Technology*, 40(8), 71-79.
- Hammer, M. J. and Hammer Jr, M. J. (1996) Water and Wastewater Technology. Prentice Hall, Inc. Englewood, Cliffs.
- Harper, S. R. and Pohland, F.G. (1986). Recent Developments in Hydrogen Management during Anaerobic Biological Wastewater Treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, 27, 585-602.
- Harper, S. R. and Suidan, M. T. (1991). Anaerobic Treatment Kinetics: Discussers’ Report. *Water Science Technology*, 24 (8), 61-78.
- Jang, J.-S. R. (1993). ANFIS: Adaptive-Network-Based Fuzzy Inference System. *IEEE Trans. Systems, Man and Cybernetics*, 23(3), 665-685.
- Jordão, E. D. e Pessôa, C. A. (2005). Tratamento de Esgotos Domésticos. 4ª Edição – Rio de Janeiro, 923p.
- Kalyuzhnyi, S. V. and Federovich, V. V. (1997). Integrated Mathematical Model of UASB Reactor for Competition Between Sulphate Reduction and Methanogenesis. *Water Science and Technology*, 36(6-7), 201-208.
- Kalyuzhnyi, S. V. and Fedorovich, V. V.(1998). Mathematical Modelling of Competition Between Sulphate Reduction and Methanogenesis in Anaerobic Reactors. *Bioresource Technology*, 65, 227-242.
- Kalyuzhnyi, S., Fedorovich, V., Lens, P., Pol, L. H. and Lettinga, G. (1998). Mathematical Modelling as a Tool to Study Population Dynamics Between Sulfate Reducing and Methanogenic Bacteria. *Biodegradation*, 9, 187-199.
- Kalyuzhnyi, S., Fedorovich, V. and Lens, P. (2001). Novel Dispersed Plug Flow Model for UASB Reactors Focusing on Sludge Dynamics. *Proceedings of The 9th International Conference on Anaerobic Digestion*. Antwerp, Belgium, 1, 123-128.
- Karama, A., Bernard, O., Genovesi, A., Dochain, D., Benhammou, A. and Steyer, J. P. (2001). Hybrid Modelling of Anaerobic Wastewater Treatment Processes. *Water Science and Technology*, 43(1), 43-50.

- Keller, J., Romli, M., Lee, P.L. and Greenfield, P. F. (1993). Dynamic Model Simulation and Verification of a Two-Stage High-Rate Anaerobic Treatment Process with Recycle. *Water Science Technology*, **28**(11-12), 197-207.
- Knobel, L. A. and Lewis, A. E. (2002). A Mathematical Model of a High Sulphate Wastewater Anaerobic Treatment System. *Water Research*, **36** (1), 257-265.
- Lardon, L., Puñal, A. Steyer, J. P. and Martinez, J. A. (2004a). Modular Expert System for the Diagnosis of Operating Conditions of Industrial Anaerobic Digestion Plants. *Proceedings of 10th IWA World Congress on Anaerobic Digestion 2004 (AD10)*, Montreal, Canada, **1**, 324-329.
- Lardon, L., Bernard, O. and Steyer, J. P. (2004b). On-line Diagnosis and Uncertainty Management in Biological Wastewater Treatment Processes. *Journal of Process Control*, **14**, 747-763.
- Lin, C.-T. and Lee, G. (1995). *Neural Fuzzy Systems*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Lyberatos, G. and Skiadas, I. V. (1999). Modelling of Anaerobic Digestion – A Review. *Global Nest: The International Journal*, **1** (2), 63-76.
- Malina Jr, J. E. and Pohland, F. G. (1992). *Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Wastes*. Water Quality Management Library, vol 7. Technomic Publishing Co., Lancaster, PA.
- Mandani, E., H. and Assilian, S. (1975). An Experiment in Linguistic Synthesis with a Fuzzy Logic Controller. *International Journal of Man-Machine Studies* **7**, 1-13.
- McCarty, P. L. (1981). One Hundred Years of Anaerobic Treatment, Anaerobic Digestion, 3-22.
- McCarty, P. L. (2001). The Development of Anaerobic Treatment and Its Future. *Water Science and Technology*, **44** (8), 149-156.
- Merçon, A. G. (2002). Desenvolvimento de novas tecnologias de automação para processos de tratamento de resíduos domésticos e industriais. 2002. Iniciação científica (Graduando em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo.
- Merçon, A. G. (2003). Construção de um Módulo Microprocessado com Protocolo de Comunicação Modbus para Controle de Nível de Oxigênio Dissolvido em um Reator Aeróbio. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo. 70 f.
- Metcalf and Eddy Inc. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, McGraw-Hill, Singapore, 3rd edition.
- Monod, J. (1942). *Recherches sur la Croissance des Cultures Bactériennes*, Hermann, Paris.
- Mosey, F. E. (1983a). Kinetic Descriptions of Anaerobic Digestion. Third International Symposium on Anaerobic Digestion, August 14- 19.
- Mosey, F. E. (1983b). Mathematical Modelling of the Anaerobic Process: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose. *Water Science Technology*, **15**, 209-232.
- Motta, A. A. (2004). Distribuição via internet de dados adquiridos por um sistema SCADA. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo. 97 f.
- Müller, A., Marsili-Libelli, S., Aivasidis, A., Lloyd, T., Kroner, S. and Wandrey, C. (1997). Fuzzy Control of Disturbances in a Wastewater Treatment Process. *Water Research*, **12**(3), 157-167.
- Murnleitner, E., Becker, T. M. and Delgado, A. (2002). State Detection and Control of Overloads in the Anaerobic Wastewater Treatment Using Fuzzy Logic. *Water Research*. **36**, 201-211.

