



Universidade Federal de Campina Grande
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS

**MONITORAMENTO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DO
HOSPITAL GERAL WALDEMAR DE ALCÂNTARA – FORTALEZA (CE)
COMO INSTRUMENTO DE GESTÃO DE EFLUENTES**

FRANCISCO VIEIRA PAIVA

Prof. Dr. Adrianus C. Van Haandel
Orientador

CAMPINA GRANDE/PB
NOVEMBRO/2009

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

FRANCISCO VIEIRA PAIVA

**MONITORAMENTO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DO
HOSPITAL GERAL WALDEMAR DE ALCÂNTARA – FORTALEZA (CE)
COMO INSTRUMENTO DE GESTÃO DE EFLUENTES**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado
em Recursos Naturais do Centro de
Tecnologia e Recursos Naturais da
Universidade Federal de Campina Grande,
em cumprimento às exigências para
obtenção do Grau de Doutor.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS

Prof. Dr. Adrianus C. Van Haandel
Orientador

CAMPINA GRANDE/PB

NOVEMBRO/2009

FRANCISCO VIERA PAIVA

**MONITORAMENTO DA E.T.E. DO HOSPITAL GERAL WALDEMAR DE
ALCÂNTARA – FORTALEZA –(CE) COMO INSTRUMENTO DE GESTÃO DOS
EFLUENTES LÍQUIDOS.**

APROVADA EM: 19/11/2009

BANCA EXAMINADORA




Dr. ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais - CTRN
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG



Dr. MÁRIO TAKAYUKI KATO
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE



Dr. PEDRO ALEM SOBRINHO
Universidade de São Paulo - USP



Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA
Universidade Estadual da Paraíba



Dra. ANNEMARIE KÖNIG
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais - CTRN
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

“Se um dia vocês forem surpreendidos pela injustiça ou pela ingratidão, não deixem de crer na vida, de engrandecê-la pela decência, de construí-la pelo trabalho”.

(Edson Queiroz)

Dedicatória

A minha família e ao grande arquiteto do universo pelas bênçãos que tenho recebido na minha vida.

Agradecimentos

A Universidade Federal de Campina Grande – Centro de Tecnologia em Recursos Naturais, a coordenação e a todos os funcionários que possibilitaram a realização do doutorado.

Ao meu amigo e orientador professor Adrianus Van Haandel e a professora Paula Francinete pelos ensinamentos durante o desenvolvimento do trabalho.

Aos membros da banca examinadora pela disponibilidade em participar da conclusão desta etapa.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudo que foi de grande ajuda no desenvolvimento do trabalho.

A professora Annemarie König pela sua disponibilidade, interesse e incentivo no desenvolvimento do trabalho.

Ao Hospital Geral Dr. Waldemar de Alcântara pela concessão do uso da estação de tratamento de esgoto onde foi desenvolvido a maior parte do trabalho e aos seus funcionários pela disponibilidade das informações.

Aos laboratórios da UFC LABOSAN E TRAÇOS, nas pessoas dos amigos Neyliane e André Bezerra pelas análises cromatográficas realizadas.

A minha esposa Gorete Fontenele e minhas filhas Gabriele e Karine Fontenele pela força e compreensão nas dificuldades enfrentadas.

A todas as pessoas que contribuíram de alguma forma para a conclusão deste trabalho em especial os amigos Euranio Aguiar, os colegas Faby, Bin e a amiga Kat Rose.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	12
LISTA DE GRÁFICOS.....	13
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	14
RESUMO	16
ABSTRACT	17
1 INTRODUÇÃO.....	18
2 OBJETIVOS.....	21
2.1 Objetivo Geral	21
2.2 Objetivos Específicos	21
3.1 CARACTERIZAÇÃO DE ESGOTO DOMÉSTICO E HOSPITALAR.....	22
3.1.1 Características de Esgoto Doméstico	22
3.1.2 Características de Águas Residuárias Hospitalares	26
3.1.2.1 Microrganismos	27
3.1.2.2 Saneantes – Informações Básicas	30
3.1.2.3 Resíduos Líquidos de Medicamentos	35
3.1.2.3.1 <i>Fármacos e o Meio Ambiente</i>	37
3.1.2.3.2 <i>Rota dos Fármacos no Meio Ambiente e Seus Efeitos</i>	39
3.1.2.4 Cozinha, lavanderias e lavagens de pisos.....	42
3.1.3 Classificação e Legislação – Resíduos Serviços de Saúde.....	42
3.1.4 Infecções, Antibióticos	46
3.2 ALTERNATIVAS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO	51
3.2.1 Sistemas Anaeróbios	55
3.2.2 Sistemas Aeróbios	61
3.3 METABOLISMO BACTERIANO NOS PROCESSOS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO	64
3.3.1 Divisão da Matéria Orgânica nos Esgotos Domésticos.....	65
3.3.2 Metabolismo Oxidativo	66
3.3.3 Composição do Lodo Orgânico.....	67
3.3.4 Balanço de Massa do Material Orgânico.....	68
3.4 SISTEMAS COMBINADOS ANAERÓBIO/AERÓBIO.....	70
3.5 TECNOLOGIAS – NOVOS ESTUDOS E CONCEPÇÕES	70
4 PARÂMETROS PARA AVALIAR A QUALIDADE DO ESGOTO E DO LODO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO	75
4.1 Testes de Atividade Metanogênica Específica	75
4.2 Teste de Toxicidade.....	76
4.3 Testes para Detecção de Fármacos.....	77
5 GESTÃO AMBIENTAL NA UNIDADE HOSPITALAR.....	79
5.1 Considerações Gerais da Unidade Hospitalar	79
5.2 Política e Organograma da Instituição.....	81
5.3 Gestão dos Resíduos de Serviço de Saúde	81
5.4 OUTROS INDICADORES DA GESTÃO	87
5.4.1 Resíduos Químicos Farmacêuticos Gerados na Unidade.....	87
5.4.2 Epidemiologia e Doenças Acometidas	96
5.4.3 Impactos Ambientais	96
5.4.4. Pesquisas Realizadas no Brasil com Efluente Hospitalar.....	97
6 METODOLOGIA E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS.....	99

6.1	Descrição da Estação de Tratamento de Esgoto.....	99
6.1.1	Tratamento Preliminar e Poço de Sucção.....	100
6.1.2	Reator UASB.....	100
6.1.3	Reator Aeróbio.....	106
6.2	Procedimentos Metodológicos.....	111
6.2.1	Caracterização Físico-Química e Microbiológica.....	111
6.2.2	Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME) e Toxicidade.....	112
6.2.3	Teste de Toxicidade.....	114
6.2.4	Análises Cromatográficas.....	116
6.2.5	Balço de Massa do Material Orgânico.....	119
6.2.6	Gestão dos Resíduos da Unidade de Saúde.....	121
7	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	122
7.1	Caracterização Físico - Química.....	122
7.1.1	Temperatura, pH e Alcalinidade Total.....	123
7.1.2	Nutrientes (Nitrogênio Total e Fósforo).....	124
7.1.3	Remoção de Matéria Orgânica – DBO/DQO.....	127
7.1.4	Remoção de Sólidos.....	130
7.2	Caracterização Microbiológica.....	135
7.2.1	Coliformes.....	135
7.2.2	Ovos de Helminhos.....	137
7.3	Balço de Massa.....	139
7.4	Atividade Metanogênica Específica - AME.....	141
7.5	Toxicidade do Ácido Peracético.....	143
7.6	Análises Cromatográficas.....	145
7.7	Problemas Operacionais.....	151
8.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	153
8.1	Conclusões.....	153
8.2.	Recomendações.....	155
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	157
	ANEXOS.....	171

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1	Composição dos esgotos domésticos.....	25
FIGURA 3.2	Fórmula química estrutural do ácido peracético.....	32
FIGURA 3.3	Ordem decrescente de resistência dos microrganismos a ação dos germicidas.....	34
FIGURA 3.4	Possível rota dos fármacos em vários ambientes.....	39
FIGURA 3.5	Estrutura das penicilinas.....	49
FIGURA 3.6	Fórmula estrutural da oxacilina.....	50
FIGURA 3.7A	Divisão do material orgânico em sistemas de tratamento secundário aeróbio ou anaeróbio.....	52
FIGURA 3.7B	Divisão do material orgânico em sistemas de tratamento secundário aeróbio ou anaeróbio (fração não biodegradável solúvel e particulada).....	53
FIGURA 3.8	Esquema de um sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio com estabilização de lodo aeróbio no pré- tratamento e geração de energia.....	53
FIGURA 3.9	Representação esquemática da decomposição bioquímica por meio da digestão anaeróbia	57
FIGURA 3.10	Tecnologia integrada de digestão anaeróbia.....	58
FIGURA 3.11	Interatividade na conversão da matéria orgânica.	58
FIGURA 3.12	Fluxograma de lodos ativados convencional.....	62
FIGURA 3.13	Processos metabólicos em lodos ativados.....	66
FIGURA 3.14	Esquema do balanço de massa do processo de lodos ativados convencionais.....	69
FIGURA 5.1	Localização do Hospital Geral Waldemar de Alcântara em Messejana – Fortaleza - CE.....	80
FIGURA 5.2	Matriz organizacional e de processos do Hospital Geral Waldemar Alcântara em Messejana – Fortaleza-CE.....	82
FIGURA 5.3	Fluxograma da geração e descarte de resíduos líquidos do HGWA.....	88
FIGURA 6.1	Caixa de grade.....	100
FIGURA 6.2	Caixa de areia.....	100
FIGURA 6.3	Vista da ETE do HGWA.....	101
FIGURA 6.4	Medidor de gás G1 LAO.....	101
FIGURA 6.5A	Detalhe interno e externo do reator UASB.....	103
FIGURA 6.5B	Detalhe baixo interno e externo do reator UASB.....	103
FIGURA 6.6	Gráfico de monitoramento em tempo real de vazão, temperaturas ambiente e interna do UASB e nível do poço de sucção.....	104
FIGURA 6.7	Gráfico de monitoramento em tempo real de temperatura do UASB.....	104
FIGURA 6.8	Gráfico de monitoramento em tempo real de temperatura ambiente.....	105
FIGURA 6.9	Gráfico de monitoramento em tempo real de vazão temperatura ambiente.....	105
FIGURA 6.10	Vista externa e interna do reator aeróbio.....	107
FIGURA 6.11	Detalhes interno do reator aeróbio.....	108
FIGURA 6.12	Retorno de lodo do decantador.....	108
FIGURA 6.13	Retorno de lodo decantado.....	109
FIGURA 6.14	Esquema dos reatores anaeróbio e aeróbio.....	110

FIGURA 6.15	Rolhas e tampas de vedação para os frascos da AME.....	114
FIGURA 6.16	Aparato para Atividade Metanogênica Específica – AME.....	114
FIGURA 6.17	Fluxograma do procedimento EFS.....	117
FIGURA 6.18	Cromatografo utilizado na identificação dos compostos.....	118
FIGURA 6.19	Microseringa e amostras utilizadas na cromatografia.....	118
FIGURA 6.20	Fluxograma do balanço de massa de material orgânico em um reator biológico.....	119
FIGURA 7.1	Ovos de helmintos presentes e predominantes em afluentes e efluentes do esgoto do Hospital.....	138
FIGURA 7.2	Cromatograma da amostra de esgoto bruto do HGWA.....	145
FIGURA 7.3	Cromatograma da amostra de efluente UASB da ETE do HGWA.....	149
FIGURA 7.4	Cromatograma da amostra de efluente final da ETE do HWA.....	149
FIGURA 7.5	Caixa de gordura.....	151
FIGURA 7.6	Caixa de gordura.....	151
FIGURA 7.7	Poço de sucção.....	152
FIGURA 7.8	Material retirado da grade e poço de sucção.....	152

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1	Características das impurezas em águas residuárias.....	22
TABELA 3.2	Composição típica dos esgotos domésticos.....	23
TABELA 3.3	Composição de esgoto dos hospitais universitários da UFMS e Waldemar de Alcântara- Fortaleza.....	24
TABELA 3.4	Microrganismos encontrados em RSSS.....	28
TABELA 3.5	Principais classes de fármacos com potenciais danos a organismos aquáticos.....	38
TABELA 3.6	Concentrações médias de fármacos encontrados no meio ambiente..	40
TABELA 3.7	As dez maiores causas de morte no mundo segundo a Organização Mundial de Saúde.....	46
TABELA 3.8	Antibióticos mais utilizados no tratamento de infecções bacterianas.	48
TABELA 3.9	Valores médios de DQO, DBO e STS no afluente e efluente (bruto e sedimentado) de reator UASB em Campina Grande-PB.....	59
TABELA 3.10	Classificação dos lodos ativados em função da idade do lodo.....	61
TABELA 4.1	Métodos utilizados na determinação de fármacos no ambiente aquático.....	78
TABELA 5.1	Segregação, acondicionamento e tratamento dos RSS do HGWA....	85
TABELA 5.2	Características dos resíduos ambientais gerados no HGWA.....	86
TABELA 5.3	Medicamentos utilizados no HGWA, classe e quantitativos.....	89
TABELA 6.1	Parâmetros de dimensionamento da ETE do Hospital Geral Waldemar de Alcântara – HGWA.....	99
TABELA 6.2	Frequência do monitoramento do UASB.....	106
TABELA 6.3	Frequência dos testes monitorados para avaliar o desempenho do reator aeróbio.....	110
TABELA 6.4	Parâmetros analisados no projeto para os 3 pontos de coleta.....	111
TABELA 6.5	Composição dos cinco digestores para os cinco testes de AME.....	113
TABELA 6.6	Volumes inoculados nos frascos de reação para toxicidade do ácido peracético.....	116
TABELA 6.7	Espécies microbianas envolvidas no processo de digestão anaeróbia....	116
TABELA 6.8	Condições cromatográficas utilizadas.....	119
TABELA 7.1	Valores médios encontrados no monitoramento da ETE do HGWA para fins de caracterização.....	122
TABELA 7.2	Massa de DQO afluente e efluente ao reator UASB.....	139
TABELA 7.3	Massa de DQO afluente e efluente ao reator de lodos ativados.....	140
TABELA 7.4	Valores de AME máxima em cinco testes realizados.....	142
TABELA 7.5	Volume acumulado (mL) no teste de toxicidade do ácido peracético.....	143
TABELA 7.6:	Compostos farmacêuticos encontrados no esgoto bruto.....	146
TABELA 7.7	Porcentagem de similaridade relativa aos picos e remoção.....	147

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 7.1	Valores médios de pH afluente e efluente na ETE.....	123
GRÁFICO 7.2	Valores médios de temperatura afluente e efluente na ETE.....	124
GRÁFICO 7.3	Valores médios alcalinidade afluente e efluente na ETE.....	124
GRÁFICO 7.4	Varição das concentrações de nitrogênio amoniacal afluente e efluente.....	125
GRÁFICO 7.5	Varição das concentrações de nitrato afluente e efluente na ETE.	126
GRÁFICO 7.6	Varição das concentrações de fósforo afluente e efluente na ETE	127
GRÁFICO 7.7	Varições das concentrações de DBO afluente e efluente.....	128
GRÁFICO 7.8	Varição da DQO afluente e efluente na ETE.....	130
GRÁFICO 7.9	Varições de sólidos sedimentáveis no sistema.....	131
GRÁFICO 7.10	Varições de sólidos totais nos três pontos do sistema.....	131
GRÁFICO 7.11	Varições de sólidos totais voláteis no sistema.....	132
GRÁFICO 7.12	Varições de sólidos totais fixos no sistema.....	132
GRÁFICO 7.13	Varições das concentrações de SST afluente e efluente.....	133
GRÁFICO 7.14	Varições das concentrações de SSF afluente e efluente.....	134
GRÁFICO 7.15	Varições das concentrações de SSV afluente e efluente.....	134
GRÁFICO 7.16	Varições das concentrações Coliformes totais afluente e efluente	136
GRÁFICO 7.17	Varições das concentrações de <i>E. coli</i> afluente e efluente no esgoto estudado.....	136
GRÁFICO 7.18	Quantificação dos Ovos de Helmintos encontrados no Sistema Combinado de reatores UASB – Lodos ativados.....	138
GRÁFICO 7.19	Produção acumulada de metano (mL) no teste de toxicidade ao ácido peracético em função do tempo.....	144
GRÁFICO 7.20	Produção acumulada de metano (mL) no teste de toxicidade ao ácido peracético em função da dosagem de desinfetante.....	144
GRÁFICO 7.21	Varição das áreas dos picos detectados nas amostras do HGWA.....	148

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACPO	Associação de Consciência a Prevenção Ocupacional
AIDS	Síndrome da Imunodeficiência adquirida
AME	Atividade Metanogênica Específica
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
CAG	Carvão Ativado Granular
CCIH	Comissão de Controle de Infecção Hospitalar
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CG/EM	Cromatografia Gasosa acoplada a Espectrometria de Massa
CGRSS	Comissão de Gerenciamento dos Resíduos dos Serviços de Saúde
CL₅₀	Concentração Letal
CLAE/EM	Cromatografia Líquida de Alto Eficiência acoplada a Espectrometria de Massa
CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
CNTP	Condição Normal de Temperatura e Pressão
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DDT	Dicloro Difenil Tricloroetano
DE	Desreguladores Endócrinos
DEHP	Di(2-etil hexil) ftalato
DIBP	Diisobutil Ftalato
DL₅₀	Dose Letal
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EAS	Estabelecimentos Assistenciais de Saúde
EDC	Disruptores Endócrinos
EFS	Extração Fase Sólida
EGSB	Reator de Leito Granular Expandido
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto

FSA	Filtro Submerso Aerado
HBV	Vírus da Hepatite B
HGWA	Hospital Geral Waldemar Alcântara
HIV	Human Immunodeficiency Virus
LABOSAN	Laboratório de Saneamento
LAT	Laboratório de Análises Traços
NBR	Norma Brasileira Registrada
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
ONA	Organização Nacional de Acreditação Hospitalar
PAD	Programa de Atendimento Domiciliar
PBBO	(4-Bifenilil)-6-Fenil Benzoxazole
PCB	Bifenilas Policloradas
PGRSS	Programa de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde
PhACS	Fármacos Ativos
PM	Peso Molecular
POA	Processos Oxidativos Avançados
PPCPs	Produtos de Uso Pessoal
RDC	Resolução da Diretoria Colegiada
RIMA	Relatório de Impactos de Meio Ambiente
RSSS	Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SEMACE	Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Ceará
SUS	Sistema Único de Saúde
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
THRv	Tanque de Homogeneização e Regularização de Vazão
UASB	Upflow Anaerobic Sludge blanket
UFMS	Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UTI	Unidade de Tratamento Intensivo
UV	Ultra Violeta
VTG	Síntese de Vitelogenina
WHO	World Health Organization

RESUMO

PAIVA, Francisco Vieira. **MONITORAMENTO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DO HOSPITAL GERAL WALDEMAR DE ALCÂNTARA – FORTALEZA (CE) COMO INSTRUMENTO DE GESTÃO DE EFLUENTES.**

. Doutorado em Recursos Naturais – Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2009.

Estabelecimentos assistenciais de saúde (EAS) são unidades que promovem o bem-estar da população pelo tratamento e pela prevenção das doenças. São, no entanto, geradores de resíduos líquidos com elevada complexidade, que na maioria das vezes não são tratados adequadamente. Neste trabalho são apresentados resultados de uma investigação realizada no Hospital Geral Waldemar de Alcântara, na cidade de Fortaleza-CE, que teve como objetivo o estudo do tratamento dos resíduos líquidos hospitalares gerados no EAS. Os resíduos eram tratados por uma Estação de Tratamento de Esgoto com reatores combinados UASB e lodos ativados. O trabalho teve duração de três anos (2006-2008). O conhecimento da qualidade dos esgotos, a complexidade operacional, qualidade do efluente e do corpo receptor (rede de drenagem) e a gestão da geração dos resíduos líquidos, conduziram à realização de auditorias no EAS, caracterização físico-química dos resíduos líquidos, testes de atividade metanogênica específica, toxicidade do ácido peracético e cromatografia gasosa. Os resultados mostram que esses possuem características semelhantes a esgoto doméstico concentrado. As concentrações de sólidos em suspensão, material orgânico e nutrientes tiveram particularidades devida às atividades típicas do EAS. Foi possível identificar que o sistema combinado é passível de tratar esgoto hospitalar, porém o TDH não deve ser abaixo de seis horas na vazão máxima e que deve existir uma etapa de polimento do efluente para reter compostos químicos-farmacêuticos persistentes. A atividade metanogênica específica feita com o lodo do UASB mostrou produção de metano dentro do esperado para reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo, mostrando que não houve inibição dos processos. Nos testes de toxicidade ocorreu colapso com ácido peracético e baixa produção de metano. As análises de cromatografia gasosa realizadas no afluente, efluente do UASB, efluente final revelaram a presença de vários compostos derivados da indústria química-farmacêutica. O estudo permitiu concluir que o desempenho do sistema foi afetado por diversos fatores, como: gestão inadequada dos resíduos líquidos hospitalares, vazão excessiva, complexidade do esgoto, dificuldades operacionais e falta de uma unidade de polimento do efluente para remoção de compostos químico-farmacêuticos principalmente os ftalados. No geral, o sistema de tratamento mostrou-se eficiente na remoção de DBO₅, DQO e SST com 90%, 90% e 72% respectivamente.

