



Mestrado em Engenharia Ambiental

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

**“CARACTERIZAÇÃO E TRATABILIDADE DOS
EFLUENTES GERADOS EM CABINES DE PINTURA DE
INDÚSTRIA MOVELEIRA”**

Anselmo Rogério Lage Santos

Ouro Preto, MG

2008



Universidade Federal de Ouro Preto
Programa de Pós-Graduação Engenharia Ambiental
Mestrado em Engenharia Ambiental

ANSELMO ROGÉRIO LAGE SANTOS

**“CARACTERIZAÇÃO E TRATABILIDADE DE
EFLUENTES GERADOS EM CABINES DE PINTURA
DE INDÚSTRIA MOVELEIRA”**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título: “Mestre em Engenharia Ambiental – Área de Concentração: Saneamento Ambiental”.

Orientador: Prof. Dr. Cornélio de Freitas Carvalho

Ouro Preto, MG

2008

S237c Santos, Anselmo Rogério Lage.

Caracterização e tratabilidade dos efluentes gerados em cabines de pintura de indústria moveleira [manuscrito] / Anselmo Rogério Lage Santos - 2008. 86f. : il., color; graf.; tabs.

Orientador: Prof. Dr. Cornélio de Freitas Carvalho.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto. Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Mestrado em Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Tratamento de Efluentes Industriais.

1. Saneamento - Teses. 2. Indústria de móveis - Efluentes - Teses.
3. Reatores - Teses. I. Universidade Federal de Ouro Preto. II. Título.

Catlogação: sisbin@sisbin.ufop.br

	<p>Ministério da Educação Universidade Federal de Ouro Preto Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental ICEB - Campus – Morro do Cruzeiro Ouro Preto – MG – CEP 35.400-000 Fone: (031)3559-1725 E-mail: proagua@iceb.ufop.br</p>
--	--

UFOP
Universidade Federal
de Ouro Preto

***“Caracterização e Tratabilidade dos Efluentes Líquidos Gerados em
Cabines de Pintura de Indústria Moveleira”***

Autor: Anselmo Rogério Lage Santos

Dissertação defendida e aprovada, em 25 de setembro de 2008, pela banca examinadora
constituída pelos professores:

Cornélio de Freitas Carvalho

**Professor Dr. Cornélio de Freitas Carvalho- Orientador
Universidade Federal de Ouro Preto**

Cláudio Mudado Silva

**Professor Dr. Cláudio Mudado Silva
Universidade Federal de Viçosa**

Sérgio F. Aquino

**Professor Dr. Sérgio Francisco de Aquino
Universidade Federal de Ouro Preto**

Dedico este trabalho a Dê, minha esposa e futura mamãe, pelo amor, carinho e pelo maravilhoso presente antecipado, nosso filho.

Também dedico aos meus pais que neste ano de 2008 completaram 50 anos de enlace matrimonial e que durante todos estes anos foram exemplos de amor, coragem e persistência. Aos meus pais, Antônio Wagner e Neide, os meus parabéns.

Agradecimentos

A Deus, por estar sempre me guiando para que eu não tropece na caminhada da vida.

Aos meus Pais e Familiares.

A Dê, pela compreensão, amor e carinho.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Cornélio, por acreditar em mim, pelo apoio, pelos ensinamentos e paciência.

Ao professor Sergio Aquino pela inestimável co-orientação despreziosa.

A Laurinha, meu anjo da guarda e amiga, pela dedicação, profissionalismo e empenho sempre.

Ao amigo Erik, também sempre prestativo e profissional.

As amigas Cássia e Patrícia, por tornar a pesquisa mais agradável com nossos intermináveis papos.

A todos os professores do curso pelos ensinamentos.

Aos meus amigos e companheiros do laboratório e do curso de mestrado que estiveram juntos comigo nesta caminhada e a todos que de forma direta ou indireta contribuíram para meu crescimento intelectual e profissional.

Aos funcionários das empresas SIER móveis de Ubá e Madeirense Belo Horizonte em Belo Horizonte, em especial ao Matos e ao José Arnaldo

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	ii
LISTA DE QUADROS	iii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	iv
RESUMO.....	v
ABSTRACT	vii
1- INTRODUÇÃO.....	1
2 - OBJETIVOS.....	3
2.1 – Objetivo Geral	3
2.2 – Objetivos Específicos	3
3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1 – A Indústria Moveleira.....	4
3.2 – O meio ambiente e o setor moveleiro.....	5
3.3 – Descrição do processo de geração dos efluentes líquidos.....	9
3.4 – Estudo de Casos	9
3.5 – Métodos de tratamento de Efluentes Industriais.....	11
3.5.1 - Métodos físico-químicos	11
3.5.2 – Métodos Biológicos	12
3.5.2.1 – Processos Aeróbios	15
3.5.2.2 – Processos Anaeróbios	18
3.5.2.2.1 – Principais microorganismos envolvidos nos processos anaeróbios.....	21
3.5.2.2.2 – Constituintes que interferem no sistema anaeróbio	25
3.6 – Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios	29
3.6.1 – Pós-Tratamento por Sistemas de lodo Aeróbio.....	30

3.7 - Emprego de novas tecnologias para obtenção de efluente menos concentrado e tóxicos na cabine de pintura	31
4- MATERIAL E MÉTODOS.....	33
4.1 –Material	33
4.2 – Métodos	33
4.2.1 – Caracterização física e físico-química.....	37
4.3 – Características das indústrias moveleiras visitadas	35
4.4 – Quantificação do Efluente produzido.....	39
4.5 – Métodos de tratamentos de efluentes.....	39
4.5.1 – Ensaio de coagulação/sedimentação.....	39
4.5.2 – Ensaio de Biodegradabilidade Anaeróbia	40
4.5.2.1 – Partida e Monitoramento do Reator UASB.....	43
4.5.3 – Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbia.....	45
5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
5.1 – Matérias primas empregadas nas indústrias moveleiras	47
5.2 – Características dos efluentes gerados pelas indústrias moveleiras	47
5.3 – Caracterização dos metais	49
5.4 – Tratamento físico-químico	50
5.4.1 – Ensaio de jarros	50
5.5 – Tratamento biológico	53
5.5.1 – Tratamento Anaeróbio em Reator UASB	53
5.5.1.1 – Carga Orgânica Aplicada	58
5.5.1.2 – Eficiência do sistema de remoção de DQO	62
5.5.2 – Tratamento aeróbio.....	65
5.6 – Análises e continuidade do tratamento após possível estresse do reator.....	67
6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	76
7 – REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	78

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Fluxograma de tratamento e produção de efluentes de uma indústria de móveis	10
Figura 3.2 – Rota Bioquímica realizada por microorganismos	13
Figura 3.3 – Conversão biológica nos sistemas aeróbios	15
Figura 3.4 – Conversão biológica nos sistemas anaeróbios.....	19
Figura 3.5 – Seqüências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.....	24
Figura 4.1 – Cabine de pintura das indústrias moveleiras	37
Figura 4.2 – Cabine de pintura das indústrias moveleiras e pistola de ar comprimido em uso	38
Figura 4.3 - Cabine de pintura das indústrias moveleiras e coleta de amostras	38
Figura 4.4 – Reator UASB	41
Figura 4.5 – Representação esquemática reator UASB e sistema aeróbio.....	41
Figura 4.6 – Sistema de alimentação do reator UASB	43
Figura 5.1 – Variação concentração DQO afluente e efluente total e filtrada.....	57
Figura 5.2 – Variação concentração SST	60
Figura 5.3 – Variação SST efluente e relação SST legislação	60
Figura 5.4 – Variação do pH do lodo e variação da temperatura	61
Figura 5.5 – Variação dos sólidos sedimentáveis	61
Figura 5.6 – Variação da concentração da alcalinidade	62
Figura 5.7 – Relação % efluente industrial x eficiência remoção DQO	65
Figura 5.8 – Concentração AGV obtidos no reator UASB.....	73
Figura 5.9 - DQO afluente, efluente anaeróbio e efluente aeróbio.....	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Dados referentes ao tratamento realizado em uma indústria de móveis.....	12
Tabela 5.1 – Características do efluente gerado pela indústria moveleira.....	48
Tabela 5.2 – Valores dos metais obtidos no efluente industrial	49
Tabela 5.3 – Dados do efluente industrial	50
Tabela 5.4 – Determinação do pH ótimo	51
Tabela 5.5 – Determinação da menor quantidade de coagulantes e valores da turbidez.....	52
Tabela 5.6 – Valores de DQO em amostras obtidos no teste do jarro	53
Tabela 5.7 – Características do esgoto doméstico gerado na Universidade Federal de Ouro Preto.....	54
Tabela 5.8 – Relação percentual de efluente industrial e duração de fases.....	56
Tabela 5.9 – Concentrações DQO e SS afluente e efluente analisados em reator UASB.....	57
Tabela 5.10 - Carga orgânica aplicada em diferentes fases e TDH.....	59
Tabela 5.11 – Eficiência de remoção da DQO total pelo reator UASB.....	63
Tabela 5.12 – Eficiência de remoção da DQO solúvel pelo reator UASB	64
Tabela 5.13 – Dados referentes tratamento aeróbio.....	67
Tabela 5.14 – Concentrações DQO efluente tratado.....	68
Tabela 5.15 - Parâmetros analisados após possível estresse do reator.....	69
Tabela 5.16 – Concentrações AGVs.....	71
Tabela 5.17 – DQO relativas aos AGVs.....	73
Tabela 5.18 – Relação DQO_{AGV}/DQO_{total}	74
Tabela 5.19 – Concentrações obtidas após estresse do reator.....	76

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 - Vantagens e desvantagens de acabamentos para madeira	6
Quadro 3.2 - Vantagens e desvantagens de técnicas de pintura.....	8
Quadro 3.3 – Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios	20
Quadro 3.4 – Composição química das bactérias metanogênicas	27
Quadro 3.5 – Modalidades de pós-tratamentos de efluentes anaeróbios	30
Quadro 4.1 – Principais matérias primas utilizadas no acabamento dos produtos das indústrias moveleiras	36
Quadro 4.2– Monitoramento do Reator UASB.....	45

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/M	Relação Alimento/microorganismos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Comitê de Política Ambiental
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DN	Deliberação Normativa
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
F/M	Food/Microorganisms
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
POA	Processos Oxidativos Avançados
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SDV	Sólidos dissolvidos Voláteis
SFV	Sólidos Fixos Voláteis
SMPs	Produtos Microbianos Solúveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
TRC	Tempo de Retenção Celular
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor
UFOP	Universidade Federal de Ouro Preto

RESUMO

O objetivo deste estudo foi determinar meios eficientes e viáveis de tratar efluentes líquidos gerados na cabine de pintura de uma indústria moveleira fabricante de móveis de madeira. Desta forma, foi feito um estudo sobre os principais parâmetros para determinar o tratamento mais adequado a ser empregado. Os tratamentos realizados foram: físico-químico e biológico.

O teste físico-químico foi feito pelo processo de floculação/decantação e o teste biológico foi feito com a utilização de lodos anaeróbios em reator UASB. O teste, com a utilização de lodos provenientes de uma estação de tratamento de esgoto doméstico, consistia em adaptar o mesmo com a introdução do efluente industrial. A adaptação do lodo iniciou-se com introdução de esgoto doméstico, e após estabilização do reator, acompanhada pelos valores de DQO total, foram introduzidas porcentagens maiores de efluente industrial. Assim, foi caracterizada a eficiência do reator em termos de DQO com introdução de 0%, 5%, 10%, 20%, 30%, 50%, 70%, 90% e 100% de efluente da indústria de móveis.

O início do processo houve aquecimento do afluente devido às baixas temperaturas no período, mas após o fim do inverno, o processo ocorreu em temperatura ambiente. O Tempo de Detenção Hidráulica foi alterado gradativamente, iniciando-se o processo com um TDH = 20h até atingir o TDH = 10h, tempo este mantido até o final. As concentrações médias de DQO afluente e DQO efluente foram de, 1611mg/L e 427mg/L, respectivamente e a remoção média de DQO foi de 74%. Assim, foram obtidos valores de DQO efluente dentro dos limites de lançamento disposto no art. 29 da Deliberação Normativa conjunta nº 1 de 2008 do COPAM/CERH-MG.

Com o lodo já adaptado e adição de 100% de efluente industrial, foi introduzido um pós-tratamento com lodo aeróbio para aumentar a eficiência do tratamento anterior. A concentração média de DQO obtida no tratamento aeróbio foi de 85,5 mg/L, valor este dentro dos limites de lançamento de efluentes disposto no art. 29 da Deliberação Normativa do COPAM/CERH-MG.

Com estes dados, verificou-se que o tratamento biológico anaeróbio é possível e que com a adição de 70% efluente industrial e 30% esgoto doméstico obteve-se maior eficiência no tratamento, e ainda que um pós-tratamento aeróbio, mesmo não sendo

necessário pode ser empregado para aumentar a eficiência de remoção de DQO.

Palavras-chave: Tratamento Biológico, Saneamento, Biodegradabilidade, Efluente da Indústria de Móveis, Reator UASB.

ABSTRACT

The objective of this study was to determine viable and efficient ways of treating the wastewater generated in the dyeing hood of a wood furniture industry. In this study it was assessed both the physical-chemical and biological processes of treatment. The physical-chemical process tested was flocculation/sedimentation while the biological treatment consisted of an anaerobic step (Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor – UASB) followed by an aerobic post-treatment (aeration tank). For anaerobic treatment the sludge (inoculum) collected from a sewage treatment plant was first acclimated to the industrial wastewater by feeding the reactor with typical raw sewage and increasing amount of the dyeing hood effluent. The UASB reactor was initially fed only raw sewage (produced by the university campus) and once the reactor was stable (constant chemical oxygen demand (COD) for at least 5 days) the feed conditions was changed to increase the amount of industrial effluent. In this way the reactor was progressively fed 5%, 10%, 20%, 30%, 50%, 70% 90% and 100% of the effluent from the wood furniture industry.

At the beginning of the treatment the influent to the reactor was heated due to the low ambient temperatures, however after the end of winter the treatment occurred at ambient temperature. The hydraulic retention time (HRT) was gradually decreased from 20h to 10h which was kept constant throughout the treatment. The average influent and effluent COD of UASB reactor were 1,611 mg/L and 427 mg/L, respectively, resulting in an average COD removal of 74%. Therefore the anaerobic treatment alone was able to comply with the Minas Gerais state environmental legislation (DN 1/2008 of COPAM/CERH) as far as the COD parameter is concerned.

As far as the aerobic post-treatment is concerned, the results showed that the average COD concentration of the aeration tank was 85,5 mg/L during the period the UASB reactor was fed 100% industrial effluent. This result shows the aerobic step improves the effluent quality and makes the overall effluent fully comply with the environmental legislation.

The data gathered in this research showed that the anaerobic treatment produced the best results regarding the COD removal when the UASB reactor was fed 70% industrial effluent and 30% raw sewage. In addition, the post-treatment significantly improved the

effluent quality and, thereby, could be employed as post-treatment for this type of industrial wastewater.

Keywords: Biological Treatment, Sanitation, Biodegradability, Effluent from Wood Furniture Industry, UASB Reactor.

1 – INTRODUÇÃO

O setor moveleiro tem apresentado um grande crescimento no Brasil nas últimas décadas. Em 2003 existiam cerca de 16.112 empresas moveleiras, gerando cerca de 189.370 empregos (ABIMÓVEL, 2004). A produção concentra-se em móveis residenciais (60%), escritório (27%) e institucionais, escolares, médico-hospitalares, restaurantes, hotéis e similares (15%).

Os principais pólos moveleiros se encontram nas regiões sul e sudeste, mais especificamente nas cidades de Bento Gonçalves (RS), São Bento do Sul (SC), Arapongas (PR), Mirassol e Votuporanga (SP), Ubá (MG) e Linhares (ES).

A indústria moveleira caracteriza-se pelo uso integrado de materiais de natureza distinta como:

- madeira maciça e painéis derivados (com e sem acabamento),
- lâminas naturais de madeiras, laminados plásticos, compostos de diferentes materiais e resinas,
- metais (aço, alumínio e latão),
- produtos químicos (colas, tintas e vernizes),
- plásticos ,
- vidros e cristais,
- tecidos e couros (naturais e sintéticos),
- pedras ornamentais (mármore e granito) e outros.

A maioria das fábricas utiliza em seu processo uma etapa de pintura onde são utilizados tintas, vernizes e solventes para o acabamento final dos móveis. Neste setor onde está localizada a cabine de pintura é que são gerados os efluentes líquidos com alta carga orgânica e tóxica. A prática incorreta de algumas empresas é de lançar seu efluente diretamente nos corpos d'água sem nenhum tratamento prévio, causando grandes impactos negativos ao ambiente.

Há uma grande diversidade de resíduos que podem ser gerados na indústria típica de móveis. Isto mostra dimensão e complexidade da gestão da questão ambiental no setor

moveleiro. Com relação aos efluentes líquidos, o principal problema consiste no seu potencial tóxico.

Várias empresas já tratam seus efluentes, embora o tratamento convencional físico-químico de coagulação/floculação, que é o mais utilizado, não tem se mostrado eficiente o bastante para neutralizar a sua carga tóxica. No presente trabalho, utilizando-se de efluentes gerados por uma indústria de móveis da cidade de Belo Horizonte, foi estudada a possibilidade de se fazer um tratamento biológico do efluente da cabine de pintura para verificar a eficiência de remoção de matéria orgânica e remoção de substâncias tóxicas. Em decorrência da pouca eficiência do tratamento físico-químico de coagulação/floculação e por se tratar de um efluente contendo compostos tóxicos como solventes orgânicos além de metais pesados, testou-se o uso de tratamento biológico anaeróbio seguido de um pós-tratamento biológico aeróbio.

Ainda com relação ao tratamento biológico, não foram encontrados na literatura nenhum trabalho ou artigo sobre o tratamento biológico com reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor) dos efluentes das indústrias moveleiras.

Assim, este trabalho visa apresentar, além dos resultados obtidos com o tratamento físico-químico, os tratamentos biológicos anaeróbio seguido pelo aeróbio, onde foram verificadas a eficiência de remoção de matéria orgânica, os resultados do monitoramento dos principais poluentes como a DQO (Demanda Química de Oxigênio), os SSV (Sólidos Suspensos Voláteis), os metais, dentre outros.

2 - OBJETIVOS

2.1– Objetivo Geral

- O objetivo geral deste trabalho foi caracterizar os efluentes da cabine de pintura da indústria de móveis e avaliar a sua tratabilidade.

2.2– Objetivos Específicos

- Caracterização físico-química dos efluentes líquidos gerados na cabine de pintura das indústrias moveleiras.
- Verificar a possibilidade do tratamento dos efluentes líquidos gerados pelas indústrias moveleiras com o processo tradicional de coagulação/floculação,
- Avaliar o desempenho de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo – UASB – em escala de laboratório, tratando os efluentes líquidos gerados pela indústria de móvel, na cabine de pintura.
- Verificar a melhor proporção entre o efluente industrial e o esgoto doméstico que devem ser empregados para tratar os efluentes líquidos gerados pelas indústrias de móveis, na cabine de pintura.
- Avaliar o desempenho do pós-tratamento com lodo aeróbio dos efluentes gerados no tratamento anaeróbio.

3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - A Indústria Moveleira

A indústria moveleira tem como atividade principal a produção de móveis para residências, escritórios, escolas, dentre outros e são empresas que geram grande número de mão- de -obra, além de proporcionar aumento de arrecadação pelos municípios onde se instalam. Segundo ROESE (2000), embora no conjunto da indústria de transformação, a participação do setor seja modesta, o fato de constituir pólos regionais faz com que assumam grande importância em determinadas regiões.

Na fabricação de móveis são gerados resíduos sólidos, além de efluentes líquidos e gasosos. Na primeira etapa, onde ocorre a fabricação dos móveis, é onde são gerados os resíduos sólidos.

Com relação aos resíduos sólidos, estes são empregados normalmente na própria região, podendo ser utilizados como adubo, compostagem, produção de energia. Em muitos casos, tais resíduos têm sido desperdiçados, constituindo um estorvo para o fabricante. Muitas empresas promovem a queima do material para redução de volume ou a venda do mesmo para obtenção de energia, através da combustão (SCHENEIDER *et al.* 2003).

Discutem-se ainda as possibilidades de produção de materiais diversos, como a produção de peças de artesanato, a produção de painéis com aglomerados de MDF (*Medium Density Fiberboard*), OSB (*Orient Strand Board*) e outros, a produção de briquetes e ainda a produção de papel e farinha de madeira (NAHUZ, 2003).

Numa segunda etapa, ocorre o acabamento dos móveis nas cabines de pintura, onde são gerados os efluentes líquidos provenientes das sobras das pistolas de ar comprimido e da limpeza dessas pistolas. Estes efluentes sofrem, em algumas empresas, algum tipo de tratamento, enquanto que em outras são descartados sem nenhum tratamento prévio em corpos receptores mais próximos.