- Nadais, H., Capela, I., Arroja, L. and Duarte, A. (2001). Effects of Organic, Hydraulic and Fat Shocks on the Performance of UASB Reactors with Intermittent Operation. *Water Science and Technology*, 44(4), p.49-56.
- Narnoli, S. K. and Mehrotra, I. (1997). Sludge Blanket of UASB Reactor: Mathematical Simulation. *Water Research*, 31(4), 715-726.
- Neves, N. S. (2003). Construção de um medidor microprocessado de sólidos suspensos totais. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo. 54f.
- Pavlostathis, S. and Giraldo-Gomes, E. (1991). Kinetics of Anaerobic Treatment. *Water Science Technology*, 24(8), 35-59.
- Perrier, M. and Dochain, D. (1993). Evaluation of Control Strategies for Anaerobic Digestion Processes. *International Journal of Adaptive Control and Signal Processing*, 7, 309-321.
- Peters, D.A., Al-Zubaidy, S. and Bridge, J. (2002). Development of a Dynamic Model of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor. *Proceedings of Environmental Biotechnology Conference*, Massey University, Palmerston North, New Zealand, 175 - 182.
- Philippi Jr, A. e Silveira, V. F. (2004). Saneamento Ambiental e Ecologia Aplicada. In: Curso de Gestão Ambiental, Capítulo 2, Coleção Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Polihronakis, M., Petrou, L. and Deligiannis, A. (1993). Parameter Adaptive Control Techniques for Anaerobic Digesters – Real Life Experiments. *Computers Chemical Eng.* 17 (12), 1167-1179.
- Polit, M., Genovesi, A. and Claudet, B. (2001). Fuzzy Logic Observers for a Biological Wastewater Treatment Process. *Applied Numerical Mathematics*, 39, 173-180.
- Polit, M., Estaben, M. and Labat, P. (2002). A Fuzzy Model for an Anaerobic Digester, Comparison with Experimental Results. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 15, 385-390.
- Polito-Braga, C. M. (2000). Sistema de Tratamento de Esgotos por Processos Anaeróbios e Aeróbios: Modelagem Matemática, Instrumentação e Controle do Processo. Tese de doutorado, PPGEE-UFGM.
- Premier, G. C., Dinsdale, R., Guwy, A. J., Hawkes, F. R., Hawkes, D. L. and Wilcox, S. J. (1999). A Comparison of the Ability of Black Box and Neural Network Models of ARX Structure to Represent a Fluidized Bed Anaerobic Digestion Process. *Water Research*, 33 (4), 1027-1037.
- Puñal, A., Roca, E. and Lema, J. M. (2001b). Advanced Monitoring and Control of Anaerobic Wastewater Treatment Plants: Diagnosis and Supervision by a Fuzzy-based Expert System. *Water Science Technology*, 43 (7), 191-198.
- Puñal, A., Roca, E. and Lema, J. M. (2002a). An Expert System for Monitoring and Diagnosis of Anaerobic Wastewater Treatment Plants. *Water Research*, 36, 2656-2666.
- Puñal, A., Rodríguez, J., Carrasco, E. F., Roca, E. and Lema, J. M. (2002b). Expert System for the On-line Diagnosis of Anaerobic Wastewater Treatment Plants. *Water Science Technology*, 45(10), 195-200.
- Puñal, A., Palazzotto, L., Bouvier, J. C., Conte, T. and Steyer, J. P. (2003). Automatic Control of Volatile Fatty Acids in Anaerobic Digestion Using a Fuzzy Logic Based Approach. *Water Science Technology*, 48(6), 103-110.
- Ramos, J. V., Gonçalves, C. and Dourado, A. (2004). On-line Extraction of Fuzzy Rules in a Wastewater Treatment Plant. In: Proceedings of the IFIP World Computer Congress, WCC'04. Toulouse, France.

- Ryhiner, G. , Heinzle, E. and Dunn, I. J. (1993). Modeling and Simulation of Anaerobic Wastewater Treatment and Its Application to Control Design: Case Way. *Biotechnol. Prog.* 9, 332-343.
- Salviato, F. S. (2001). Implementação de um Sistema de Automação para uma Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário. 2001. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo.
- Santos, V. J. R. (2003). Impactos de Derramamento de óleos em sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto. Dissertação de Mestrado do Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo.
- Silva, E. R. (1998). O Curso da Água na História: Simbologia, Moralidade e a Gestão de Recursos Hídricos. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública/Fundação Oswaldo Cruz.
- Silva, B. D. (2002). Desenvolvimento de novas tecnologias de automação para processos de tratamento de resíduos domésticos e industriais. 2002. Iniciação científica (Graduando em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo.
- Silva Júnior, E. B. (1999). Desenvolvimento de um Sistema de Supervisão para uma Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo.
- SNIS (2004). Visão Geral da Prestação dos Serviços de Água e Esgotos – 2003. Ministério das Cidades – Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA, Programa de Modernização do Setor de Saneamento – PMSS.
- Sperandio, V. M. (2004). Construção de Interface e Parametrização de um Medidor de Pequenas Vazões de Biogás. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Espírito Santo
- Steyer, J. P., Rolland, D., Bouvier, J. C. and Moletta, R. (1997). Hybrid Fuzzy Neural Network for Diagnosis – Application to the Anaerobic Treatment of Wine Distillery Wastewater in a Fluidized Bed Reactor. *Water Science Technology*, **36** (6-7), 209-217.
- Steyer, J. P., Harmand, J. and Delgenes, J. P. (2002). Handling Uncertainty in a Diagnosis Using a Combined Interval Based and a Fuzzy Logic Based Approach – Application to Wastewater Treatment. *Int. Conf. On Information Processing and Management of Uncertainty in Knowledge-Based Systems*, IPMU2002, Annecy, France, vol. II, 899-904.
- Steyer, J. P., Lardon, L. and Bernard, O. (2004). Sensors Networks and Uncertainty Management in Anaerobic Digestion Processes, *2nd International IWA Conference on Automation in Water Quality Monitoring – AutMonet'2004*, Vienna, Austria, 117-124.
- Takagi, T. and Sugeno, M. (1985). Fuzzy Identification of Systems and Its Applications to Modeling and Control. *IEEE Ttrans. On Systems, Man, and Cybernetics*, **15** (1), 116-132.
- Tay, J-H and Zhang, X. (1998). Neural Fuzzy Modelling of Anaerobic Biological Wastewater Treatment Systems. In: *Development and Application of Computer Techniques to Environmental Studies*. WIT Press, Computational Mechanics Publications, 25-34.
- Tay, J-H and Zhang, X. (2000). A Fast Predicting Neural Fuzzy Model for High-rate Anaerobic Wastewater Treatment Systems. *Water Research*, **34**(11), 2849-1860.
- The Mathworks, Inc. (1998). *FuzzyLogic Toolbox User's Guide*.
- Van Haandel, A. C. e Lettinga, G. (1994). Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um Manual para Regiões de Clima Quente, Epgraf, Campina Grande.
- Van Haandel, A. C., Cavalcanti, P. F. F. e Souza, F. P. (1999). Efeito da Proporção Área/Profundidade sobre o Desempenho de um Reator UASB. 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, RJ, p. 939-948.