Palavras chave: Esgoto Hospitalar, Fármacos, Gestão, Tratamento Combinado.

ABSTRACT

PAIVA, Francisco Vieira. MONITORING STATION FOR SEWAGE TREATMENT FOR THE GENERAL HOSPITAL WALDEMAR DE ALCANTARA - FORTALEZA (CE) AS INSTRUMENT OF WASTE MANAGEMENT.

Health care establishments (HCE) are units that promote the well-being of the population treatment and prevention of diseases. However, they generate wastewater of high complexity that in most cases are not treated properly. This thesis presents results of research conducted at the General Waldemar de Alcântara Hospital in Fortaleza-CE and aimed to study the treatment of liquid waste generated in the hospital. The waste was processed through a wastewater treatment with combined UASB reactors and activated sludge. The work lasted three years (2006-2008). Knowing the quality of sewage, operational complexity, effluent quality and receiving body (drainage) and management of the waste generation, led to audits in the EAS, physical chemical characterization of the waste test, determination of specific methanogenic activity and toxicity of peracetic acid and gas chromatographic analyses. The results show that the liquid waste is similar to domestic sewage in terms of solids and organic material concentrations but has particularities due to the typical activities of an HCL. It was established that the combined system is capable of treating hospital sewage, but the TDH shall not be less than 6 hours at maximum flow. The specific methanogenic activity of the UASB sludge showed the production of methane was as expected in the anaerobic reactor, showing no inhibition of the processes. In biodegradability and toxicity tests breakdown of methanogenesis was observed, with peracetic acid there was a low production in the presence of sodium oxacillin. Analysis of gas chromatography performed in the influent, effluent of the UASB and final effluent revealed the presence of several compounds derived from the chemical-pharmaceutical industry. From the study it was concluded that the performance of the system was affected by several factors, such as poor management of hospital waste, low TDH, complexity of the waste water, operational difficulties and lack of a unit to polish the effluent for removal of chemical-pharmaceutical compounds mainly phthalide. In general, the treatment system was efficient in removing COD, BOD₅ and TSS with 91%, 91% and 86% respectively.

Keywords: Management, Sewage Hospital, Combined Treatment, Pharmaceuticals.

1 INTRODUÇÃO

A necessidade de se preservar o meio ambiente mantendo um equilíbrio entre custos e benefícios nos projetos de tratamento de águas residuárias, tanto no contexto industrial, doméstico, ou municipal, é motivo de inúmeras pesquisas. Por outro lado, em se tratando especificamente de resíduos líquidos hospitalares, são poucas as pesquisas encontradas no Brasil se comparadas aos trabalhos realizados com esgoto doméstico e industrial, tanto no plano da gestão ou conceito na geração ou tratamento adequado para esses esgotos. As resoluções RDC nº 50/2002 e RDC nº 33/2003 da ANVISA tratam a questão de resíduos líquidos oriundos dos estabelecimentos assistenciais de saúde (EAS) de forma generalizada, não exemplificando tipos de tratamentos adequados para os esgotos hospitalares.

Várias configurações de sistemas de tratamento de esgoto são desenvolvidas ao longo dos anos. Os sistemas anaeróbios foram os primeiros. Segundo os processos metabólicos predominantes, os sistemas de tratamento podem ser classificados em anaeróbios e aeróbios, nos anaeróbios de baixa taxa de degradação, como tanques sépticos que foram os primeiros a ser empregados. Esses sistemas foram seguidos por outros mais eficientes, como os sistemas de lodos ativados (aeróbios) e suas variantes e reatores anaeróbios de alta taxa, como o reator de fluxo ascendente em manta de lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket – UASB).

Sistemas anaeróbios modernos se caracterizam pelo fato de removerem eficientemente matéria orgânica e, sólidos em suspensão, contudo, não conseguem gerar um efluente com qualidade compatível com os padrões exigidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA. Custos operacionais mais baixos, no entanto, são os fatores que mais contribuem para a adoção da tecnologia anaeróbia (PARKIN e SPEECE, 1983). Por outro lado, sistemas aeróbios são notórios pela sua eficiência em gerar efluente de excelente qualidade, porém os custos de implantação e operação, muitas vezes, tornam-se onerosos. Buscando uma solução que levasse a uma situação satisfatória, surgiram então os sistemas combinados - anaeróbio e aeróbio.

A utilização de sistemas combinados, constituídos de um reator anaeróbio do tipo UASB, seguido de um sistema de lodo ativado, é apontada como uma das soluções para resolver os problemas de tratamento biológico, pois, associando as vantagens dos dois sistemas, possibilitam obter um efluente com reduzida concentração de matéria orgânica, sólidos suspensos e, também, nutrientes. Essa combinação traz vantagens

importantes, já que possibilita o polimento do efluente do reator UASB no aeróbio que o segue, e evita a construção de um reator para digerir o lodo de excesso gerado no sistema, podendo parte do lodo ser estabilizado no reator anaeróbio. Também como vantagens, citam-se a redução do consumo de energia na unidade aeróbia, em razão da baixa carga orgânica do efluente digerido e a possibilidade de se usar o biogás (especificamente o metano-CH₄) para gerar energia capaz de movimentar parte dos equipamentos do sistema.

No presente trabalho estão apresentados os resultados da investigação realizada para avaliar a geração dos resíduos líquidos hospitalares seu tratamento e a disposição final do efluente no meio ambiente. O trabalho foi desenvolvido no Hospital Geral Dr. Waldemar de Alcântara, na cidade de Fortaleza – CE. O sistema de tratamento é constituído por uma caixa de grade e areia, um reator anaeróbio e um aeróbio, tanque de contato e emissário final. O sistema possui ainda uma casa de bombas e um laboratório. A unidade de tratamento está funcionando há aproximadamente cinco anos e seu desempenho vem sendo acompanhado há três anos.

Os resultados encontrados neste trabalho podem contribuir para um entendimento melhor das condições da gestão dos resíduos líquidos e operação de um sistema de tratamento de esgoto hospitalar combinado anaeróbio/aeróbio (lodo ativado); sistema este submetido à carga afluyente variadas de matéria orgânica e vazões, com potencial tóxico, em razão da presença de fármacos, compostos químicos, rejeitos de laboratórios de análises clínica e imagem, agentes bactericidas utilizados na desinfecção, como ácido peracético e glutaraldeído. Estes dois últimos produtos são tipos de saneantes utilizados para limpeza de pisos e utensílios hospitalares. A unidade hospitalar possui uma cozinha industrial que lança os despejos de 1000 refeições produzidas por dia e uma lavanderia.

Os resíduos líquidos gerados nos hospitais contêm centenas de poluentes químicos. A United States Environmental Protection Agency - EPA (1989) detectou cerca de 400 poluentes tóxicos e perigosos em amostras de esgotos hospitalares (EMMAUEL, *et al.* 2005). Nos EAS, onde existem laboratórios e centros cirúrgicos, o uso do glutaraldeído é largamente praticado, por suas propriedades bactericidas e de ação rápida. Nessas unidades, chega-se a gerar até 750 litros de esgoto por leito/dia, contendo elementos patogênicos, fármacos parcialmente metabolizados, elementos radiativos e outras substâncias químicas tóxicas (REZAEI *et al.* 2005). Portanto, existe um risco de contaminação dos recursos hídricos pelo lançamento desses agentes

desinfetantes sem a devida neutralização e controle (EMMANUEL, *et al.* 2005). Uma gestão adequada na geração desses resíduos pode minimizar os impactos nos corpos hídricos.

O descarte de efluentes hospitalares e de serviços de saúde sem um tratamento adequado pode representar um grande risco ao meio ambiente, pois quantidades de microrganismos potencialmente patogênicos, dos quais os mais relevantes são bactérias resistentes aos antibióticos, parecem estar em maiores concentrações nestes efluentes, quando comparados com efluentes provenientes de outras fontes geradoras (REINTHALER *et al.* 2003).

Os resíduos líquidos provenientes de esgoto e de águas servidas de EAS devem ser tratados antes do lançamento no corpo receptor ou na rede coletora de esgoto, sempre que não houver sistema de tratamento de esgoto coletivo atendendo a área onde está localizado o serviço, conforme definido na RDC ANVISA N° 50/2002.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a gestão dos resíduos líquidos no (EAS) em estudo e o desempenho da estação de tratamento de esgoto (ETE).

2.2 Objetivos Específicos

- 1 avaliar a geração e a qualidade dos resíduos líquidos do EAS.
- 2 determinar as frações do material orgânico que entram e saem do sistema de tratamento de esgoto, como: (1) transformada em biogás (metano); (2) oxidada no sistema de lodo ativado; (3) descarregada como lodo de excesso (do reator anaeróbio e aeróbio) e (4) descarregada no efluente do sistema.
- 3 identificar por meio de Atividade Metanogênica Específica (AME) e cromatografia de massa contaminante de caráter potencialmente perigoso ao tratamento e ao meio ambiente, como compostos químicos utilizados na indústria farmacêutica e saneantes.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 CARACTERIZAÇÃO DE ESGOTO DOMÉSTICO E HOSPITALAR

3.1.1 Características de Esgoto Doméstico

De modo geral as águas residuárias produzidas em hospitais se assemelham ao esgoto doméstico, no entanto, existem alguns aspectos adicionais, típicos das atividades que se desenvolvem em instituições que tratam da saúde. Na Tabela 3.1, observam-se as impurezas indesejáveis em esgoto, os problemas que causam e os métodos de tratamento para sua remoção, além daquelas específicas de águas residuárias de hospitais, seus problemas e tratamento.

Na caracterização dos esgotos, principalmente doméstico, é usual admitir uma estratificação de fraco, médio e forte, conforme a Tabela 3.2. Valores semelhantes são encontrados em (METCALF e EDDY, 2004) em caracterização de esgotos.

TABELA 3.1 – Características das impurezas em águas residuárias

ÁGUAS RESIDUARIAS DOMESTICAS		
IMPUREZAS	PROBLEMAS QUE CAUSAM	SOLUÇÃO
Sólidos em suspensão	Assoreamento do corpo receptor	Tratamento primário Separação e digestão
Material orgânico	Demanda de oxigênio Morte de macro-organismo Odores pela digestão anaeróbia	Tratamento biológico 1. (lodo ativado) 2. anaeróbio (UASB) 3. misto-lagoa de estabilização
Nutrientes	Eutrofização: crescimento exagerado da vida aquática, deterioração da água subterrânea	Tratamento terciário N: biológico: nitrificação + desnitrificação. P: biológico ou físico-químico
Patógenos	Transmissão de doenças, vírus, bactérias, protozoários, ovos de helmintos.	Morte pelo tempo Desinfecção: Cl ₂ , O ₃ , UV e filtração
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE ORIGEM HOSPITALAR		
IMPUREZAS	PROBLEMAS QUE CAUSAM	SOLUÇÃO
Óleos e graxas (cozinha e restaurante)	Demanda de oxigênio dissolvido: Morte de macro-organismo, odores pela digestão anaeróbia, entupimento de tubulações, distúrbios na manta de lodo do reator UASB e no decantor do reator aeróbio	Separação física + digestão anaeróbia

(Lavanderia)	Demanda de OD, inibidores de microrganismos do tratamento biológico	THR _V * + tratamento anaeróbio + tratamento aeróbio e desinfecção
Materiais antissépticos	Bactericidas (afeta tratamento biológico)	Tratamento preliminar específico
Restos de remédios	Tóxicos para micro e macrorganismos no sistema de tratamento e no meio ambiente	Incineração

THR_V – Tanque de homogeneização e regularização de vazão.

TABELA 3.2 – Composição típica dos esgotos domésticos

Componente	Unid.	Concentração		
		Forte	Média	Fraca
Sólidos totais	mg/L	1200	720	350
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	850	500	250
Sólidos dissolvidos fixos	mg/L	525	300	145
Sólidos dissolvidos voláteis	mg/L	325	200	105
Sólidos suspensos	mg/L	350	220	100
Sólidos suspensos fixos	mg/L	75	55	20
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	275	165	80
Sólidos sedimentáveis	mg/L	20	10	5
Demanda bioquímica de oxigênio – DBO	mg/L	400	220	110
Carbono orgânico total – COT	mg/L	290	160	80
Demanda química de oxigênio – DQO	mg/L	1000	500	250
Nitrogênio total	mg/L	85	40	20
Nitrogênio orgânico	mg/L	35	15	8
Nitrogênio amoniacal	mg/L	50	25	12
Nitritos*	mg/L	0	0	0
Nitratos*	mg/L	0	0	0
Fósforo total	mg/L	15	8	4
Fósforo orgânico	mg/L	5	3	1
Fósforo inorgânico	mg/L	10	5	3
Cloretos**	mg/L	100	50	30
Alcalinidade de CaCO ₃	mg/L	200	100	50
Óleos e graxas	mg/L	150	100	50
Sulfatos	mg/L	50	30	20
Coliformes totais	NMP/100ml	10 ⁷ a 10 ⁹	10 ⁷ a 10 ⁸	10 ⁶ a 10 ⁷
Compostos orgânicos voláteis	µg/L	>400	100 a 400	<100

* Praticamente ausente nos esgotos sanitários

** Os valores podem mudar, dependendo do sistema de abastecimento de água

FONTE: Adaptado de Mendonça (2000)

A Tabela 3.3 apresenta uma média dos parâmetros de esgoto hospitalar coletados dos hospitais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS),

localizado no campus universitário em Campo Grande-MS e Waldemar de Alcântara, na cidade de Fortaleza – Ceará.

Como a complexidade dos resíduos líquidos hospitalares é grande e diversificada, é recomendado que, no desenvolvimento dos projetos de tratamento de esgoto dos EAS, seja feita uma caracterização específica para cada caso, pois os serviços ofertados podem modificar as características físicas, químicas e bacteriológicas dos resíduos.

A fim de conhecer as características do esgoto do Hospital Geral Dr. Waldemar de Alcântara, na cidade de Fortaleza – CE foi feita uma caracterização com o objetivo de conhecer a qualidade do esgoto da unidade de saúde. A Tabela 3.3 mostra os dados preliminares encontrados para o esgoto bruto da unidade de saúde estudada e faz uma comparação com os resultados encontrados para a unidade hospitalar universitária da UFMS – Mato Grosso.

TABELA 3.3 – Composição de esgoto dos hospitais universitários da UFMS e Waldemar de Alcântara-Fortaleza

Componente	Unidade	Concentração	
		Hospital Universitário – UFMS Mato Grosso ¹	Hospital Waldemar de Alcântara ² – Fortaleza-CE
Temperatura ambiente	⁰ C	27	30
Temperatura da amostra	⁰ C	27	29
pH	-	-	7
Sólidos totais	mg/L	1847	1454
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	249	1305
Sólidos dissolvidos fixos	mg/L	160	550
Sólidos dissolvidos voláteis	mg/L	89	755
Sólidos suspensos totais	mg/L	1598	149
Sólidos suspensos fixos	mg/L	34	16
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	1564	133
Sólidos sedimentáveis	mL/L/h	2,8	2,6
Demanda bioquímica de oxigênio – DBO	mg/L	204	626
Demanda química de oxigênio – DQO	mg/L	373	1000
Nitrogênio amoniacal	mg/L	9,7	31
Nitritos*	mg/L	-	1
Nitratos*	mg/L	-	7
Fósforo total	mg/L	3,27	5
Alcalinidade CaCO ₃	mg/L	115,1	164
Óleos e graxas**	mg/L	31,7	280
Coliformes totais	NMP/100ml	10 ⁷ a 10 ⁹	8,0x10 ⁹

FONTE: Nobuyoshi Ide C. *et. al* (1998)¹;

* Praticamente ausentes dos esgotos sanitários

** Coletados na caixa de gordura no período de 24 horas

Sólidos em Suspensão

As características qualitativas, físicas e químicas, típicas dos sólidos em suspensão em esgotos sanitários, são apresentadas na Figura 3.1. Nos períodos chuvosos, os esgotos sanitários podem mudar as suas características, em virtude das infiltrações nas redes coletoras, conferindo aos esgotos diluições que, de certa forma, mascaram a verdadeira característica dos esgotos a serem tratados. Os sólidos em suspensão podem ser removidos em um tratamento primário por decantação e muitas vezes estabilizam-se com tratamento biológico.

Os sólidos em suspensão em esgotos não tipicamente domésticos, como é o caso dos despejos hospitalares, podem apresentar características diferenciadas. Portanto, a caracterização desses parâmetros é de grande importância para definição das plantas das unidades de tratamento de esgoto.

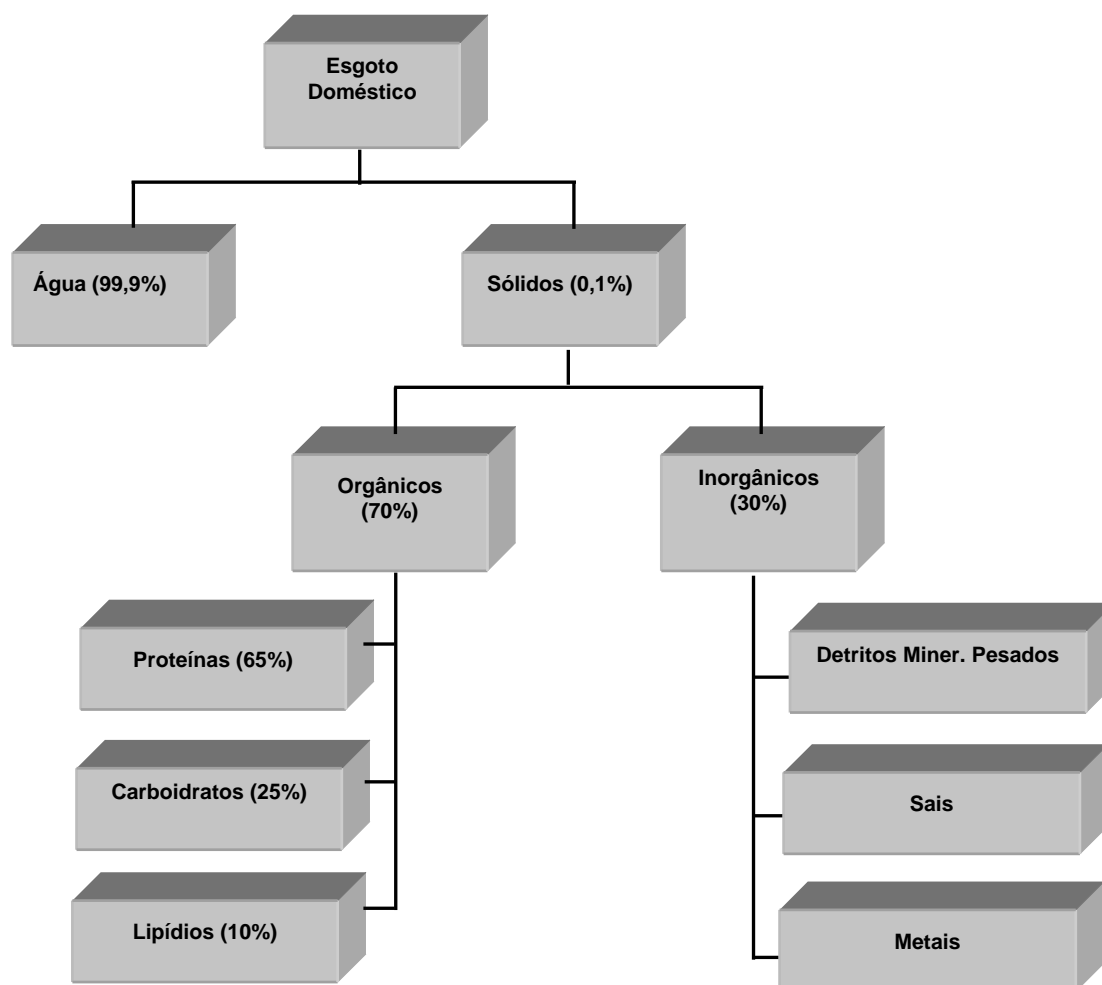


FIGURA 3.1 – Composição dos esgotos domésticos
 FONTE: Adaptado de Mendonça (2000)

Material Orgânico

Como se indica na Tabela 3.1 há três sistemas principais para se efetuar a remoção do material orgânico, que são: sistemas anaeróbios, aeróbio e lagoa de estabilização.