Deve-se salientar que a composição exata dos produtos utilizados nas cabines de pintura não é fornecida pelos fabricantes, que classificam estes produtos por códigos, e apresentam em sua composição apenas os constituintes gerais. Por exemplo, quando colocam que o composto apresenta em sua fórmula hidrocarbonetos aromáticos, não especificam quais.

Em alguns casos colocam, no máximo, que o produto não contém benzeno. O mesmo ocorre para os corantes, que não são identificados, não havendo possibilidades de saber se são orgânicos ou pigmentos. Tudo isso ocorre com a justificativa de proteger a marca e o produto.

De acordo com a Associação Brasileira das Indústrias do Mobiliário - ABIMÓVEL e o Serviço Brasileiro de Apoio à Pequena e Média Empresa - SEBRAE (1998), atualmente, já existem programas dentro do setor moveleiro que se preocupam em adotar o preceito de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo - MDL, bem como a certificação com base na série de normas da ISO 14000, no intuito de aumentar as exportações (LIMA, 2005).

Para tanto, é fundamental que indústrias do segmento moveleiro tenham conhecimento do impacto ambiental causado por elas, buscando assim investir em tecnologias que prezem pelo meio ambiente, além de buscar informações sobre as formas de obtenção da matéria-prima certificada, o uso do material sem desperdício e o descarte e tratamentos mais indicados para os resíduos gerados no decorrer do processo de fabricação (LIMA, 2005)

A necessidade atual é utilizar todo e qualquer recurso sem causar grandes impactos ambientais e, para isso, é fundamental seguir regras preestabelecidas. Para prevenir a poluição, segundo VITERBO (1998), deve-se levar em conta o princípio dos 4 Rs : **R**eutilização de matérias-primas e de resíduos; **R**eciclagem de produtos e embalagens; **R**edução da geração de resíduos, através de melhorias nos processos e substituição (*Replacement*) de matérias-primas e de processos mais importantes.

3.2 – O meio ambiente e o setor moveleiro

A indústria deve estar inteirada sobre as questões ambientais, verificando o quanto seu processo produtivo impacta o meio ambiente, positiva ou negativamente, além de verificar o quanto é desperdiçado neste processo. É necessário que o uso da matéria-prima seja controlado, buscando um melhor aproveitamento, e que durante o processo o desperdício seja menor, gerando menos resíduos e minimizando os impactos ambientais. Vários ramos da indústria brasileira se preocupam com problemas ambientais, já a indústria moveleira ainda não se manifestou interessada com o aproveitamento de resíduos e a sua redução (BARROS¹, 2003 *apud* LIMA, 2005).

1 - BARROS, E. L. M. Gestão ambiental no setor moveleiro. Mobiliário e Madeira, Bento Gonçalves, v.15, nº 4, p.8, 2003.

Com relação ao acabamento dado ao produto, devem-se evitar produtos que acarretem danos ao meio ambiente. Normalmente, as tintas utilizadas para proteção e decoração em móveis de madeira são aplicadas por métodos de pistola, que além de utilizarem solventes considerados poluentes perigosos, podem causar problemas de saúde aos trabalhadores que lidam com estes materiais (FREEMAN, 1995).

O Quadro 3.1 apresenta as vantagens e desvantagens de alguns tipos de acabamentos utilizados em móveis de madeira.

Quadro 3.1 - Vantagens e desvantagens de acabamentos para madeira.

ACABAMENTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS
À base d'água	Baixo conteúdo de COVs; Limpeza de equipamento com água e sabão; Menor volume de material para estocar; Diminuição de custos com seguro, porque o perigo de fogo é eliminado; Mais barato que os acabamentos convencionais; Durável	Necessita de um equipamento resistente à corrosão; Necessita de um melhor controle de temperatura e umidade; A superfície deve estar livre de óleos; Necessita de movimento de ar ou calor para facilitar a secagem
Poliéster e poliuretano	Alto brilho; Muito durável; Baixo conteúdo de COVs	Dificuldade de reparo; Requer um ambiente limpo
Ultravioleta (UV)	Baixo custo de energia ; Baixíssimo conteúdo de COVs; Muito durável; Secagem rápida	Custos altos de pintura; Dificuldade de cura em peças irregulares (que não sejam planas); Limitada para acabamento claros e de espessura fina
Nitrocelulose	Método já estabelecido; Secagem rápida; Fácil reparo	Tóxico e inflamável; Alto conteúdo de COVs; Média durabilidade

FONTE: U.S. EPA / *Sedesol Pollution Prevention Work Group* (1994)

As tintas para acabamento contêm Compostos Orgânicos Voláteis - COVs, que são altamente perigosos para a saúde do trabalhador e para o meio ambiente. Algumas medidas mitigadoras para estes acabamentos são: utilizar tintas para acabamentos com menor emissão de COVs como tintas a base d água, por cura ultravioleta UV, poliuretânicas e poliéster; aplicar o acabamento com um sistema *spray* de alto volume e baixa pressão HVLP, proporcionando uma camada fina de tinta, resultando em uma baixa emissão de COVs e menor quantidade de material para acabamento; investir em um equipamento de recirculação de ar, o que irá diminuir as emissões atmosféricas, já que os métodos de aplicação por pistola, normalmente não são equipados com filtros, além de ter um custo menor que outros sistemas de controle de COVs, e assegurar que os recipientes dos materiais de acabamento estejam seguramente vedados quando não estiverem em uso (ENVIRONMENTAL GUIDELINES, 2003).

Segundo FREEMAN (1995), as emissões no ar também podem resultar de bombas defeituosas e recipientes indevidamente selados. No entanto, 70% das emissões de COVs ocorrem nas cabines de pintura.

No Quadro 3.2 são mostradas as principais vantagens e desvantagens das técnicas de pintura empregadas.

Quadro 3.2 - Vantagens e desvantagens de técnicas de pintura

Técnica	Vantagens	Desvantagens
Spray convencional (baixo-volume / alta pressão)	Excelente atomização; Alta velocidade de produção	Alta emissão de COVs; Custo com disposição de resíduos perigosos; Custo com limpeza de cabine e substituição de filtros
Spray sem ar assistido	Boa atomização; Boa eficiência de transferência	Requer aumento de manutenção e treinamento
Spray sem ar	Correta velocidade no fluxo de pintura; Sem mangueira de ar; Boa eficiência de transferência	Atomização relativamente fraca; Requer aumento de manutenção e treinamento
Spray eletrostático	Cobertura uniforme; Boa eficiência de transferência	Alto custo do equipamento e manutenção; Pistolas delicadas
Atomizador rotativo Eletrostático	Excelente atomização e eficiência de transferência; Cobertura uniforme	Risco de incêndio; Altamente condutivo
Pintura por imersão	Alta velocidade de produção; Excelente eficiência de transferência; Baixo custo de mão-de-obra	Risco de incêndio; Não adequado para peças ocas; Aparência abaixo da média; Importância da viscosidade
Fluxo de pintura	Alta velocidade de produção; Excelente eficiência de transferência; Baixo custo de mão-de-obra; Menor manutenção	Não adequado para peças ocas; Aparência abaixo da média; Importância da viscosidade
Cortina de pintura	Altíssima velocidade de produção; Excelente eficiência de transferência; Cobertura uniforme.	Somente para peças planas
Pintura a vácuo	Alta velocidade de produção; Excelente eficiência de transferência; Baixo custo de mão-de-obra	Adequado somente para peças com silhueta uniforme; Só pode ser usada com tintas à base d água

FONTE: U.S. EPA / *Sedesol Pollution Prevention Work Group* (1994)

3.3 – Descrição do processo de geração dos efluentes líquidos

Depois de prontos, os móveis passam para a cabine de pintura, assim denominada porque neste recipiente é que se dá o acabamento final aos móveis, ou seja, a pintura. Esta possui uma cortina d'água em seu interior que retém o resto da pintura que se dissipa no ar, procurando minimizar a contaminação do ar atmosférico, causada pela utilização de pistolas de ar comprimido no processo final. Os produtos que não ficam agregados à madeira são arrastados pela água da cortina d'água que fica armazenada em um reservatório por um período aproximado de uma semana. Passado esse período, esta é descartada para a rede de esgoto ou em córregos próximos à empresa, quando não existem redes coletoras de esgoto, carregando assim toda a carga poluidora.

Segundo SCHENEIDER *et al.* (2003), verifica-se que os resíduos do setor de pintura são os que apresentam maiores problemas de gerenciamento e descarte nesse ramo industrial, levando muitas empresas a eliminar ou diminuir os processos de pintura em suas linhas de produção por meio da utilização, por exemplo, de painéis revestidos com lâminas sintéticas. Processos de pintura alternativos como citados em VENZKE e NASCIMENTO (2002) que sugerem a utilização de tintas em pó curável por radiação ultravioleta também vêm sendo adotados.

De acordo com FARIAS *et al.* (2007), na pintura dos móveis são produzidos em média 95g de borra de tinta por metro quadrado pintado e são consumidos em média 0,6 L de água nova por metro quadrado pintado e produzidos em média 1,9 L de efluente líquido por metro quadrado pintado.

3.4 – Estudo de Casos

Os tratamentos dos efluentes das cabines de pintura de empresas localizadas no sul do país ocorrem por processos físico-químico, com a utilização de alcalinizantes, coagulantes, descolorantes e polímeros, que quando fornecidos pelas empresas, são mencionados apenas por seus códigos (Descolorante: Acqua-1000 e Polímero: SC 628).

A Figura 3.1 mostra os fluxogramas de tratamento empregado e de produção do efluente, em uma empresa no sul do país.

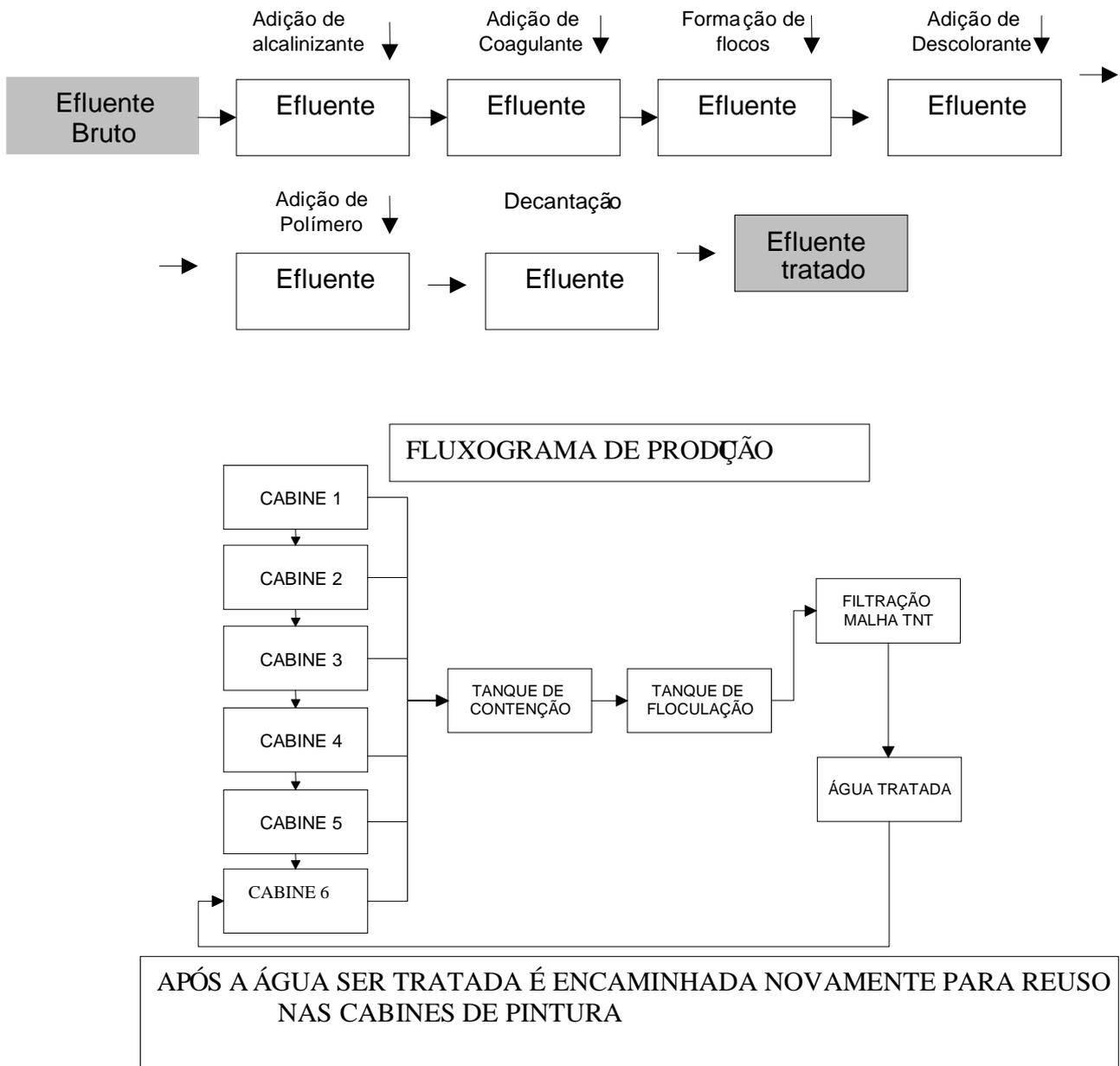


Figura 3.1 – Fluxograma de tratamento e produção de efluentes de uma indústria de móveis.

Fonte: MÓVEIS RUDNICK (2007)

3.5 – Métodos de Tratamentos de Efluentes Industriais

3.5.1 – Métodos Físico-Químicos

Podem ser empregados como um método auxiliar ao tratamento biológico, visto que o mesmo não possui boa eficiência quando empregado isoladamente em tratamento de efluentes industriais. Caso o efluente não seja essencialmente inorgânico, pode ser utilizado para evitar o lançamento de efluentes ácidos ou alcalinos no corpo receptor e para melhorar a eficiência de tratamentos posteriores, mais especificamente, o tratamento biológico (VON SPERLING, 2005).

Algumas etapas do tratamento físico-químico de coagulação/sedimentação consistem de:

a) Correção do pH

A correção do pH se deve em função da coagulação ocorrer somente em valor de pH ótimo, quando ocorre a formação dos flocos.

É necessário se fazerem ensaios de jarros para determinar este valor, pois o mesmo varia de acordo com a origem, a concentração e o tipo de efluente.

b) Coagulação

A mistura do coagulante e do efluente provoca a hidrólise, polimerização e a reação com a alcalinidade, formando hidróxidos denominados gel, produzindo, na solução, íons positivos. Estes íons desestabilizarão as cargas negativas dos colóides e sólidos em suspensão, reduzindo o potencial zeta a ponto próximo de zero, denominado ponto isoelétrico, permitindo a aglomeração das partículas e, conseqüentemente, a formação de flocos (NUNES, 2004).

c) Flocculação

Pode-se melhorar a eficiência de qualquer tipo de decantador pela flocculação dos sólidos em suspensão. Emprega-se esta técnica especialmente nos processos de tratamentos químicos, imprimindo ao efluente, ao qual se adicionou um coagulante, um movimento lento, numa câmara de flocculação, a fim de que se formem grandes flocos antes de encaminhá-los ao decantador.

As câmaras de floculação podem ser empregadas também sem adição de coagulantes, como tratamento preliminar, nas quais os efluentes tenham eventualmente tendência a formar flocos (IMHOFF, 1996).

3.5.2 – Métodos Biológicos

Os métodos físico-químicos nem sempre são suficientes para obtenção de uma boa eficiência no tratamento, sendo assim, empregam-se métodos biológicos, com a utilização de microorganismos que provocam a depuração do ambiente a ser tratado. Os métodos biológicos podem ser classificados também como tratamento secundário, onde, segundo VON SPERLING (2005), a essência do tratamento secundário de esgotos domésticos é a inclusão de uma etapa biológica. Porém a inclusão desta etapa biológica não mais é específica para esgotos domésticos, sendo aplicada também em efluentes industriais.

Ainda de acordo com VON SPERLING (2005), uma vasta gama de microorganismos pode ser detectada num esgoto doméstico ou industrial. Dentre estes microrganismos os que mais se destacam são: as bactérias, os fungos, protozoários e algas.

- Bactérias e Arquéias – são os microorganismos mais importantes e numerosos, sendo responsáveis pela decomposição e estabilização da matéria orgânica e de demais poluentes.
- Protozoários – são os elementos mantenedores do equilíbrio das várias formas de organismos.
- Algas – não possuem função específica, ao contrário, podem ser fruto do próprio desenvolvimento do tratamento.

A análise apurada destes microorganismos pode indicar se o esgoto possui quantidades significativas de patogênicos ou se uma Estação de Tratamento Biológica está operando em perfeitas condições.

Segundo VON SPERLING (2005), no tratamento secundário a remoção da matéria orgânica é efetuada por reações bioquímicas, realizadas por microorganismos, enquanto nos tratamentos preliminar e primário predominam mecanismos de ordem física.

Nível preliminar – remoção de sólidos grosseiros.

Nível primário – remoção de sólidos suspensos totais.

Nível secundário – remoção de matéria orgânica.

Nível terciário – remoção de poluentes específicos.

Metabolismo Bacteriano

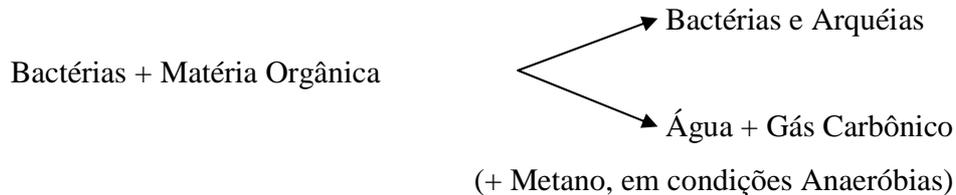


Figura 3.2 – Rota bioquímica realizada por microorganismos

FONTE: Adaptado VON SPERLING (2005)

Os efluentes gerados pelas unidades industriais normalmente são tratados por processos físico-químicos e biológicos convencionais (coagulação química e lodos ativados), os quais apresentam bons resultados na redução carbonácea, mas têm como inconveniente a alta produção de lodo e conseqüentemente a necessidade de grandes áreas para disposição do lodo, caso seja feita em leitos de secagem (LACERDA, 2004).

Para garantir um ambiente ideal para a microbiota envolvida no tratamento do esgoto sanitário, alguns fatores ambientais e parâmetros de projetos devem ser observados. Entre os fatores ambientais, os mais importantes são a temperatura, o pH, concentrações suficientes de nutrientes e concentração de substrato influenciam o desenvolvimento dos microorganismos. Os parâmetros de grande importância na concepção de uma ETE são o tempo de retenção celular (θ_c), tempo de detenção hidráulica (TDH) e relação A/M (alimento/microorganismos).

Tempo de retenção celular ou idade do lodo (θ_c) é dado por:

$$\theta_c = \frac{VX}{V \frac{dX}{dt}} \dots\dots\dots(\text{eq. 3.1})$$

Fonte: VON SPERLING, 2005

- Onde:
- X = concentração de microorganismos (mg/L)
 - V = volume do reator (m³)
 - dX/dt = taxa de geração de microorganismos (mg/L.d)

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é dado por:

$$TDH = \frac{V}{Q} \dots\dots\dots(\text{eq. 3.2})$$

Fonte: VON SPERLING, 2005

Onde: V = volume útil do reator (m³)
Q = vazão do efluente (m³/h)

A relação alimento/ microorganismos baseia-se na relação entre a matéria orgânica do efluente a ser tratado e a quantidade de microorganismos necessários para degradá-la.

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \cdot DBO}{V \cdot SSV} \dots\dots\dots(\text{eq. 3.3})$$

Fonte: VON SPERLING, 2005

Onde:

Q é a vazão do efluente utilizado na alimentação do reator (L.d⁻¹), DBO é a demanda bioquímica do efluente (g L⁻¹), V é o volume da unidade aerada do reator (L) e SSV são os sólidos suspensos voláteis (g L⁻¹). A razão A/M é expressa em g DBO ou g DQO fornecida por dia por g SSV.

A relação A/M geralmente assume valores compreendidos entre 0,3 e 0,8 Kg DBO/Kg SSV d e para sistemas de aeração prolongada, 0,08 a 0,15 Kg DBO/Kg SSV d (CETESB⁴, 1998 apud SOUZA *et al.* 2002).

Dentre os processos biológicos aeróbios vale destacar:

- Convencional;
- Aeração prolongada;
- Fluxo intermitente (batelada).

No processo anaeróbio destaca-se:

- Reator anaeróbio de manta de lodo (UASB).

4 – CETESB, Microbiologia de lodos ativados. 47p. São Paulo, 1999.