- Van Velsen, A. F. M., Lettinga, G. And Hobma, S. W. (1980). Use of the Upflow Sludge Blanket (UASB) Reactor Concept for Biological Wastewater Treatment, Especially for Anaerobic Treatment. *Biotechnology Bioengineering*, 22(4), 699-734.
- Vanrolleghem P. A. (1994) Building blocks for wastewater treatment process control: A review. In: *Advanced Course on Environmental Biotechnology*. Delft, The Netherlands, May 25 - June 3 1994. pp.27.
- Vanrolleghem, P. A. and Lee, D. S. (2003). On-line Monitoring Equipment for Wastewater Treatment Processes: State of the Art. *Water Science Technology*, 47 (2), 1-34.
- Venkatasubramanian, V., Rengaswamy, R., Yin, K. and Kavuri, S. N. (2003a). A Review of Process Fault Detection and Diagnosis. Part I: Quantitative Model-Based Methods. *Computers & Chemical Engineering*, 27, 293-311.
- Venkatasubramanian, V., Rengaswamy, R. and Kavuri, S. N. (2003b). A Review of Process Fault Detection and Diagnosis. Part II: Qualitative Models and Search Strategies. *Computers & Chemical Engineering*, 27, 313-326.
- Venkatasubramanian, V., Rengaswamy, R., Kavuri, S. N. and Yin, K. (2003c). A Review of Process Fault Detection and Diagnosis. Part III: Process History Based Methods. *Computers & Chemical Engineering*, 27, 327-346.
- Veronez, F. A. (2001). Desempenho de um Reator UASB Tratando Esgoto Sanitário e Realizando Concomitantemente o Adensamento e a Digestão do Lodo de Descarte de Biofiltros Aerados Submersos. Dissertação de Mestrado do Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo.
- Vieira, S. M. M. (1984). Tratamento de Esgotos por Digestores Anaeróbios de Fluxo Ascendente, Revista DAE.
- Von Sperling, M. (1995). Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos – Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, volume 1, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte.
- Yager, R. R. and Filev, D. P. (1994a). *Essentials of Fuzzy Modeling and Control*, J. Wiley & Sons, Inc., New York
- Yager, R. R. and Filev, D. P. (1994b). Approximate clustering via the mountain method, *IEEE Trans. Systems Man Cybernet.* 24, 1279-1284.
- Zadeh, L. A. (1965). Fuzzy Sets. *Information and Control*, 8, 338-353.

Apêndice A

Glossário de Termos, Abreviaturas e Símbolos

A.1. Glossário de Termos

Acetogênese: 3ª fase da digestão anaeróbia, responsável pela conversão dos produtos gerados na acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano.

Acidogênese: 2ª fase da digestão anaeróbia, responsável pela metabolização, no interior das células, dos compostos oriundos da hidrólise.

Afluente: esgoto bruto não tratado que chega às estações de tratamento.

Águas residuárias: águas originárias de três possíveis fontes – esgoto doméstico, água residuária industrial e água pluviométrica; Águas não tratadas.

Anabolismo: processo com consumo de energia, viável somente simultaneamente ao catabolismo.

Biogás: um dos produtos da digestão anaeróbia, composto por aproximadamente 70 a 80 % metano, sendo o restante uma mistura de dióxido de carbono, nitrogênio, vapor d'água e uma pequena fração de gás sulfídrico, além de traços de outros gases, como amônia, hidrogênio e monóxido de carbono.

Biomassa: massa populacional de microrganismos ativos utilizados para o tratamento de águas residuárias.

Carbono Orgânico Total (COT): conteúdo de carbono contido nas águas residuárias, medido diretamente.

Carga Orgânica Volumétrica (COV): quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de volume do mesmo.

Catabolismo: processo pelo qual o material orgânico é utilizado como fonte de energia, transformando em produtos estáveis.

Conorma triangular: é uma função que aplica $[0,1] \times [0,1]$ em $[0,1]$: $\max(a,b)$, $(a+b-a.b)$, $\min(1,a+b)$.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de mecanismos biológicos, a matéria orgânica carbonácea.

Demanda Química de Oxigênio (DQO): medição do consumo de oxigênio necessário à conversão química da matéria carbonácea.

Digestão anaeróbia: processo pelo qual ocorre a degradação da matéria orgânica pelas bactérias, com produção de biogás.

Efluente: águas residuárias, tratadas ou não, lançadas em corpos d'água receptores; corresponde também ao líquido de saída de determinado tratamento.

Eutrofização: crescimento excessivo de plantas aquáticas, devido ao excesso de nutrientes, interferindo na qualidade dos corpos d'água.

Função de Pertinência: Representação esquemática de conjuntos fuzzy (rótulos lingüísticos), construída através de pares ordenados (valor da variável/grau de pertinência) ou funções analíticas. Podem ser do tipo triangular, trapezoidal, sigmoidal, gaussiana, dentre outras.

Hidrólise: 1ª etapa da digestão anaeróbia, responsável pela “quebra” dos materiais particulados complexos em materiais dissolvidos mais simples.

Leito de lodo: local dentro do reator onde ocorre a digestão anaeróbia

Lodo: biomassa ativa.

Lógica Fuzzy: Também conhecida como lógica nebulosa, é uma ferramenta capaz de capturar informações descritas em uma linguagem natural e convertê-las para um formato numérico, de fácil manipulação.

Metabolismo: utilização do material orgânico pelas bactérias seja como fonte de energia ou como fonte material para a síntese de material celular.

Metanogênese: 4ª fase da digestão anaeróbia, responsável pelo consumo de hidrogênio gerado na fase da acetogênese, produzindo o metano e o dióxido de carbono.

Nitrificação: processo de conversão, através de uma reação de oxidação, de amônia em nitrito e este em nitrato.

Norma triangular: é uma função que aplica $[0,1] \times [0,1]$ em $[0,1]$: $\min(a,b)$, $a \cdot b$, $\max(0, a+b-1)$.

Reações Redox: Reações de óxi-redução, estão relacionadas aos processos de respiração e oxidação que ocorrem internamente às células.

Redes Neurais Artificiais: Ferramenta utilizada para modelagem e controle de sistemas, desenvolvida com base na metodologia de aprendizado humano.

Separador de Fases: dispositivo característico do reator UASB, responsável pela separação das fases sólida, líquida e gasosa.

Sobrecargas: Cargas excedentes ou de matéria orgânica (sobrecarga orgânica) ou de vazão afluyente (sobrecarga hidráulica).

Substrato: matéria orgânica presente no meio, disponível para os microrganismos sob a forma de alimento, medida em DBO ou DQO.

Sulfetogênese: fase indesejada da digestão anaeróbia, é responsável pela redução de sulfato, contido nas águas residuárias, a sulfeto, gerando uma competição bacteriana e alterando a rota metabólica do processo de digestão.