Nutrientes

Quando a remoção de nutrientes é importante, pode-se aplicar o tratamento terciário. Nestes sistemas, nitrogênio e fósforo, sendo os mais importantes nutrientes, são removidos por processos biológicos. A amônia (a forma predominante de nitrogênio) é submetida, a dois processos biológicos: (1) nitrificação - oxidação da amônia para nitrito; (2) desnitrificação - redução de nitrato para nitrogênio molecular. O mecanismo de remoção de fósforo é procedido pela incorporação do elemento na massa bacteriana que forma o lodo. Esse processo se faz necessário quando houver risco de contaminação dos corpos hídricos superficiais ou subterrâneos.

Patógenos

Entre os patógenos, os organismos mais importantes nos esgotos são os ovos de helmintos e diversas espécies de microrganismos. O mecanismo de remoção dos ovos de helmintos é feito pela floculação e subsequente incorporação na massa de lodo de sistemas biológicos ou fisicamente por sedimentação, sendo que isto só é possível em sistemas com um tempo de permanência de vários dias. Os microrganismos podem ser removidos naturalmente por seu decaimento em sistemas com um tempo de permanência longo, ou então é possível aplicar métodos físicos, químicos para acelerar a sua eliminação.

3.1.2 Características de Águas Residuárias Hospitalares

O efluente hospitalar apresenta características físicas, químicas e biológicas similares às do esgoto doméstico, por apresentar entre seus componentes patógenos como vírus, bactérias, protozoários e helmintos, que ocasionam muitas doenças com implicações à saúde pública; porém, pode-se dizer que o esgoto hospitalar pode ser considerado mais perigoso pelo fato de possuir concentrações maiores desses

microrganismos e diversos tipos de agentes tóxicos, como fármacos, compostos químicos e bactericidas.

3.1.2.1 Microrganismos

Estudos demonstraram que a maioria das bactérias encontradas nos resíduos sólidos de serviços de saúde (RSSS) é proveniente da flora bacteriana de indivíduos e não por patógenos primários.

Levando-se em consideração o fato de que as águas de lavagem do piso do galpão de coleta dos resíduos sólidos do hospital são encaminhadas para a estação de tratamento de esgoto é possível que parte desses microrganismos possa também estar presente nesse esgoto gerado.

Cryptosporidium spp. e *Giardia spp.* são outras classes de microrganismos de grande preocupação na saúde pública. São protozoários patogênicos com grande importância por sua veiculação hídrica e resistente aos processos rotineiramente usados no tratamento de água e esgoto (GRIMASON *et al.* 1990). Suas formas infectantes (oocistos e cistos, respectivamente) são liberadas em grande quantidade nas fezes dos hospedeiros infectados.

Desta forma, torna-se importante verificar a presença de oocistos de *Cryptosporidium spp.* e cistos de *Giardia spp.* nesse tipo de efluente, para um conhecimento da epidemiologia ambiental destes parasitas. Faz-se necessário, no entanto, um conhecimento total da característica do esgoto hospitalar, para a escolha do tratamento adequado, portanto, possibilitando uma escolha adequada no tratamento das águas residuárias dos EAS.

Segundo Machado (2009), não há como impedir a presença no efluente de enterovírus, de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium*. Essa preocupação é pertinente. Esses microrganismos podem passar pelos filtros rápidos aderidos aos grãos de sólidos, porém, se considera que as bactérias presentes no esgoto hospitalar não são mais resistentes do que a *Escherichia coli*. A Portaria 518, do Ministério da Saúde, considera que a água está isenta de contaminação por bactérias sempre que não há a presença desses coliformes fecais. Quanto à presença de vírus, sua resistência fora do hospedeiro é muito baixa. Na Tabela 3.4, são encontrados alguns microrganismos citados na literatura.

A bactéria *Klebsiella pneumoniae* integra a flora natural do intestino humano, mas também pode ser agente etiológico causador de pneumonia, uretrites e septicemia. Além disso, é um dos microrganismos mais incidentes em infecção hospitalar, acometendo crianças e adultos hospitalizados (PRADO *et al.* 2006).

A utilização indiscriminada de antibióticos causa grande impacto na saúde pública, levando ao surgimento de cepas bacterianas altamente resistentes aos antibióticos convencionais, inclusive com resistências múltiplas e ocorrências de casos fatais de infecção hospitalar adquirida com tais patógenos. Assim, a presença de compostos químicos utilizados na indústria farmacêutica em águas residuárias, principalmente os que formam os antibióticos, são alvo de questionamentos e pesquisas nas áreas de saúde pública e ambiental, em razão, principalmente, do potencial de desenvolvimento de bactérias resistentes e sua persistência no meio ambiente (DEPIZZOL *et al.* 2005).

TABELA 3.4 – Microrganismo encontrados em RSSS

Microrganismo	Concentração Média (UFC/g)	Referência
<i>E. agglomerans</i> , <i>E. cloacal</i> , <i>E. coli</i> , <i>K. oxytoca</i> , <i>K. pneumoniae</i> , <i>P. aeruginosa</i> , <i>P. fluorescens</i> , <i>P. mirabilis</i> , <i>P. morgani</i> , <i>P. vulgaris</i> , <i>S. aureus</i> .	Entre 10^6 e 10^7 UFC/g de resíduo	Jager e Colab (1990)
<i>E.coli</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Streptococcus faecalis</i> , <i>Streptococcus faecium</i> , <i>Streptococcus gallenor</i> , <i>Streptococcus avium</i> .	Entre $2,1 \times 10^6$ e $8,6 \times 10^8$ UFC/100g de resíduo.	Mattoso (1996)
Bactérias do grupo Coliforme, estreptococcus, <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Salmonella typhi</i> , <i>Shigella sp.</i> , <i>Staphylococcus aureus</i> .	-	CETESB (1978)
<i>Acetobacter calcoaceticus</i> , <i>Enterobacter sp.</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Klebsiella spp.</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Proteus sp.</i> , <i>Serratia marcescens</i> , <i>Staphylococcus aureus</i> , estreptococcus do grupo D.	Entre $1,7 \times 10^3$ e $3,4 \times 10^8$ UFC/g	Kalnowski e colab (1983)
Enterobactérias como <i>Salmonella</i> , <i>Shigella spp.</i> , <i>Vibrio cholerae</i> , helmintos, <i>Mycobacterium tuberculosis</i> , <i>Streptococcus pneumoniae</i> , Vírus da herpes, <i>Neisseria gonorrhoeae</i> , <i>Bacillus anthracis</i> , Vírus da Imunodeficiência Humana, <i>Staphylococcus spp.</i> , <i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Enterococcus</i> , <i>Klebsiella</i> , <i>Candida albicans</i> , vírus das Hepatites A, B e C (WHO,1998).	-	Pruss e Colab. (1999)

FONTE: Barrella (2002)

Depizzol *et al.* (2005) apresentam um perfil de resistência de cepas de *E. coli* a antibióticos do tipo eritromicina, penicilina, amoxicilina, gentamicina, neomicina, cloranfenicol, tetraciclina e trimetoprima/sulfametoxazol. Esse perfil permitiu concluir que linhagens de bactérias do efluente hospitalar apresentaram maior resistência aos antibióticos quando comparadas as do efluente doméstico.

A bactéria *Pseudomonas aeruginosa* é um dos principais microrganismos encontrados em efluentes hospitalares. É um patógeno nosocomial frequente, responsável por infecções em diversos sítios do corpo humano, particularmente em pacientes imunocomprometidos. Está amplamente distribuída no ambiente e é capaz de persistir por longos períodos em ambientes adversos e desenvolver resistências a agentes antimicrobianos. Além da característica intrínseca de apresentar baixo nível de sensibilidade aos antimicrobianos, diversos mecanismos de resistência são identificados em *Pseudomonas aeruginosa*, como produção β -lactamases, perda ou expressão reduzida de proteínas de membrana externa (Li X. Z. e POOLE, 2000; LIVERMORE, 2002; MASUDA, 1992).

Isolados de *Pseudomonas aeruginosa*, frequentemente apresentam um amplo espectro de resistência, podendo resistir a diferentes classes de agentes antimicrobianos, inclusive contra cefalosporinas de terceira e quarta geração e carbapenêmicos (como imipenem e meropenem). Por estas razões, as infecções causadas por cepas de *Pseudomonas aeruginosa* multirresistentes estabelecem um substancial desafio para a terapia antimicrobiana, trazendo ao cenário atual a inevitável necessidade de identificar essas bactérias multirresistentes no efluente hospitalar e avaliar sua contribuição para a disseminação da resistência em amostras de água superficial (FUENTEFRIA, 2008).

Fuentefria *et al.* (2008) identificaram 198 isolados de *Pseudomonas aeruginosa*, sendo que alguns demonstraram considerável sensibilidade a alguns antimicrobianos, como: amicacina, gentamicina, ciprofloxacina, ceftazidina, piperacilina-tazobactam, ticarcilina-ácido clavulânico, imipenem, meropenem, cefepime, aztreonam e polimixina B e, em alguns casos, com resistência a imipenem, meropenem, cefepime, aztreonam e os carbapenêmicos. Os testes foram realizados em amostras de água e efluente hospitalar.

Os enterococos são grupo de microrganismos Gram-positivos, não formadores de esporos que se desenvolvem preferencialmente em ambientes microaeróbios ou anaeróbios. Diferencia-se dos estreptococos pela sua capacidade de desenvolvimento tanto a 41 – 42° C, como a 10° C, e tolerância a elevado valor de pH (9,6). Por serem

Gram-positivos e não fermentadores de lactose, não são detectados nas análises de coliformes totais e fecais (SILVEIRA e MONTEGGIA, 2005). Fora de um organismo hospedeiro, podem sobreviver em amplas faixas de temperatura, pH e salinidade, bem como resistindo a efeitos bactericidas de detergentes (SHEPARD e GILMORE, 2002).

Noble *et al.* (2003) citam que a sobrevivência de *E. coli* em águas marinhas é de 0,8 dias, enquanto para *Enterococcus sp.* este período é de 2,4 dias. Com frequência apresentam patogenicidade, causando infecções do trato urinário, infecções em ferimentos e bacteremia e estão presentes em esgotos domésticos e hospitalares em elevada escala. Como estes organismos não são detectados na análise de coliformes, existe a possibilidade de *Enterococcus sp.* serem lançados nos corpos d'água em quantidade excessivamente elevadas. Como agravante, a elevada incidência de bactérias resistentes a antibióticos representa maior grau de risco.

De acordo com Lazarova *et al.* (1999), a crescente detecção de patógenos relacionados a doenças de veiculação hídrica restringe cada vez mais os padrões de lançamentos microbiológicos. Sendo assim, os processos de desinfecção devem, além de garantir a eliminação de ampla variedade de patogênicos para atingir os objetivos qualitativos das águas e não causar impactos a biota aquática. Verifica-se com isso a necessidade de uma gestão adequada para eliminar a possibilidade de contaminação dos recursos hídricos por efluentes hospitalares.

3.1.2.2 Saneantes – Informações Básicas

Desinfecção e os Principais Saneantes Envolvidos

Um aspecto típico dos despejos líquidos de origem hospitalar é a presença de bactericidas, como é o caso de ácido peracético ($C_2H_4O_3$), composto inserido na Portaria nº. 15 da ANVISA, de 23 de agosto de 1988, alterado pela Resolução RE nº. 2586, de 10 de agosto de 2006, e glutaraldeído ($C_5H_8O_2$). Portanto, deve-se elaborar um plano preventivo para evitar o lançamento desses produtos nos sistemas de tratamento de esgoto hospitalar inadequadamente, em especial quando o tratamento é biológico.

A sanificação é definida como a operação que visa à destruição de microrganismos até níveis toleráveis. O procedimento de limpeza pode remover 90% ou mais dos microrganismos associados à superfície, porém, não tem a capacidade de matá-los, o que pode, posteriormente, ocasionar a adesão de tais microrganismos em

outras superfícies. Os sanificantes físicos ou químicos eliminam células vegetativas de microrganismos de importância para a saúde pública e outros não patogênicos encontrados nas superfícies de equipamentos, utensílios, manipuladores e dos ambientes (GIBSON *et al.* 1999).

A redução do número de microrganismos quando se utilizam sanificantes químicos depende, entre outras coisas, das propriedades microbidas do agente, da concentração, da temperatura e do pH, bem como do grau de contato entre o sanificante e os microrganismos. Vale ressaltar que vários microrganismos apresentam resistência diferente aos sanificantes químicos (OLIVEIRA, 2005).

Na sanificação por agentes químicos, utilizam-se compostos clorados, iodóforos, composto de quartenário de amônia, ácido peracético, peróxido de hidrogênio, glutaraldeído, ou seja, utilizam-se de compostos orgânicos até agentes umectantes complexos (CARDOSO *et al.* 2003). A seguir são apresentadas algumas características básicas dos dois principais sanificantes mais usuais em procedimentos de desinfecção em EAS e na unidade hospitalar em estudo.

Ácido Peracético

Surgiu para desinfecção de alto nível no final dos anos de 1990. O ácido peracético em sua composição resulta da reação de ácido acético + peróxido de hidrogênio (Figura 3.2), a um oxidante que destrói microrganismos patogênicos.

Características químicas:

- líquido
- incolor
- odor avinagrado
- miscível em água
- instável
- não forma biofilme e tem habilidade para remover matéria orgânica de canais de biopsia, demonstrado por espectroscopia de superfície.

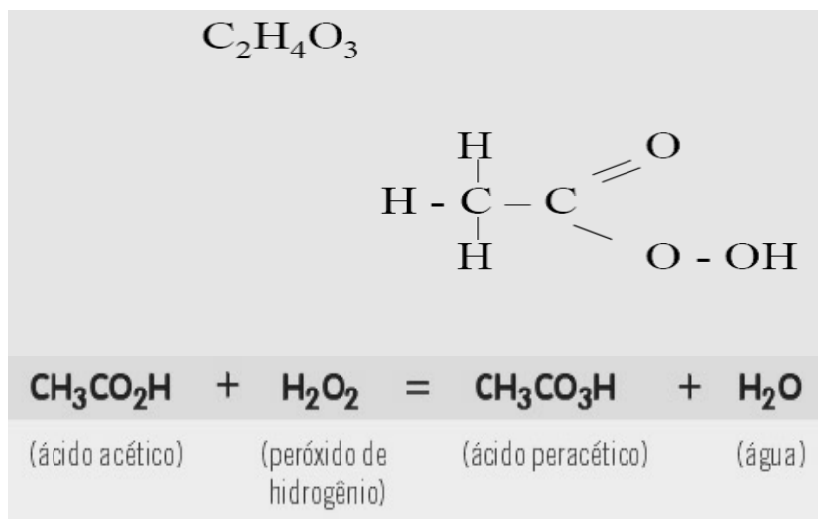


FIGURA 3.2 – Fórmula química estrutural do ácido peracético

Produto de tecnologia limpa decompõe-se em água e traços de ácido acético, onde o ácido acético e o peróxido de hidrogênio são biodegradáveis. Utilizado na desinfecção profissional, industrial, hospitalar e em estações de tratamento de efluentes, é também empregado como desinfetante de superfícies (instalações, utensílios e equipamentos) e alimentos orgânicos e em águas de lavagem de frutas, legumes e verduras. Autorizado pela ANVISA como esterilizante, desinfetante hospitalar para superfícies fixas, hospitalar para artigo semi crítico, na indústria alimentícia e desinfetante de uso geral [Portaria nº 122/DTN, de 29/11/1993, que o incluiu na Portaria nº 15, de 23/08/88], foi também aprovado na lavagem de ovos, carcaças e ou partes de animais de açougue, peixes e crustáceos e hortifrutícolas [RDC nº 2, de 08/01/2004].

Não desenvolve resistência microbiana e não tem efeitos mutagênicos ou carcinogênicos, porém é de natureza tóxica e corrosiva. Sua eficácia de longa escala está comprovada na inativação de vários microrganismos e age consideravelmente da seguinte forma:

- eficaz entre 0°C e 40°C e entre pH 3.0 – 7.5;
- eficaz em presença de matéria orgânica e água dura (rica em sais de cálcio e magnésio); e
- não altera cor, sabor e odor de alimentos.

Mecanismo de ação das bactérias segundo McDonnell e Russel (1999):

- desnaturação protéica - aumenta a permeabilidade da membrana celular pela ruptura dos radicais sulfidríla (-SH) e ligações de enxofre (S-S), oxidando enzimas essenciais para reações bioquímicas (sobrevivência e reprodução); e
- inativação da enzima catalase que se rompe com a molécula de H₂O₂.

Vantagens e Desvantagens

O ácido peracético apresenta como vantagem facilidade de implementação de tratamento, largo espectro de atividade, mesmo na presença de matéria orgânica heterogênea, ausência de residual ou subprodutos tóxicos ou mutagênicos, descloração desnecessária, baixa dependência de pH, curto tempo de contato, baixo impacto ambiental e tem sido o mais ativo contra biofilmes (SOUSA e DANIEL, 2005).

As maiores desvantagens em seu uso estão associadas ao aumento de conteúdo orgânico em efluentes, com grande capacidade de um recrescimento microbiano em razão da presença de ácido acético e da baixa eficiência contra vírus e parasitas como *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium* (KITIS, 2004). A Figura 3.3 mostra a sequência do espectro de ação do ácido peracético em relação aos microrganismos.

Segurança e Meio Ambiente

Em consideração à segurança dos manipuladores e ao meio ambiente, o ácido peracético é do tipo irritante leve, não alergênico, atóxico, biodegradável, ecologicamente correto, cujo descarte pode ser efetuado diretamente na rede de esgoto mediante a diluição com água corrente (quanto mais diluído, maior e mais rápida decomposição).

Glutaraldeído

Glutaraldeído é um agente desinfetante bactericida que apresenta rápida e efetiva ação contra bactérias Gram-positivas e Gram-negativas. É eficaz contra *Mycobacterium tuberculosis*, alguns fungos e vírus, incluindo os da hepatite B e HIV. Uma solução apresenta atividade ótima com pH entre 7,5 e 8,5, sendo quimicamente estável por 14 dias. Soluções com valores de pH menores são mais estáveis (DRUGDEX, 2007 *apud* BRASIL, 2007).