3.5.2.1 – Processos aeróbios

Nos sistemas aeróbios, ocorre somente cerca de 40 a 50% de degradação biológica, com a conseqüente conversão em CO₂. Verifica-se uma enorme incorporação de matéria orgânica como excedente do sistema. O material orgânico não convertido em gás carbônico ou em biomassa deixa o reator como material não degradado (5 a 10%) (CHERNICHARO, 1997).

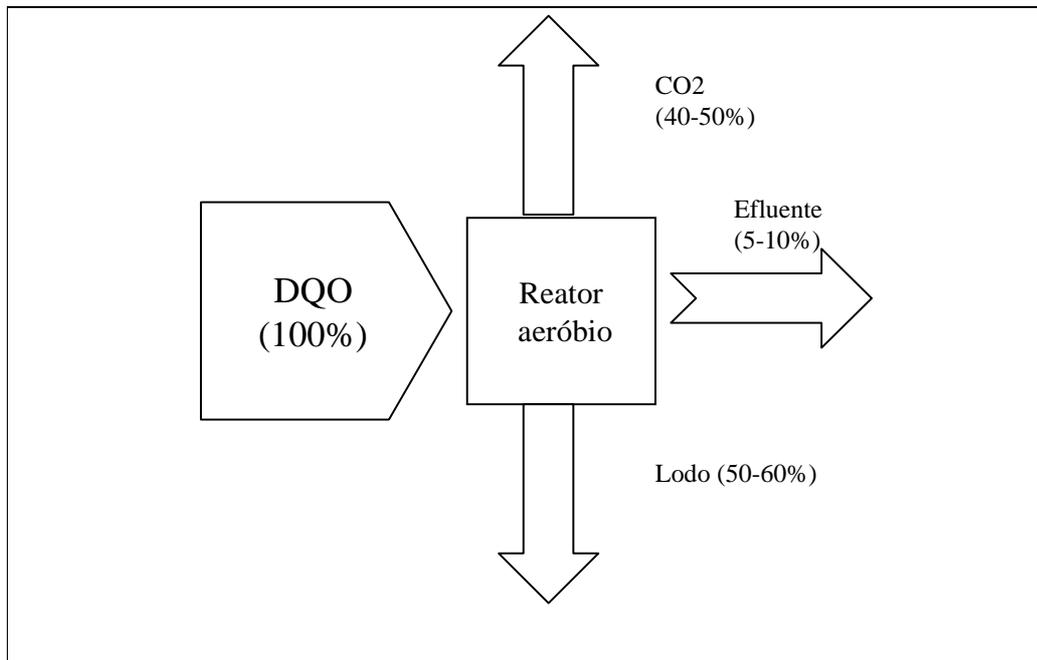


Figura 3.2 – conversão biológica nos sistemas aeróbios

Adaptado: CHERNICHARO (1997)

a) Lodo Ativado convencional

No sistema de lodos ativados, parte das bactérias retorna à unidade de aeração, visto que estas ainda se encontram ativas e ávidas pelo material orgânico e, considerando-se ainda que quanto mais bactérias houver em suspensão, maior será o consumo de alimentos, ou seja, maior será a assimilação da matéria orgânica. Sendo assim, o princípio básico do tratamento com lodos ativados consiste na recirculação do lodo da unidade de decantação para a unidade de aeração.

Segundo VON SPERLING (2005), os seguintes itens são, portanto, essenciais no sistema de lodos ativados (fluxo de líquido):

- tanque de aeração (reator);
- tanque de decantação (decantador secundário);
- elevatória de recirculação de lodo;
- retirada do lodo biológico excedente.

Ainda segundo o autor, a biomassa consegue ser separada no decantador secundário devido à sua propriedade de flocular. Tal se deve ao fato das bactérias possuírem uma matriz gelatinosa, que permite a aglutinação das bactérias. O floco possui maiores dimensões, o que facilita a sedimentação.

Neste sistema, como ocorre a recirculação do lodo, a concentração deste é superior ao sistema de lagoas aeradas e o tempo de detenção hidráulica é bem inferior, na ordem de 6 a 8 horas, já o tempo de retenção dos sólidos, denominado idade do lodo é maior, considerando-se que ocorre a recirculação do lodo. Este permanece no reator entre 4 a 10 dias.

b) Aeração Prolongada

No sistema de aeração prolongada, diferente do sistema convencional, a idade do lodo é maior, permanecendo no reator em torno de 18 a 30 dias, mas recebendo a mesma carga de DBO que o sistema convencional. Devido a uma maior idade do lodo e um maior tempo de detenção hidráulica (o reator é maior), por volta de 16 a 24 horas, com uma quantidade maior de biomassa, há uma menor quantidade de matéria orgânica e devido a isso as bactérias passam a utilizar, nos seus processos metabólicos, a própria matéria orgânica componente das suas células. Isto permite obter um lodo com uma estabilização maior que no processo convencional, não necessitando, neste tratamento, da etapa de digestão.

Já que não há necessidade de se estabilizar o lodo biológico excedente, procura-se evitar, no sistema de aeração prolongada, também a geração de alguma outra forma de lodo, que venha a requerer posterior estabilização. Deste modo, os sistemas de aeração prolongada usualmente não possuem decantadores primários, para evitar a necessidade de se estabilizar o lodo primário. Com isto, obtém-se uma grande simplificação no fluxograma do processo: não há decantadores primários nem unidades de digestão de lodo (VON SPERLING, 2005).

c) Fluxo Intermitente (Batelada)

A tecnologia de tratamento de esgoto pelo processo de lodos ativados com operação em bateladas se desenvolve no interior de um tanque apenas aqui denominado reator. A operação do reator é cíclica. Em cada ciclo ele funciona inicialmente como tanque de aeração e, em seguida, como decantador final. Este modo de funcionamento implica a divisão do reator em duas partes superpostas. A parcela superior do volume útil do tanque, a zona de carga, é alternadamente enchida e esvaziada, o que determina a intermitência do fluxo de esgoto. A parte inferior consiste na zona de lodo, na qual é acumulado o lodo do reator, quando completada a fase de sedimentação, uma vez decorrido o tempo de sedimentação (SANTOS *et al.* 2005).

Ainda segundo o autor, para que o tratamento promovido tenha boa eficiência, é necessário e suficiente que o reator opere bem tanto como tanque de aeração quanto como decantador final. O reator por batelada será eficaz como tanque de aeração se o seu suprimento de oxigênio for satisfatório e se a massa de microrganismos no seu interior for suficiente para metabolizar a matéria orgânica a ele afluyente. Uma vez provido o oxigênio requerido, resta garantir a quantidade suficiente de biomassa nele presente. Isto dependerá, exclusivamente, do seu bom desempenho como decantador final, desde que a remoção do excesso de lodo seja efetuada corretamente, pois que, então, a fuga de biomassa no efluente tratado será desprezível. A adoção de um tempo de sedimentação e de uma altura da zona de carga adequados garantirá o bom desempenho do reator como decantador final.

Segundo VON SPERLING (2005), o processo consiste em um reator de mistura completa onde ocorrem todas as etapas do tratamento. Isso é conseguido através do estabelecimento de ciclos de operação com durações definidas. A massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos, eliminando dessa forma a necessidade de decantadores separados. A retenção de biomassa ocorre pelo fato desta não sair com o sobrenadante (efluente final) após a etapa de sedimentação, permanecendo no tanque. Os ciclos normais de tratamento são:

- Enchimento (entrada de esgoto bruto no reator);
- Reação (aeração/mistura da massa líquida contida no reator);

- Sedimentação (sedimentação e separação dos sólidos em suspensão no esgoto tratado);
- Esvaziamento (retirada do esgoto tratado do reator);
- Repouso (ajuste de ciclos e remoção do lodo excedente).

3.5.2.2 - Processos Anaeróbios

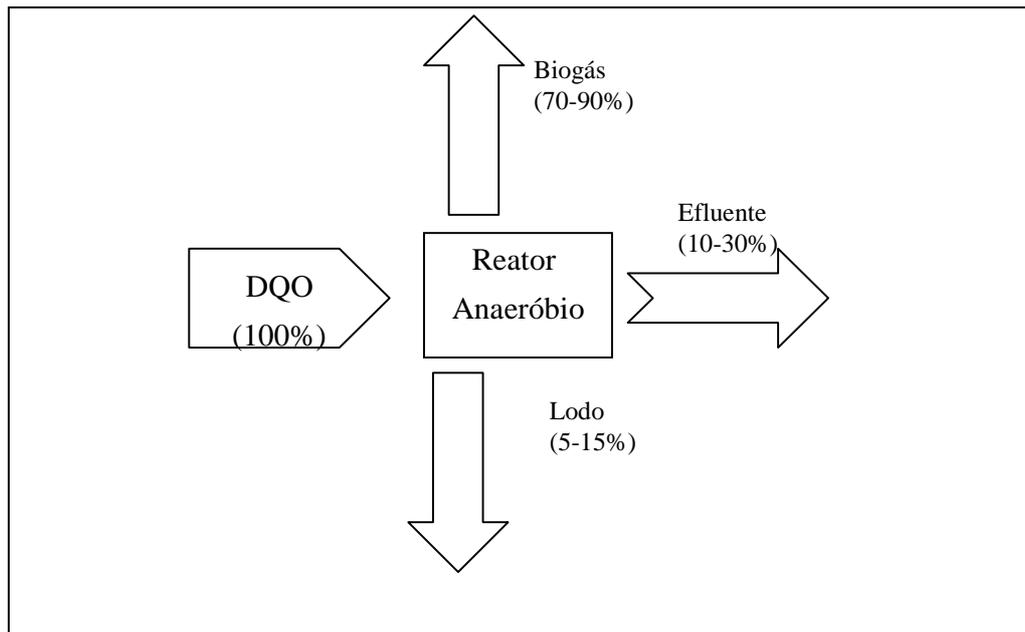
Em decorrência de pesquisas realizadas em âmbito nacional, percebe-se que a utilização da tecnologia de tratamento anaeróbio vem se difundido largamente no país. Foi observado que inúmeras instituições de ensino têm realizado trabalhos envolvendo reatores anaeróbios e que a aplicabilidade dos mesmos vem alcançando destaque, e isto se deve a inúmeros fatores tais como: clima favorável, área reduzida para instalação da estação, baixo custo de implantação, pequeno volume de lodos produzido (CHERNICHARO, 1997).

Este processo já vem sendo empregado há mais de um século em tratamento de efluentes industriais e municipais. O princípio de funcionamento desse sistema biológico de tratamento consiste na utilização de microorganismos, que degradam a matéria orgânica constituída principalmente de proteínas, carboidratos e lipídeos, em um ambiente ausente de oxigênio, transformando-a em metano, gás carbônico e amônia.

Por volta dos anos 70, surgiu a preocupação com o consumo de energia, os elevados custos dos tratamentos convencionais, a valorização da ocupação do solo e a necessidade de proteção ambiental, colocando então o tratamento anaeróbio em destaque. Desta forma, foram desenvolvidas novas tecnologias e por conseqüência reatores classificados como sendo de alta taxa (reatores operados com baixos tempos de detenção hidráulica e elevados tempos de retenção celular), como por exemplo, os reatores de leito fluidizado, os filtros anaeróbios, o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket) entre outros (OLIVA, 1997).

Nos sistemas anaeróbios, verifica-se que a maior parte do material orgânico biodegradável presente no despejo é convertida em biogás (cerca de 70 a 90%), que é removido da fase líquida e deixa o reator na forma gasosa. Apenas uma pequena parcela do material orgânico é convertida em biomassa microbiana (cerca de 5 a 15%), vindo a se constituir o lodo

excedente do sistema. Além da pequena quantidade produzida, o lodo excedente apresenta-se, via de regra, mais concentrado e com melhores características de desidratação. O material não convertido em biogás ou em biomassa deixa o reator como material não degradado (10 a 30%) (CHERNICHARO, 1997).



Fonte: adaptado de CHERNICHARO (1997)

Figura 3.4 – Conversão biológica nos sistemas anaeróbios

O que faz que os processos anaeróbios de tratamento de efluentes tenham uma grande aplicação no Brasil (notadamente os reatores de manta de lodo) se deve ao seu baixo custo, à simplicidade operacional e à baixa produção de biomassa, além de poderem ser aplicados tanto com efluentes domésticos quanto industriais.

Além dessas características, da simplicidade tecnológica e baixo custo, outros fatores podem ser enumerados na utilização do reator anaeróbico, como mostrado no Quadro 3.3.

Quadro 3.3 – Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none">• Baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios;• Baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos;• Baixa demanda de área;• Baixos custos de implantação, da ordem de 20 a 30 dólares per capita;• Produção de metano, um gás combustível de elevado teor calórico;• Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses;• Tolerância a elevadas cargas orgânicas;• Aplicabilidade em pequena e grande escala;• Baixo consumo de nutrientes;	<ul style="list-style-type: none">• As bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por um grande numero de compostos;• A partida do processo pode ser lenta na ausência de lodo de semente adaptado;• Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária;• A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas;• Possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis;• Possibilidade de geração de efluentes com aspecto desagradável;• Remoção de nitrogênio, fósforo e patogênicos insatisfatória.

Fonte: adaptado de CHERNICHARO (1997)

a) reatores anaeróbios de manta de lodo

Como citado anteriormente, um dos sistemas anaeróbios mais empregados atualmente no Brasil é o sistema de reatores anaeróbios de fluxo ascendente de manta de lodo. O reator é constituído de um separador trifásico sólido/líquido/gás que confere ao sistema elevada

capacidade de retenção de sólidos. Isto permite ao reator UASB trabalhar com elevados tempos de retenção celular e baixos tempos de detenção hidráulica.

Os biodigestores anaeróbios de fluxo ascendente são os sistemas mais presentes no tratamento anaeróbio de efluentes. No Brasil, estes reatores, conhecidos pela sigla UASB (upflow anaerobic sludge blanket reactor), estão nos tratamentos de esgotos municipais e de efluentes industriais, principalmente em usinas de álcool, cervejarias e fábricas de papel.

Segundo KATO *et al.* (1999), os reatores UASB desempenham inúmeras funções. Nele ocorre a sedimentação dos sólidos suspensos, que ficam retidos no lodo biológico. Também ocorre a digestão da parte sólida retida (lodo da água residuária e parte da biomassa), resultando em um lodo bem estabilizado. Além de haver a degradação biológica da parte solúvel do efluente.

Segundo CHERNICHARO (1997), a denominação de alguns tipos de reatores no Brasil, notadamente os de manta de lodo, é, sem dúvida, bastante confusa. Esses reatores, que na sua versão mais aperfeiçoada tiveram sua origem na Holanda, na década de setenta, após trabalhos desenvolvidos pela equipe do Prof. GATZE LETTINGA, na Universidade de Wageningen, foram denominados de reatores UASB - UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET REACTORS .

Na tradução para o português, os mesmos deveriam ser denominados REATORES ANAERÓBIOS DE FLUXO ASCENDENTE (RAFA) e MANTA DE LODO. No Brasil, têm sido divulgadas novas terminologias para a identificação desse tipo de reator, sendo que pelo menos cinco siglas são de uso freqüente em nosso meio, cada qual com suas características específicas:

- RAMA - Reator Ascendente de Manta Anaeróbia;
- DAFA - Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente;
- RAFA - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente;
- RALF - Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado;
- UASBALL – Reator Anaeróbio de Fluxo Anaeróbio de Fluxo

Ascendente através de Leito de Lodo.

3.5.2.2.1– Principais microorganismos envolvidos no processo anaeróbio

Dentre os microorganismos envolvidos no processo anaeróbio, devem-se destacar as arqueias e os protozoários, com maior destaque para os primeiros, sendo que eles podem ser

divididos em três importantes grupos de bactérias, com comportamentos fisiológicos distintos: as bactérias fermentativas, as bactérias acetogênicas e as arqueias metanogênicas.

Dentre estes grupos, três grupos de bactérias trabalham em harmonia para realizarem a decomposição da matéria orgânica. As bactérias acidogênicas conduzem a degradação ácida, as bactérias acetogênicas convertem ácidos maiores em acetato e, então, os microorganismos metanogênicos completam a conversão em metano e dióxido de carbono. Quando a população de microorganismos metanogênicos é suficiente e as condições são favoráveis, elas utilizam os produtos finais das bactérias acidogênicas nas mesmas taxas em que estas o produzem. Assim, ácidos não são acumulados, mantendo as condições de tamponamento e o pH em níveis favoráveis aos microorganismos metanogênicos. Sob estas condições a taxa de ácidos voláteis presentes em todos os processos de digestão anaeróbia varia de 50 a 250 mg/L, expressa como ácido acético (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994, MIRANDA, 2008).

a) Bactérias fermentativas

Convertem os compostos mais complexos (polímeros) em compostos de cadeias curtas (monômeros), os quais são excretados pelas células. Podem ser divididas em dois grupos:

Bactérias fermentativas hidrolíticas: Uma vez que as bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, a primeira fase no processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros), em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. Esta conversão de materiais particulados em materiais dissolvidos é conseguida através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. 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 (LETTINGA *et al.*, 1996, CHERNICHARO, 1997):

- temperatura operacional do reator;
- tempo de residência do substrato no reator;
- composição do substrato (ex: teores de lignina, carboidrato, proteína e gordura);
- tamanho das partículas;
- pH do meio;

- concentração de $\text{NH}_4^+\text{-N}$;
- concentração de produtos da hidrólise (ex: ácidos graxos voláteis).

Bactérias fermentativas acidogênicas: metabolizam os produtos oriundos da fase de hidrólise, convertendo-os em compostos mais simples, os quais são excretados pelas células. Estes compostos incluem os ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio.

b) Bactérias acetogênicas

São responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica (ácidos com mais de dois carbonos) em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Dessa forma, as bactérias acetogênicas fazem parte de um grupo metabólico intermediário, que produz substrato para as metanogênicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato. (CHERNICHARO, 1997).

c) Bactérias metanogênicas

Produzem, na etapa final da degradação anaeróbia, metano e dióxido de carbono. Estas utilizam somente um limitado número de substratos, compreendendo: ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono (CHERNICHARO, 1997)

Assim como as bactérias fermentativas, as metanogênicas também podem ser divididas em dois grupos:

Bactérias metanogênicas acetoclásticas: são os microorganismos predominantes na digestão anaeróbia, e estas são assim denominadas porque convertem acetato em metano, sendo responsáveis por 60 a 70% do metano produzido a partir do grupo metil do ácido acético.

Microorganismos metanogênicos acetoclásticos são os mais importantes do consórcio microbiano, porque a remoção de DQO da fase líquida depende da conversão de acetato, composto no qual são canalizados 70% dos elétrons do substrato original em gás metano. (McCARTY⁴, 1971 apud AQUINO e CHERNICHARO, 2005).

4 - McCARTY, P.L. Energetics and bacterial growth in organic compounds in aquatic environments, In: Faust, S. D. e Hunter, J. V.; New York, Marcel Dekker Inc., 1971.

Bactérias metanogênicas hidrogenotróficas: são microorganismos capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono.

A representação esquemática dos grupos bacterianos e fases da digestão anaeróbia podem ser vistos na Figura 3.5.