Variável Lingüística: variável cujos valores são rótulos (labels) descritos através de conjuntos fuzzy, onde o domínio (universo de discurso) da variável lingüística são os valores operacionais da mesma.

A.2. Abreviaturas

ANFIS: Adaptive Neuro-fuzzy Inference System

ARMAX: Auto-Regressive Moving Average with eXogenous Input

ARX: Auto-Regressive with eXogenous Inputs

BAPH: Bactérias Acetogênicas Produtoras de Hidrogênio

BF: Biofiltro Aerado

BJ: Box-Jenkins

BRPH: Bactérias Acetogênicas Produtoras de Hidrogênio

BRN: Bactérias Redutoras de Nitrogênio

BRS: Bactérias Redutoras de Sulfato

DAFA: Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DEC: Decantador

DQO: Demanda Química de Oxigênio

DP: Desvio-padrão

CESAN: Companhia Espiritossantense de Saneamento

CNPq: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente

COG: Centro de Gravidade

COT: Carbono Orgânico Total

COV: Carga Orgânica Volumétrica

CSTR: Continuous Stirred Tank Reactor

CV: Coeficiente de Variação

ETE: Estação de Tratamento de Esgoto

FINEP: Financiadora de Estudos e Projetos

FIR: Finite Impulse Response

FUNASA: Fundação Nacional de Saúde

MOM: Média do Máximo

NTU: Unidade de Turbidez Nefelométrica

OE: Output Error

OMS: Organização Mundial de Saúde

POPs: Poluentes Orgânicos Persistentes

PROSAB: Programa de Pesquisas em Saneamento Básico

RAC: Reator Anaeróbio Compartimentado

RAFA: Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (outra denominação para UASB)

RAFAAL: Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente através de Leito de Lodo

RALF: Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado

SDM: Sistema de Diagnóstico Modular

SNIS: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SS: Sólidos Suspensos (ou Sólidos em Suspensão)

SSF: Sólidos Suspenso Fixos

SST: Sólidos Suspensos Totais

SSV: Sólidos Suspensos Voláteis

TDH: Tempo de Detenção Hidráulico

TS: Takagi-Sugeno

UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente)

A.3. Símbolos

A : conjunto fuzzy de referência para a partição do espaço de saída

$A(q)$: polinômio do modelo identificado

B : conjunto fuzzy de referência para a partição do espaço de entrada

B: elemento medidor de biogás

Bp: bomba peristáltica

$B(q)$: polinômio do modelo identificado

c : centro da gaussiana

$C(q)$: polinômio do modelo identificado

$D(q)$: polinômio do modelo identificado

$\frac{dX}{dt}$: taxa de geração de microrganismos (mg/L.d)

e : variável erro do modelo identificado

$F(q)$: polinômio do modelo identificado

K_d : coeficiente de respiração endógena (d^{-1})

K_s : concentração de S para a qual $\mu = 0,5\mu_m$

N: elemento controle de nível

na : número de pólos do sistema identificado

nb : número de zeros + 1 do sistema identificado

nk : tempo morto do sistema identificado

Q : vazão de esgoto afluyente (mL/min; m³/h)

Q_B : vazão de biogás no SDM (L/d)

Q_E : vazão de esgoto no SDM (mL/min)

R: resíduo no SDM (L/d)

R₁: Reator UASB-piloto 1

R₂: Reator UASB-piloto 2

R₃: Reator UASB-piloto 3

S : concentração do substrato limitante (mg/L)

T: elemento sensor de temperatura; temperatura no SDM (°C)

Tu: elemento medidor de turbidez

u : entrada do modelo

u_1 : variável temperatura

u_2 : variável DQO

u_3 : variável turbidez

V : volume do reator (L; m³)

X : concentração de microrganismos (mg/L); subconjunto *fuzzy*.

y : saída do modelo; variável produção de biogás

ΔG° : energia livre de Gibbs (KJ).

σ : desvio-padrão da função gaussiana.

μ : taxa específica de crescimento dos microrganismos (d⁻¹)

μ_A : grau de pertinência do conjunto A .

μ_m : taxa específica máxima de crescimento dos microrganismos (d⁻¹)

$\Phi; \varphi$: vetores de regressão do modelo identificado

θ : vetor de parâmetros do modelo identificado

Apêndice B

Identificação e Estimação de Parâmetros

B.1. Estruturas de modelos no domínio do tempo

Para a representação dos sistemas no domínio do tempo, existem diversos tipos de modelos, tais como os modelos FIR (*Finite Impulse Response*), ARX (*Auto-Regressive with eXogenous Input*), ARMAX (*Auto-Regressive Moving Average with eXogenous Input*), OE (*Output Error*) e BJ (*Box-Jenkins*). Cada um dos modelos representa um caso especial do seguinte modelo geral:

$$A(q)y(k) = \frac{B(q)}{F(q)}u(k) + \frac{C(q)}{D(q)}e(k) \quad (\text{B.1})$$

onde $A(q)$, $B(q)$, $C(q)$, $D(q)$ e $F(q)$ são polinômios definidos como:

$$\begin{aligned} A(q) &= 1 + a_1q^{-1} + a_2q^{-2} + \text{L} + a_{nd}q^{-na} \\ B(q) &= b_1q^{-1} + b_2q^{-2} + \text{L} + b_{nb}q^{-nb} \\ C(q) &= 1 + c_1q^{-1} + c_2q^{-2} + \text{L} + c_{nc}q^{-nc} \\ D(q) &= 1 + d_1q^{-1} + d_2q^{-2} + \text{L} + d_{nd}q^{-nd} \\ F(q) &= 1 + f_1q^{-1} + f_2q^{-2} + \text{L} + f_{nf}q^{-nf} \end{aligned} \quad (\text{B.2})$$

A partir de determinadas escolhas para os polinômios, diferentes estruturas de modelos podem ser obtidas. As estruturas de modelo do tipo ARX conduzem a equações lineares e, portanto, são mais simplificadas.

B.2. Modelos ARX

O modelo do tipo ARX pode ser obtido a partir da escolha de $C(q)=D(q)=F(q)=1$, e $A(q)$ e $B(q)$ polinômios arbitrários na equação (B.1), de tal forma que

$$A(q)y(k) = B(q)u(k) + e(k) \quad (\text{B.3})$$

A estrutura de modelo do tipo ARX caixa-preta também pode ser escrita na forma de equação a diferenças:

$$y(k) = b_1 u(k - nk) + \text{L} b_{nb} u(k - nk - nb + 1) - a_1 y(k - 1) - \text{L} - a_{na} y(k - na) + e(k) \quad (\text{B.4})$$

que relaciona a saída corrente $y(k)$ a um número finito de saídas $y(k - na)$ e entradas $u(k - nk - nb + 1)$ passadas.