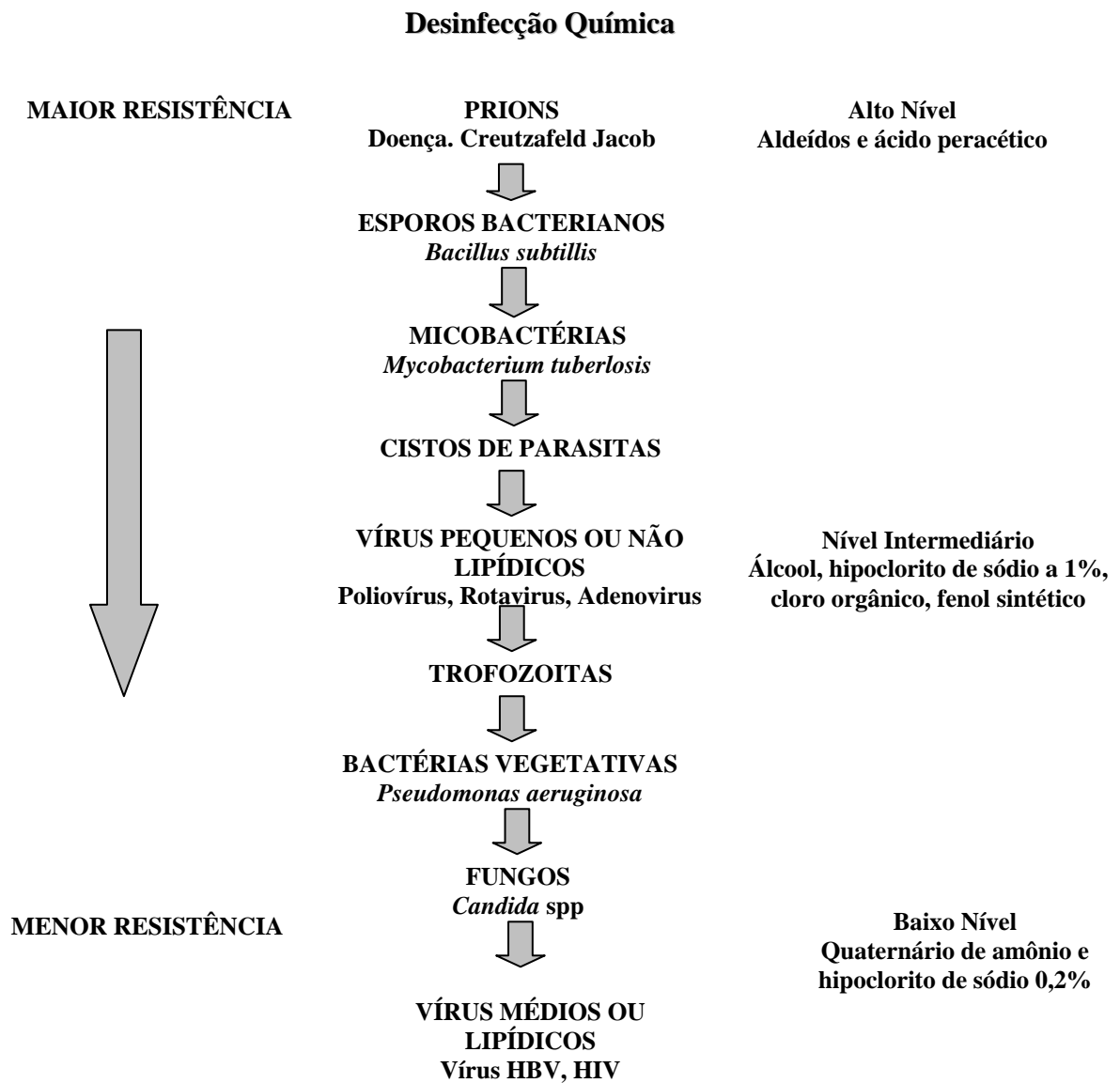


FIGURA 3.3 – Ordem decrescente de resistência dos microorganismos à ação dos germicidas. Adaptado de McDonnell e Russel, 1999

Características físico-químicas

solução alcalina (pH 8) a 2% (WHO, 2007);

nome “Status”: USAN, rINN (WHO, 2007);

sinônimos: glutaraldeído; dialdeído glutárico; pentanedial (WHO, 2007);

nome químico: pentane-1,5-dial (WHO, 2007); e

fórmula molecular: $C_5H_8O_2$ (WHO, 2007).

A Agência de Saúde Ocupacional dos USA e a Agência Internacional para a Investigação do Câncer classificam o glutaraldeído, segundo a sua toxicidade, como um agente não mutagênico, não cancerígeno e sem toxicidade sistêmica (VAN LENTE *et al.* 1975; RUTALA, 1996; BALLANTYNE, 2001 *apud* BRASIL, 2007); porém pode ser considerado um agente químico muito irritante e sensibilizante de pele e mucosas ocular e respiratória em condições ambientais desfavoráveis.

Segundo a Comissão Estadual do Glutaraldeído de São Paulo (2005), representada com base quadripartite. Composta pelo Governo Estadual, os empregadores, sociedade civil e a, Associação de Consciência à Prevenção Ocupacional (ACPO), defendem que “Todo descarte de glutaraldeído deverá ser realizado em bombonas especiais de 200 litros de cor diferente do produto novo, com rotulagem específica e deverão ser retiradas pelo fornecedor na ocasião de nova remessa, devendo este encaminhar para o fabricante para desativação total”.

Nos EAS também é comum o uso de hipoclorito de sódio (NaOCl), que causa grandes danos à saúde do ambiente aquático, pois, quando entra em contato com a água, forma variedades de componentes denominados organoclorados, persistentes e tóxicos (EMMANUEL *et. al.* 2004).

3.1.2.3 Resíduos Líquidos de Medicamentos

Nos últimos anos, um grande número de resíduos farmacêuticos foi encontrado em ambientes aquáticos, porém apenas uma pequena quantidade desses componentes é detectada em amostras de água. Entre os principais componentes, estão o diclofenaco, que é analgésico e antiinflamatório, e um antipiléptico, o carbamazepine (HEBERER e FELDMANN, 2005).

Na União Europeia, estão registrados em torno de 100 mil produtos químicos distintos. É inevitável que durante a produção e disposição final, assim como em sua utilização, parte dessas substâncias seja transferida ao ambiente. São utilizadas atualmente cerca de 3300 substâncias diferentes como medicamentos. Em quantidades significativas, são encontrados os princípios ativos utilizados em analgésicos, antibióticos, antidiabéticos, betabloqueadores, anticoncepcionais, redutores de lipídios, psicofármacos ou citostáticos, entre outros (REVISTA HIDRO, 2008). Por intermédio de modernos métodos analíticos, são encontradas cada vez mais combinações dessas substâncias, em concentrações muito baixas (microgramas e nanogramas por litro) na

água, efluentes e lodo, consistindo em microcontaminações. Geralmente, os medicamentos chegam ao sistema de esgoto por meio da urina ou fezes, mas uma parcela não desprezível dos medicamentos contidos no esgoto é inserida por descarte incorreto pela bacia sanitária (REVISTA HIDRO, 2008).

Um estudo alemão investigou a ocorrência de 55 princípios ativos de medicamentos e nove metabólitos no efluente de 40 estações de tratamento de esgoto. Foram detectados 36 princípios ativos e cinco metabólitos, em concentrações de vários ug/L, como, por exemplo, betabloqueadores e antiepiléticos (REVISTA HIDRO, 2008).

De acordo com a Revista Hidro (2008), novos aspectos ambientais, como a feminilização dos peixes provocam discussões. Isso é atribuído em parte à introdução crônica de substâncias endócrinas compostas, não apenas dos hormônios próprios do corpo excretados pela urina e fezes, mas de anticoncepcionais e antidiabéticos; outros medicamentos utilizados como redutores de nível de colesterol e asma possuem, além do seu efeito principal, um efeito hormonal. Para a maioria dos medicamentos, entretanto, não são conhecidos efeitos endócrinos, sendo possível que eles nunca tenham sido testados quanto a eventuais efeitos hormonais. Por isso, não se pode excluir a possibilidade de que o grupo dos princípios ativos de medicamentos com efeitos colaterais hormonais indesejados seja muito maior do que o presumido.

Muitos princípios ativos de medicamentos ou seus produtos de decomposição excretados representam substâncias polares, cuja decomposição biológica é difícil ou então impossível, além de também não sorver em partículas. Ao passarem pela estação de tratamento de esgoto, essas substâncias praticamente não são eliminadas sendo introduzidas no meio ambiente (REVISTA HIDRO, 2008).

Averbach *et al.* (2006) encontraram tetraciclina em efluente de lodos ativados, e em vários pontos de amostragem do corpo receptor, como também bactérias resistentes a este antibiótico. Isto mostra que as unidades de tratamento de esgotos, mesmo sendo de nível terciário, às vezes não retêm os organismos patogênicos e tóxicos. Nesse mesmo estudo o uso de UV não foi suficiente para reduzir satisfatoriamente o número de patogênicos.

Compostos de platina foram encontrados em esgoto hospitalar gerados em clínicas de serviços oncológicos. Tais elementos nem sempre são retidos nas estações de tratamento de esgoto, saindo no efluente e sendo lançados nos corpos hídricos. Muitas vezes, traços desses elementos são encontrados nos reservatórios e na água de beber (WILDNER, 1996). Investigação realizada entre 8 a 16 de abril de 2002, em esgoto

hospitalar de uma área militar no distrito de Berlim, na Alemanha, encontraram vários vestígios de fármacos administrados em pacientes (HEBERER e FELDMANN, 2005).

3.1.2.3.1 Fármacos e o Meio Ambiente

Na última década, especial atenção é conferida à presença de compostos farmacêuticos no ambiente aquático, uma vez que o aporte contínuo e a persistência de várias dessas substâncias podem trazer danos irreversíveis à biota. O monitoramento de fármacos residuais no meio ambiente afigura paulatino interesse pelo fato de muitas dessas substâncias estarem frequentemente presentes em efluentes de estações de tratamento de esgoto, em especial de estabelecimento de saúde, e águas naturais, em concentrações na faixa de $\mu\text{g/L}$ e ng/L . Com o crescimento da indústria farmacêutica, que atualmente disponibiliza para o mercado milhões de substâncias com propósito terapêutico, hoje há uma preocupação e um grave problema ambiental, mobilizando a atenção de órgãos controladores do meio ambiente (GARRIC *et al.* 2003).

Os fármacos são desenvolvidos para serem persistentes, mantendo suas propriedades químicas o bastante para servir a um propósito terapêutico, porém, segundo Mulroy, (2001), de 50% a 90% de uma dosagem do fármaco são excretados inalterados e persistem no meio ambiente. O uso desenfreado de antibióticos acarreta dois problemas ambientais: um é a contaminação dos recursos hídricos e o outro é que alguns microorganismos criam resistência a esses fármacos. As bactérias podem fazer mudanças no seu material genético, adquirindo resistência aos fármacos. Assim, uma bactéria presente em um rio que contenha traços de antibióticos pode adquirir resistência a essas substâncias (BOWER e DAESCHEL, 1999).

Os antibióticos e os estrogênios são grupos de fármacos que merecem atenção diferenciada, em virtude do seu potencial de desenvolvimento de bactérias resistentes no meio ambiente e por serem usados em grandes quantidades, tanto na medicina humana, quanto na medicina veterinária (KUMMERER, 2001).

A contínua entrada de fármacos ativos pode levar a um aumento na concentração e promover efeitos adversos, os quais podem ser dificilmente percebidos nos ambientes aquáticos (PETROVIÉ *et al.* 2005). A Tabela 3.5, apresenta as principais classes de fármacos com potencial causador de danos para organismos aquáticos. Em termos de periculosidade, esses grupos de compostos possuem uma série de agravantes, tais como (FILHO R. W. *et al.* 2007):

TABELA 3.5 – Principais classes de fármacos com potenciais danos a organismos aquáticos

FÁRMACO	USO TERAPÊUTICO
Amoxicilina, tetraciclina, azitromicina, ciprofloxacina, eritromicina	Antibiótico
Diclofenaco, ibuprofeno	Antiinflamatório
17 α -etinilestradiol, 17 β -estradiol, dietilbestrol, levonorgestrel, testosterona, tiroxina	Hormônios
Reserpina	Anti-hipertensivo
Omeprazol, ranitidina	Antiulceroso
Paracetamol, dipirona sódica, codeína, ácido acetilsalicílico, tramadol	Analgésico
Captopril, propranolol, diltiazem, verapamil, lisinopril	Cardiovascular
Diazepam, fluoxetina, citalopram	Antidepressivo

Fonte: Boxall, 2004; Cunningham *et al.* (2006)

- 1 são persistentes e de degradação difícil, mesmo aqueles que possuem meia-vida são passíveis de causar exposição crônica em virtude da sua introdução contínua no meio ambiente;
- 2 desencadeiam efeitos fisiológicos, e conseqüentemente, a biota se torna suscetível aos impactos desses compostos; e
- 3 a combinação destes pode ter efeito pronunciado em razão do mecanismo de ação sinérgica.

Entre a variedade de fármacos com estruturas, funções e atividades diferentes, está o grupo dos compostos disruptores endócrinos (EDCs). Os EDCs são agentes exógenos que interferem no sistema endócrino, o qual sumariamente pode ser descrito como o mecanismo responsável pela manutenção de funções biológicas normais dos organismos por meio da síntese e secreção de hormônios (LINTELMANN *et al.* 2003).

Sanderson *et al.* (2004), estudando a toxicidade de fármacos, demonstraram que os hormônios sexuais se encontram entre os mais tóxicos para uma série de organismos aquáticos, como cladóceros, peixes e algas. Esses hormônios sintéticos são compostos que agem como persistentes e desenvolvem suas funções mesmo em concentrações muito baixas (ordem de nanograma), representando perigo potencial às populações aquáticas residentes em locais de despejos de esgotos *in natura* ou efluentes.

Quando os estrogênios afetam o sistema reprodutivo dos organismos aquáticos, sua manifestação se dá pela feminização de peixes machos presentes em rios (FAWELL *et al.* (2001). Kang *et al.* (2002) e Gimeno *et al.* (1998)) examinaram o efeito do

estrogênio natural 17β -estradiol no sistema reprodutor dos peixes. Sumpter (1998) descreve a ocorrência de feminização de peixes machos expostos a estrogênios lançados nos rios através de efluentes de ETE.

3.1.2.3.2 Rota dos Fármacos no Meio Ambiente e Seus Efeitos

O aporte de substâncias farmacologicamente ativas, (denominadas emergentes,) no ambiente advém do uso intenso e extensivo no tratamento de doenças em seres humanos e animais; sendo uma quantidade significativa das substâncias originais não metabolizadas ou como metabólico ativo, excretadas (urina, fezes), principalmente, no lançamento via efluentes municipais e industriais nos corpos hídricos receptores (CHAPMAN, 2006; PETROVIÉ *et al.* 2005; CALAMARI *et al.* 2003).

Pouco se conhece sobre as rotas dos fármacos no meio ambiente. A Figura 3.4 apresenta um esquema que sugere possíveis caminhos para os fármacos, quando descartado no meio ambiente.

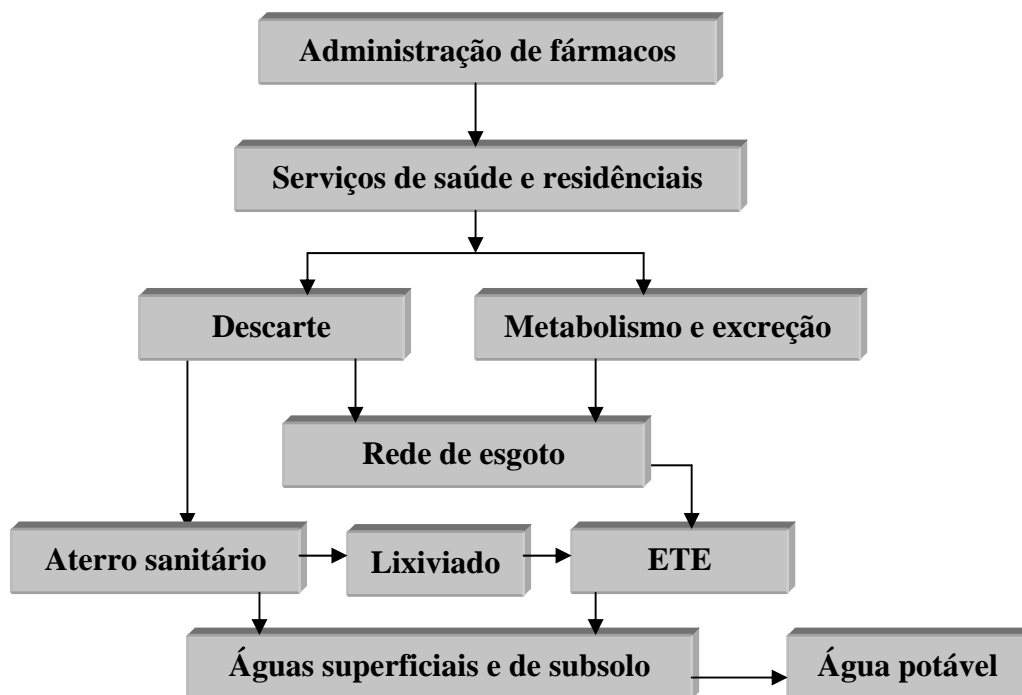


FIGURA 3.4 – Possível rota dos fármacos em vários ambientes

De acordo com Richardson *et al.* (1985), nas ETEs há três destinos possíveis para qualquer fármaco individual:

- 1 pode ser biodegradável, ou seja, mineralizado a gás carbônico e água, como por exemplo, o ácido acetilsalicílico;
- 2 pode passar por algum processo metabólico ou ser degradado parcialmente, como as penicilinas;
- 3 pode ser persistente, como o clofibrato, que é um antilipêmico; e
- 4 pode ser retido no lodo das ETE.

Investigações sobre a contaminação de vários ambientes aquáticos por fármacos residuais revelam que esses contaminantes estão presentes em faixas de concentrações de $\mu\text{g/L}$ e ng/L . A Tabela 3.6 apresenta um resumo das concentrações médias de fármacos detectados no meio ambiente.

TABELA 3.6 – Concentrações médias de fármacos encontrados no meio ambiente

Substância	Classe	Conc. Média no Ambiente	Ambiente	Referência
Ácido Acetilsalicílico	Analgésico	0,22 $\mu\text{g/L}$	Efluente/Alemanha	Ternes (1998)
Ciprofloxacina	Antibiótico	0,02 $\mu\text{g/L}$	Água/EUA	Kolpim <i>et al.</i> (2002)
Diazepam	Antidepressivo	0,033 $\mu\text{g/L}$ 0,053 $\mu\text{g/L}$	Efluente/Alemanha Água/Alemanha	Ternes <i>et al.</i> (2001)
Diclofenaco	Antiinflamatório	0,02 a 0,06 $\mu\text{g/L}$ 0,81 $\mu\text{g/L}$ 0,15 $\mu\text{g/L}$ 200-370 ng/L <1-12 ng/L 6,2 ng/ ng/L	Água/Brasil Efluente/Alemanha Água/Alemanha Efluente/Suécia Água/Suécia Água/Mar do Norte	Stumpf <i>et al.</i> (1999) Ternes (1998) Ternes (1998) Buser <i>et al.</i> (1998) Buser <i>et al.</i> (1998) Weigel <i>et al.</i> (2002)
Eritromicina	Antibiótico	0,1 $\mu\text{g/L}$ 0,15 $\mu\text{g/L}$ 2,5 $\mu\text{g/L}$	Água/EUA Água/Alemanha Efluente/Alemanha	Kolpim <i>et al.</i> (2002) Hirsch <i>et al.</i> (1999) Hirsch <i>et al.</i> (1999)
17 α -Ethinilestradiol	Hormônio	0,005 $\mu\text{g/L}$ 0,001 $\mu\text{g/L}$ 0,45 $\mu\text{g/L}$ 0,009 $\mu\text{g/L}$ 0,073 $\mu\text{g/L}$ <0,5-10 ng/L <0,2-2,2 ng/L 0,2-7,0 ng/L 0,3-1,7 ng/L 4,5 ng/L 2 ng/L	Esgoto/Brasil Efluente/Alemanha Água/Alemanha Efluente/Canadá Água/EUA Esgoto/Itália/Holanda Efluente/Itália/Holanda Efluente/Inglaterra Efluente/Itália Esgoto/Suécia Efluente/Suécia	Ternes <i>et al.</i> (1999) Ternes <i>et al.</i> (1999) Ternes <i>et al.</i> (1999) Ternes <i>et al.</i> (1999) Kolpim <i>et al.</i> (2002) Jonhson <i>et al.</i> (2000) Jonhson <i>et al.</i> (2000) Desbrow <i>et al.</i> (1998) Baronti <i>et al.</i> (2000) Larsson <i>et al.</i> (1999) Larsson <i>et al.</i> (1999)

17 β -Estradiol	Hormônio	0,015 $\mu\text{g/L}$ 0,006 $\mu\text{g/L}$ 0,021 $\mu\text{g/L}$ 0,009-0,16 $\mu\text{g/L}$ <0,5-17 ng/L <0,5-7 ng/L 2,7-48 ng/L 1,1 ng/L 0,5 ng/L	Esgoto/Alemanha Efluente/Canadá Esgoto/Brasil Água/EUA Esgoto/Itália/Holanda Efluente/ Itália/Holanda Efluente/Inglaterra Esgoto/Suécia Efluente/Suécia	Ternes <i>et al.</i> (1999) Ternes <i>et al.</i> (1999) Ternes <i>et al.</i> (1999) Kolpim <i>et al.</i> (2002) Jonhson A. <i>et al.</i> (2000) Jonhson A. <i>et al.</i> (2000) Desbrow <i>et al.</i> (1998) Larsson <i>et al.</i> (1999) Larsson <i>et al.</i> (1999)
Ibuprofeno	Antiinflamatório	0,087 $\mu\text{g/L}$ 0,07 $\mu\text{g/L}$ 0,37 $\mu\text{g/L}$ 0,01 $\mu\text{g/L}$ 1-3,3 $\mu\text{g/L}$ 2-81 ng/L 1,5-7,8 ng/L	Água/Canadá Água/Alemanha Efluente/Alemanha Água/Brasil Esgoto/Suécia Efluente/Suécia Água/Suécia	Winkler <i>et al.</i> (2001) Ternes (1998) Ternes (1998) Stumpf M. <i>et al.</i> (1999) Buser <i>et al.</i> (1999) Buser <i>et al.</i> (1999) Buser <i>et al.</i> (1999)
Testosterona	Hormônio	0,116 $\mu\text{g/L}$	Água/EUA	Kolpim <i>et al.</i> (2002)
Tetraciclina	Antibiótico	0,11 $\mu\text{g/L}$ 1,2-4,2 $\mu\text{g/L}$	Água/EUA Água/Alemanha	Kolpim <i>et al.</i> (2002) Mulroy (2001)

FONTE: Bila e Dezotti (2003)

A ocorrência de fármacos residuais no meio ambiente pode apresentar efeitos adversos em organismos aquáticos e terrestres. O efeito pode ser em qualquer nível da hierarquia biológica: célula – órgãos - organismo - população – ecossistema (BILA e DEZOTTI, 2003). De acordo com Jorgensen *et al.* (2000), alguns desses efeitos podem ser observados em concentrações na ordem de ng/L . Pouco é conhecido sobre o destino e o comportamento dessas substâncias no ambiente aquático, assim como não se sabe efetivamente quais organismos são afetados e em que grau.