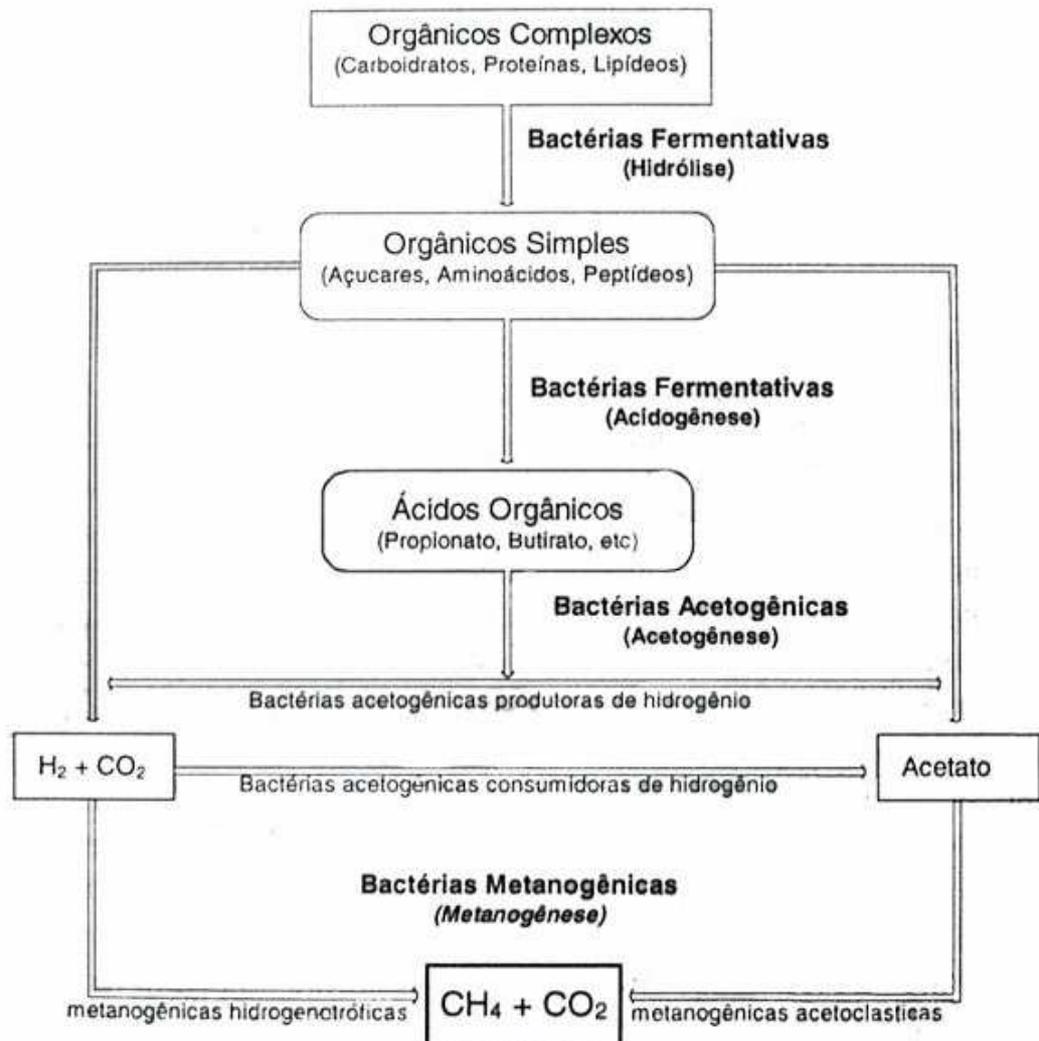


Figura 3.5 – Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia

Fonte: Adaptado CHERNICHARO (1997)

De acordo com AQUINO e CHERNICHARO (2005), em um reator estável, operando sob condições ótimas de crescimento microbiano, e na ausência de fatores de estresse, as

etapas acidogênicas, acetogênicas e metanogênicas ocorrerão em passos similares, de forma a haver uma equalização nas taxas de produção e consumo dos compostos intermediários. Nestes casos não haverá acumulação significativa de ácidos graxos voláteis (AGVs) e o processo deveria operar próximo às condições de equilíbrio dinâmico. Entretanto, ainda segundo AQUINO e CHERNICHARO (2005), essa condição é raramente observada em estações de tratamento de esgoto, devido às variações na concentração, composição e vazão do afluente, e às mudanças de condições ambientais (temperatura, ausência temporária de nutrientes, presença temporária de compostos tóxicos).

Ainda segundo HIRATA (1997), a variabilidade que pode ocorrer em sistemas anaeróbios se deve a causas aleatórias como, por exemplo: sobrecarga orgânica no afluente, mudanças significativas nas condições ambientais como temperatura, pH e outras que podem afetar sistemas biológicos.

3.5.2.2.2 – Constituintes que interferem no sistema anaeróbio

Nos sistemas de tratamento anaeróbio, para que os microorganismos convertam a matéria orgânica em produtos finais, deve-se manter grande massa de bactérias ativas e proporcionar contato entre a massa bacteriana e o material orgânico do afluente. Além das condições operacionais, os fatores que mais influem são: temperatura, pH, presença de elementos nutrientes (nitrogênio, fósforo, enxofre, potássio, cálcio e outros) e ausência de materiais tóxicos (ROCHA, 2003).

a) Temperatura

Dos fatores físicos que afetam o crescimento microbiano, a temperatura é um dos mais importantes na seleção das espécies. Os microorganismos não possuem meios de controlar sua temperatura interna e, dessa forma, a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura ambiente externa (CHERNICHARO, 1997).

Em altas temperaturas, as taxas de reação se processam mais rapidamente resultando em uma operação mais eficiente e menor tamanho dos reatores. Duas ótimas faixas de temperatura para o tratamento anaeróbio têm sido citadas: uma na faixa mesófila de 30 a 38 °C

e outra na faixa termófila de 49 a 57 °C. A maioria dos digestores anaeróbios tem sido projetada na faixa mesófila, embora também seja possível a operação destes na faixa termófila (CHERNICHARO, 1997).

No Brasil, os reatores operam na temperatura ambiente, favorecidos pelo clima propício e para não elevar os custos no tratamento.

b) pH

O pH (potencial Hidrogeniônico) ótimo para a fermentação metânica está entre 7,0 e 8,0, mas as metanobactérias não são prejudicadas se o pH cair para 6,0.

O valor do pH pode decrescer, criando assim uma situação desbalanceada no reator, quando: (AISSE e OBLADEN, 1982)

- inicia-se o processo;
- houver a afluência de cargas de choque;
- houver flutuação de temperatura;
- houver a presença de materiais inibidores.

O efeito do pH sobre o processo se manifesta de duas formas principais

(LETTINGA *et al*, 1996; CHERNICHARO, 1997):

- diretamente: afetando, por exemplo, a atividade de enzimas, como é o caso de alteração de suas estruturas protéicas, que pode ocorrer de maneira drástica como resultado de mudanças de pH;
- indiretamente: afetando a toxicidade de um número de compostos.

d) Nutrientes

Os microorganismos necessitam de certos teores de nutrientes para a formação do protoplasma. O fósforo e o nitrogênio são os nutrientes requeridos em maior quantidade (Quadro 3.4). Outros nutrientes são requeridos em menor quantidade como, por exemplo: cálcio, ferro, magnésio, molibdênio e potássio.

Quadro 3.4 – Composição química das bactérias metanogênicas.

Macronutrientes		Micronutrientes	
Elemento	Concentração (g/kg SST)	Elemento	Concentração (mg/kg SST)
Nitrogênio	65	Ferro	1.800
Fósforo	15	Níquel	100
Potássio	10	Cobalto	75
Enxofre	10	Molibdênio	60
Cálcio	4	Zinco	60
Magnésio	3	Manganês	20
		Cobre	10

Fonte: LETTINGA *et al.* (1996); CHERNICHARO (1997).

Os efluentes industriais possuem uma composição química bastante variável, possuindo também uma maior diversificação nos contaminantes lançados nos corpos d'água, em função dos tipos de matérias-primas e processos industriais empregados na produção. Sendo assim, nem sempre estes nutrientes se encontram na composição química destes efluentes, como ocorre normalmente com os esgotos domésticos; por isso, é necessário, em alguns casos, adicionar os nutrientes que não estão presentes. Uma outra possibilidade, empregada neste trabalho, é a adição de esgoto doméstico, para aumentar a concentração de nutrientes no efluente industrial.

d) Nitrogênio

Segundo CHERNICHARO (1997), o nitrogênio é o nutriente inorgânico requerido em maiores concentrações para o crescimento dos microorganismos. Em condições anaeróbias, o nitrogênio nas formas de nitrito e nitrato não se encontra disponível para crescimento bacteriano, uma vez que este é reduzido a nitrogênio gás e liberado na atmosfera. A amônia e a porção de nitrogênio orgânico liberado durante a degradação são as principais fontes de nitrogênio utilizadas pelos microorganismos anaeróbios.

Normalmente, considera-se a relação ótima de DQO:N:P, para reatores anaeróbios, para efluentes industriais na faixa de 350:5:1 e de DQO:S na faixa de 500:3.

e) Fósforo

A incorporação microbiana de fósforo na digestão anaeróbia tem sido reportada como sendo de aproximadamente 1/5 a 1/7 daquela estabelecida para o nitrogênio. A maioria dos microorganismos é capaz de utilizar o ortofosfato inorgânico, que pode ser incorporado pelas células em crescimento, através da mediação de enzimas denominadas fosfatases (CHERNICHARO, 1997)

e) Compostos Tóxicos

Pode ocorrer de haver a presença de compostos tóxicos principalmente em efluentes industriais, mas este fator, somente, não é razão suficiente para a não utilização dos sistemas anaeróbios. Para que o reator não possua uma eficiência desejável, a concentração desses compostos tóxicos deve ser tal que iniba as bactérias, principalmente as metanogênicas, que são mais sensíveis que as acidogênicas, impedindo a geração destas bactérias, impedindo a formação de flocos, fazendo que parte do lodo seja descartado junto ao efluente tratado, aumentando as concentrações de DQO e DBO, além dos sólidos.

MARÇAL (2005) destaca que os compostos orgânicos podem ter diferentes efeitos sobre as bactérias, podem ser bactericida quando as bactérias não se adaptam a determinadas concentrações do tóxico e bacteriostático quando se adaptam a determinadas concentrações do tóxico.

Uma maneira de eliminar ou diminuir o efeito dos compostos tóxicos é:

- fazer a aclimação do lodo com a introdução gradativa do efluente industrial.
- neutralizar seu efeito tóxico através de reações de precipitação (formação de sais insolúveis) quando houver metais pesados;
- diluir o efluente abaixo do limite de toxicidade, adicionando por exemplo, efluente doméstico.
- pré-tratar, com carvão ativado, ou outro processo menos oneroso.

De acordo com ASSALIN *et al* (2003), a aclimação do lodo se faz necessário no tratamento de efluentes industriais, em especial àqueles projetados para a remoção de poluentes específicos, porque se torna necessária a adaptação da biomassa para que ela seja capaz de degradá-los.

Potenciais inibidores em digestores de lodo, os metais pesados na forma iônica causam os maiores problemas de inibição ao processo anaeróbico. De acordo com SANTOS (2001), os efeitos comumente se apresentam em nível metabólico e são: alterações nas funções das células, porque diminui o potencial energético da cadeia de elétrons, destruição do metabolismo enzimático, incluindo a desidrogenase alcoólica, inativação de enzimas, já que os metais reagem com os grupos –SH dos aminoácidos. Os metais pesados na forma iônica podem ser tolerados em digestores se houver concentração suficiente de compostos de enxofre solúvel com os quais formem substâncias insolúveis que não sejam tóxicas.

Os materiais empregados na cabine de pintura das indústrias de móveis, apesar de não terem sua constituição detalhada, podem apresentar compostos orgânicos tóxicos e metais pesados (Cr, Ni, Zn, Co, As, Cianetos, etc. Em particular Cr, Ni, Zn estão associados a problemas de toxicidade no tratamento anaeróbico. Parte desse material, quando empregado, fica agregado a água da cabine, conferindo ao efluente formado um caráter tóxico.

3.6 – Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

Em que pesem suas grandes vantagens, os reatores anaeróbios dificilmente produzem efluente que atende aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira. Torna-se de grande importância, portanto, o pós-tratamento dos efluentes dos reatores anaeróbios, como uma forma de adequar o efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental e propiciar a proteção dos corpos d'água receptores dos lançamentos dos esgotos (CHERNICHARO *et al*, 2001).

Ainda segundo CHERNICHARO *et al* (2001), o principal papel do pós-tratamento é o de completar a remoção da matéria orgânica, bem como o de proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados no tratamento anaeróbico, como os nutrientes (N e P) e os organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos).

Para o tratamento do efluente da cabine de pintura, o pós-tratamento vai ser empregado com a finalidade de completar a remoção da matéria orgânica.

As modalidades de pós-tratamento de efluentes anaeróbios (Quadro 3.5) têm como objetivos principais a remoção dos seguintes poluentes: matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes (N e P) e microorganismos.

Quadro 3.5 – Modalidades de pós-tratamento de efluentes anaeróbios

Nº	Modalidades de pós-tratamento
1	Disposição no solo
2	Em lagoas
3	Em reatores com biofilme
4	Em reatores de lodos ativados
5	Em sistemas de flotação
6	Em sistemas de filtração
7	Em sistemas de desinfecção
8	Do biogás

Fonte: adaptado de Chernicharo *et al* (2001)

3.6.1 – Pós-tratamento por sistema de lodo aeróbio

Uma alternativa que está sendo empregada em escala real, é a de lodos ativados (com idade do lodo convencional – 6 a 10 dias), como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios tipo UASB. Neste caso, ao invés de se ter o decantador primário, tem-se o reator anaeróbio. O lodo aeróbio excedente gerado nos lodos ativados, ainda não estabilizado, é enviado ao reator UASB, onde sofre adensamento e digestão juntamente com o lodo anaeróbio. Como esta vazão de retorno do lodo aeróbio excedente é bem baixa, comparada com a vazão afluyente, não há distúrbios operacionais introduzidos no reator UASB. O tratamento do lodo é bastante simplificado: não há necessidade de adensadores e digestores, havendo apenas a etapa de desidratação. O lodo misto retirado do reator anaeróbio, digerido e com concentrações similares às de um lodo efluente de adensadores, possui ainda ótimas características para desidratação (VON SPERLING, 2001)

FRIGON⁵ *et al.* (2003) apud MIRANDA (2008), analisaram o tratamento de efluentes de serraria através de reator UASB seguido de um sistema de lodos ativados e um reator com leito fixo. Segundo MIRANDA (2008), em conjunto com o tratamento aeróbio, o reator UASB seguido de lodos ativados alcançou 98% de remoção de DQO.

3.6 - Emprego de novas tecnologias para obtenção de efluentes menos concentrados e tóxicos nas cabines de pintura.

Nos Estados Unidos da América, a preocupação ambiental tem levado as indústrias moveleiras a produzirem com redução de custos e diminuição do volume e toxicidade dos efluentes descartados.

Como existe a necessidade de melhorar a satisfação do cliente, o primeiro passo é produzir sem contaminar o ambiente, ou pelo menos, desenvolver tecnologias que propiciem a obtenção de efluentes menos agressivos ao meio e também fabricar produtos por processos ambientalmente responsáveis.

Como, na indústria moveleira, o principal contaminante é formado na cabine de pintura, alguns passos e novas técnicas foram elaborados com o intuito de diminuir a concentração dos COVs (compostos orgânicos voláteis) formados. Houve a subvenção da Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA), visto que as regulamentações governamentais estão se tornando mais rigorosas para utilização de solventes e materiais de revestimentos naquele país.

Alguns fatores chaves para o sucesso desta empreitada incluem o empenho dos proprietários, especialização dos funcionários, estabelecimento de metas de redução dos resíduos, além da criação de um sistema de gestão para monitoramento das quantidades de materiais, resíduos e custos associados, bem como a implantação de processos eficazes de tratamentos.

5 - FRIGON, J., BAO, M., CASTRO, P. e BAO, M. J. Treatment of Tannery Effluents by Process Water Research, v. 29, n° 11, 2003.

Alguns passos são citados, como forma de reduzir o volume de efluentes:

- 1° - Separar as peças antes de iniciar a pintura ou acabamento;
- 2° - Reduzir a frequência de limpeza da pistola de pintura, pintando todas as peças de mesma coloração de uma só vez;
- 3° - Pintar os móveis que possuem tons leves antes daqueles de tons mais escuros, de modo que os equipamentos não precisem ser limpos entre mudanças de coloração (EPA, 1992, OCT,1993, S.EPA, 1994).

Algumas técnicas já empregadas por fabricantes americanos também são citadas:

- 1° - Aplicação de tinta por sistemas mais eficientes que o sistema de pulverização clássico, tais como o sistema de ar pouco ventilado ou abafado e o sistema de pulverização eletrostática (KOHL *et al.* 1986);
- 2° - Utilização de lâmpadas UV (ultravioleta) em que todo o material revestido deve ser exposto à luz UV. Este processo só é viável quando da fabricação de um único tipo de peça por um longo período de tempo, visto que para cada peça diferente deve haver o realinhamento das lâmpadas UV (DAMBEK *et al.* 1992, S. EPA, 1994);
- 3° - Utilização da tecnologia de biofiltração na qual o ar contaminado é enviado para um biofiltro para remoção dos contaminantes. O biofiltro é constituído de matéria orgânica e os poros são preenchidos com água. Microorganismos biologicamente ativos estão presentes, iniciando o processo de degradação do material retido;
- 4° - Outro processo desenvolvido é a substituição das matérias-primas existentes por outros materiais que produzem menos resíduos ou resíduos não tóxicos. Por exemplo, a substituição de acabamentos a base de solvente por acabamentos a base de água. O material assim produzido ajuda a reduzir o COV e as emissões associadas a outros resíduos líquidos e sólidos;
- 5° - Utilização de pistolas de alto volume e baixa pressão (HVLP). As pistolas HVLP operam com pressões de 7 a 10 psi (libras por polegadas ao quadrado). A menor pressão resulta em menor sobra e uma utilização mais eficiente dos materiais empregados no acabamento. As novas pistolas melhoram a qualidade do produto e promovem uma redução de 13 a 15% dos materiais empregados (C. DEPT. of ENVIRONMENT, 1993).

4 - MATERIAL E MÉTODOS

4.1– Material

Os efluentes utilizados no presente trabalho foram obtidos inicialmente de uma fábrica de móveis em Ubá e depois de outra em Belo Horizonte, que empregam na confecção final dos móveis, tintas usadas nas cabines de pintura onde são gerados os efluentes líquidos estudados.

Depois de prontos, os móveis passam para a cabine de pintura, assim denominada porque neste recipiente é que se dá o acabamento final aos móveis. A cabine de pintura possui uma cortina d'água em seu interior que retém o resto da pintura que se dissipa no ar procurando minimizar a contaminação do ar atmosférico quando da utilização de pistolas de ar comprimido no processo final. Os produtos que não ficam agregados à madeira são arrastados pela água da cortina d'água que fica armazenada em um reservatório por um período aproximado de uma semana. A cortina d'água permanece em funcionamento somente durante o processo de pintura e nesse tempo a água da cabine é recirculada continuamente. Passado esse período, ela é descartada na rede de esgoto ou nos córregos próximos às empresas, quando não existem redes coletoras de esgoto, carregando assim toda a carga poluidora.

4.2 – Métodos

4.2.1 – Caracterização física e físico-química

Os parâmetros analisados e os seus respectivos métodos são apresentados a seguir e os resultados obtidos nestas análises foram comparados à Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01/2008 e a resolução CONAMA 357/2005, que estabelecem os valores máximos permitidos ao lançamento destes efluentes.

As medidas de OD (oxigênio dissolvido), temperatura, condutividade elétrica e pH foram realizadas no próprio local de coleta por equipamentos portáteis de campo. As demais amostras foram acondicionadas e encaminhadas ao laboratório 62 e 64 do ICEB (Instituto de

Ciências Exatas e Biológicas) da UFOP. Os parâmetros analisados e os métodos empregados foram:

- pH: método eletrométrico/potenciométrico, foi utilizado o aparelho portátil modelo CG 818, fabricado pela SCHOTT GERATE previamente calibrado. Método 4500-pHB *Standard Methods*, 20° edição.
- Condutividade: foi utilizado o aparelho portátil modelo LF37, fabricado pela LEITTAHIGKEIT. Método 2510 B *Standard Methods*, 20° edição.
- OD: foi utilizado o equipamento O₂ – METER CG 867, fabricado pela SCHOTT GERATE. Método 4500-OG *Standard Methods*, 20° edição.
- DBO total: realizado pelo método da DBO 5 dias, sendo o OD determinado por oxímetro, modelo O₂ - METER CG 867, fabricado pela SCHOTT GERATE. Método 5210 B *Standard Methods*, 20° edição.
- DQO total: realizado pela digestão da amostra com dicromato de potássio, seguida de determinação colorimétrica no espectrofotômetro MERCK SQ 118, que foi substituído pelos espectrômetros 600 Plus e 700 da FEMTO. Método colorimétrico 5220 C *Standard Methods* 20° edição.
- Metais: as determinações dos metais nas amostras foram realizadas através do Espectrofotômetro de Emissão Atômica com Fonte Plasma, marca Spectro / modelo Cirus CCD, no DEGEO (Departamento de Geologia) da UFOP. Método 3120 B *Standard Methods* 20° edição.
- Sólidos Suspensos Totais: análise realizada pelo método gravimétrico, com utilização de filtro de fibra de vidro modelo AP 40 Millipore. Método 2540 D *Standard Methods*, 20° edição.
- Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK): soma do nitrogênio amoniacal com o orgânico. Sendo este último através do método macro-Kjeldahl 4500 – N_{org} B *Standard Methods*, 20° edição.
- Fósforo total: teste realizado pelo método colorimétrico utilizando cloreto estano. Método colorimétrico 4500 – P D *Standard Methods*, 20° edição.
- Teste do Jarro: teste realizado no aparelho Jar-test Milan modelo JT101/6. Este teste foi realizado no departamento de Engenharia Civil, no laboratório de Tratamento Ambiental, da Universidade Federal de Ouro Preto.