A estrutura é, portanto, inteiramente definida através dos parâmetros na , nb e nk , onde na é o número de pólos, $nb - 1$ é o número de zeros, e ainda nk é o tempo morto do sistema. Caso não exista tempo morto no sistema, nk é definido igual a 1. Para sistemas com múltiplas entradas, nb e nk são vetores-linha, onde o i -ésimo elemento representa a ordem associada à i -ésima entrada.

B.3. Método dos mínimos quadrados (Astron e Wittenmark, 1995).

O método dos mínimos quadrados pode ser utilizado para identificar os parâmetros em sistemas dinâmicos. Seja o sistema descrito através do modelo:

$$A(q)y(t) = B(q)u(t) \quad (\text{B.5})$$

onde

$$\begin{aligned} A(q) &= q^n + a_1 q^{n-1} + \text{L} + a_n \\ B(q) &= b_1 q^{m-1} + b_2 q^{m-2} + \text{L} + b_m \end{aligned} \quad (\text{B.6})$$

A equação (B.5) pode ser reescrita como equação a diferenças:

$$y(t) + a_1 y(t - 1) + \text{L} + a_n y(t - n) = b_1 u(t + m - n - 1) + \text{L} + b_m u(t - n) \quad (\text{B.7})$$

Assuma que a seqüência de entradas $\{u(1), u(2), \text{L}, u(t)\}$ foi aplicada ao sistema e a que seqüência de saídas correspondentes $\{y(1), y(2), \text{L}, y(t)\}$ foi observada. Introduza o vetor de parâmetros

$$\theta^T = [a_1 \text{ L} \ a_n \ b_1 \text{ L} \ b_m] \quad (\text{B.8})$$

e o vetor de regressão

$$\varphi^T(t - 1) = [-y(t - 1) \text{ L} \ -y(t - n) \ u(t + m - n - 1) \text{ L} \ u(t - n)] \quad (\text{B.9})$$

de tal forma que o modelo possa ser escrito formalmente como o modelo de regressão

$$y(t) = \varphi^T(t-1)\theta \quad (\text{B.10})$$

A forma como os elementos são ordenados na matriz θ é arbitrária, contando que $\varphi^T(t-1)$ seja reordenada de forma similar.

Considerando-se $Y(t) = [y(1), y(2), \dots, y(t)]^T$ e $\Phi(t) = \begin{bmatrix} \varphi^T(1) \\ \vdots \\ \varphi^T(t) \end{bmatrix}$, se a matriz $\Phi^T \Phi$ for não singular,

o mínimo é único e dado por:

$$\hat{\theta} = (\Phi^T \Phi)^{-1} \Phi^T Y \quad (\text{B.11})$$

Apêndice C

Técnicas de Modelagem Fuzzy

C.1. Teoria de Lógica Fuzzy

Assume-se que X seja um conjunto representando o universo de discurso. Um subconjunto *fuzzy* A de X é associado a uma função característica ou função de pertinência

$$\mu_A : X \rightarrow |0, 1| \quad (C.1)$$

associada ao subconjunto A . Esta terminologia enfatiza a idéia de que para cada x , $\mu_A(x)$ indica o grau em que x é membro do subconjunto A . Assim, se A é um subconjunto de X , então μ_A é a função de pertinência com $\mu_A(x)$ sendo o grau de pertinência de x em A (Yager e Filev, 1994a).

As Figuras C.1, C.2 e C.3 ilustram exemplos de funções de pertinência triangular, trapezoidal e gaussiana, respectivamente.

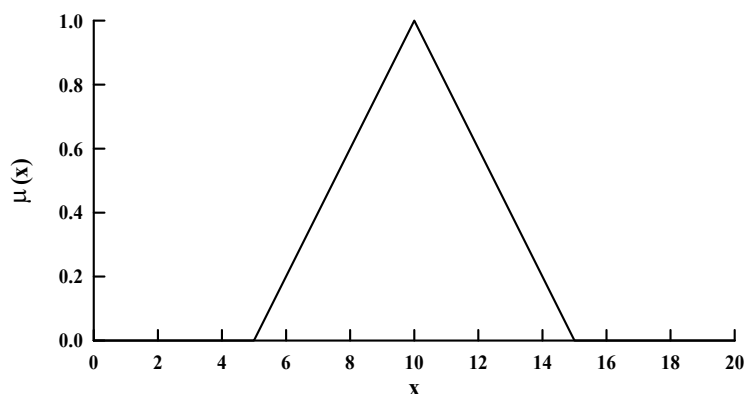


Figura C.1. Função de pertinência triangular.

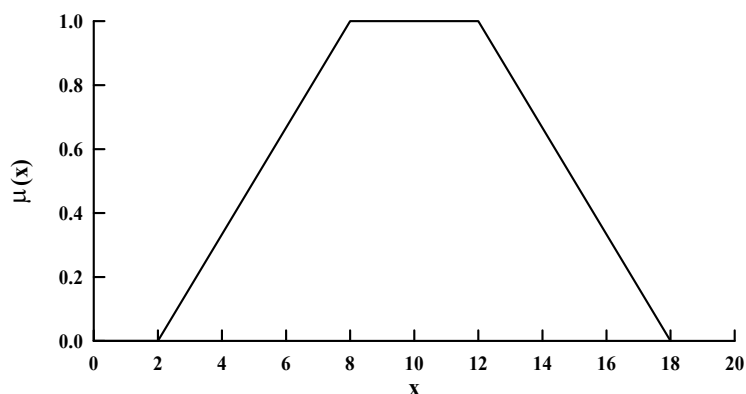


Figura C.2. Função de pertinência trapezoidal.

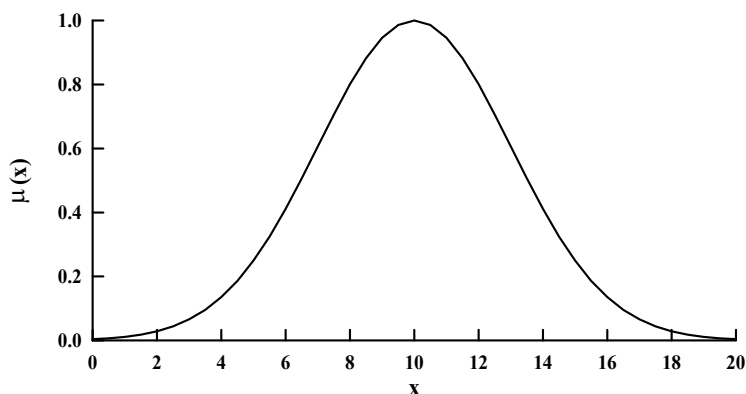


Figura C.3. Função de pertinência gaussiana.