Pesquisas investigaram um grupo específico de compostos químicos presentes no meio ambiente, responsáveis por causar perturbações no sistema endócrino (hormonal) de organismos humanos e animais: são os chamados perturbadores endócrinos. Nesse grupo de substâncias estão os estrogênios naturais e contraceptivos (TERNES *et al.* 1999; BELFROID *et al.* 1999).

Os estudos mostram que, dependendo da dose e do tempo de exposição, é possível que essas substâncias estejam relacionadas com doenças como câncer de mama, testicular e de próstata, ovários policísticos e redução da fertilidade masculina (FOLMAR *et al.* 2000; CASTRO, 2002). As evidências mostram que os sistemas reprodutivos de certos organismos aquáticos são afetados por estrogênios, resultando no

desenvolvimento de anormalidades e deterioração reprodutiva nos organismos expostos (ALLEN *et al.* 1999; HUTCHINSON, 2002).

Exposição a determinados níveis de estrogênios pode causar a feminização de peixes se a exposição ocorrer durante o período crítico da diferenciação sexual. Isso foi observado em espécies de peixes, como *Cyprinus carpio* e *Rutilus rutilus* (GIMENO *et al.* 1998; JOBLING *et al.* 1998). Efeitos similares (indução do hermafroditismo ou a feminização completa) foram também observados quando peixes da espécie *Oryzias latipes* foram expostos ao estrogênio 17 β -estradiol (PATYNA *et al.* 1999; KOGER *et al.* 2000). Embora as concentrações desses hormônios nos efluentes sejam baixas (da ordem de $\eta\text{g/L}$ e $\mu\text{g/L}$), estas são suficientemente elevadas para induzir a síntese de VTG em peixes machos (BILA e DEZOTTI, 2003). Entre os efeitos desses fármacos no meio ambiente, os mais relevantes e discutidos são o desenvolvimento de resistência bacteriana aos antibióticos e avaliações de perturbações no sistema endócrino por substâncias estrogênicas.

3.1.2.4 Cozinha, lavanderias e lavagens de pisos

As cozinhas e lavanderias são responsáveis por lançamentos de óleos e graxas, podendo variar de 130 a 280mg/L. Detergentes são descartados com concentração elevada, no entanto, muitas vezes, estes residuais não são retidos nas caixas de gordura e sabão, que são inadequadas ou sem operação própria, passando às unidades de tratamento de esgoto, prejudicando a qualidade do efluente final. Outra forma de geração de esgoto nos EAS são as lavagens de piso, principalmente nas baias de acondicionamento de resíduos sólidos onde se concentram grandes quantidades de desinfetantes e sabões na lavagem dos pisos.

Os serviços de preparação das refeições nas cozinhas produzem uma quantidade muito grande de residuais estranhos ao tratamento na ETE. São restos de verduras, legumes e carne com gorduras que oferecem resistências na degradação biológica, muitas vezes suspendendo a manta de lodo do reator UASB.

3.1.3 Classificação e Legislação – Resíduos Serviços de Saúde

Os medicamentos são elementos importantes e indispensáveis da vida moderna, sendo empregados de forma extensiva, tanto na Medicina humana quanto na

Veterinária. Até 1990, poucas considerações eram feitas em relação à presença, efeito e o destino dos fármacos residuais no meio ambiente (DIETRICH *et al.* 2004).

Os resíduos sólidos, bem como os efluentes líquidos provenientes de EAS, são considerados de natureza heterogênea e representam um impacto sobre a saúde humana, cuja magnitude é avaliada nos últimos anos em âmbitos científicos (BASSO E MORETON, 2003). Portanto, é necessária uma classificação para a segregação desses resíduos. Diferentes classificações foram propostas por diversas entidades, incluindo o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA).

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) Nº 01, de 23 de janeiro de 1986, instituiu a necessidade de elaboração de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) para empreendimentos potencialmente perigosos ao meio ambiente e à saúde da população. Dentre as atividades sujeitas a esta Resolução, estavam os aterros sanitários, o processamento e o destino final de resíduos tóxicos ou perigosos.

Relativamente ao tratamento e lançamento dos RSS, está em vigor a Resolução CONAMA 358/2005, para harmonizar as legislações de meio ambiente e de saúde (ANVISA), considerando os princípios da prevenção, da precaução, do poluidor pagador, da correção na fonte e de integração entre os vários órgãos envolvidos para fins do licenciamento ambiental. Essa lei objetiva ainda regulamentar o gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde, bem como a necessidade de ação integrada entre os órgãos federais, estaduais e municipais de meio ambiente, de saúde e de limpeza urbana.

A Resolução CONAMA Nº 358/2005, e ANVISA RDC 306/2004, classificam os RSS no Brasil em cinco grupos: Grupo A - potencialmente infectantes; Grupo B - químicos; Grupo C – rejeitos radioativos; Grupo D - resíduos comuns; e Grupo E - perfurocortantes.

- **Grupo A** - resíduos com a possível presença de agentes biológicos que por suas características de maior virulência ou concentração, podem apresentar risco de infecção. Divididos em cinco subgrupos A1, A2, A3, A4, A5;
- **Grupo B** - resíduos contendo substâncias químicas que podem apresentar risco à saúde pública ou ao meio ambiente, dependendo de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade e toxicidade;

- **Grupo C** - quaisquer materiais resultantes de atividades humanas que contenham radionuclídeos em quantidades superiores aos limites de eliminação especificados nas normas da Comissão Nacional de Energia Nuclear-CNEN e para os quais a reutilização é imprópria ou não prevista;
- **Grupo D**- resíduos que não apresentem riscos biológicos, químicos ou radiológicos à saúde ou ao meio ambiente, podendo ser equiparados aos resíduos domiciliares; e
- **Grupo E** - materiais perfurocortantes ou escarificantes.

Os efluentes líquidos pertencentes ao grupo B, que contenham compostos considerados perigosos, conforme classificação da ABNT por meio da NBR 10.004 da ABNT/2004 (tóxicos, corrosivos, inflamáveis e reativos), provenientes dos EAS, para serem lançados na rede pública de esgoto ou em corpo receptor, deve atender às diretrizes estabelecidas pelos órgãos ambientais. Os gestores de recursos hídricos e de saneamento devem acompanhar esses lançamentos monitorando os efluentes e os corpos hídricos.

Existem ainda outras classificações para os RSS, como, por exemplo, a definida pela ABNT NBR 12.808/1993. Nesta os resíduos são classificados em três classes principais: *A*, *B* e *C*; da seguinte maneira:

Classe A - Resíduos Infectantes

Tipo A1 - Biológico

Tipo A2 - Sangue e hemoderivados

Tipo A3 - Cirúrgico, anatomopatológico e exsudado

Tipo A4 - Perfurante-cortante

Tipo A5 - Animal contaminado

Tipo A6 - Assistência ao paciente;

Classe B - Resíduos especiais

Tipo B1 - Rejeito radioativo

Tipo B2 - Resíduo farmacêutico

Tipo B3 - Resíduo químico perigoso

Classe C - Resíduos Comuns

Todos que não se enquadram nos tipos A e B e não oferecem risco adicional à saúde pública.

É importante salientar que os RSS podem apresentar grande quantidade de substâncias químicas, como desinfetantes, antibióticos, anestésicos, metais pesados e drogas não metabolizadas por pacientes (KÜMMERER, 2001; EMMANUEL *et al.* 2005), decorrendo daí o risco químico e biológico. Além disso, a disposição conjunta dos resíduos contendo microrganismos, como vírus, bactérias, protozoários e helmintos que causam muitas doenças com implicações à saúde pública. Tsai (1998) detectou no efluente hospitalar a presença de coliformes totais, coliformes fecais, estreptococos fecais, *Pseudomonas aeruginosa* e *Salmonella* sp. Segundo Kümmerer (2004), a presença de fármacos, antibióticos e desinfetantes pode provocar um aumento das populações bacterianas resistentes a certos antibióticos, detectadas nos esgotos de hospitais. Dessa forma, o mau gerenciamento dos RSS pode favorecer a propagação da resistência bacteriana múltipla a antimicrobianos.

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária, através da Resolução RDC ANVISA nº. 306/2004 determina que *“As excretas de pacientes tratados com quimioterápicos antineoplásicos podem ser eliminadas no esgoto, desde que haja Sistema de Tratamento de Esgotos na região onde se encontra o serviço. Caso não exista tratamento de esgoto, o efluente deve ser submetido a tratamento prévio no próprio estabelecimento definido na RDC ANVISA nº. 307/2002”*. A Resolução RDC ANVISA nº. 307/2002 dispõe sobre o Regulamento Técnico para Projetos Físicos de Estabelecimentos Assistenciais de Saúde. Tal Resolução adota como tratamento prévio e disposição final dos efluentes líquidos, o sistema de tanques sépticos normatizado pela NBR 13.969 da ABNT.

De acordo com a Resolução 357/2005, do CONAMA, no seu artigo 36, além dos requisitos previstos nesta e em outras normas aplicáveis, os efluentes oriundos dos serviços de saúde e estabelecimentos nos quais haja despejos infectados com microrganismos patogênicos só poderão ser lançados após tratamento especial.

A mesma Resolução, no seu artigo 28 § 3º, expressa que, na ausência de metas intermediárias progressivas obrigatórias, devem ser obedecidos os padrões de qualidade da classe em que o corpo receptor estiver enquadrado.

O artigo 34, § 1º, diz que os efluentes não deverão causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

3.1.4 Infecções, Antibióticos

Bactérias e infecção

O ser humano possui mecanismos de defesa contra agentes com potencial infeccioso, que incluem a pele, as mucosas, células e proteínas especializadas como os anticorpos (CARDOSO *et al.* 2007). Patógenos como as bactérias, todavia, podem invadir o corpo e liberar toxinas, comprometendo seriamente a saúde do indivíduo (RILEY *et al.* 2002; BUKHARIN *et al.* 2003). Segundo a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2007), as bactérias estão entre os patógenos que mais afetam a saúde da população (Tabela 3.7).

A capacidade de um patógeno de superar as defesas do organismo humano, conseguir colonizá-lo e manifestar a sua patogenicidade são os fatores responsáveis pela variação no quadro de sinais e sintomas que caracterizam as patologias (CARDOSO *et al.* 2007; ROUVEIX, 2007). A patogenicidade das bactérias é determinada pelo desenvolvimento de mecanismos que contribuem para o aumento de sua capacidade de infecção e que ajudam a burlar o sistema imunológico do hospedeiro (CHOPRA *et al.* 2002).

TABELA 3.7 – As dez maiores causas de morte no mundo segundo a Organização Mundial de Saúde. Em destaque as patologias relacionadas com bactérias (WHO, 2007)

Doenças	Morte/Milhões	Morte (%)
Doenças coronárias	3,10	10,8
Infecções do trato respiratório	2,86	10,0
HIV/AIDS	2,14	7,5
Condições perinatais	1,83	6,4
Doenças cerebrovasculares e AVC	1,72	6,0
Diarreias e doenças entéricas	1,54	5,4
Tuberculose	1,24	4,4
Malária	1,10	3,8
Doenças pulmonares obstrutivas	0,88	3,1
Acidentes de trânsito	0,53	1,9

Fonte: WHO (2007).

As bactérias patogênicas são classificadas em primárias, que causam infecções em indivíduos normais, e oportunistas, atuante em indivíduos com o sistema imunológico comprometido (TORTORA *et al.* 2005; TRABULSI e ALTHERTHUM, 2005). Várias dessas bactérias desenvolveram a capacidade de invasão celular, usando proteínas da parede celular (invasinas).

A célula epitelial ainda é o principal alvo das bactérias invasoras, que podem chegar à corrente sanguínea (CHOPRA *et al.* 2002). A bactéria também pode induzir a sua fagocitose, a fim de invadir a célula hospedeira, rompendo o vacúolo, alcançando o citoplasma e podendo se disseminar para células vizinhas (ex.: *Shigella*) (RILEY *et al.* 2002). Algumas bactérias são intracelulares obrigatórias, pois necessitam de moléculas sintetizadas por essas células para crescerem e se multiplicarem (ex.: *Rickettsia sp*, *Chlamydia*, *Coxiella* e *Mycobacterium leprae*). Em virtude da sua localização, estas bactérias estão protegidas das ações antibacterianas dos anticorpos e de alguns antibióticos. Bactérias intracelulares facultativas (ex.: *Salmonella sp*, *Listeria sp*, *Mycobacterium tuberculosis* e *Legionella pneumophila*) podem viver tanto dentro quanto fora das células, enquanto outras se desenvolvem exclusivamente na forma extracelular (ex.: *Staphylococcus sp.*, *Streptococcus sp.*, *Bordetella sp.*, *Neisseria sp.* e *Vibrio sp.*) (CHOPRA *et al.* 2002).

Algumas bactérias podem aderir ao tecido do hospedeiro formando uma camada (microcolônias) em sua superfície (DONELLI *et al.* 2007). Esses agregados são envolvidos por uma película de exopolissacarídeos denominados de biofilmes, que servem como fonte constante de infecções para os diferentes tecidos e órgãos. Assim, as bactérias se encontram relativamente protegidas das defesas do sistema imunológico e da ação de antibióticos nesses biofilmes, que podem ser formados tanto em próteses, nas mucosas (fibrose cística), nos dentes (placa dentária), dentre outros (RILEY *et al.* 2002; CHOPRA *et al.* 2002; DONELLI *et al.* 2007).

Bactérias e Antibióticos

Desde os primórdios da existência humana, o homem é acometido por doenças de origem microbiana (CLEVELAND *et al.* 2001; RILEY *et al.* 2002).

Em 1929, o primeiro antibiótico (a penicilina G) foi descoberta por Fleming, seguido do surgimento de derivados sulfonamídicos na década de 1930 e novas classes de antibióticos nos anos seguintes (CHOPRA *et al.* 2002; BUYNAK *et al.* 2004). A Tabela 3.8 mostra os principais antibióticos utilizados no tratamento de infecções bacterianas.

TABELA 3.8 – Antibióticos mais utilizados no tratamento de infecções bacterianas

ANTIBIÓTICO	ALVOS	INDICAÇÕES
Penicilinas	Bacilos Gram-positivos e negativos	Gonorréia; infecções estafilocócicas.
Cefalosporinas	Pneumococos; Gram-negativos resistentes e beta-lactamase; enterobactérias; dentre outras.	Infecções estafilocócica com cepas sensíveis a penicilina.
Carbapenemas	Bacilos Gram-positivos e negativos; aeróbios; anaeróbios; micobactérias; estafilococos resistentes a oxacilina.	Infecções estafilocócicas com cepas resistentes a oxacilina.
Aminoglicosídeos	Gram-negativos aeróbios; estafilococos; <i>Mycobacterium tuberculosis</i> .	Brucelose; cancróide; gonorréia; tuberculose.
Glicopeptídeos	Gram-positivos	Utilizado principalmente em infecções estafilocócicas com cepas resistentes
Tetraciclina	Parasitas intracelulares	Cancróide; cólera; granuloma inguinal
Cloranfenicol	Gram-positivas e negativas	Febre tifóide, meningite; cólera.
Quinolonas	Gram-negativos	Infecções respiratórias e urinárias.
Sulfonamidas	<i>Nocardia asteroides</i>	Brucelose; infecções urinárias

FONTE: Chopra (2002)

Embora tenham surgido inúmeras classes de antibióticos, observa-se atualmente que existe pelo menos uma cepa resistente a esses fármacos, seja na comunidade ou em hospitais (FLUIT e SCHMITZ, 2004). Isto se deve à competência genético-bioquímica destes agentes infecciosos que desenvolveram estratégias de defesa contra as diferentes classes de antimicrobianos colocados à disposição da Medicina (BARBOZA e LEVY, 2000).

Os antibióticos estão entre os mais prescritos de modo indiscriminado, em parte, por possuírem excelente perfil de segurança e eficiência contra infecções. Como resultado, o uso indiscriminado é um fator relevante para crescente problema global do avanço da resistência bacteriana aos antibióticos.

Alguns destes antibióticos são produzidos por microorganismos, como as bactérias do gênero *Streptomyces* (estreptomicina) e os fungos dos gêneros *Penicillium*

(penicilina) e *Cephalosporium* (cefalosporina) (FREITAS, 1983; FAUCI, 2001; PEREZ-TRALLERO e IGLESIAS, 2003; BOMONO e SZABO, 2006), que fazem as sínteses totais ou parciais da molécula de atividade reconhecida, que nesse caso, são concluídas em laboratório (antibióticos semisintéticos). Os antibióticos interferem com diferentes atividades da célula bacteriana, causando a sua morte ou inibindo o seu crescimento. Os primeiros são chamados bactericidas e os outros são bacteriostáticos.

Penicilinas

A penicilina é uma molécula caracterizada pela presença do anel β -lactâmico. Existem vários tipos de penicilinas e a diferença estrutural está na variação do radical R (Figura 3.5) (NOGA e SILPHADUANG, 2003; BROWN, 2004; BUYNAK, 2004). As penicilinas G e V são penicilinas naturais, sintetizadas por fungos do gênero *Penicillium*, enquanto outras são semissintéticas, sendo classificadas como: aminopenicilinas (ampicilina e amoxicilina); carboxipenicilinas (carbenicilina, ticarcilina, meticiclina, cloxacilina, flucloxacilina e oxacilina) e ureidopenicilinas (azlocilina, mezlocilina e piperacilina) (PEREZ-TRALLERO e IGLESIAS, 2003; BOMONO e SZABO, 2006; ZHANEL *et al.* 2007).

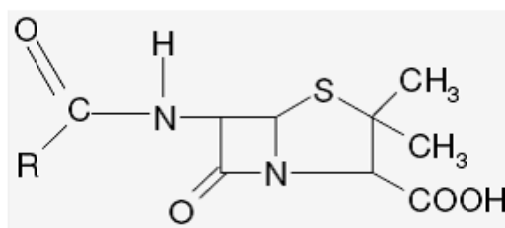


FIGURA 3.5 – Estrutura das penicilinas

As penicilinas antiestafilocócicas, também chamadas de penicilinas penicilase-resistentes, caracterizam-se por sua capacidade de resistir à ação da penicilinase, emespecila produzida pelo *Staphylococcus aureus*. São representadas pela meticilina, nafcilina e pelas isoxazolíticas ou isoxazolil-penicilinas (oxacilina, cloxacilina, dicloxacilina e flucoxacilina).