- AGVs (ácidos graxos voláteis): testes realizados no laboratório de cromatografia do DEQUI (Departamento de Química) da UFOP. Foi utilizada a coluna de troca iônica Aminex HPX-874 da Bio-Rad, e foi utilizado o cromatógrafo da HP, série 1050, com detector UV visível no comprimento de onda de 210 nm, em faixa de curva de calibração de 12,5mg/L – 400mg/L, sendo analisados os ácidos de 1 a 5 carbonos.

4.3 - Características das indústrias moveleiras visitadas

Inicialmente, foram visitadas duas empresas: uma localizada na cidade de Ubá, onde existe um parque moveleiro, e onde foram feitos os primeiros estudos sobre o tema abordado (FERREIRA, 2003), e a segunda empresa localizada na cidade de Belo Horizonte, onde foram coletadas as amostras para a realização dos diversos testes mencionados posteriormente. A coleta do efluente para os testes finais ocorreu somente em Belo Horizonte devido única e exclusivamente à localização e à maior proximidade com a cidade de Ouro Preto, tornando mais viável à coleta.

É importante salientar que as duas empresas possuem o mesmo método de fabricação e acabamento dos móveis e também utilizam os mesmos produtos químicos (Quadro 4.1). Em função desta utilização similar dos compostos químicos, também possuem características similares os efluentes gerados pelas empresas no que tange à concentração de DQO, DBO, sólidos, pH e demais parâmetros analisados.

Além destas empresas, outras foram pesquisadas e informaram terem a forma de produção, acabamentos e concentrações dos parâmetros analisados similares, o que leva a crer que o estudo pode abranger as indústrias moveleiras que utilizam madeira e tinta como matérias-primas de modo geral, sendo que a composição do efluente poderá apresentar algumas diferenças em função dos tipos de tintas empregados.

Quadro 4.1 – Principais matérias-primas utilizadas no acabamento dos produtos das indústrias moveleiras

Código	Produto	Componentes
FB 606800	Verniz PU Brilhante	Polímero Alquídicó modificado, Hidrocarbonetos Aromáticos (exceto Benzeno), Ésteres, Agentes Tensoativos
Te 3550473	Tingimento Concentrado E.C.	Éteres Glicólicos, Cetonas, Corantes
UT 552171	Tingimento Super Concentrado Mogno Itabuna	Cetonas, Corantes
FB 6070 00	Verniz Brilhante poliuretano	Polímero Alquídicó Modificado, Resina maléica, Ésteres, Hidrocarbonetos Aromáticos (exceto Benzeno), Agentes Tensoativos
DE 4011	Retardador Especial	Ésteres, Éteres Glicólicos
FC 6975	Catalisador	Resina Poliuretânica, Hidrocarbonetos Aromáticos (exceto Benzeno), Ésteres.
FC 6916	Catalisador para PU	Resina Poliuretânica, Hidrocarbonetos Aromáticos (exceto Benzeno), Ésteres.
FC 6970	Catalisador	Resina Poliuretânica, Hidrocarbonetos Aromáticos (exceto Benzeno), Ésteres.
FL 6298 00	Fundo PU	Polímero Alquídicó modificado, Hidrocarbonetos Aromáticos (exceto Benzeno), Agentes Tensoativos, Minerais Inertes.
DN 4242	Thinner Especial	Hidrocarbonetos Aromáticos (exceto Benzeno), Álcoois, Ésteres, Cetonas, Éteres Glicólicos.
FC 6964	Catalisador	Resina Poliuretânica, Hidrocarbonetos Aromáticos (exceto Benzeno), Ésteres.
QC 4902	Catalisador para Melamínico	Álcoois, Ácidos Orgânicos.
DF 4070	Diluyente	Hidrocarbonetos Aromáticos (exceto Benzeno), Ésteres, Cetonas, Éteres Glicólicos.
TM 36301021	Tinta Mord. Rolo Castanha Lituânia	Algodão Colódio, Álcoois, Ésteres, Éteres Glicólicos, Corantes, Plastificantes Especiais
FC 6926	Catalisador	Resina Poliuretânica, Hidrocarbonetos Aromáticos (exceto Benzeno), Ésteres.
TE 3550 62	Tingimento Concentrado Mogno	Éteres Glicólicos, Corantes
	Cola Branca	Adesivo líquido, em emulsão aquosa a base de acetato de polivinila, Tensoativos plastificantes e conservantes.

As amostras foram coletadas diretamente nas cabines de pintura (Figuras 4.1, 4.2 e 4.3) da empresa visitada no período de julho de 2007 a abril de 2008. As coletas eram realizadas de duas a três vezes por mês. Os métodos de análise e conservação das amostras são os estabelecidos no *Standard Methods* (APHA, 1998).



Figura 4.1–Cabine de pintura da indústria moveleira



Figura 4.2 – Cabine de pintura da indústria moveleira e pistola de ar comprimido em uso



Figura 4.3 – Cabine de pintura da indústria moveleira e coleta de amostras

4.4 – Quantificação do efluente produzido

Considerando-se um pólo moveleiro em que as empresas tenham em média cinco cabines de pintura e cada uma delas comportando o volume de aproximadamente 200 litros, serão produzidos e descartados semanalmente 1000 litros de efluente, ou seja, 4000 litros por mês, por empresa. Se for feita essa avaliação para o pólo moveleiro da cidade de Ubá, MG, por exemplo, que contém aproximadamente 350 empresas catalogadas, desconsiderando aquelas sem registro oficial (FERREIRA, 2003), serão produzidos e descartados 1400 m³ de efluente mensalmente.

4.5 – Métodos de tratamento de efluentes

Sabendo-se da importância econômica e social das indústrias moveleiras para a comunidade, e para que a poluição gerada por elas não afete a cadeia produtiva e conseqüentemente a renda da população empregada direta e indiretamente pelas empresas, foram avaliados alguns métodos de tratamento de efluentes em escala de laboratório.

São os seguintes os sistemas de tratamento:

- Tratamento físico-químico, ensaios de coagulação/floculação/sedimentação (teste do jarro);
- Tratamento biológico anaeróbio, com utilização de um reator UASB, seguido por sistema aeróbio, fluxo semi-contínuo, para pós-tratamento do tratamento anaeróbio.

4.5.1- Ensaios de coagulação / sedimentação

O teste de jarro foi realizado, segundo a metodologia descrita por ADAD (1982), com a finalidade de determinar a melhor dosagem de coagulante e de neutralizante, melhor tempo de floculação e decantação, e melhor pH, obtendo assim a otimização dos parâmetros de tratabilidade para o efluente em estudo.

Os ensaios foram realizados no aparelho Jar-test Milan modelo JT101/6, composto de seis reatores (jarros) tronco-prismáticos de seção transversal quadrada, de capacidade de dois litros cada reator. Não foram utilizados os recipientes do aparelho, pois não havia amostra suficiente para esta capacidade (2 L). Então, foram utilizados béqueres de 600 mL de amostra.

Foram utilizadas nos ensaios, amostras de efluente bruto (pH \cong 6,0) e o coagulante utilizado no ensaio foi o sulfato de alumínio PA [Al₂(SO₄)₃ 14 a 18 H₂O] (por ser juntamente com o FeCl₃ os coagulantes mais empregados neste tipo de tratamento). O FeCl₃ não foi utilizado devido ao fato de apresentar maior eficiência de floculação em pH mais alto (pH entre 9,0 e 10,0).

O alcalinizante utilizado foi solução de hidróxido de sódio (NaOH) 6mol/L.

Nesta etapa, foi acompanhada a eficiência na remoção de DQO do efluente bruto e quantificado o volume necessário de sulfato de alumínio para uma melhor floculação mesmo com baixa concentração de sólidos no efluente, sendo que parte destes sólidos presentes no efluente são provenientes do lixamento dos móveis que ocorrem próximo a cabine de pintura.

4.5.2 – Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia

Foi montado um sistema de biodegradabilidade anaeróbia, com a utilização de reator UASB. O mesmo foi construído no laboratório de pesquisa do Departamento de Química nº 64, localizado no Instituto de Ciências Exatas e Biológicas (ICEB), da Universidade Federal de Ouro Preto.

O reator, construído em PVC, com 100 e 150 mm de diâmetro, foi montado em um suporte de madeira como se observa na Figura 4.4



Figura 4.4 – Reator UASB

Uma representação mais detalhada deste reator pode ser vista na Figura 4.5, onde além do reator UASB também é mostrado o reator aeróbio.

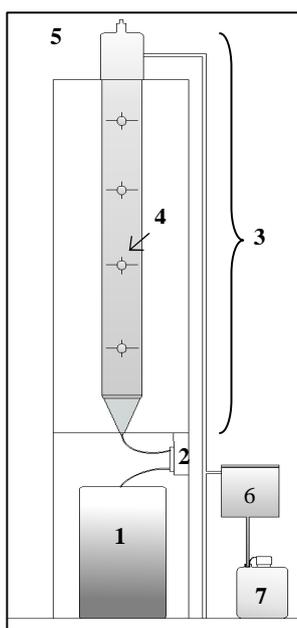


Figura 4.5 – Representação esquemática do Reator UASB e sistema aeróbio

Legenda:

- | | |
|-------------------------------------|------------------------|
| 1 – Afluente | 2 – Bomba Peristáltica |
| 3 – Reator UASB | 4 - Porta de Coleta |
| 5 – Saída de Gás | 6 – Efluente Anaeróbio |
| 7 – Reator Aeróbio – Lodos Ativados | |

O volume útil do reator era de 8 litros, com 2 litros na câmara de decantação e 6 litros na câmara de digestão. Nessa câmara foram colocadas 04 torneiras para coleta de material com distancia de 15 cm entre cada uma. O TDH médio de funcionamento do reator foi de 10 horas com uma vazão média de $0,80\text{Lh}^{-1}$.

a) Sistema de alimentação do reator

O sistema de alimentação permitia que o efluente fosse introduzido no reator de maneira uniforme e constante, mantendo uma vazão pré-determinada para não interferir na eficiência do mesmo. Este sistema consistia em um recipiente de plástico de 20 litros (Figura 4.6) que era abastecido diariamente, e deste o efluente era introduzido para o interior do reator por uma bomba peristáltica modelo Dosa Mini 400, marca HD – Hidraulic Ltda, dentro da vazão estipulada anteriormente. A faixa estudada do TDH foi de 20h a 10h com vazões entre $0,40\text{Lh}^{-1}$ a $0,80\text{Lh}^{-1}$ e em todos os TDH foram calculadas as cargas orgânicas aplicadas. O recipiente contendo o efluente ficava sobre um agitador magnético em temperatura ambiente de forma que os sólidos não se decantassem e mantivesse homogêneo o efluente.

b) Sistema de digestão

Como pode ser observado na Figura 4.4, o sistema de digestão é constituído por duas câmaras, uma inferior com 80 mm de altura e 100 mm de diâmetro, com volume útil de 6 litros e uma superior com 25 mm de altura e 150 mm de diâmetro, com volume útil de 2 litros, perfazendo um volume total de 8 litros. Na câmara inferior foram colocados quatro pontos de amostragem para determinação do lodo, temperatura e pH em diferentes alturas do reator. Estes quatro pontos de amostragem permitiam acompanhar o crescimento do lodo, além do pH em toda extensão do reator.



Figura 4.6 – Sistema de alimentação do reator UASB

Quinzenalmente o reator era desligado e todo o sistema de alimentação passava por uma limpeza para retirada dos sedimentos sólidos que se depositavam no fundo e nas mangueiras que transportavam os sedimentos, fator observado mesmo com a utilização do agitador magnético.

4.5.2.1 – Partida e Monitoramento do Reator UASB

a) Partida do reator

O reator foi inoculado com lodo anaeróbio proveniente de um reator UASB, da Estação Experimental de Tratamento de Esgotos da UFMG/COPASA localizada na ETE Arrudas, na cidade de Belo Horizonte, MG.

O volume adicionado foi de 2,0 litros correspondentes a aproximadamente 25% do volume do reator. Este lodo foi deixado em repouso por um período de 24 horas e, após este

período, foi iniciada a introdução de esgoto doméstico, agora denominado afluente, através da bomba peristáltica, utilizando-se para isso sua vazão máxima, até que todo o reator estivesse totalmente preenchido. Após o preenchimento total do reator, a vazão foi alterada para que obtivesse um TDH de 20 horas.

O esgoto introduzido no reator foi coletado na própria Universidade Federal de Ouro Preto, tendo também sido caracterizados todos os seus parâmetros.

Após a estabilização do lodo, obtida através de testes de DQO do afluente e efluente, o TDH foi sendo alterado gradativamente, até que tivesse sido alcançado um TDH de 10 horas, tempo este estipulado para operação do sistema.

Todo o processo foi conduzido em regime contínuo, e como o início de partida do reator se deu no inverno, quando a temperatura em Ouro Preto é baixa (aproximadamente 15°C), foi aplicado um pré-aquecimento no afluente, sendo o mesmo introduzido em banho-maria, em temperatura de 30 °C, para em seguida ser introduzido no reator, possibilitando obter uma temperatura mais alta no reator, que variou entre 20 °C a 24 °C.

Após esta primeira etapa, com a adaptação da biomassa, foram introduzidos volumes crescentes de efluentes da indústria moveleira, iniciando-se este processo com adição de 5% do efluente industrial, adicionado ao esgoto doméstico. Após adaptação da biomassa, verificada através de valores de DQO, foi-se aumentando este percentual, passando para 10%, 20%, 30%, 50%, 70%, 90% até a introdução de 100% de efluente industrial.

b) Monitoramento do Reator

O efluente industrial coletado na empresa foi armazenado em geladeiras e todos os dias, no período da manhã, o reator era abastecido. Durante o abastecimento, eram realizadas as análises para determinação dos parâmetros físico-químicos do afluente, da unidade UASB e do efluente, como mostrado no Quadro 4.2.

Quadro 4.2 – Monitoramento do Reator UASB

Parâmetro	Frequência de amostragem			
	Unidade	Afluente	Reator	Efluente
Temperatura	°C	diária	diária	-
pH	-	diária	diária	-
DQO total	mg/L	3 x semana	-	3 x semana
DQO filtrada	mg/L	2 x semana	-	2 x semana
Sólidos suspensos	mg/L	3 x semana	-	3 x semana
Sólidos totais	mg/L	-	1 x semana	-
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	3 x semana	-	3 x semana
Alcalinidade	mg/L	3 x semana	-	3 x semana
DBO total	mg/L	quinzenal	-	quinzenal
DBO filtrada	mg/L	quinzenal	-	quinzenal
Nitrogênio total	mg/L	quinzenal	-	quinzenal
Fósforo total	mg/L	quinzenal	-	quinzenal

Obs: a frequência de análises para alguns parâmetros foi reduzida ao longo da partida do processo, de acordo com os resultados obtidos ou por não serem necessários.

As análises foram realizadas segundo determinações estabelecidas no item 4.2 de acordo com o *Standard Methods* (APPHA, 1991).

4.5.3 – Ensaio de Biodegradabilidade Aeróbia

Ensaio realizado pelo sistema de fluxo semi-contínuo que consistiu em coletar volume específico do efluente anaeróbio (3 litros) e introduzir em um reator com aeração contínua com volume total de 4 litros. Decorridos 48 horas, o aerador era desligado e após o lodo decantar era retirado uma parte deste material (± 2 litros) e feita à análise de DQO. Volume igual ao retirado era introduzido novamente no reator aeróbio para análises posteriores.

O processo todo ocorreu em temperatura ambiente e o TDH no sistema foi de 96 h e durante o processo, devido ao pouco tempo de funcionamento do reator, não foi necessário fazer descarte do lodo.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – Matérias -primas empregadas nas indústrias moveleiras

Em visitas realizadas nas indústrias moveleiras das cidades de Ubá e Belo Horizonte, foram obtidas informações dos funcionários responsáveis, acerca das matérias-primas utilizadas no acabamento final dos móveis produzidos.

Comparando tais informações, pôde-se perceber que as indústrias das duas cidades trabalham com matérias-primas similares. E através de informações do responsável pelo departamento de compras da empresa visitada em Ubá, soube-se que as indústrias moveleiras daquela localidade compram a matéria-prima utilizada por intermédio de uma cooperativa, procurando minimizar custos. Assim, visto que as mesmas trabalham com matérias-primas similares, pode-se dizer que o estudo pode ser aplicado as indústrias moveleiras daquele pólo e da indústria de Belo Horizonte. Para as indústrias de outros pólos, é necessário um estudo preliminar para identificar os produtos utilizados.

5.2 - Características dos efluentes gerados pelas indústrias moveleiras

Em relação ao efluente gerado pela indústria moveleira, as principais características são:

- Coloração não específica. Foram coletadas amostras com coloração caramelada, azulada ou ainda cinza, e isto varia conforme a utilização do material empregado em maior quantidade na cabine de pintura no acabamento final. Por exemplo, quando são produzidos móveis com acabamento final em verniz, o efluente passa a ter a coloração caramelada;
- São pouco viscosos, com pequena quantidade de sólidos;
- Não possuem cheiro característico, não possuem cheiro de solvente.
- A temperatura não é muito variável, sempre próxima da temperatura ambiente.

Na Tabela 5.1 estão apresentadas as principais características físico-químicas do efluente gerado pela indústria moveleira da cidade de Belo Horizonte, obtidos através de sete análises realizadas

Tabela 5.1 – Características do efluente gerado pela indústria moveleira.

Parâmetros	Mínimo	Máximo	Média *N = 5	Limite ** COPAM/CERH
DQO total (mgL ⁻¹)	634	2790	1725	≤ 180,0***
DQO filt. (mgL ⁻¹)	495	770	934	-
SST (mgL ⁻¹)	428	1058	736	≤ 100,0
SSV (mgL ⁻¹)	538	876	639	-
DBO (mgL ⁻¹)	364	972	745	≤ 60,0
OD (mgL ⁻¹)	5,1	6,0	5,6	-
Condutividade (µS/cm)	172	972	482	-
P – Total (mgL ⁻¹)	0,305	0,702	0,507	-
N – NKT (mgL ⁻¹)	ND	4,8	1,9	-
Óleos e Graxas (mgL ⁻¹)	39,5	45,7	42,6	≤ 20,0
pH	5,42	7,29	6,35	6,0 a 9,0

*N= número de análises realizadas para obtenção dos valores médios.

** Limites individuais de lançamento de efluente, de acordo com o disposto no art. 29 da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n° 1 de 05 de maio de 2008.

*** ou tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 70% média anual igual ou superior a 75% para os sistemas, exceto sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais, efluentes de indústria têxtil ou efluentes de fabricação de celulose Kraft branqueada.

Pela Tabela 5.1 temos que, para os parâmetros que possuem limite de concentração de lançamentos estabelecidos pela legislação, estes estão acima do permitido, com exceção do pH. Além desses parâmetros, para o tratamento biológico anaeróbio, as concentrações de nutrientes (P e N) estão abaixo do ideal (DQO:N:P) que é de respectivamente 350:5:1, estando as concentrações dos mesmos nas proporções 350:0,39:0,10.

5.3 – Caracterização dos metais

A Tabela 5.2 apresenta os valores de metais presentes no efluente.

Tabela 5.2 – Valores dos metais obtidos no efluente industrial.

Metal	LQ	Média	Mínimo	Máximo	Limite COPAM/CERH*
Al (mgL ⁻¹)	0,249	< LQ	-	-	-
Ba(mgL ⁻¹)	0,001	0,1566	0,1478	0,1653	5,0
Be (mgL ⁻¹)	0,001	< LQ	-	-	-
Ca (mgL ⁻¹)	0,343	41,24	28,68	53,80	-
Cd (mgL ⁻¹)	0,006	< LQ	-	-	0,1
Co (mgL ⁻¹)	0,007	<LQ	-	-	-
Cr (mgL ⁻¹)	0,011	0,0242	0,0111	0,0372	1,0
Cu (mgL ⁻¹)	0,006	-	< LQ	0,0076	1,0
Fe (mgL ⁻¹)	0,660	5,525	4,069	6,980	15,0
K (mgL ⁻¹)	0,062	1,341	1,336	1,345	-
Li (mgL ⁻¹)	0,003	0,0217	0,0113	0,0321	-
Mg (mgL ⁻¹)	0,013	4,571	4,457	4,685	-
Mn (mgL ⁻¹)	0,010	< LQ	-	-	1,0
Mo (mgL ⁻¹)	0,033	< LQ	-	-	-
Na (mgL ⁻¹)	0,458	4,972	3,333	6,610	-
Ni (mgL ⁻¹)	0,016	< LQ	-	-	1,0
Pb (mgL ⁻¹)	0,065	< LQ	-	-	0,1
Sr (mgL ⁻¹)	0,0003	0,1101	0,0889	0,1312	-
Ti (mgL ⁻¹)	0,006	0,0242	0,0145	0,0338	-
V (mgL ⁻¹)	0,099	< LQ	-	-	-
Zn (mgL ⁻¹)	0,027	0,7747	0,4414	1,1080	5,0

LQ = limite de quantificação.