Variáveis Lingüísticas

Em muitas aplicações, um subconjunto *fuzzy* é utilizado para fornecer significado a um conceito. Por exemplo, pode-se definir a palavra *alto* como um subconjunto *fuzzy* do conjunto de *alturas*. O conceito de *frio* pode ser definido como um subconjunto *fuzzy* do conjunto *temperaturas*. Pode-se utilizar esta habilidade representacional de um subconjunto *fuzzy* para auxiliar a definição de valores lingüísticos. Assim, a referência a valores lingüísticos representa uma referência à associação de um subconjunto ao valor de uma variável.

Operadores Lógicos

O operador lógico “e” pode ser tratado matematicamente por uma norma triangular, que inclui as operações de intersecção, definidas para todo $x, y \in [0, 1]$, tais como (Yager e Filev, 1994):

- Mínimo: $x \wedge y = \min \{x, y\}$
- Produto algébrico: $x \cdot y = x \cdot y$

- Produto limitado: $x \otimes y = \max \{0, x + y - 1\}$

Já o operador lógico “ou” pode ser tratado matematicamente por uma co-norma triangular, que inclui as operações de união, definidas para todo $x, y \in [0, 1]$, tais como (Yager e Filev, 1994):

- Máximo: $x \vee y = \max \{x, y\}$
- Soma algébrica: $x \hat{+} y = x + y - xy$
- Soma limitada: $x \otimes y = \min \{1, x + y\}$
- Soma disjunta: $x \Delta y = \max \{\min(x, 1 - y), \min(1 - x, y)\}$

C.2. Tautologias ou Regras de Inferência

Um exemplo de tautologia ou regra de inferência é a *modus ponens*, a qual é sempre verdadeira, não importando qual o grau de certeza das proposições (Lin e Lee, 1995):

$$\text{Se } (u \text{ é } B) \text{ e } (\text{Se } (u \text{ é } B), \text{ então } y \text{ é } C), \text{ então } y \text{ é } C \quad (\text{C.2})$$

em que a proposição $(u \text{ é } B)$ deve ser a mesma nas duas precondições.

No raciocínio aproximado *fuzzy*, a generalização deste procedimento fez-se necessária para que a primeira precondição (entrada do sistema *fuzzy*) pudesse ser diferente da segunda precondição, originando as regras de inferência do tipo *modus Tolens*:

$$\text{Se } (u \text{ é } B') \text{ e } (\text{Se } (u \text{ é } B), \text{ então } y \text{ é } C), \text{ então } y \text{ é } C' \quad (\text{C.3})$$

em que o predicado C' é determinado através de uma regra de interpolação, como descrito em (Lin e Lee, 1995).

As regras de inferência utilizadas no raciocínio aproximado *fuzzy* formam as representações matemáticas de sistemas *fuzzy*. As representações matemáticas utilizadas na tese são do tipo Mandani e do tipo Takagi-Sugeno.

C.3. Modelo do tipo Mandani

Os modelos do tipo Mandani constituem-se de modelos essencialmente lingüísticos, e representam uma visão qualitativa do sistema. As regras do tipo “se, então” do modelos Mandani são compostas por quantificações *fuzzy* associadas a variáveis lingüísticas. A habilidade para tomada de decisões dos modelos do tipo Mandani depende da existência de uma base de regras e de um mecanismo de inferência *fuzzy*. Neste caso, os conjuntos *fuzzy* são os parâmetros do modelo e o número de regras determina sua estrutura. A idéia principal da obtenção do modelo

fuzzy lingüístico é o particionamento do espaço de entrada (universo X) em regiões *fuzzy*, cada qual associada à sua região particular do espaço de saída Y .

No modelo Mandani, cada regra do tipo

$$\text{Se } U \text{ é } B_i, \text{ então } V \text{ é } D_i \quad (\text{C.4})$$

é expressa como uma relação *fuzzy* R_i , que é interpretada como uma interseção dos conjuntos *fuzzy* B_i e D_i ,

$$R_i = B_i \cap D_i \quad (\text{C.5})$$

sendo R_i definido no espaço do produto Cartesiano $X \times Y$ e tem função de pertinência (Yager e Filev, 1994):

$$R_i(x, y) = B_i(x) \wedge D_i(x) \quad (\text{C.6})$$

C.4. Modelo do tipo Takagi-Sugeno

O método de raciocínio Takagi-Sugeno é associado a uma base de regras de um formato especial que é caracterizado por conseqüentes do tipo funcional em vez de conseqüentes *fuzzy* lingüísticos, como utilizado no modelo Mandani. Assim, no modelo Takagi-Sugeno, cada regra é expressa como

$$\text{Se } (u_1 \text{ é } B_{i1}) \text{ e } \dots \text{ e } (u_r \text{ é } B_{ir}), \text{ então } y_1 = b_{10} + b_{11}u_1 + \dots + b_{1r}u_r \quad \text{M} \quad (\text{C.5})$$

$$\text{Se } (u_1 \text{ é } B_{m1}) \text{ e } \dots \text{ e } (u_r \text{ é } B_{mr}), \text{ então } y_m = b_{m0} + b_{m1}u_1 + \dots + b_{mr}u_r$$

em que B_{ij} , $j = (1, r)$, $i = (1, m)$ são variáveis lingüísticas definidas como conjuntos *fuzzy* de referência sobre os espaços de entrada X_1, X_2, \dots, X_r de um sistema de múltiplas entradas e única saída, MISO (do inglês, *Multiple Input, Single Output*).

Método de Agrupamento Subtrativo

O método de agrupamento subtrativo é utilizado também para determinar os parâmetros das funções de pertinência (c, σ) , que são representadas pela função gaussiana:

$$\mu(x) = \exp\left(\frac{-(x-c)^2}{2\sigma^2}\right) \quad (\text{C.6})$$

em que c é o centro e σ é o desvio-padrão da função gaussiana.