Isoxazolilpenicilina- Oxacilina Sódica

A oxacilina sódica (4-tia-1-azabicyclo [3.2.0] heptano-2-carboxílico, ácido 3,3-dimetil-6-[[[(5-metil-3-fenil-4-isoxazolil) carbonil]-amino]-7-oxo-, sal monossódico,

mono, [2S-(2 α , 5 α , 6 β)] é uma molécula caracterizada pela presença do anel β -lactâmico. A Figura 3.6 mostra a estrutura química da oxacilina sódica (C₁₉H₁₈N₃NaO₅S•H₂O). A oxacilina é um dos antibióticos mais utilizados no HGWA.

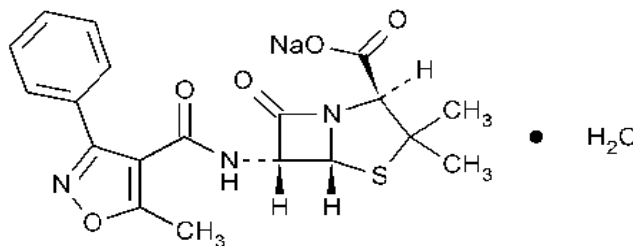


FIGURA 3.6 – Fórmula estrutural da oxacilina

A oxacilina foi a primeira do grupo das isoxazolilpenicilinas a ser sintetizada, sendo um pó branco, cristalino, solúvel em água e de sabor muito amargo, com peso molecular (PM) de 441,43 g.mol⁻¹. Seu pH situa-se entre 4,5 e 7,5 em solução contendo 30 mg/mL. Contém em sua fórmula entre 3,5% e 5,0% de água. Apresenta estabilidade em meio ácido, com ação bactericida.

A oxacilina sódica é uma penicilina semissintética, penicilinase-resistente e bactericida. Exerce sua ação bactericida ligando-se às proteínas localizadas na membrana citoplasmática bacteriana, inibindo a septação e a síntese da parede celular, por acetilação das enzimas transpeptidase da membrana, impedindo a ligação cruzada das cadeias lineares peptidoglicâmicas necessárias para a resistência e a rigidez da parede celular. Desta forma, ocorrem o alongamento e a lise da bactéria.

A oxacilina é ativa contra a maioria dos cocos Gram-positivos, incluindo os estreptococos beta-hemolíticos, pneumococos e estafilococos não-produtores de penicilinase. Em razão da resistência à enzima penicilinase, a oxacilina é ativa também contra estafilococos produtores de penicilinase.

A oxacilina é rapidamente absorvida após injeção intramuscular. Os picos séricos de oxacilina são atingidos aproximadamente 30 minutos após a administração. Após injeção intramuscular de dose única de 500 mg de oxacilina em adultos saudáveis, os picos médios de concentração sérica são de 10,9 mg/ml. A meia-vida sérica de oxacilina em adultos com função renal normal é de 0,3 a 0,8 horas, é parcialmente metabolizada e rapidamente excretada na urina por secreção tubular e filtração glomerular e também é excretada na bile.

O uso de antibióticos pode resultar no supercrescimento de microrganismos e acarretar alterações no meio ambiente, a médio e longo prazo, constituindo um grande desafio para minimização dos resíduos de tais substâncias que, indiretamente, pode levar a outros problemas de saúde pública.

3.2 ALTERNATIVAS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO

Existem vários sistemas de tratamento biológico no plano secundário aplicados ao tratamento de esgotos atualmente usados no mundo. No Brasil os mais comuns são lagoa de estabilização, sistemas de lodo ativado e tratamento anaeróbio com pós-tratamento. A aplicabilidade de lagoas de estabilização em regiões urbanas é limitada em decorrência da demanda de grandes áreas e dos maus odores que delas emanam.

Os sistemas de tratamento secundário transformam parte do material orgânico do efluente em uma suspensão de sólidos, o lodo biológico com a massa bacteriana, enquanto outra parte é convertida em material gasoso (Figura 3.7). Dependendo do ambiente no sistema de tratamento, a massa bacteriana será anaeróbia ou aeróbia. Em sistemas anaeróbios, o material orgânico é transformado em biogás (principalmente metano e dióxido de carbono), em aeróbios a oxidação com oxigênio ou nitrato como (ambiente aeróbio e anóxico respectivamente) produz dióxido de carbono. Todavia, a remoção em sistemas de tratamento não é completa, pois uma parte do material orgânico não é afetada pela ação das bactérias. A proporção entre material orgânico descartado nas três frações (gás-líquido-sólido) depende de vários fatores:

- (1) natureza do sistema de tratamento aeróbio ou anaeróbio;
- (2) condições ambientais como temperatura pH;
- (3) contato entre o material orgânico do afluente e a massa bacteriana; e
- (4) massa bacteriana presente no sistema de tratamento.

Um parâmetro adequado para avaliar a eficiência de retenção de lodo no sistema de tratamento e, portanto, a massa presente é a idade de lodo, que é relação entre a massa de lodo presente no sistema de tratamento e a massa descartada diariamente. Na Figura 3.7, observam-se as frações do material orgânico em função da idade de lodo para sistemas anaeróbios e aeróbios. Considera-se ainda que o lodo, produzido pode ser

submetido a um tratamento anaeróbico em um digestor de lodo, no qual uma parte deste é convertida em biogás.

No caso de tratamento aeróbico, esta divisão nas frações se baseia na teoria de lodo ativado, apresentada por Marais e Ekama (1976) e posteriormente incorporada no modelo I da IWA (HENZE *et al.* 1986). No caso de sistemas anaeróbios as curvas se baseiam nos resultados experimentais de Cavalcanti *et al.* (2003). A Figura 3.7A e 3.7B mostra claramente os pontos fortes e fracos dos sistemas anaeróbios, quando comparados com aeróbios:

- (1) em sistemas aeróbios a remoção do material biodegradável é eficiente até para uma idade de lodo curta (três dias). Em contraste, em sistemas anaeróbios, a eficiência é essencialmente longa (> 100 d a 25° C), o que mostra a importância de retenção de lodo. Para idade de lodo curta a remoção de material orgânico será apenas parcial com material biodegradável tanto efluente como no lodo de excesso do sistema anaeróbico;
- (2) sistemas aeróbios tendem a produzir bem mais lodo e este lodo é instável, podendo ser estabilizado pela aplicação da digestão anaeróbia, como indica a Figura 3.8. Nos sistemas anaeróbios, a fração biológica (a massa bacteriana) é uma fração relativamente pequena do lodo; e
- (3) a parte catabolizada em sistemas aeróbios é oxidada, requerendo-se oxigênio para isso. Embora o oxigênio (ainda) seja livre, a sua transferência para a fase líquida do sistema de tratamento requer energia externa, que pode representar o maior fator de custo operacional de sistemas aeróbios. Nos sistemas anaeróbios, a fração digerida gera o metano. O biogás que se separa da fase líquida ao menos em princípio representa uma fonte de energia que pode ser explorada economicamente.

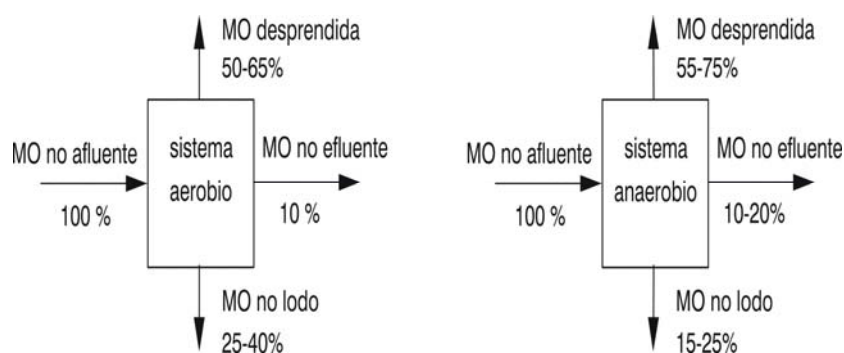


FIGURA 3.7A - Divisão do material orgânico em sistemas de tratamento secundário aeróbico ou anaeróbico.

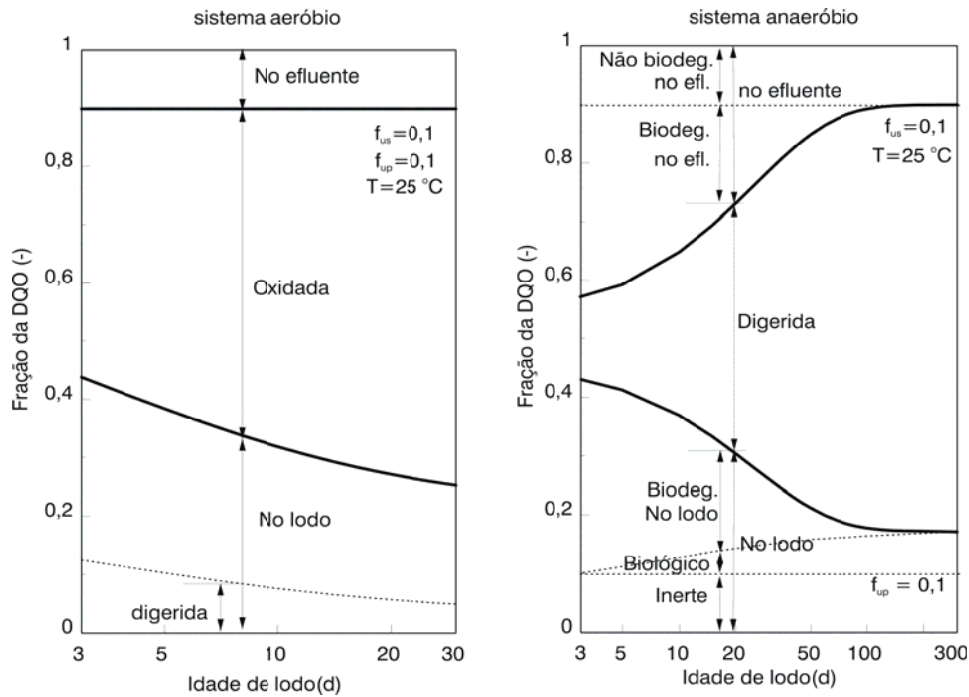


FIGURA 3.7B – Divisão do material orgânico em sistemas de tratamento secundário aeróbio ou anaeróbio (frações não biodegradáveis solúvel e particulada).

Fonte: Van Haandel e Marais (1999)

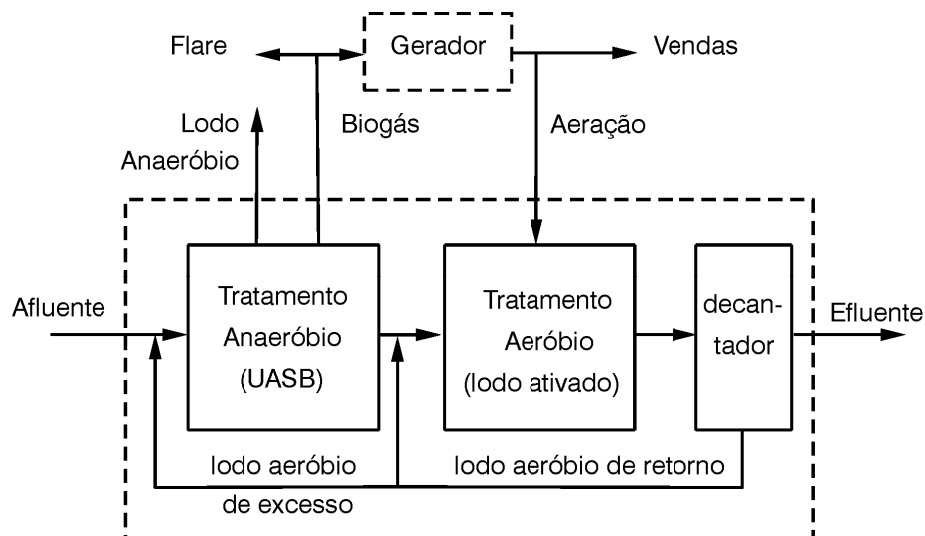


FIGURA 3.8 – Esquema de um sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio com estabilização de lodo aeróbio no pré-tratamento de energia.

Fonte: Van Haandel e Marais

Tem-se como referência o tempo de permanência para dimensionar reatores UASB para o tratamento de esgoto. Na Norma Brasileira que está sendo revisada para sistemas de tratamento de esgoto, usa-se pela primeira vez a digestão anaeróbia como alternativa de tratamento secundário e sugerem-se tempos de permanência de seis a

nove horas (com base na vazão média), dependendo da temperatura do esgoto a ser tratado. Portanto, como o reator UASB tem ampla aplicação para o tratamento de esgoto, desenvolveram-se variantes para resíduos industriais, como é o caso do reator EGSB (reator com manta expandida de lodo granulado para águas residuárias diluídas (KATO, 1994).

Como a eficiência de remoção de material orgânico em reatores anaeróbios geralmente é insuficiente para descarga direta em corpos receptores, aplica-se pós-tratamento, que, na prática, geralmente utiliza um sistema aeróbio ou uma lagoa de polimento. A combinação pré-tratamento anaeróbio com estes sistemas se popularizou pelas grandes vantagens que a combinação traz. No caso de pós- tratamento aeróbio observa-se importante redução de custos de investimento e operacionais decorrentes de três fatores mencionados a seguir:

- 1 - o investimento é menor porque o pré-tratamento anaeróbio diminui os principais custos de construção - o volume de sistemas anaeróbio-aeróbio é muito menor do que o de sistemas puramente aeróbios e a capacidade de aeração a ser instalada também são fortemente reduzidos;
- 2 - o custo de aeração é menor porque o pré-tratamento remove grande parte do material orgânico biodegradável. Em adição o biogás produzido pode ser usado para gerar energia elétrica que pode acionar parte dos equipamentos do sistema; e
- 3 - o lodo aeróbio pode ser misturado com o lodo anaeróbio e descartado diretamente para a unidade de separação de sólidos, sem necessidade de estabilização em um digestor de lodo específico.

Os reatores anaeróbios oferecem condições favoráveis em vários aspectos com relação ao tratamento de esgoto, porém muitas vezes não se enquadram na legislação pertinente. Então, pode-se adotar um sistema combinado de UASB e reatores aeróbios (lodos ativados) filtro submerso aerado (FSA) ou ainda lagoas de polimento. Cavalcanti (2003) comenta sobre a eficiência de um combinado de UASB com lagoas de maturação e polimento.

3.2.1 Sistemas Anaeróbios

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico de múltiplos estágios, capaz de estabilizar diferentes tipos de matéria orgânica. O processo é aplicado amplamente em resíduos industriais, agrícolas e domésticos.

No sistema de tratamento anaeróbio, tenderá a se desenvolver uma população bacteriana compatível com a natureza do material orgânico e das cargas orgânica e hidráulica (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). Em princípio, todos os compostos orgânicos podem ser degradados pela via anaeróbia, sendo que o processo se mostra mais eficiente e mais econômico quando os dejetos são facilmente biodegradáveis (CHERNICHARO, 1997).

Tratamento Anaeróbio

O primeiro processo de tratamento anaeróbio de esgoto foi desenvolvido na França por Louis H. Mouras, em 1860. Em 1894, o tanque Talbot foi desenvolvido nos Estados Unidos. Na Alemanha, em 1905, foi desenvolvido o tanque Imhoff (bicompartimentado). Todos estes sistemas clássicos têm em comum a separação dos sólidos em suspensão da fase líquida. A aplicação da digestão anaeróbia para tratamento de águas residuárias se iniciou no fim do século XX, mas ficou restrita a instalações pequenas, porque a percepção era de que sistemas de tratamento anaeróbio eram relativamente ineficientes e muito inferiores a sistemas de tratamento aeróbio. Os sistemas clássicos de tratamento anaeróbio tinham um desempenho sofrível, porque não obedeciam a dois preceitos fundamentais de qualquer sistema de tratamento biológico: (1) o material orgânico a ser removido deve entrar em contato com a massa bacteriana (o lodo) e (2) tem de se manter uma grande massa de lodo no sistema (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Processo Anaeróbio

O conhecimento da cinética dos processos de conversão biológica é importante para o projeto de reatores anaeróbios e também para a previsão da qualidade do efluente final. Existe grande dificuldade em se descrever matematicamente essas cinéticas de conversão, em consequência da complexidade dos substratos.

O tratamento de esgotos envolvendo o processo biológico anaeróbico consiste na degradação da matéria orgânica e produção de biogás (composto essencialmente por metano e dióxido de carbono). O processo ocorre na ausência de oxigênio. São quatro as etapas de degradação da matéria orgânica:

- hidrólise - proteínas, lipídios e carboidratos, são convertidos a monômeros. Esta etapa, na maioria dos casos e, em particular, no caso do substrato ser esgoto sanitário, é potencialmente limitante do processo e bastante sensível à temperatura;
- acidogênese - formação de álcoois, ácidos voláteis e dióxido de carbono;
- acetogênese - formação de ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono; e
- metanogênese - formação de metano a partir do ácido acético, dióxido de carbono e hidrogênio, (ALAERTS *et al.* 1990).

Enquanto as reações se desenvolvem no processo, é liberada energia e grande parte da matéria orgânica é convertida em metano, dióxido de carbono e água. Pelo fato de baixos conteúdos de carbono e energia ficarem disponíveis para sustentar maior atividade biológica, a produção de lodo diminui consideravelmente em relação ao processo aeróbico (METCALF e EDDY, 2004). O tipo de catabolismo que ocorre no processo anaeróbico é o fermentativo, pelo fato de ocorrer na presença de um oxidante. Ocorre um rearranjo dos elétrons na molécula fermentada (transferência intramolecular), conduzindo à formação de pelo menos dois produtos; e sucedem geralmente várias fermentações sequenciais antes que se formem os produtos estabilizados (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). A Figura 3.9 apresenta os estágios da bioquímica da digestão anaeróbia.

As bactérias metanogênicas utilizam somente um limitado número de substratos, compreendendo ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. Existem dois grupos principais de metanogênicas, um que forma metano a partir de ácido acético ou metanol (acetoclásticas) e o segundo que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono (hidrogenotróficas). As metanogênicas acetotoclásticas são predominantes da digestão anaeróbia e são responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda produção de metano, a partir do grupo metil do ácido acético. Ao contrário das acetoclásticas, praticamente todas as espécies conhecidas de bactérias metanogênicas são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 1997).

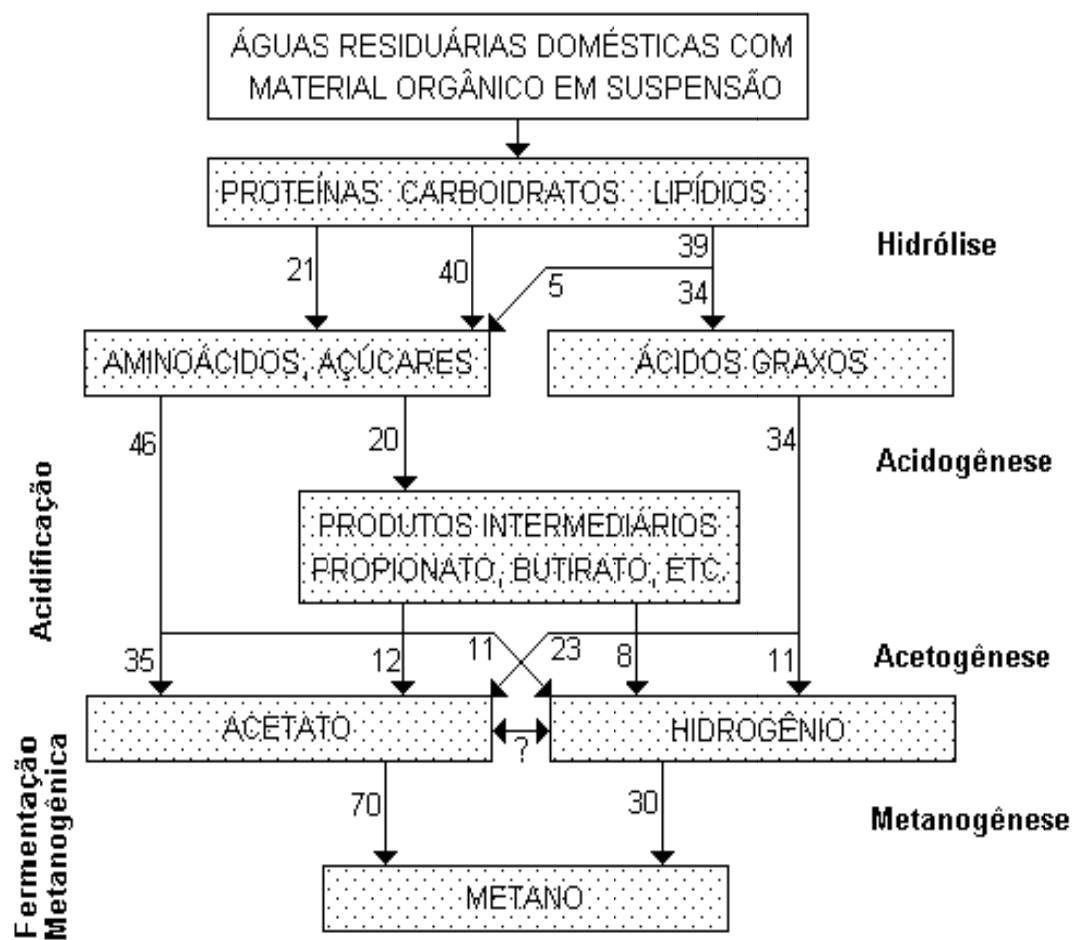


FIGURA 3.9 – Representação esquemática da decomposição bioquímica por meio da digestão anaeróbia.