*Limites individuais de lançamento de efluente, atendendo o disposto no art. da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1 de 05 de maio de 2008.

Pela análise da Tabela 5.2, não foram encontrados valores acima do limite máximo permitido de lançamento de efluente, de acordo com o artigo 29 da Deliberação nº 1 do COPAM/CERH (2008), para lançamentos de efluente, do Estado de Minas Gerais. Os metais Na, Ca, K e Mg que foram encontrados com concentrações acima de 1,0 mg/L não possuem valores limites para lançamento de acordo com a deliberação Normativa COPAM/CERH 01/2008. Os metais Al, Be, Co, Mn, Mo, Ni, Pb e V não foram detectados nas amostras analisadas. Os metais Ba, Cu, Cr e Li estão abaixo do limite máximo permitido pela Deliberação COPAM/CERH 01/2008 para lançamento de efluente. De acordo com SPEECE (1996), as concentrações detectadas dos metais no efluente não são problemas para lançamento.

5.4 – Tratamento Físico-Químico

5.4.1 – Ensaio de Jarros

Foi feito o teste de jarros para determinar a dosagem ótima do coagulante para um possível tratamento do efluente industrial. Como os volumes de efluente necessários para as análises no equipamento utilizado eram de 2 litros, os vasos do equipamento foram substituídos por béqueres de 600 mL e, em cada um deles, foram colocados 400 mL de amostra. Os dados do efluente bruto são mostrados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Dados do efluente industrial

Parâmetros	Concentração
Alcalinidade (ppm HCO ₃ ⁻)	112
pH	6,06
Acidez	21 ppm de acidez
Turbidez (UNT)	54,73

A formação dos flocos ocorreu decorrido aproximadamente 5 minutos e após este período nenhuma variação foi percebida. Transcorridos o tempo restante de agitação e o tempo de decantação, pôde-se observar que, no béquer nº 03, formou-se uma quantidade maior de flocos, observado visualmente, podendo-se considerar que o pH igual a 5,77 é o pH ideal para a floculação, como mostra a Tabela 5.4. Não foram feitas outras análises para avaliar o efeito da variação da concentração de sulfato no efluente, visto que foi empregada a metodologia especificada no item 4.5.1.

Tabela 5.4 – Determinação do pH ótimo

Nº do erlenmeyer	Sulfato de Alumínio 1% (mL)	NaOH 6,0 mol/L (mL)	pH após coagulação
01	5,0	1,0	4,85
02	5,0	3,0	4,93
03	5,0	5,0	5,77
04	5,0	6,0	5,89
05	5,0	7,0	6,01

Transcorrida esta primeira etapa, foi feita uma segunda análise para a obtenção da quantidade ótima de coagulante, como mostrado na Tabela 5.5.

Tabela 5.5 – Determinação da menor quantidade de coagulante e valores de turbidez.

Nº do erlenmeyer	pH após 1 min de agitação (100rpm)	Sulfato de alumínio (g/L)	pH após 20 min de agitação (20rpm)	Turbidez da amostra decantada
01	6,96	0,025	5,70	44,51
02	5,80	0,075	5,75	3,01
03	5,47	0,125	5,78	3,23
04	5,58	0,175	5,80	5,55
05	5,52	0,225	5,79	5,65

Após o término do experimento, as amostras foram deixadas em repouso para decantar e em seguida foi determinada a turbidez das mesmas, como mostrado na Tabela 5.5. No béquer nº 01, praticamente não houve floculação o que explica o alto valor da turbidez. Os outros frascos tiveram boa floculação, sendo que, no frasco nº 02, houve uma melhor decantação, como pode ser percebido pelo menor valor da turbidez. Deste frasco, então, foram coletadas alíquotas para determinação da DQO e os resultados são mostrados na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 – Valores de DQO em amostras obtidas no teste do jarro.

Parâmetro	Dados estatísticos	Efluente industrial	Amostra tratada	Eficiência de remoção
DQO (mg/L)	N	03	03	-
	Média	2078	1588	23,5%
	DP	28,5	44,7	
	Min.	2059	1547	24,8%
	Max.	2111	1636	22,5%

Onde: N = número de análises realizadas.

Considerando-se as concentrações médias obtidas do efluente industrial e da amostra tratada, a eficiência de remoção foi de apenas 23,5 %, mostrando que o tratamento, utilizando apenas floculantes e coagulantes, é ineficiente para este tipo de efluente, que contém pequena concentração de sólidos e por isso mesmo obtém concentrações de DQO elevadas, bem acima do recomendado pela legislação ambiental do Estado de Minas Gerais.

O tratamento físico-químico por coagulação/decantação com esta concentração foi ineficiente para este tipo de efluente, e isto leva a um tratamento biológico, principalmente porque a razão DQO / DBO é menor que 2,5, indicando tratamento biológico (VON SPERLING, 1996).

5.5 – Tratamento Biológico

5.5.1 – Tratamento anaeróbio em reator UASB

Antes de iniciado o tratamento anaeróbio, foram feitos testes hidráulicos no reator UASB, eliminando os vazamentos encontrados, calibrando o volume útil do reator e ajustando a vazão na qual seria alimentado o reator. Este procedimento ocorreu por um período de uma

semana. Sanados os problemas de vazamento encontrados, foram iniciados os testes de caracterização do efluente industrial.

Antes, porém, foi feita a caracterização do esgoto doméstico utilizado junto ao efluente industrial, como mostra a Tabela 5.7.

Tabela 5.7 – Características do esgoto doméstico gerado na Universidade Federal de Ouro Preto.

Parâmetro	Média	Min.	Max.
DQO (mg/L)	670	559	762
DBO (mg/L)	300	232	344
SST (mg/L)	296	114	450
N-NTK (mg/L)	56,2	24,0	87,5
Alcalinidade (mg/L)	241	162	325
pH	7,35	6,89	7,77
Condutividade ($\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$)	622	406	816
P total (mg/L)	5,8	5,0	7,8

Segundo BERTOLINO (2007), apesar de ocorrerem descartes de produtos químicos nos laboratórios da Universidade, o mesmo possui características típicas de esgoto doméstico.

O monitoramento dos parâmetros foi realizado conforme citado no Quadro 4.2 e ocorreu em todas as fases (para cada porcentagem volumétrica diferente de efluente adicionado no reator, era denominado como fase, assim, tiveram nove fases distintas).

Foram determinados os tempos de introdução do efluente industrial em cada fase (Tabela 5.8) e as concentrações dos parâmetros citados nas concentrações 0%, 5%, 10%, 20%, 30%, 50%, 70%, 90% e 100% do afluente introduzido no reator, sendo denominadas: 1º fase, 2º fase, 3º fase e assim sucessivamente, até a última fase (9º fase) com adição de 100% de afluente, como mostra a Tabela 5.9.

A adição de volumes maiores do efluente industrial (mudança de fase) ocorria quando os valores de DQO do efluente tratado não apresentavam variação indicando estar o lodo adaptado a aquela concentração de efluente adicionada. Então, o estudo iniciou-se quando ainda não existia afluente adicionado, ou seja, adição de 100% de esgoto doméstico. Mesmo utilizando-se de um lodo proveniente de uma estação de esgoto e que provavelmente já estava adaptado por aquele substrato, o procedimento foi idêntico em todas as etapas, ou seja, as análises de DQO e sólidos foram feitas três vezes semanais até que as mesmas permanecessem com baixa variação, mostrando uma adaptação do lodo pelo afluente adicionado.

Tabela 5.8 – Relação percentual de efluente industrial e duração de fases.

Fases (%)	% volumétrica efluente industrial	Tempo de tratamento (d)
1	0	35
2	5	20
3	10	21
4	20	10
5	30	14
6	50	11
7	70	10
8	90	12
9	100	25
		158

Tabela 5.9 – Concentrações DQO e SS do afluente e efluente analisadas no reator UASB.

Parâ-Metros	Estatística Descritiva	1º Fase 00%	2º Fase 05%	3º Fase 10%	4º Fase 20%	5º Fase 30%	6º Fase 50%	7º Fase 70%	8º Fase 90%	9º Fase 100%
DQO afluente total (mg/L)	N	10	7	7	5	5	5	5	5	9
	Média	1075	1295	1252	1198	1083	1952	2331	2131	2189
	DP	271	280	377	105	404	984	585	292	504
	Min	543	740	883	1095	755	887	1501	1732	1516
	Max	1548	1398	2040	1362	1736	3046	3077	2483	2790
DQO efluente total (mg/L)	N	10	7	7	5	5	5	5	5	9
	Média	349	582	561	213	348	396	375	557	465
	DP	140	1550	106	94,6	139	131	104	134	195
	Min	199	333	362	171	180	287	221	441	318
	Max	673	735	704	335	524	616	501	787	672
DQO afluente filtrada (mg/L)	N	9	3	3	3	3	3	3	3	3
	Média	454	521	472	528	567	677	1090	1569	934
	DP	254	96,1	146	98,0	109	222	903	233	37,6
	Min	169	462	309	415	460	474	448	1346	895
	Max	808	617	590	585	678	914	2123	1810	970
DQO efluente filtrada (mg/L)	N	9	3	3	3	3	3	3	3	3
	Média	285	338	432	190	311	329	245	538	398
	DP	147	33,5	137	44,4	190	152	137	163	181
	Min	113	312	300	150	129	248	133	403	283
	Max	563	376	573	238	508	440	397	719	606
SSV afluente (mg/L)	N	10	5	5	3	3	3	3	3	4
	Média	554	319	1152	783	701	1029	948	976	1112
	DP	349	130	568	40,4	332	279	39,3	73,3	142
	Min	277	109	526	738	390	764	903	893	991
	Max	1471	424	1910	815	1051	1320	972	1031	1308
SSV efluente (mg/L)	N	10	5	5	3	3	3	3	3	4
	Média	36,2	28,3	66,2	5,3	85,8	21,0	33,0	31,0	42,0
	DP	26,0	20,7	18,8	2,2	81,6	9,2	12,1	7,1	12,0
	Min	4,0	3,3	45,0	3,0	35,0	16,0	20,0	23,0	28,0
	Max	83,3	50,0	87,0	7,5	180,0	32,0	44,0	37,0	57,0

N = n° de amostras

DP = desvio padrão

Em todas as fases e para todos os parâmetros analisados houve um elevado valor do desvio padrão, obtido possivelmente pela elevada variação da concentração do afluente introduzido no reator, mostrando que o mesmo sofre uma grande variação em cada coleta ocorrida.

Os dados referentes à última fase foram obtidos decorridos 25 dias, utilizando-se 100% do afluente do reator e, durante parte deste período, após estabilização ou baixa variação das concentrações de DQO e SST, do efluente tratado, foi iniciado o teste aeróbio utilizando o efluente tratado anaerobiamente.

Na Figura 5.1, encontra-se a variação da DQO no período de funcionamento do reator.

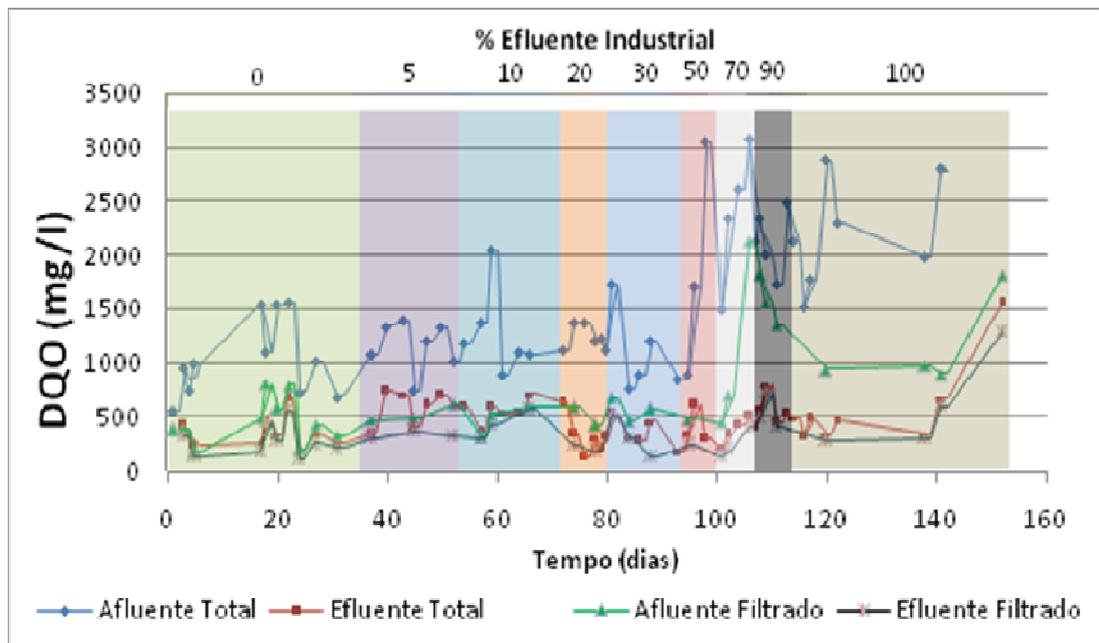


Figura 5.1 – DQO afluente e efluente total e filtrada durante tratamento anaeróbio.

Pôde-se observar que a partir do 100º dia houve um aumento da carga orgânica, que se encontrava na faixa de 1500mg/L em termos de DQO e que passou para 3000mg/L, aumento que foi, possivelmente, devido ao maior tempo de permanência da água nas cabines de pintura. O aumento de carga não afetou a eficiência do reator, mostrando sua capacidade de degradar concentrações maiores do que aquelas que

vinham sendo adicionadas. Ainda no Figura 5.1 foram colocadas as variações das concentrações (fases) do efluente industrial introduzido.

5.5.1.1 – Carga Orgânica Aplicada

Utilizando as DQO médias obtidas nos TDH empregados na 1° fase e nas demais fases, foi obtida a carga orgânica aplicada ao reator, como mostra a Tabela 5.10

Tabela 5.10 – Carga orgânica aplicada em diferentes fases e TDH

Fases (% efluente Industrial)	TDH (d)	DQO afluente total média(Kg/m³)	Carga Orgânica aplicada (Kg/m³.d)
1° (0 %)	0,83	1,55	1,87
1° (0 %)	0,71	1,54	2,17
1° (0 %)	0,50	1,55	3,10
1° (0 %)	0,42	1,00	2,38
2° (5 %)	0,42	1,30	3,10
3° (10 %)	0,42	1,25	2,98
4° (20 %)	0,42	1,20	2,85
5° (30 %)	0,42	1,08	2,57
6° (50 %)	0,42	1,95	4,64
7° (70 %)	0,42	2,33	5,55
8° (90 %)	0,42	2,13	5,07
9° (100 %)	0,42	2,19	5,21

A carga orgânica aplicada na 1° fase foi sendo aumentada gradativamente, o que possibilitou a adaptação do lodo. Com o lodo adaptado, não foi necessário alterar o TDH e a carga aplicada quase não variou até a 6° fase (adição de 50% de efluente industrial), mas mesmo com esse aumento a eficiência de remoção não foi alterada, mostrando que o lodo realmente estava adaptado e que a carga aplicada está abaixo da capacidade do reator.

Na Figura 5.2, encontra-se a variação das concentrações dos sólidos suspensos totais no período de funcionamento do reator.

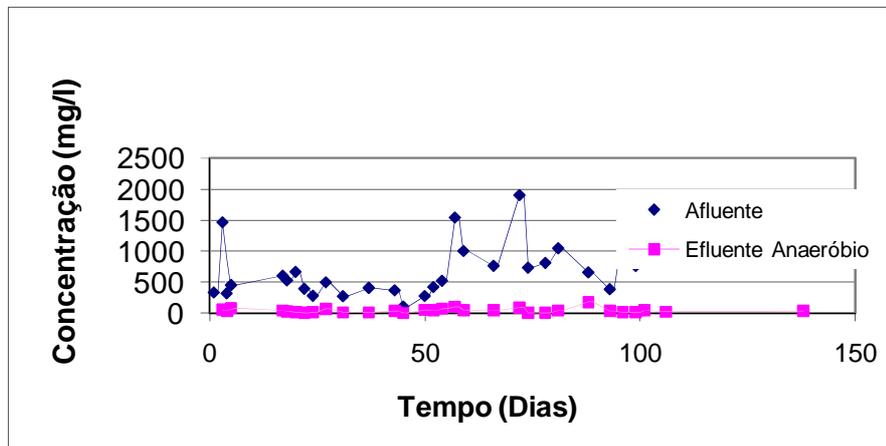


Figura 5.2 – Variação concentração SST.

Na Figura 5.3, encontra-se a variação dos sólidos suspensos totais, que mostra ainda a relação entre estes e a concentração permitida pela legislação.

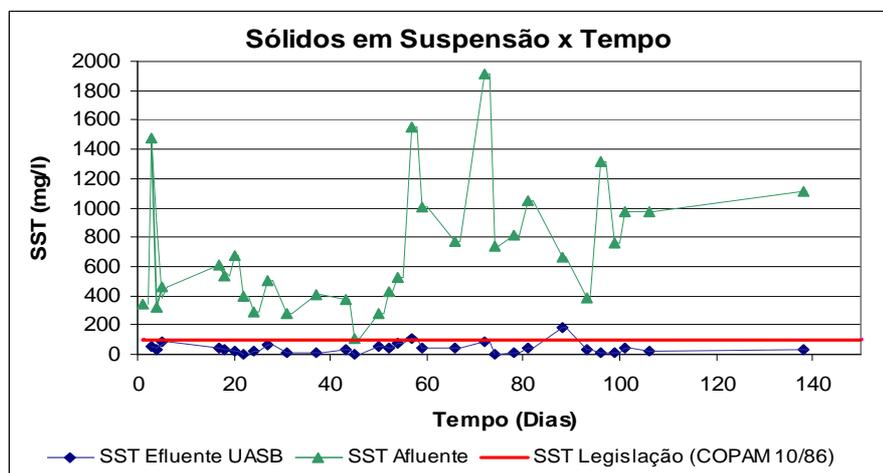


Figura 5.3 – Variação SST e relação com SST legislação

Na Figura 5.4, encontra-se a variação do pH do lodo em relação à variação da temperatura durante o funcionamento do reator.

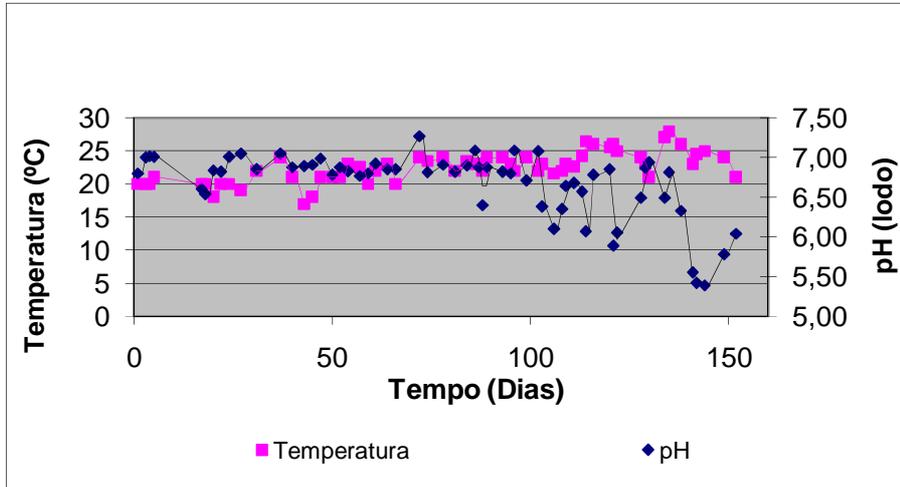


Figura 5.4 – Variação do pH e da temperatura do lodo.

Na Figura 5.5, encontra-se a variação dos sólidos sedimentáveis durante o funcionamento do reator.

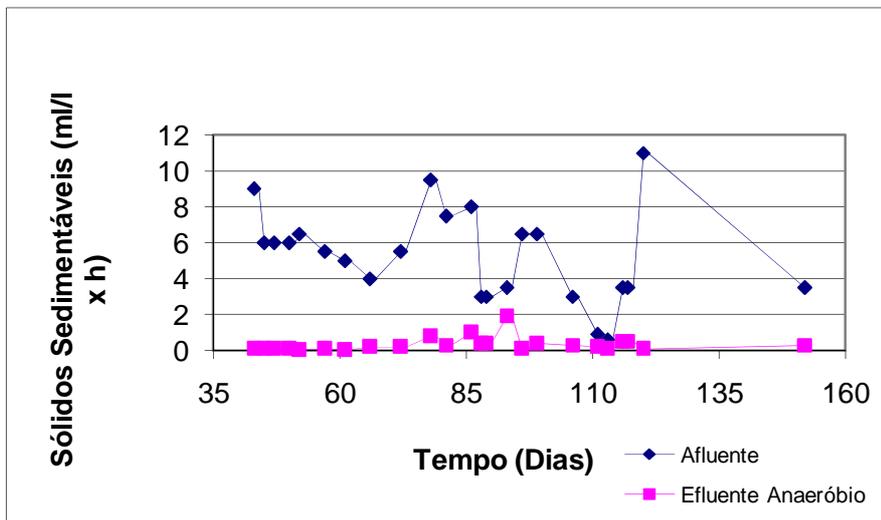


Figura 5.5 – Variação dos sólidos sedimentáveis.