A determinação dos centros dos grupos (*clusters*) pelo método de agrupamento subtrativo é realizada a partir do próprio conjunto de dados. Cada amostra é considerada, inicialmente, um centro de *cluster* em potencial e para cada ponto define-se uma medida de potencial, dada por (Chiu, 1994):

$$P_i = \sum_{j=1}^N e^{-\alpha \cdot \|x_i - x_j\|^2} \quad (\text{C.7})$$

em que N é o número de amostras e α é definido como:

$$\alpha = \frac{4}{r_a^2} \quad (\text{C.8})$$

A medida de potencial é função da distância de um ponto x_i em relação aos outros pontos x_j , indicando que um ponto cercado de pontos vizinhos terá um potencial maior, sendo um forte candidato ao centro do *cluster*. A constante r_a delimita a vizinhança do ponto escolhido, fazendo com que pontos fora dela tenham pouca influência no resultado do potencial. Após a escolha do primeiro centro de *cluster*, os potenciais dos demais pontos deverão ser recalculados conforme (Chiu, 1994).

C.5. Normas em \mathfrak{R}^n

Seja \mathfrak{R}^n o espaço vetorial formado pelo produto cartesiano de n conjuntos iguais a \mathfrak{R} . Dentre os exemplos de normas em \mathfrak{R}^n podem ser citados:

- Norma Dois: associada ao produto interno canônico:

$$\|x\|_2 = \sqrt{\langle x, x \rangle} = \sqrt{(x_1)^2 + (x_2)^2 + \dots + (x_n)^2} \quad (\text{C.9})$$

- Norma do máximo ou norma infinito:

$$\|x\|_\infty = \max\{|x_1|, |x_2|, \dots, |x_n|\} \quad (\text{C.10})$$

- Norma um ou norma da soma:

$$\|x\|_1 = |x_1| + |x_2| + \dots + |x_n| \quad (\text{C.11})$$

Apêndice D

Algoritmos

D.1. Algoritmo para análise do comportamento do reator em diversas faixas de DQO.

```
% Algoritmo para análise de dados do reator para faixas de DQO.
%-----
% Alterar os parametros amplitude, valor1, valor2 e frecuencia para os dados desejados.
%
% Para intervalos de tamanhos diferentes:
% Por exemplo caso deseje-se fazer um análise para para os intervalos para cada 2 dias: 200-300, 300-400, 400-
500,
% Coloca-se: valor1=[200 300 400] e valor2=[300 400 500] e frecuencia = 2, deixando amplitude=0.
amplitude=100;
%Amplitude para criação dos intervalos de tamanho igual. Se igual a 0, entrada dos intervalos é %manual.
valor1=[1400]; %Limites inferior de cada intervalo de Temperatura.
valor2=[1500]; %Limite superior de cada intervalo.
frecuencia=1; %Intervalo de amostragem.

if not(amplitude==0)
    valor1=[];
    valor2=[];
    minimo=min(Dados(:,3));
    maximo=max(Dados(:,3));

    for i=1:ceil(((maximo-minimo)/amplitude))
        if i==1
            valor1(i)=minimo;
            valor2(i)=valor1(i)+amplitude;
        else
            valor1(i)=valor1(i-1)+amplitude;
            valor2(i)=valor1(i)+amplitude;
        end
    end
end
b=size(Dados);
faixas=length(valor1);

f=1;
m=0;
n=0;

while faixas > 0

b=size(Dados);
```

```
resultado=[];
temp=[];
bio=[];
aux_temp=[];
aux_bio=[];
j=1;
soma_temp=0;
soma_bio=0;
aux_soma_temp=0;
aux_soma_bio=0;
cont=1;
aux1=1;
leu=-1;
cont2=1;
K=1;
cont1=1;

for i=1:(b(1,1))

if (i == 1) || (i ==b(1,1)))
if (Dados(i,3) >= valor1(f) & (Dados(i,3) < valor2(f))

    aux_temp(j)=Dados(i,2);
    aux_bio(j)=Dados(i,4);
    j=j+1;
else
    aux_temp(j)=0;
    aux_bio(j)=-1;
    j=j+1;
end

else
if not(Dados(i,1) == (Dados(i-1,1)+1))

    aux_temp(j)=0;
    aux_bio(j)=-1;
    j=j+1;

if( (Dados(i,3) >= valor1(f) & (Dados(i,3) < valor2(f)) )
    aux_temp(j)=Dados(i,2);
    aux_bio(j)=Dados(i,4);
    j=j+1;
end

else
    if( (Dados(i,3) >= valor1(f) & (Dados(i,3) < valor2(f)) )
        aux_temp(j)=Dados(i,2);
        aux_bio(j)=Dados(i,4);
        j=j+1;
    else
        aux_temp(j)=0;
        aux_bio(j)=-1;
        j=j+1;
    end
end
end
```

```

end
i=i+1;

end
j=1;

for i=1:(length(aux_temp))

    if frequencia == 1
        if not(aux_temp(i) == 0)
            temp(K)=aux_temp(i);
            bio(K)=aux_bio(i);
            K=K+1;
        end
    end

    if (leu == 1) || (leu == -1)

        for k=cont:(cont+frequencia)-1
            if k > length(aux_temp)
                else
                    aux(j)=aux_temp(k);
                    aux1(j)=aux_bio(k);
                    j=j+1;;
                end
            end
        end
    else

        for h=cont2:(cont2+(frequencia-1))
            if h > length(aux_temp)
                else
                    aux(j)=aux_temp(h);
                    aux1(j)=aux_bio(h);
                    j=j+1;
                end
            end
        end
    end
    if all(aux)
        if leu == 1
            temp=[temp,aux];
            bio=[bio,aux1];
            leu=1;
            cont2=cont2+frequencia;
            cont=cont2+frequencia;
        else
            temp=[temp,aux];
            bio=[bio,aux1];
            leu=1;
            cont=cont2+frequencia;
        end
    else
        if leu == 1
            cont2=cont+frequencia;
        else
            cont2=cont2+1;
        end
    end
end

```

```

        end

        leu=0;
    end
    j=1;

    end

    if frequencia == 1
        if not(any(temp))
            temp=0;
            bio=0;
        end
        resultado(:,1)=temp;
        resultado(:,2)=bio;
    end

    for i=1:(length(temp)/frequencia)

    for k=(cont1):((cont1+frequencia)-1)

        aux_soma_temp=aux_soma_temp+temp(k);
        aux_soma_bio=aux_soma_bio+bio(k);

    end

    soma_temp(i)=aux_soma_temp;
    soma_bio(i)=aux_soma_bio;

    aux_soma_temp=0;
    aux_soma_bio=0;

    cont1=cont1+frequencia;
    end

    resultado(:,1)=(1/frequencia)*((soma_temp));
    resultado(:,2)=(1/frequencia)*((soma_bio));

    %plota grafico.

    if f==1
        handle=figure(h);
    end

    figure(handle);

    while (m*n) < length(valor1)

    m=m+1;
    n=n+1;
    end

    subplot(m,n,f),plot(resultado(:,1),resultado(:,2),'r*', 'LineWidth',2)
    title(['Biogas x Temperatura: Faixa ',num2str(f)]);
    xlabel('Temperatura (°C)');
    ylabel('Biogas (L/d)');