A implantação de sistemas integrados para proteção ambiental, onde o tratamento de esgotos esteja atrelado à recuperação e reúso de seus subprodutos é uma necessidade (LETTINGA, 1995). A digestão anaeróbia apresenta-se como alternativa integrada de tratamento dos esgotos e de recuperação de subprodutos, conforme mostra a Figura 3.10.

A produção de lodo nos processos anaeróbios em relação ao aeróbio resulta em menor volume e melhor qualidade deste no que se refere à estabilidade. Isto decorre da relação entre a proporção de anabolismo e catabolismo, que produz a formação de mais ou menos massa celular, por conseguinte, mais ou menos resíduo endógeno, bem como a velocidade da taxa de decaimento de lodo (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

A digestão anaeróbia pode ser considerada um ecossistema no qual inúmeros grupos de microorganismos interagem na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas, conforme indica a Figura 3.11 (CHERNICHARO, 1997).

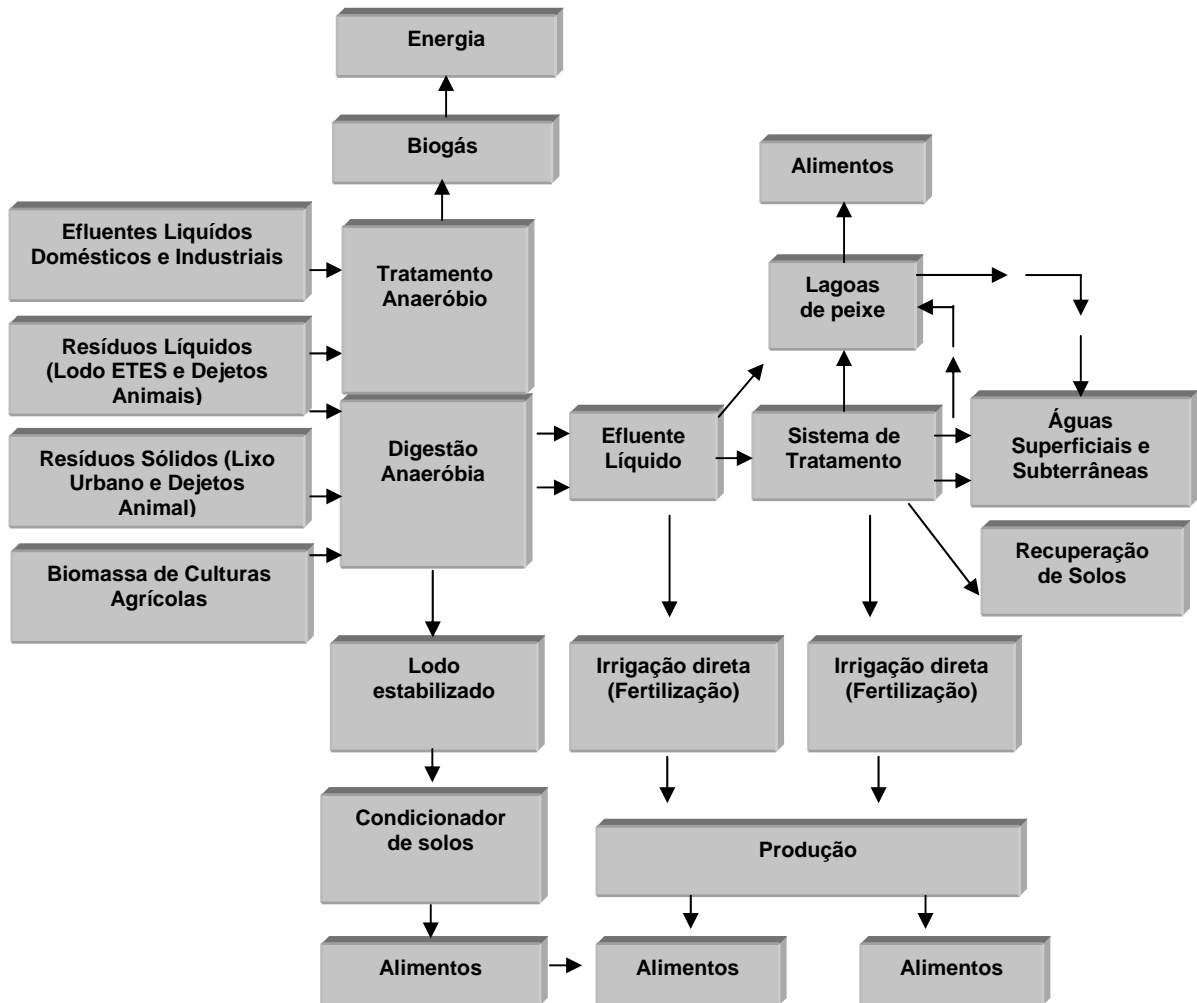


FIGURA 3.10 - Tecnologia integrada da digestão anaeróbia.

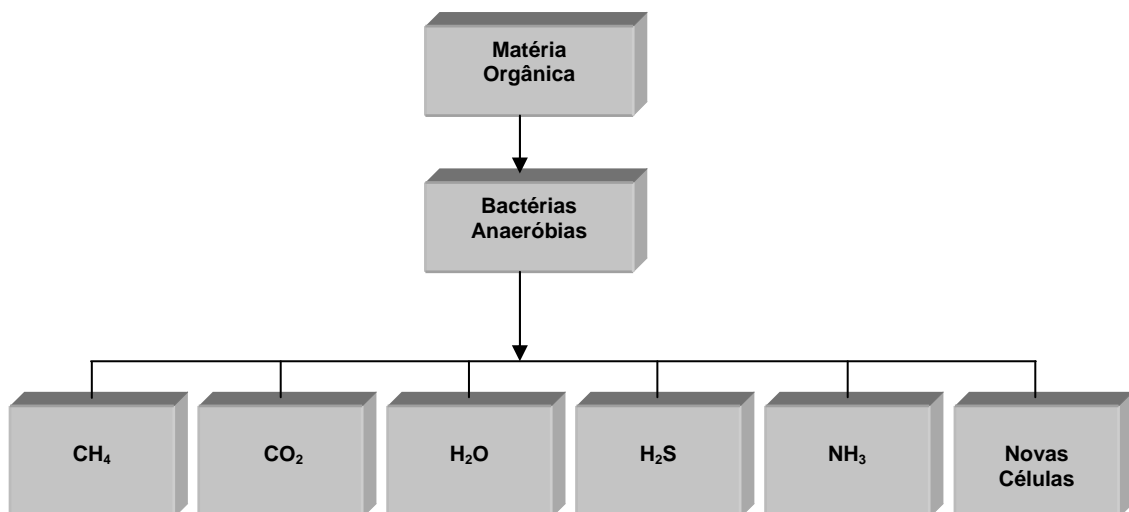


FIGURA 3.11 - Interatividade na conversão da matéria orgânica.

Tempo de Permanência e Retenção Celular nos Reatores Anaeróbios

Os reatores UASB em estado estacionário dependerão das características do esgoto e das condições operacionais. As características mais importantes do esgoto são as concentrações do material orgânico e a temperatura. A principal variável operacional é o tempo de permanência (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Na Tabela 3.9, mostram-se resultados médios obtidos por Van Haandel & Lettinga, (1994), no monitoramento de um reator UASB, na cidade de Campina Grande-PB, para diferentes TDH. Os parâmetros analisados foram: DQO, DBO e Sólidos Suspensos Totais (SST).

TABELA 3.9 - Valores médios de DQO, DBO, e STS no afluente e efluente (bruto e sedimentado) de reator UASB em Campina Grande – PB.

TDH h	DQO			DBO			STS		
	AFL	EFL bruto	EFL sedim.	AFL	EFL bruto	EFL sedim.	Afluente	Efluente bruto	Efluente sedim.
2.1	792	452	358	466	256	149	546	424	234
2.6	764	468	310	442	223	142	503	372	206
3.0	837	519	253	508	208	110	597	364	214
5.7	695	273	208	471	146	113	472	276	152
7.2	863	285	164	518	85	52	478	225	102
17.0	783	196	117	424	64	32	587	161	52

FONTE: Van Haandel e Lettinga (1994)

Fatores Importantes na Digestão Anaeróbia

Vários são os fatores que influenciam o desempenho da digestão anaeróbia de águas residuárias. Dentre os fatores ambientais se destacam a temperatura, pH e a alcalinidade. A presença de nutrientes e a capacidade de assimilação de carga tóxica desempenham um papel importante no processo.

Temperatura

A temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes na digestão anaeróbia, uma vez que afeta os processos biológicos de maneiras diferentes. Entre os principais efeitos da temperatura estão as alterações na velocidade do metabolismo das bactérias. O crescimento bacteriano está diretamente associado a três faixas distintas de temperatura: psicrófila (0 a 20 °C), mesófila (20 a 45 °C) e termófila (45 a 70 °C) (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

A taxa da digestão anaeróbia aumenta com a temperatura até atingir uma faixa ótima de 30 a 37 °C. Um aumento da temperatura além dos 37 °C tende a diminuir a taxa da digestão, mas para temperaturas além de 42 °C, observa-se um novo aumento acelerado da ação anaeróbia, com uma taxa máxima entre 53 e 55 °C e uma desaceleração para temperaturas além de 58 °C (METCALF e EDDY, 2004; VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Capacidade de Assimilação de Cargas Tóxicas

A sensibilidade dos processos anaeróbios a cargas tóxicas depende, significativamente, do parâmetro operacional, tempo de retenção celular ou idade do lodo. Quanto maior o tempo de retenção celular, maior é a capacidade do reator de assimilar cargas tóxicas.

Para reatores anaeróbios operados a temperatura ambiente, na faixa de 20°C a 30°C, é aconselhável que o tempo de retenção celular seja da ordem de 50 dias ou mais.

Reatores de filme fixo, como filtros anaeróbios, por exemplo, demonstram ser mais resistentes à toxicidade do que reatores de crescimento em suspensão.

De um modo geral, os compostos que podem exercer influência tóxica sobre as bactérias metanogênicas normalmente não se encontram no esgoto sanitário. Sulfeto, gerado no reator desde a redução de sulfato ou da mineralização de proteínas, não atinge uma concentração suficientemente alta para causar problemas de toxicidade. Somente a presença de oxigênio dissolvido pode constituir problema se o projeto do reator for inadequado, permitindo intensa aeração do esgoto antes da sua entrada no sistema de tratamento.

Dos quatro grupos de bactérias fermentativas, as bactérias metanogênicas são as mais sensíveis à presença de substâncias tóxicas. Existe uma possibilidade maior de toxicidade no esgoto industrial do que no doméstico. As substâncias tóxicas podem ser divididas, conforme sua natureza em três classes (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999):

- 1 aquelas cuja toxicidade é relacionada com o pH;
- 2 alvo de uma ação imediata, mesmo com as concentrações baixas; e
- 3 com a concentração aumentando gradualmente do material tóxico.

O oxigênio dissolvido e os metais pesados são os principais inibidores da digestão anaeróbia, principalmente para as bactérias metanogênicas (METCALF e EDDY, 2004, KATO, 1994, VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Bactérias anaeróbias são sensíveis a uma série de substâncias que, dependendo da concentração, podem paralisar completamente o processo da digestão. Os principais agentes inibidores são (ANDREOLI *et al.* 2001):

- hidrocarbonetos;
- compostos organoclorados;
- detergentes aniônicos não biodegradáveis;
- agentes oxidantes; e
- cátions inorgânicos.

3.2.2 Sistemas Aeróbios

O processo de lodos ativados é uma tecnologia bastante utilizada para o tratamento de esgotos domésticos e industriais, apresentando elevada eficiência de tratamento, flexibilidade operacional, possibilidade de remoção de nutrientes (ao menos parcial), entre outras vantagens. São-lhe atribuídas, entretanto, algumas desvantagens, como: elevada mecanização, alto custo de implantação, manutenção e operação mais sofisticadas, necessitando de tratamento de um considerável volume de lodo gerado (VON SPERLING, 1997). O pós-tratamento aeróbio em sistemas de lodo ativado permite a produção de um efluente de boa qualidade com possibilidade de reúso para diversos fins. A Tabela 3.10 mostra a classificação dos lodos ativados, conforme a idade de lodo.

TABELA 3.10 - Classificação dos lodos ativados em função da idade do lodo.

Idade do Lodo	Faixa de Idade (dias)	Relação A/M (kgDBO/kgSSVTA.dia)	Nomenclatura
Reduzida	2 a 3	0,25 a 0,50	Sistema alta taxa
Convencional	4 a 10	0,25 a 0,50	Sistema convencional
Elevada	18 a 30	0,07 a 0,15	Aeração prolongada

FONTE: Chernicharo (2001)

É preciso observar o custo benefício de cada sistema. A aplicação de monitoramento e controle automáticos dos sistemas de tratamento poderá reduzir os custos operacionais do sistema. Conforme Lettinga *et al.* (1996), as plantas de tratamento de esgoto apresentam sérios desafios aos engenheiros de controle, em razão do seu comportamento não linear, notadamente bilinear. Adicionalmente, variações no fluxo e na concentração do esgoto que flui às estações de tratamento, bem como a fragilidade do sistema biológico que realiza a conversão da matéria orgânica, levando o sistema a regiões instáveis de operação, constituem problemas que devem ser suplantados.

Sistema Convencional de Fluxo Contínuo

O sistema de lodos ativados convencional para tratamento de esgoto tem como integrante essencial o tratamento primário (decantador primário, ou um reator anaeróbio) para racionalização de energia para aeração como mostra a Figura 3.12. Quando o sistema é usado para tratamento de efluente digerido, o pré-tratamento é desnecessário. O lodo permanece no sistema de quatro a dez dias. Com este período, a biomassa retirada no lodo excedente requer ainda uma etapa de estabilização no tratamento do lodo, por conter ainda um elevado teor de matéria orgânica na composição de suas células (VON SPERLING, 1997).

Portanto, esta estabilização pode ser realizada no próprio reator anaeróbio do pré-tratamento. O fato de não haver unidade específica de estabilização de lodo representa uma redução de custos bastante considerável: em sistema de tratamento de esgoto bruto o custo de processamento e secagem de lodo é da ordem de 40 % do custo total do sistema de tratamento.

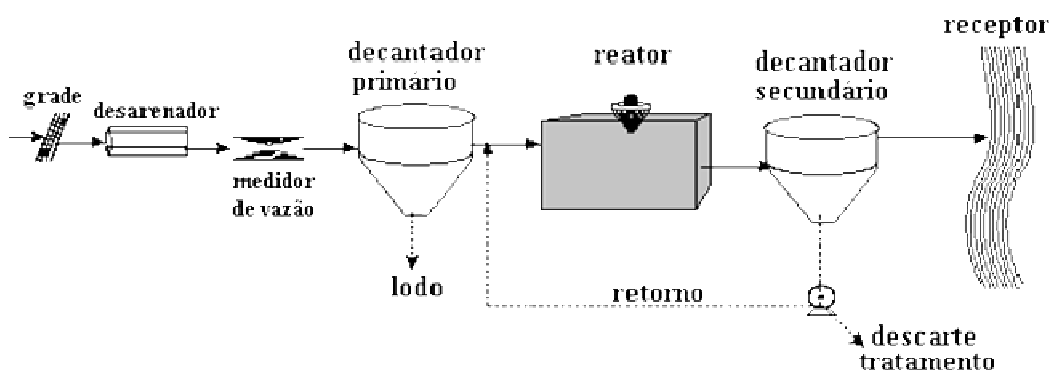


FIGURA 3.12 - Fluxograma de lodos ativados convencional (VON SPERLING, 1997).

Sistema com Aeração Prolongada e Fluxo Contínuo

Com a permanência da biomassa no sistema por um período de 18 a 30 dias recebendo a mesma carga de DBO que o sistema convencional, faz-se necessário que o reator seja maior, pois com isso haverá menos matéria orgânica (alimento) por unidade de volume de tanque de aeração, portanto, fazendo com que as bactérias passem a utilizar nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica. Essa massa celular é convertida em gás carbônico e água por meio da respiração, promovendo assim a estabilização da biomassa no tanque de aeração. A estabilização do lodo é feita conjuntamente, no próprio reator (VON SPERLING, 1997).

Sistemas de Batelada Sequenciais

Segundo Van Haandel (1999), nos sistemas de lodos ativados em bateladas no final do processo de depuração de cada batelada, interrompe-se a aeração, de modo que o reator se transforme em decantador. Após a sedimentação, o sobrenadante (efluente tratado) é descarregado e o reator está pronto para uma nova batelada.

Sousa (1996) avaliou o comportamento de um reator UASB e aeróbio sequencial em batelada (RSB), seguido de uma coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação. O UASB operou com um TDH de 4 h e Rs de 130 dias a 30 °C. O sistema integrado apresentou eficiência média de 95% na remoção de DQO, 96% de SSV, 85% de NTK e 55% fósforo.

Cybis e Pickbrenner (2001) encontraram sérios problemas com sedimentabilidade em um sistema (RSB). As baixas cargas orgânicas aplicadas e a possível inibição por sulfeto explicam a ocorrência da má sedimentabilidade, principalmente para o sistema alimentado somente pelo UASB. Haling-Sorensen e Jorgensen (1993) apresentam sulfetos como inibidores de nitrificação em qualquer concentração.

Quando a biofloculação não é bem desenvolvida no (RSB), os flocos podem se quebrar com a turbulência da aeração. Este tipo de floco formado é chamado de “pin flocc” ou “pinpoint flocc”. Os flocos maiores sedimentam-se rapidamente e os pequenos agregados quebram-se dos grandes flocos, sedimentando-se lentamente e criando turbidez no efluente (CYBIS e PICKBRENNER, 2001).

3.3 METABOLISMO BACTERIANO NOS PROCESSOS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O metabolismo é o conjunto de fenômenos químicos e bioquímicos mediante os quais são feitas a assimilação e a desassimilação das substâncias necessárias à vida, nos animais e nos vegetais. Os microrganismos envolvidos nos processos de transformação de matéria orgânica são formadores de reações enzimáticas, chamadas de catabolismo e anabolismo. O conjunto formado pelas reações que compõem a biossíntese e a biodegradação se constitui no processo global de transformação na biosfera.

O metabolismo bacteriano é o mecanismo mais importante para a remoção de material orgânico em sistema de tratamento biológico. O processo chamado de catabolismo ocorre quando a matéria orgânica é utilizada como fonte de energia, transformando estes materiais em produtos estáveis. No anabolismo, o processo transforma o material orgânico e é incorporado à massa celular (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). O metabolismo bacteriano pode ser dividido em duas classes de reações bioquímicas: aquelas que produzem energia e as que consomem energia.

Os microrganismos necessitam, para realizar suas atividades metabólicas, de um conjunto de elementos, sendo os mais importantes: a) uma fonte de carbono; b) uma fonte de energia, c) nutrientes. O catabolismo, que só é viável na presença de bactérias vivas, e o anabolismo ocorrem simultaneamente, porém são independentes. Dependendo do tipo de microrganismo, a fonte de alimento para a síntese de nova massa celular pode ser matéria orgânica (neste caso o microrganismo é chamado de heterótrofo) ou dióxido de carbono (microrganismo autótrofo).