Na Figura 5.6, encontra-se a variação da concentração da alcalinidade durante o período de funcionamento do reator, evidenciando o início da adição de bicarbonato.

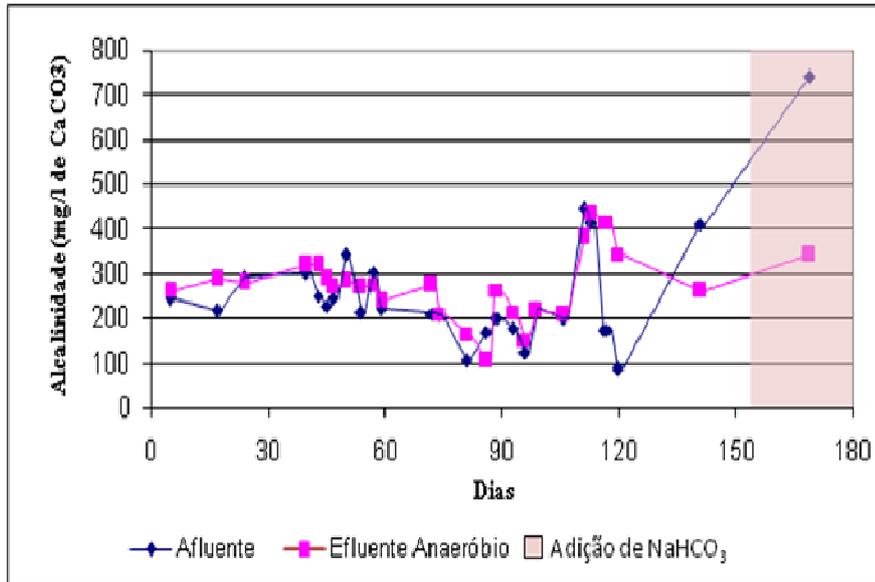


Figura 5.6 – Variação da concentração da alcalinidade

Pelas análises das Figuras 5.1, 5.2, 5.3, e 5.5, percebe-se que o efluente industrial possui concentrações em termos de DQO, SST e SS bastante variáveis. Esta variação pode ser:

a) decorrente do tempo de permanência do efluente na cabine de pintura, ou seja, o descarte do efluente não ocorrer sempre passados sete dias, permanecendo por mais tempo no reservatório da cabine, aumentando a sua concentração.

b) devido a constituição variável dos produtos aplicados aos móveis, podendo ter alguns deles maior facilidade de fixar na água da cabine, aumentando a concentração da carga orgânica ou tornando-a mais tóxica. Este fator também pode ser um agravante para o tratamento deste efluente se não for utilizado um tanque de equalização antes do tratamento anaeróbio, pois corre-se o risco de ocorrer um choque de carga orgânica ou a perda de lodo devido ao efeito tóxico do efluente.

Na Figura 5.4, percebe-se que, mesmo interrompendo o aquecimento do afluente, a temperatura do lodo sofreu pouca variação e não interferiu na eficiência do tratamento, mas vale ressaltar que a temperatura ambiente já estava mais acentuada, diferente do início do processo. No mesmo gráfico, no final do processo, houve uma variação do pH mais acentuada, podendo ser decorrente do efeito tóxico do efluente.

Na Figura 5.6, nota-se que, durante a maior parte do tratamento, houve pouca variação da alcalinidade, mantendo-se esta em um patamar que permitia uma boa eficiência do reator em termos de remoção de matéria orgânica; sendo que a maior variação ocorreu no período final no afluente, quando houve a necessidade de introduzir bicarbonato de sódio para manter o pH dentro da faixa recomendada.

5.5.1.2 – Eficiência do sistema de remoção de DQO

Com base nos valores de DQO, foi determinada a eficiência do reator em cada etapa do processo, como mostrado nas Tabelas 5.11 e 5.12

Tabela 5.11 – Eficiência de remoção da DQO total pelo reator UASB

Parâmetro	Estatística Descritiva	1° Fase 00%	2° Fase 05%	3° Fase 10%	4° Fase 20%	5° Fase 30%	6° Fase 50%	7° Fase 70%	8° Fase 90%	9° Fase 100%
	N	10	7	5	5	5	5	5	5	6
DQO	Média	66,6	49,5	60,9	77,6	67,8	74,0	84,7	73,5	78,0
Total	DP	10,0	9,0	19,4	5,4	7,4	14,5	2,1	7,4	7,4
(mg/L)	Min	56,3	41,0	34,9	71,3	59,6	60,6	81,4	60,6	68,1
	Max	83,0	68,8	73,7	84,3	78,6	90,5	87,1	78,8	88,6

Tabela 5.12 – Eficiência de remoção da DQO solúvel pelo reator UASB

Parâmetro	Estatística Descritiva	1° Fase 00%	2° Fase 05%	3° Fase 10%	4° Fase 20%	5° Fase 30%	6° Fase 50%	7° Fase 70%	8° Fase 90%	9° Fase 100%
DQO solúvel (mg/L)	N	8	5	3	3	3	3	3	3	4
	Média	41	34	8	63	46	50	76	66	57
	Min	18	22	2,9	54	25	48	70	54	35
	Max	64	47	18	74	77	52	84	73	70

Considerando a Deliberação Normativa 01/2008 COPAM-CERH com relação às condições e padrões de lançamento de efluentes, em relação à DQO, a concentração deve ser até 180 mg/L ou o tratamento deve ter eficiência de redução em no mínimo 70% e média anual igual ou superior a 75% para os efluentes industriais, exceto para efluentes das indústrias têxtil, onde o padrão é de até 250 mg/L. Analisando a eficiência de remoção média de DQO total, obteve-se uma eficiência maior que 70% na 4°, 6°, 7°, 8° e 9° fases, mostrando que nem seria necessário um pós-tratamento com tratamento biológico aeróbio, mas que mesmo assim foi feito para obtenção de uma eficiência ainda maior prevendo um aumento de produção da empresa ou mudança na legislação vigente.

Além dos dados da Tabela 5.11, a eficiência de remoção da DQO total pode ser acompanhada através da Figura 5.7, onde se encontra a relação entre a porcentagem de efluente industrial e a eficiência média de remoção da DQO.

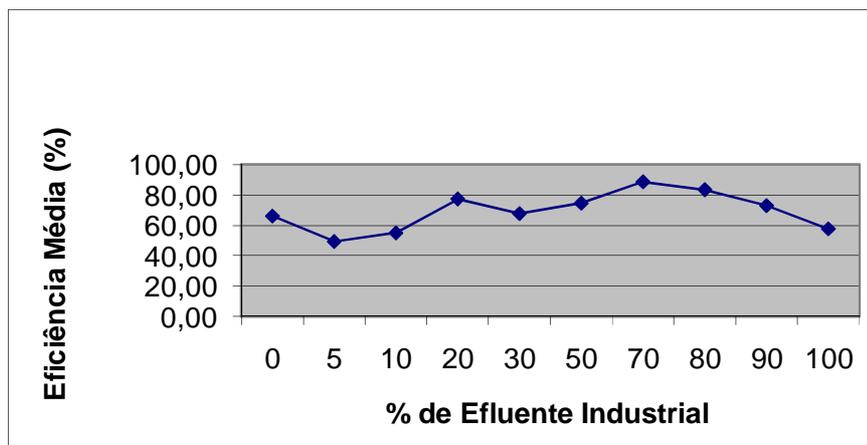


Figura 5.7 – Relação % efluente industrial x eficiência remoção DQO

Pela análise da Figura 5.7, observa-se que a maior eficiência de remoção de matéria orgânica ocorreu com a introdução de 70% de efluente industrial.

Além da determinação da eficiência de remoção de DQO, foram determinadas as eficiências de remoção de DQO total e solúvel com base nas cargas orgânicas afluente e efluente (foram determinadas para adição de 70% e 100% efluente industrial). Neste período, a vazão do reator foi de 13,3 mL/min (TDH = 10h), ou de 0,80 L/h com adição de efluente 24h por dia.

a) Adição de 70% efluente industrial

Para adição de 70% efluente industrial a média de DQO total afluente foi de 2331 mg/L e do efluente foi de 375 mg/L.

Carga Afluente: 0,045 Kg/d

Carga Efluente: $7,2 \times 10^{-3}$ Kg/d

Para adição de 70% de efluente industrial a média de DQO solúvel foi de 1090 mg/L e para o efluente foi de 245 mg/L.

Carga Afluente: 0,021 Kg/d

Carga Efluente: $4,7 \times 10^{-3}$ Kg/d

b) Adição de 100% efluente industrial

Para adição de 100% efluente industrial a média de DQO total afluente foi de 2189 mg/L e para o efluente foi de 465 mg/L.

Carga Afluente: 0,042 Kg/d

Carga Efluente: $8,9 \times 10^{-3}$ Kg/d

Para adição de 100% de efluente industrial a média de DQO solúvel foi de 934 mg/L e para o efluente foi de 398 mg/L.

Carga Afluente: 0,018 Kg/d

Carga Efluente: $7,6 \times 10^{-3}$ Kg/d

Com base nesses cálculos a eficiência média do reator UASB na remoção da DQO total com adição de 70% de efluente industrial foi de 84% e com adição de 100% efluente industrial foi de 79%. Para a eficiência de remoção da DQO solúvel, com adição de 70% de efluente industrial, obteve eficiência de 78% e com adição de 100% efluente foi de 58%. A menor eficiência para a DQO solúvel pode ser devido ao arraste de lodo do reator UASB.

Além da obtenção da maior eficiência do reator na introdução de 70% de efluente industrial, outro fator que leva a crer que esta é a melhor proporção é devido ao fato de que, quando decorrido certo período de funcionamento do reator com 100% de efluente industrial, o mesmo começou a apresentar sintomas de estar sofrendo um “estresse”. Entende-se por este termo não necessariamente um choque de carga orgânica ou hidráulica, mas uma alteração na eficiência do reator com variação do pH e descarga do lodo junto ao efluente. Como não foi possível identificar qual ou quais foram às causas, optou por denominá-la de estresse do reator.

Este fato ficou evidente quando o pH, antes estável, começou a apresentar oscilações, sempre com diminuição do seu valor habitual. Além da queda do pH e eficiência de remoção de matéria orgânica pelo reator, foi observado que o efluente descartado passou a contar com uma alta concentração de lodo, percebido visualmente, sugerindo que o mesmo já não possuía mais uma boa floculação.

Estes fatores associados são sintomas de toxicidade do reator, mas que serão abordados com mais detalhes no item 5.6, além das providências tomadas.

5.5.2 – Tratamento Aeróbio

Durante a última etapa do ensaio anaeróbio (100% efluente industrial), foi empregado o ensaio aeróbio de fluxo semi-contínuo como pós-tratamento. A média dos parâmetros analisados, a carga formal, TDH e a relação A/M são mostradas na Tabela 5.13.

Tabela 5.13 – Dados referentes ao tratamento aeróbio.

Parâmetro	Média
DQO efluente total (mg/L)	465
Carga afluente (Kg/d)	0,053
Carga efluente (Kg/d)	0,011
TDH (h)	96
SST (mg/L)	2000
A/M (KgDQO/KgSST d)	0,06

A relação A/M foi determinada com as concentrações de DQO, visto que não foi obtido valores de DBO no período compreendido, ou seja, adição de 100% de efluente industrial.

O tratamento aeróbio realizado após o tratamento anaeróbio permitiu determinar as concentrações da DQO efluente aeróbio, como apresentado na Tabela 5.14.

Tabela 5.14 – Concentrações DQO efluente tratado.

	N	5
DQO efluente aeróbio (mg/L)	Média	85,5
	Mínimo	19,3
	Máximo	267
	Desvio	105

N = n° de análises realizadas

Com os dados da Tabela 5.13 e 5.14, foi possível determinar a eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO que apresentou, no sistema de fluxo semi-contínuo, uma eficiência aproximada de 82%. Essa eficiência pode ser aumentada com o aumento da relação A/M, visto que o valor obtido de 0,06 é um valor recomendado quando se faz a relação DBO/SST. Mas ainda assim, foi possível obter valores ainda mais baixos de DQO em relação ao limite de lançamento de acordo com a deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01/2008.

5.6 – Análises e continuidade do tratamento após possível estresse do reator

Decorridos vinte e cinco dias de funcionamento do reator com adição de 100% de afluente industrial e fazendo as análises de rotina, foi observado que o pH, que antes apresentava pouca variação, permanecendo entre 6,8 e 7,2, passou a sofrer constantes quedas, o que até então não havia ocorrido. Em função dessa variação do pH, além da perda de eficiência do reator, achou-se por bem continuar o tratamento para que fossem determinadas

as possíveis causas da variação do pH e de alguns parâmetros analisados e se buscassem meios para corrigir tais incorreções. A Tabela 5.15 mostra a variação destes parâmetros.

Tabela 5.15 - Parâmetros analisados após possível estresse do reator

Parâmetro	Dados Estatísticos	
pH	N	28
	Média	6,23
	Mínimo	5,27
	Máximo	7,33
DQO afluente (mg/L)	N	16
	Média	1498
	Mínimo	901
	Máximo	2418
DQO efluente anaeróbico (mg/L)	N	16
	Média	660
	Mínimo	348
	Máximo	1330
DQO efluente aeróbico fluxo semi-contínuo (mg/L)	N	15
	Média	304
	Mínimo	8,0
	Máximo	560

A variação do pH só não foi mais acentuada porque houve a introdução de solução de bicarbonato de sódio junto ao afluente, evitando, dessa forma, uma provável eliminação das archeas metanogênicas e aumento das bactérias acidogênicas.

Considerando-se que a eficiência máxima do reator em termos de remoção de DQO era sempre superior a 60%, exceto com a introdução de 5% de efluente industrial (Tabela 5.11 e Figura 5.8), e analisando somente os valores médios de DQO, esta passou a ser de 49%, mostrando uma evidente queda de eficiência.

Várias são as hipóteses possíveis para justificar este fato. As mais prováveis são:

- a) Com o estresse do reator, houve um maior desenvolvimento das bactérias acidogênicas em detrimento das archeas metanogênicas, vitais para a transformação da matéria orgânica em metano. Isto pode explicar o fato de o pH não mais permanecer estável, sendo necessário sempre o seu controle com adição de bicarbonato.
- b) Outro fator que pode ter ocorrido é que, com a adição de 100% do efluente industrial, e não tendo estas concentrações elevadas de nitrogênio e fósforo, além dos micronutrientes, tenham faltado nutrientes para o desenvolvimento do lodo, o que não ocorria quando da adição de alíquotas de esgoto doméstico, visto que este possuía elevadas concentrações destes nutrientes.
- c) Ainda outro fator pode estar relacionado à toxicidade do afluente. Quando da adição de esgoto doméstico, o afluente era automaticamente diluído, permitindo que as concentrações dos possíveis compostos tóxicos também sofressem diluição. Com a adição de 100% de efluente industrial, o reator só funcionou com a eficiência máxima durante um curto período de tempo, sendo logo em seguida afetado por estes possíveis compostos tóxicos.

Em relação aos itens “b” e “c”, que referem-se à deficiência nutricional e toxicidade, respectivamente, eles causam os mesmos sintomas: aumento da concentração de AGV (ácidos graxos voláteis) e diminuição do pH.

Com relação ao item “a”, algumas análises foram realizadas para confirmar tais afirmações.

Uma alta taxa de metanogênese ocorre somente quando o pH se mantém em uma faixa próxima do valor neutro. Por isso, o controle do pH nos reatores anaeróbios é de extrema importância. Um pH menor que 6,3 ou maior que 7,8, provoca uma diminuição da taxa de metanogênese (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). Segundo os autores, a instabilidade no reator pode acontecer se os ácidos produzidos na acidogênese não forem removidos na metanogênese, ocasionando o chamado “azedamento” do reator, caracterizado pela elevada produção líquida de ácidos. Como a alcalinidade e os ácidos voláteis possuem uma intensa interação, é fundamental o controle da alcalinidade no sistema.

Em relação a este fator, análises de AGV foram feitas, o que permitiu determinar se esta foi mesmo uma das possíveis causas deste problema observado. Os dados referentes às concentrações de AGV são mostrados na Tabela 5.16.

Tabela 5.16 – Concentrações de AGVs

AVGs	Dados estatísticos	Concentração (mg/L)
Ácido Acético	início do distúrbio	290
	2ª semana após distúrbio	221
	3ª semana após distúrbio	7,5
	4ª semana após distúrbio	8,8
Ácido Propiônico	início do distúrbio	84,0
	2ª semana após distúrbio	21,0
	3ª semana após distúrbio	103
	4ª semana após distúrbio	100
Ácido Fórmico	início do distúrbio	ND
	2ª semana após distúrbio	ND
	3ª semana após distúrbio	ND
	4ª semana após distúrbio	6,0

ND = não detectado

Com relação à Tabela 5.16, foi dada ênfase à seqüência das análises feitas para mostrar que as atitudes tomadas no decorrer do tratamento estavam provocando alterações nas concentrações dos ácidos detectados.

Os ácidos butírico, isobutírico, valérico e isovalérico não foram detectados.

A acumulação de AGVs, principalmente acetato, propionato e butirato, pode ocorrer em sistemas de tratamento em escala real como resultado da não observância das condições ideais de crescimento ou da não observância de limitações cinéticas e termodinâmicas. É importante salientar que a presença de AGVs no efluente reflete uma condição de

instabilidade, ao invés de uma deficiência inerente da tecnologia anaeróbia. A acumulação de acetato, propionato e butirato não deve ser encarada como inevitável, mas sim como um sintoma de que uma ou mais etapas do consórcio anaeróbio está sendo prejudicada (AQUINO e CHERNICHARO, 2005).

Ainda segundo os autores, durante condições de choque de carga orgânica, onde a produção de acetato atinge valores elevados devido à maior atividade acidogênica, é provável que a acumulação de acetato ocorra devido à saturação dos microorganismos que fazem a conversão de acetato a metano.

Em relação ao ácido acético, foi observado que nas duas primeiras semanas o mesmo possuía uma alta concentração, mas com as medidas tomadas para recuperar o desempenho do reator, a mesma sofreu um declínio, provavelmente, não interferindo na eficiência do sistema.

A formação de ácido propiônico é decorrente da acumulação de dióxido de carbono no meio (aumento de íons H^+). A acumulação de hidrogênio pode resultar em maior produção de ácidos orgânicos mais reduzidos, principalmente propionato e butirato, cuja degradação é inibida termodinamicamente pela presença de elevadas concentrações de acetato, hidrogênio e talvez formiato (AQUINO e CHERNICHARO, 2005)

Já o ácido fórmico só foi detectado na última semana, mas mesmo assim, em baixas concentrações, possivelmente não sendo suficiente para alterar a eficiência do reator, não contribuindo para a formação dos ácidos acético e propiônico.

As análises de AGVs foram feitas nos intervalos de uma semana, entre uma e outra, e os dados obtidos foram convertidos em DQO através da equação (AQUINO, 2004):

$$DQO_{AGVs} = 0,35.ác.fórmico + 1,07.ác.acético + 1,51.ác.propiônico + 1,81.(ác.butírico + ác.isobutírico) + 2,04.(ác.valérico + ác.isovalérico)$$

As DQO assim convertidas se encontram na Tabela 5.17.

Tabela 5.17 – DQO relativas aos AGVs

Análises cromatográficas	DQO efluente total (mg/L)	DQO _{AGV} (mg/L)	DQO _{não AGV} (mg/L)	% DQO _{AGV}
1º semana	593	437	156	73,7
2º semana	483	268	215	55,5
3º semana	315	164	152	52,0
4º semana	305	163	143	53,0

Os dados referentes às concentrações de AGV podem ser mostrados na Figura 5.8.