```



```

figure;

plot(resultado(:,1),resultado(:,2),'r*', 'LineWidth',2)
xlabel('Temperatura (°C)');
ylabel('Biogas (L/d)');
title(['Biogas x Temperatura: Faixa ',num2str(f),' / ',DQO: ',num2str(valor1(f)),' - ',num2str(valor2(f)),' mg/L']);

f=f+1;

faixas=faixas-1;
end

if faixas == 0
figure(handle);
end

```

D.2. Algoritmo para análise do comportamento do reator em diversas faixas de temperatura.

```

% Algoritmo para análise de dados do reator para faixas de Temperatura.
%
% Alterar os parametros valor1, valor2 e frecuencia para os dados desejados.
% Por exemplo caso deseje-se fazer um análise para para os intervalos para cada 2 dias: 200-300, 300-400, 400-500,
% Coloca-se: valor1=[200 300 400] e valor2=[300 400 500] e frecuencia = 2.

ind=[];
amplitude=5;
valor1=[20 25 30 35]; %Limites inferior de cada intervalo de Temperatura.
valor2=[25 30 35 40]; %Limite superior de cada intervalo.
valor1=[20 30 ]; %Limites inferior de cada intervalo de Temperatura.
valor2=[30 40]; %Limite superior de cada intervalo.
frecuencia=2; %Intervalo de amostragem.

if not(amplitude==0)
    valor1=[];
    valor2=[];
    minimo=min(Dados(:,2));
    maximo=max(Dados(:,2));

    for i=1:ceil(((maximo-minimo)/amplitude))
        if i==1
            valor1(i)=minimo;
            valor2(i)=valor1(i)+amplitude;
        else
            valor1(i)=valor1(i-1)+amplitude
            valor2(i)=valor1(i)+amplitude;
        end
    end
end

b=size(Dados);
faixas=length(valor1);
f=1;
m=0;

```

```
n=0;

while faixas > 0

b=size(Dados);
resultado=[];
dco=[];
bio=[];
aux_dco=[];
aux_bio=[];
j=1;
soma_dco=0;
soma_bio=0;
aux_soma_dco=0;
aux_soma_bio=0;
cont=1;
aux1=1;
leu=-1;
cont2=1;
K=1;
cont1=1;

for i=1:(b(1,1))

if (i == 1) | (i == (b(1,1)))
if (Dados(i,2) >= valor1(f) & (Dados(i,2) < valor2(f))

aux_dco(j)=Dados(i,3);
aux_bio(j)=Dados(i,4);
j=j+1;
else
aux_dco(j)=0;
aux_bio(j)=-1;
j=j+1;
end

else
if not(Dados(i,1) == (Dados(i-1,1)+1))

aux_dco(j)=0;
aux_bio(j)=-1;
j=j+1;

if( (Dados(i,2) >= valor1(f) & (Dados(i,2) < valor2(f)) )
aux_dco(j)=Dados(i,3);
aux_bio(j)=Dados(i,4);
j=j+1;
end

else
if( (Dados(i,2) >= valor1(f) & (Dados(i,2) < valor2(f)) )
aux_dco(j)=Dados(i,3);
aux_bio(j)=Dados(i,4);
j=j+1;
else
aux_dco(j)=0;
```

```

        aux_bio(j)=-1;
        j=j+1;
    end
end

end
i=i+1;

end
j=1;

for i=1:(length(aux_dqo))

    if frequencia == 1
        if not(aux_dqo(i) == 0)
            dqo(K)=aux_dqo(i);
            bio(K)=aux_bio(i);
            K=K+1;
        end
    end

    if (leu == 1) | (leu == -1)

        for k=cont:((cont+frequencia)-1)
            if k > length(aux_dqo)
                else
                    aux(j)=aux_dqo(k);
                    aux1(j)=aux_bio(k);
                    j=j+1;;
                end
            end
        end
    else

        for h=cont2:(cont2+(frequencia-1))
            if h > length(aux_dqo)
                else
                    aux(j)=aux_dqo(h);
                    aux1(j)=aux_bio(h);
                    j=j+1;
                end
            end
        end

    end
end
if all(aux)
    if leu == 1
        dqo=[dqo,aux];
        bio=[bio,aux1];
        leu=1;
        cont2=cont2+frequencia;
        cont=cont2+frequencia;
    else
        dqo=[dqo,aux];
        bio=[bio,aux1];
        leu=1;
    end
end

```

```

        cont=cont2+frequencia;
    end
else
    if leu == 1
        cont2=cont+frequencia;
    else
        cont2=cont2+1;
    end

    leu=0;
end
j=1;

end
if frequencia == 1
    if not(any(dqo))
        dqo=0;
        bio=0;
    end
% resultado(:,1)=dqo;
% resultado(:,2)=bio;
    resultado=[dqo bio];
end

for i=1:(length(dqo)/frequencia)

for k=(cont1):((cont1+frequencia)-1)

    aux_soma_dqo=aux_soma_dqo+dqo(k);
    aux_soma_bio=aux_soma_bio+bio(k);

end

soma_dqo(i)=aux_soma_dqo;
soma_bio(i)=aux_soma_bio;

aux_soma_dqo=0;
aux_soma_bio=0;

cont1=cont1+frequencia;
end

%resultado(:,1)=(1/frequencia)*((soma_dqo)');
%resultado(:,2)=(1/frequencia)*((soma_bio)');
resultado=[(1/frequencia)*((soma_dqo)') (1/frequencia)*((soma_bio)')];

%Plota grafico.
if f==1
    handle=figure(h);
end

figure(handle);

while (m*n) < length(valor1)

m=m+1;

```

```
n=n+1;
end

subplot(m,n,f),plot(resultado(:,1),resultado(:,2),'r*', 'LineWidth',2)
title(['Biogas x DQO: Faixa ',num2str(f)]);
xlabel('DQO (mg/L)');
ylabel ('Biogas (L/d)');

figure;

plot(resultado(:,1),resultado(:,2),'r*', 'LineWidth',2)
xlabel('DQO (mg/L)');
ylabel ('Biogas (L/d)');
title(['Biogas x DQO: Faixa ',num2str(f),' / Temperatura: ',num2str(valor1(f)),' - ',num2str(valor2(f)),' °C']);

f=f+1;
faixas=faixas-1;
ind=[ind; std(resultado(:,1)./resultado(:,2))];
end
```


Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)