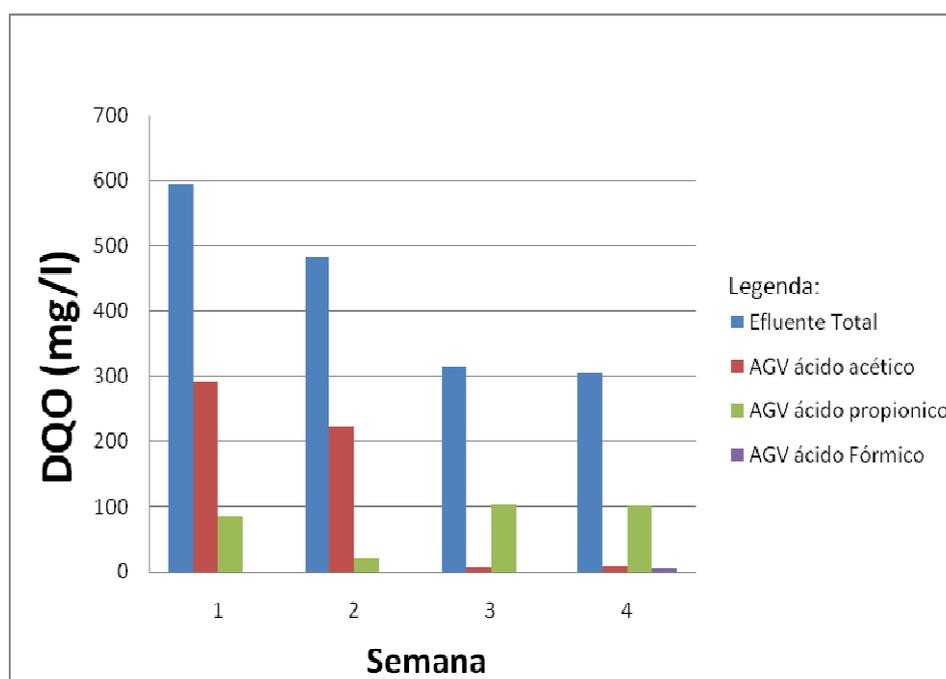


Figura 5.8 – Concentrações de AGV obtidos no reator UASB

Na Tabela 5.17, podem-se observar as DQO provenientes das análises cromatográficas realizadas a partir do início do distúrbio, feitas semanalmente. Além da DQO efluente total, foram colocadas as DQO_{AGV}, DQO_{não AGV}, além da porcentagem de participação da DQO_{AGV} no efluente total.

Pelos dados da Tabela 5.17, pode-se considerar que a maior parte da DQO total é proveniente dos AVGs, enquanto a outra parte, provavelmente, é proveniente do próprio afluente ou dos SMPs (produtos microbianos solúveis) e metabólitos originados pela degradação da matéria orgânica da lise celular. Em meios onde o pH é baixo, esta lise tende a ocorrer com maior frequência, tornando o sistema menos eficiente. Quando a relação $DQO_{AGV}/DQO_{total} \geq 0,5$, é um indicativo de há estresse do lodo (AQUINO, 2004).

Determinando a relação em todas as análises feitas, obteve-se os resultados do estado do reator mostrados na tabela 5.18.

Tabela 5.18 – Relação DQO_{AGV}/DQO_{total}

	Relação DQO_{AGV}/DQO_{total}	Efeito
Início do distúrbio	0,74	Estresse
2ª semana após distúrbio	0,55	Estresse
3ª semana após distúrbio	0,52	Estresse
4ª semana após distúrbio	0,53	Estresse

Com os dados da Tabela 5.18, ficou comprovado que ocorreu um estresse no reator, mas que os fatores relacionados acima podem ter ocorrido associados, tornando mais difícil a determinação exata da causa aparente deste estresse no reator.

Considerando-se que a diminuição da eficiência do reator só foi detectada após um certo período da adição de 100% do afluente, algumas medidas foram tomadas para que se pudesse estabilizar novamente o sistema. Com relação à queda do pH, como citado anteriormente, o mesmo foi controlado com a imediata adição de $NaHCO_3$, não permitindo que ele permanecesse muito tempo com seu valor abaixo da faixa recomendada.

Em relação à falta de nutrientes no afluente, foram adicionadas a ele, alíquotas de N e P na forma de fosfato de amônia, também na concentração desejada após a segunda semana do distúrbio.

Por fim, para neutralizar uma possível intoxicação por metais pesados, foi feita uma diluição do afluente e adição de esgoto doméstico na proporção de 35% de efluente industrial,

15% de esgoto doméstico e 50 % de água após a terceira semana do distúrbio. O esgoto doméstico, além de auxiliar na diluição, possibilitava introduzir nutrientes (N e P principalmente) e novos microorganismos ao reator.

A diluição do efluente, mesmo não sendo permitida pela legislação, só foi usada como um artifício para recuperar o lodo mais rápido, mas que não foi cogitada para aplicação no tratamento do efluente. Ela ocorreu somente no 1º mês, os dados referentes aos 2º e 3º meses correspondem a 70% efluente da indústria de móveis e 30% esgoto doméstico.

A quantidade de esgoto doméstico adicionado foi de 30% deste em relação ao efluente industrial, devido ao fato de ocorrer, nesta proporção, uma maior eficiência na remoção da matéria orgânica, como pode ser observado na Tabela 5.9.

Paralelamente a estes procedimentos, mesmo não obtendo valores aceitáveis da DQO do efluente anaeróbio, foi iniciado o pós-tratamento com a utilização de lodos ativados, proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos Arrudas, tratando esgotos da cidade de Belo Horizonte.

Os resultados mostrados na Tabela 5.19 referem-se a valores obtidos após procedimentos adotados no reator para reverter uma possível “falência” do lodo. No 1º mês, houve a diluição do efluente, correção do pH, adição de nutrientes, diminuição da vazão e nos 2º e 3º meses, continuou a correção do pH, adição de nutrientes e interrompeu a diluição do efluente.

Os resultados mostram que os procedimentos tomados surtiram efeito, como mostra a Tabela 5.19.

Tabela 5.19 – Concentrações obtidas após estresse do reator

	Dados estatísticos	1º mês	2º mês	3º mês
DQO afluente (mg/L)	N	8	5	5
	Média	1289	1809	1540
	Mínimo	901	1491	1400
	Máximo	1697	2418	1785
DQO efluente anaeróbio (mg/L)	N	8	5	5
	Média	803	831	394
	Mínimo	540	428	348
	Máximo	970	1330	483
DQO efluente aeróbio (mg/L)	N	8	5	05
	Média	397	265	13,0
	Mínimo	207	78,5	8,0
	Máximo	550	560	19,0

Determinando-se a eficiência em relação aos valores médios, obtiveram-se eficiências de 37,7%, 54,0% e 73,4%, correspondendo ao 1º, 2º e 3º meses, respectivamente, para o processo anaeróbio, permitindo comprovar que os procedimentos adotados surtiram efeito, no entanto não se pode prever qual ou quais deles interferiu/interferiram no sistema.

Para o tratamento aeróbio a eficiência foi de 32,6%, 68,1% e 85,0%, correspondendo ao 1º, 2º e 3º meses, respectivamente, mostrando que houve uma significativa redução da DQO, obtendo resultados abaixo do exigido pela legislação para descarte de DQO, dados estes que podem ser observados no Figura 5.9.

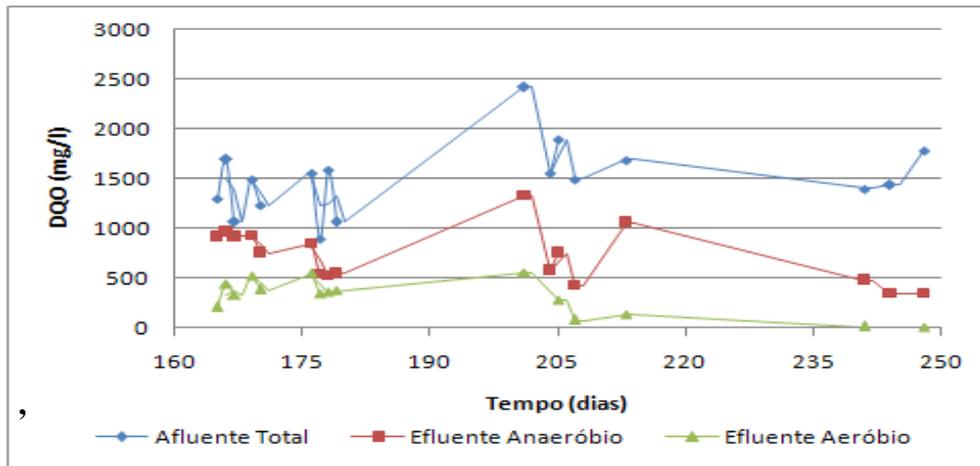


Figura 5.9 – DQO afluente, efluente anaeróbio e efluente aeróbio

Vale ressaltar que o monitoramento foi feito somente com a DQO, como mostrado nas tabelas acima, pois como todo o monitoramento já havia sido feito anteriormente, deu-se ênfase aos resultados da DQO.

6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados obtidos durante a realização deste trabalho permitem apresentar as seguintes conclusões:

- É plenamente possível desenvolver um tratamento biológico para os efluentes das cabines de pintura das indústrias moveleiras com a utilização de um reator UASB. Dentre os dados obtidos, ficou comprovado que a mistura de efluente industrial e doméstico na proporção de 70% / 30%, respectivamente, é a mais recomendada, visto ser nesta proporção há maior eficiência devido ao fato que, como o efluente apresenta baixa concentração de nutrientes, a introdução do esgoto doméstico compensa esta falta de nutrientes.

- Apesar de ter ocorrido uma queda de eficiência no reator quando da adição de 100% de efluente industrial, este fato, por si só, não é empecilho para o tratamento de tais efluentes. Mesmo com a queda na eficiência, ficou comprovado que é possível fazer o tratamento utilizando-se o reator UASB, seguido de um pós-tratamento com sistema aeróbio para obtenção de concentrações de DQO bem abaixo do limite estabelecido pela legislação (somente o tratamento anaeróbio foi suficiente para obtenção destas concentrações). O que se deve realçar é que alguns cuidados devem ser tomados, tais como:
 - Utilização de um tanque de equalização para obtenção de um efluente industrial mais homogêneo e onde pode ocorrer a mistura dos efluentes.
 - Monitoramento constante das concentrações de nutrientes (N e P), da alcalinidade e dos ácidos graxos voláteis (AVG), e se possível dos metais e dos solventes (xileno e tolueno).

- As ações para reverter o estresse do reator foram válidas, por isso é sempre necessário fazer o acompanhamento do pH, da alcalinidade e dos AGV no reator.
- Outro fator que deve ser realçado é que durante todo o processo, não foi necessário fazer o descarte do lodo do reator, somente do lodo coletado para análise de pH. Esse lodo analisado e depois descartado, foi suficiente para impedir que o reator ficasse completamente cheio de lodo. Isso se deu em função do tempo de operação do reator ter sido curto.

Recomendações

- Recomenda-se a continuidade do monitoramento do reator UASB para verificação da melhor proporção entre efluente e esgoto doméstico e detalhar os efeitos dos metais pesados na eficiência do reator.
- Fazer um estudo para tratar o efluente industrial pelo processo de landfarming. Este processo normalmente é empregado quando há contaminação de solo pelo petróleo ou derivados deste. É uma técnica em que o resíduo oleoso é incorporado ao solo, sob condições controladas, para promover a degradação e imobilização dos contaminantes perigosos presentes. Tipicamente, o resíduo é aplicado à superfície de uma área e misturado com o solo por meio de equipamentos convencionais, como tratores equipados com arados e/ou grades. Esta técnica é apropriada para dispor óleo não passível de recuperação como materiais absorventes impregnados (palha, serragem e turfa), e as emulsões água em óleo.

7 – REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ABIMÓVEL - Associação Brasileira das Indústrias do Mobiliário. Panorama do Setor Moveleiro. 2001.

ABIMÓVEL e SEBRAE. Manual de orientação iso 14000 & produção mais limpa. Setor moveleiro. Porto Alegre, 1998.

ADAD, J.M.T.; Controle químico de qualidade. Ed. Guanabara Dois AS. Rio de Janeiro – RJ – 1982.

AISSE, M. M.; OBLADEN, N. L.; Tratamento de Esgotos por Biodigestão Anaeróbia. Curitiba, CNPQ, ITAH/IPPUC, PUCPR, 1982.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20^a ed. Washington. EUA. American Public Health Association. 1998.

AQUINO, S.F.; Formation of soluble microbial products (SMP) in anaerobic reactors during stress conditions. Tese (Doutorado) – Department of Chemical Engineering and Chemical Technology, Imperial College London, London, 2004.

AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. Artigo técnico, Engenharia Sanitária Ambiental; Vol. 10 – Nº 2 – Abr-jun. 2005.

ASSALIN, M.R.; CORDI, L.; Diez, M. C.; DURAN, N.; Construção, partida e operação de um sistema de lodos ativados, em escala de laboratório, para o tratamento de efluentes. Química nova, nº 175, 2003.

BERTOLINO, S.M. Caracterização e tratabilidade dos esgotos produzidos pelo campus da Universidade Federal de Ouro Preto – MG. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Ouro Preto – MG, 2007.

CETESB. Disponível em: [http://www.cetesb.gov.br/indicadores de qualidade das águas](http://www.cetesb.gov.br/indicadores%20de%20qualidade%20das%20%C3%A1guas) (2003). Acesso em 11/02/2008.

CHERNICHARO, C. A. L.; Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios. Belo Horizonte, v. 5, 1º Ed.: SEGRAC, 1997, 243p.

CHERNICHARO, C.A.L.; VAN HAANDEL, A.C.; CYBIS, F.; FORESTI, E.; Aplicabilidade da Tecnologia Anaeróbia para o Tratamento de Esgotos Domésticos. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios/ Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (coordenador). – Belo Horizonte; [s.n.] Projeto PROSAB. 2001.

CONSELHO NACIONAL DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM. Deliberação Normativa nº 10, de 16 de dezembro de 1986. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Minas Gerais, 1986. Disponível em: <HTTP://www.siam.mg.gov.br> Acesso em: 02/2008.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM e CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS – CERH-MG. Deliberação Normativa Conjunta nº 01, de 05 de maio de 2008. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Minas Gerais, 2008. Disponível em: <HTTP://www.siam.mg.gov.br> Acesso em 08/2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução n 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. Brasília, 2005. Disponível em: <HTTP://www.mma.gov.br> Acesso em 02/2008.

C. DEPT. OF ENVIRONMENT, Health and Natural Resources, Pollution Prevention Program, "Pollution Prevention Case Studies", September, 1993.

DAMBEK, P., HELTZER, J., KELLY, K., L'ANNUNZIATA, M., SMITH, T., "A Guide to Pollution Prevention for Wood Furniture Finishing", Tufts University, November, 1992.

ENVIRONMENTAL guidelines for small-scale activities in África: environmentally sound design for planning and implementing development activities. Washington: SD Publication Series, 2003.

EPA, Office of Pollution Prevention and Toxics, "Pollution Prevention Options in Wood manufacturing, A Bibliographic Report", February, 1992.

FÁBRICA DE MÓVEIS MEU MÓVEL DE MADEIRA. Disponível em: <http://www.meumoveldemadeira.com.br> acesso em 10/10/2007.

FÁBRICA DE MÓVEIS RUDNICK. Disponível em: www.rudnick.com.br acesso em 11/10/2007.

FARIAS, M. G.; PAUL, E.; GARBE, C. A.; Indicadores de Desempenho Ambiental como instrumento Auxiliar de Monitoramento no Programa de Produção mais Limpa do Setor de Pintura em uma Empresa do Arranjo Produtivo Local Madeira Móveis, 2007.

FERREIRA, A. L.; Estudo dos efluentes gerados pelas indústrias moveleiras. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Ouro Preto – M G, 2003.

FREEMAN, H. M. Industrial pollution prevention handbook. United States of America: Mc Graw-Hill, 1995

HIRATA, Y. S. Nutrição, Inibição, Crescimento e Aspectos Bioquímicos In: Hirata, Y. S. Célula Microbiana, Curso de Tratamento Biológico de Resíduos. Florianópolis, 1997.

IMHOFF, K. KLAUS; Manual de Tratamento de Águas Residuárias. Trad. de M. L. HESS. São Paulo. Ed. Edgard Blucher, 1996.

KOHL, J., PEARSON, J., ROSE, M., WRIGHT, P., CLARK, E., "Managing and Recycling Solvents in the Furniture Industry", N. C. Dept. of Natural Resources and Community Development, May, 1986.

LACERDA, J.P.; Estudo do impacto ambiental nos cursos d`água causado pelo lançamento de efluentes de indústrias do município de Itabirito, MG. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Ouro Preto, M G, 2004.

LIMA, E.G.; Diagnóstico ambiental de empresas de móveis em madeira situados no pólo moveleiro de Arapongas-PR. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal – Universidade Federal do Paraná, PR, 2005.

MARÇAL. E. J.; Curso de tratamento de esgoto – cedido pela Empresa de Engenharia Ambiental – EEA. Disponível em [HTTP://www.comitepcj.sp.gov.br](http://www.comitepcj.sp.gov.br)> acesso em 06/2006.

McCARTY, P.L.; Energetics and bacterial growth in organic compounds in aquatic environments, In: Faust, S. D. e Hunter, J. V.; New York, Marcel Dekker Inc., 1971.

METCALF & EDDY, INC. Wasterwater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse. 3rd ed., McGraw-Hill, 1991.

MIRANDA, A. A. Tratamento Anaeróbio de Líquidos da Casca de Coco Verde Utilizando Reator UASB. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Saneamento Básico), Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará, CE, 2008.

NAHUZ, M.R. Resíduos da Indústria moveleira, 2003. Disponível em: www.universoambiental.com.br. Acesso em 08/05/2008.

NUNES, J.A. Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais. 4^o edição. Editora J. Andrade Ltda. 2004.

OENNING. Combinação de tecnologias é melhor opção para tratamento de efluentes industriais, 2008. Disponível em: www.cgimoveis.com.br/tecnologia. Acesso em: 05/03/2008.

OLIVA, L.C.H.C. Tratamento de esgotos sanitários com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) protótipo: desempenho e respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas. São Carlos. Tese (doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 218p. 1997.

OCT - OVERVIEW OF COATING TECHNOLOGIES - Pollution Prevention Tips, N. C. Dept. of Environment, Health and Natural Resources, June, 1993.

ROCHA, M. A. G. R.; Estudos da Atividade Metanogênica de Lodos e da Biodegradabilidade Anaeróbia de Efluentes de Indústrias de Bebidas. Recife. . Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

ROESE, M. Política Industrial e de C e T regional: sistemas de inovação regionais. O caso da aglomeração moveleira de Bento Gonçalves/RS. Revista Eletrônica de Administração. V.6, nº 4. UFRGS, nov. 2000.

SANTOS, H.R.; Aplicação de coagulantes no afluente de reatores anaeróbio de leito expandido alimentado com esgoto sanitário. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, SP; 2001.

SANTOS, R.C.O.; Filho, O. B.; GIORDANO, G.; proposta de um método de cálculo do tempo de sedimentação no tratamento de esgotos por lodos em bateladas. In: Artigo Técnico Engenharia Sanitária Ambiental, 185, vol. 10 - nº 03, jul/set 2005.

SCHNEIDER, V.E., HILLIG, E., PAVONI, E. T. BERTOTTO FILHO, L. A. Gerenciamento Ambiental na Indústria Moveleira – Estudo de caso no Município de Bento Rodrigues – ENEGEP, 2003.

S. EPA / Sedesol Pollution Prevention Workgroup, "Pollution Prevention for the Wood finishing Industry", May, 1994.

SOUZA, C.A; SILVA, M. C; MOURA, M.A; Controle de intumescimento filamentoso em uma planta de lodos ativados de fábrica de papel reciclado através de seletores biológicos. ABTPC, 35º Congresso e Exposição Anual de Celulose e Papel, São Paulo, Brasil, 14 a 17 outubro 2002.

U.S. EPA / SEDESOL. Pollution prevention for the wood finishing industry. [S.l.]: Pollution Prevention Workgroup, 1994.

VAN HAANDEL, A. C; e LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgoto. Um manual para regiões de clima quente. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande, PB, Brasil, 1994.

VITERBO JÚNIOR, Ê. Sistema integrado de gestão ambiental: como implementar um sistema de gestão que atenda à norma Iso 14001, a partir de um sistema baseado na norma Iso 9000. São Paulo: Aquariana, 1998.

VON SPERLING, M; Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2º de. – Belo Horizonte: departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996.

VON SPERLING, M; Princípios básicos do tratamento de esgotos. Belo Horizonte, v. 2,3. Ed.:SEGRAC, 2005, 452p.

VON SPERLING, M.; HAANDEL, AC.; JORDÃO, E.P.; CAMPOS, J. R.; CYBIS, L. F.; AISSE, M.M.; SOBRINHO, P.A.; Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Lodos Ativados. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios/ Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (coordenador). – Belo Horizonte; [s.n.]. Projeto PROSAB, 2001.

VENZKE, C. S. e NASCIMENTO, L. T. O Ecodesign no Setor Moveleiro do Rio Grande do Sul. Revista Eletrônica de Administração. Ed 30, nº 6, vol 8, dez. 2002. Disponível em: <http://www.read.adm.ufrgs>. Acesso em 05/05/2008.