O processo catabólico ou desassimilação se divide em duas partes fundamentalmente diferenciadas - oxidativo e fermentativo. Conforme Van Haandel e Lettinga (1994), o catabolismo oxidativo é uma reação redox, onde o material orgânico é o redutor que é oxidado por um oxidante encontrado também na fase aquática. O oxidante pode ser oxigênio molecular, nitrato ou sulfato. O processo fermentativo não necessita de um oxidante e um novo arranjo dos elétrons na molécula fermentada resulta na liberação de energia associada à formação de no mínimo dois produtos. Na Engenharia Sanitária, a digestão anaeróbia é uma fermentação de particular interesse: nesta se formam produtos gasosos (metano e dióxido de carbono) que se despreendem da fase líquida resultando na remoção do material orgânico.

O anabolismo ou assimilação constituem reações que conduzem à formação de material celular com auxílio da energia liberada da desassimilação. Conforme Von Sperling, (1997), de uma maneira geral, os organismos se desenvolvem e se reproduzem usando parte da energia gerada e liberada por meio do catabolismo. A forma de assimilação que interessa no tratamento de águas residuárias é a síntese de massa bacteriana proveniente de material orgânico da massa líquida afluenta.

Fazendo-se uma análise dos dois fenômenos, observa-se que os resultados são mensuráveis: o catabolismo ou desassimilação pode ser avaliado pelo consumo de oxidante, no caso de processos oxidativos, e na produção de metano, no caso da digestão anaeróbia. O anabolismo pode ser avaliado com suporte no resultado do aumento da massa bacteriana que se manifesta num aumento da concentração dos sólidos voláteis em suspensão (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

3.3.1 Divisão da Matéria Orgânica nos Esgotos Domésticos

A concentração e a composição do material orgânico de águas residuárias dependem da natureza destas. Para modelar a remoção do material orgânico no sistema de lodos ativados, torna-se necessário dividir a DQO afluenta em diferentes frações, analisando o comportamento de cada fração individualmente. O material biodegradável pode ser metabolizado pelos microorganismos do lodo ativado, enquanto o não biodegradável não é afetado pela ação bioquímica destes. Isso leva a concluir que o comportamento do material não biodegradável e dissolvido será diferente daquele do material não biodegradável e particulado: o primeiro não será afetado pelo lodo no sistema e dele será descarregado juntamente com o efluente. O segundo será floculado e acumular-se-á no sistema de lodo ativado até sua descarga junto com o lodo de excesso (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

A divisão do material nas suas diferentes frações distingue-se da seguinte forma, segundo Van Haandel e Marais, 1999:

$$S_{ta} = S_{ba} + S_{ua} \quad \text{Equação 3.1}$$

$$S_{ba} = S_{bsa} + S_{bpa} \quad \text{Equação 3.2}$$

$$S_{ua} = S_{usa} + S_{upa} \quad \text{Equação 3.3}$$

Onde:

S_{ta} = DQO total do afluente;

S_{ba} = DQO biodegradável do afluente;

S_{ua} = DQO não biodegradável do afluente;

S_{bpa} = DQO biodegradável e particulada do afluente;

S_{usa} = DQO não biodegradável e dissolvida do afluente;

S_{upa} = DQO não biodegradável e particulada do afluente; e

S_{bsa} = DQO biodegradável e dissolvida do afluente.

3.3.2 Metabolismo Oxidativo

Em um ambiente aeróbio, inicialmente se considera o metabolismo de microorganismos heterótrofos, mediante a reação catabólica, que é a oxidação do material orgânico pelo oxigênio, e a reação anabólica, a síntese do material celular (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Observa-se na Figura 3.13 que os processos de catabolismo e anabolismo são interdependentes, ou seja, o anabolismo requer energia e os microorganismos a obtêm por meio do catabolismo; ambos são necessários.

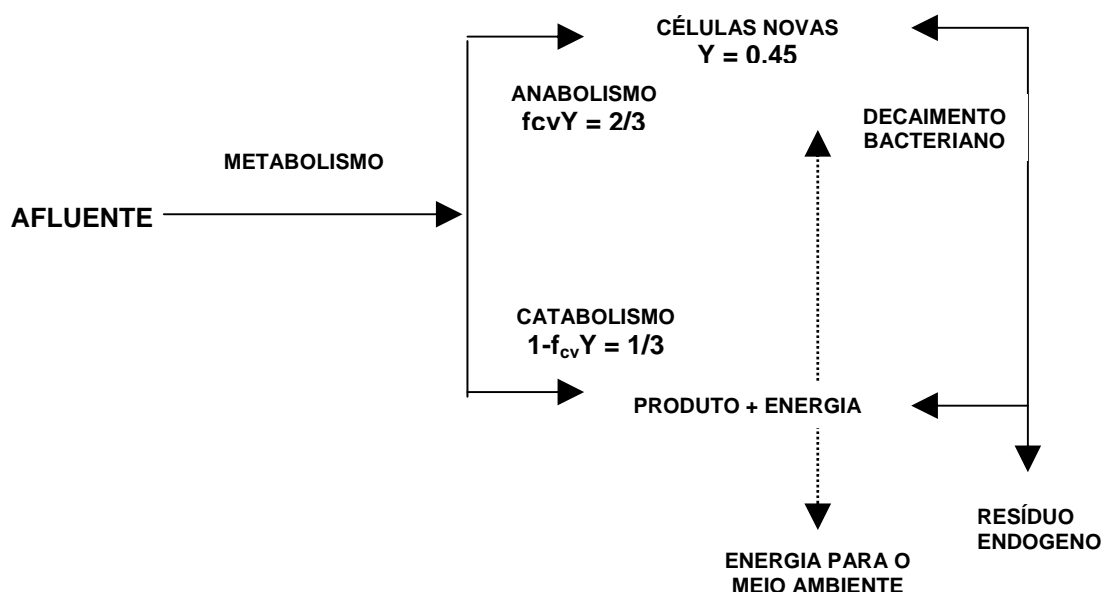


FIGURA 3.13 - Processos metabólicos em lodos ativados
FONTE: Van Haandel e Marais (1999)

A oxidação de material orgânico causa consumo de oxigênio dissolvido na água em que se realiza o metabolismo e este consumo pode ser determinado experimentalmente (VAN HAANDEL e CATUNDA, 1983; VAN HAANDEL e MARAIS, 1999)

3.3.3 Composição do Lodo Orgânico

O lodo de sistemas de lodos ativados é a parte constituída pelos sólidos em suspensão no licor misto. O lodo ativo é gerado da síntese de material orgânico do afluente. Já o lodo inativo se compõe de material orgânico não biodegradável e particulado, que é floculado no sistema e pode ser dividido em duas frações - lodo inerte e resíduo endógeno. O resíduo endógeno é originado do decaimento do lodo ativo mediante da respiração endógena, quando o lodo ativo deixa de existir como organismo vivo capaz de metabolizar material orgânico (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Mediante tais definições, pode-se destacar simbolicamente e matematicamente a expressão das diferentes frações de lodo nos sistemas aeróbios:

$$X_t = X_v + X_m = \frac{X_v}{f_v}$$

$$X_v = X_a + X_e + X_i$$

Equação 3.4

Equação 3.5

Onde:

X_a = Concentração de lodo ativo (mg/L SVS);

X_e = Concentração de resíduo endógeno (mg/L SVS);

X_i = Concentração de lodo inerte (mg/L SVS);

X_v = Concentração de lodo orgânico (mg/L SVS);

X_m = Concentração de lodo inorgânico (mg/L SVS);

X_t = Concentração total de lodo (mg/L SST);

f_v = Fração volátil do lodo

=0,65 a 0,75 (esgoto bruto);

=0,70 a 0,80 (esgoto decantado);

=0,80 (esgoto sem sólidos fixos em suspensão).

3.3.4 Balanço de Massa do Material Orgânico

Segundo Van Haandel e Marais (1999), a quantidade diária de material orgânico afluente em sistemas de lodos ativados é igual à quantidade diária no efluente somada à quantidade de material orgânico transformado diariamente. Neste caso, têm-se dois processos de transformação:

- transformação do lodo orgânico em processos bioquímicos (anabolismo, decaimento) ou físicos (floculação, adsorção); e
- oxidação para produtos inorgânicos.

A Figura 3.14 mostra a representação de um sistema de lodo ativado. Observando a figura pode-se afirmar que o material orgânico afluente se divide em três frações que podem ser interpretadas como:

- 1 material orgânico afluente não removido da fase líquida, que deixa o sistema junto com o efluente (MS_{te});
- 2 material orgânico transformado em lodo orgânico, sai como lodo de excesso (MS_{xv}); e
- 3 material orgânico oxidado para produtos inorgânicos gasosos (MS_o).

$$MS_{ta} = MS_{te} + MS_{xv} + MS_o \quad \text{Equação 3.6}$$

Transformando os fluxos da DQO afluente e efluente em parâmetros mensuráveis, tem-se:

$$MS_{ta} = Q_a \times S_{ta} \quad \text{Equação 3.7}$$

$$MS_{te} = (Q_a - q)S_{te} \quad \text{Equação 3.8,}$$

Onde:

Q_a = Vazão afluente (L/d);

q = Vazão de lodo de excesso (L/d);

- MS_{ta} = Massa de DQO aplicada (kgDQO/d);
- MS_{te} = Massa de DQO efluente (kgDQO/d);
- MS_{xv} = Massa de DQO do lodo de excesso (kgDQO/d);
- MS_o = DQO oxidada (kgO₂/d ou KgDQO/d);
- S_{ta} = DQO afluente (mg/L); e
- S_{te} = DQO efluente (mg/L);

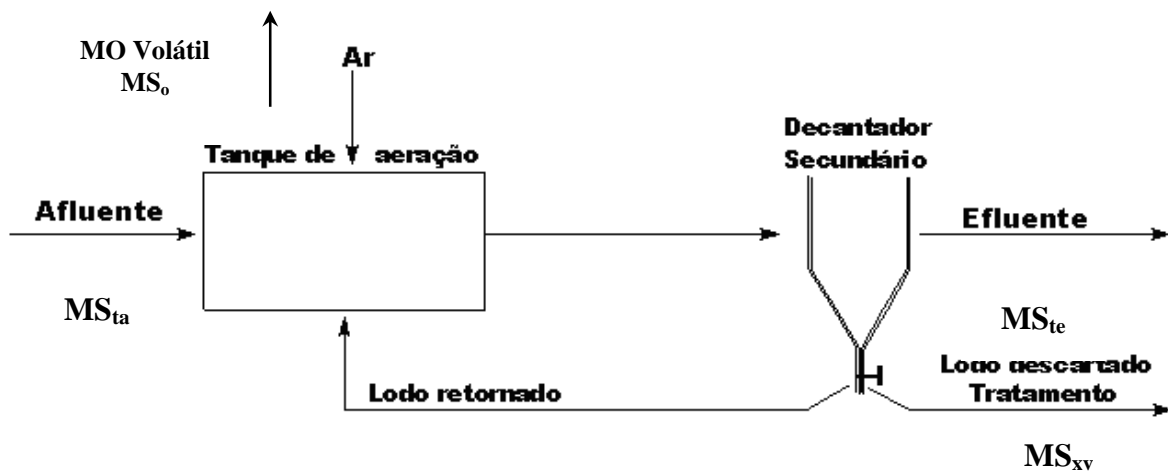


FIGURA 3.14 - Esquema do balanço de massa do processo de lodos ativados convencionais.
FONTE: Adaptado de Van Hamdel e Marais (1999).

O material orgânico descarregado no lodo de excesso é determinado por meio da massa de sólidos suspensos voláteis e da DQO da fase líquida. Relacionando a proporção existente entre DQO e massa de sólidos em suspensão ($f_{cv} = 1,5$ mgDQO/mgSSV) tem-se:

$$MS_{xv} = q(f_{cv} \cdot X_v + S_{te}) = qf_{cv} \cdot X_v + q \cdot S_{te} \quad \text{Equação 3.9}$$

Onde:

X_v = Concentração de sólidos suspensos voláteis (g/L)

Balanço de massa de material orgânico em sistemas anaeróbio-aeróbio, sabendo que

$$M_{CH_4} = MS_d \quad \text{Equação 3.10}$$

Onde:

M_{CH_4} = massa diária de metano produzido

MS_d = massa de material orgânico (DQO) digerida

3.4 SISTEMAS COMBINADOS ANAERÓBIO/AERÓBIO

Em decorrência da remoção de grande parte do material orgânico do afluente no pré-tratamento anaeróbico, a capacidade de oxigenação para a remoção do material orgânico residual no sistema de lodo ativado complementar é bastante reduzida. A unidade anaeróbia funcionará como um tanque de equalização, o que reduzirá as oscilações na demanda de oxigênio, resultando numa diminuição adicional da capacidade de aeração necessária (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Mansur e Além Sobrinho (2001) operaram um sistema combinado UASB e FBAS onde aplicaram taxas hidráulicas de 20 m³/m².dia a 40 m³/m².dia com eficiência de 81%, 83% e 81% para DQO, DBO₅ e SST respectivamente e alertam que a descontinuidade da alimentação de ar no fundo do FBAS pode levar a falência do processo, acarretando grande perda da biomassa no efluente e sobrecarregando o decantador secundário.

Os biofiltros associados em série com reatores UASB desde recentemente são usados no Brasil como solução para tratamento de esgotos em pequenos e médios municípios. Estes sistemas são compactos com baixo custo de implantação, operação e manutenção, que não demandam mão de obra qualificada e apresentam ínfimos consumos de energia e produção de lodo (BOF *et al.* 2001).

Gonçalves *et al.* (1994) investigaram um sistema composto de reatores UASB e BFs na Universidade Federal do Espírito Santo junto ao PROSAB 2, propondo a eliminação da decantação primária, substituindo-a pelos reatores UASB, cuja eficiência de remoção é da ordem de 70% da DBO presente no esgoto bruto.

3.5 TECNOLOGIAS – NOVOS ESTUDOS E CONCEPÇÕES

Stumpf *et al.* (1999) relataram em estudo que a presença de fármacos residuais em águas superficiais pode ser um indicativo de contaminação por esgoto das ETEs.

Após a administração, uma parte significativa dos fármacos é excretada por humanos no esgoto doméstico. Estudos demonstram que várias dessas substâncias parecem ser persistentes no meio ambiente e não são completamente removidas nas ETEs, resistindo a vários processos de tratamento convencional de água e esgoto (STUMPF *et al.* 1999; TERNES *et al.* 1999).

Em várias partes do mundo, foram detectados fármacos, como antibióticos, hormônios, anestésicos, antilipêmicos, meios de contraste de raios-X, antiinflamatórios, entre outros, no esgoto doméstico, em águas superficiais e de subsolo. Na Alemanha, 18 antibióticos foram identificados em efluentes de ETEs e águas superficiais por Hirsch *et al.* (1999). Ternes *et al.* (1999) detectaram estrogênios em concentrações na ordem de $\mu\text{g/L}$ em efluentes de ETEs. O ácido clofibrico, um metabólico de três antilipêmicos, foi identificado em rios, águas de subsolo e água potável na Alemanha, em concentrações na faixa de $\mu\text{g/L}$ por Sacher *et al.* (2001) e Ternes (1998).

A ocorrência de fármacos residuais no esgoto doméstico e águas naturais é hoje um importante tópico internacional. Estudos demonstram que esses fármacos e seus metabólitos estão presentes em ambientes aquáticos em várias partes do mundo, como Alemanha, Brasil, Canadá, Holanda, Inglaterra, Itália, Suécia, Estados Unidos e Reino Unido.

Estrogênios naturais (estrone e 17-estradiol), e sintéticos (17-etinilestradiol) foram detectados em esgotos domésticos e efluentes de ETE em várias investigações. Ternes *et al.* (1999) identificaram a presença de vários estrogênios no esgoto doméstico e efluentes de ETE na Alemanha, Brasil e Canadá, concluindo que esses estrogênios são frequentemente detectados nos descartes de ETE e águas naturais em virtude da sua remoção incompleta na passagem pela ETE.

Stumpf *et al.* (1999), estudando efluentes de ETE no Rio de Janeiro e água de rio detectaram que a maioria dos fármacos investigados esteve na faixa de 0,1 a 1,0 $\mu\text{g/L}$ na ETE. Nos rios, as concentrações médias situaram-se entre 0,02 e 0,04 $\mu\text{g/L}$, como consequência da remoção incompleta dos fármacos durante sua passagem pela ETE e pelo descarte de esgoto. A taxa de remoção de fármacos individuais durante a passagem pela ETE variou de 12 a 90%.

Esses estudos mostram que os sistemas de tratamento atuais não são totalmente eficientes na remoção e tratamento de resíduos perigosos, o que tornam, imprescindíveis o estudo e novas concepções para as plantas de tratamento de esgoto principalmente nos

EAS e indústrias farmacêuticas. Outra estratégia seria a segregação dos resíduos separadamente para posterior lançamento na rede de esgoto e no sistema de tratamento.

Jones *et al.* (2005) compararam o uso do sistema de lagoas e lodos ativados durante a remoção de diclofenaco, na Suíça, e observaram que a remoção foi de 76% nas lagoas, sendo mais eficiente do que os lodos ativados. Observaram ainda que as lagoas de sedimentação eram importantes para a degradação dos compostos, principalmente os sensíveis à luz.

Sistemas compostos por lagoas e lodo ativado estão entre os mais utilizados para o tratamento de esgoto no Brasil, no entanto, a não-existência de um programa de monitoramento específico nas ETE's impossibilita o cálculo das quantidades de fármacos que adentram e que são removidos nas estações.

No complexo panorama sanitário nacional, as tecnologias indicadas como próximas às ideais para remoção desses poluentes são inviáveis de adoção por parte dos órgãos responsáveis pelo saneamento, em razão do elevado custo de implantação.

Segundo Drewes *et al.* (2002); Wintgens *et al.* (2002); Andersen *et al.* (2003), entre as tecnologias mais recomendadas remoção de fármacos estão:

- ozonização;
- adsorção por carvão ativado;
- filtração em membrana (nanofiltração);
- tratamento terciário e injeção em aquífero (soil-aquifer treatment – SAT); e
- osmose reversa.

Outra tecnologia experimentada é o sistema de filtro biológico, em conjunto com o óxido de manganês (MnO_2). O MnO_2 é um conhecido oxidante em fase sólida e suas reações redox na superfície com compostos orgânicos estão sendo estudadas. Neste sistema biocatalítico, o MnO_2 e as bactérias que oxidam o manganês são integrados. O MnO_2 oxida os micropoluentes em moléculas menores, que, juntamente com o Mn^{2+} , são degradados biologicamente e o manganês reoxidado é redepositado no MnO_2 . Com esse sistema de tratamento, foi alcançada remoção de 81,7% de atividade estrogênica do 17 α -etinilestradiol em solução aquosa (RUDDER *et al.* 2004).

Recentes estudos mostram que os processos oxidativos, como ozonização e POA (Processos Oxidativos Avançados), são tecnologias promissoras na remoção desses

micropoluentes no tratamento de água potável ou de outros sistemas aquosos. Os POA investigados na remoção de desreguladores endócrinos (DE) de ambientes aquáticos são: O_3/H_2O_2 , fotocatalise, H_2O_2/UV . Sob condições de tratamento reais, pesticidas (atrazina e outros herbicidas) foram oxidados com O_3/H_2O_2 e o Reativo de Fenton (Fe_2+/H_2O_2) (IJEPLAAR *et al.* 2000). A fotocatalise com TiO_2 é bastante estudada na degradação de estrogênios (17 β -estradiol, estrona) e outros DE (bisfenol A), alcançando boas remoções dos poluentes (OHKO *et al.* 2001; COLEMAN *et al.* 2000).

O carvão ativado é comumente usado no tratamento de água potável para remoção de micropoluentes. Alguns pesquisadores investigaram o uso de processos de filtração com carvão ativado na remoção dos DE, tais como 17 β -estradiol, bisfenol A e 17 α -etinilestradiol. Os resultados mostraram que são alcançadas remoções (> 99%) em baixíssimas concentrações iniciais do poluente (FUERHACKER *et al.* 2003; YOON *et al.* 2003; ZHANG e ZHOU, 2005).

A USEPA (2001) realizou um estudo para avaliar quais processos usados no tratamento de água podem ser usados para remoção de alguns DE. Concluiu que a melhor tecnologia disponível no tratamento de água para remoção de pesticidas (ex. metoxicloro, endossulfano e DDT), ftalatos (ex. DEHP e DEP), alquilfenóis e alquilfenóis etoxilados (ex. nonilfenol) e PCB (bifenilas policloradas) é o processo de filtração em CAG (Carvão Ativado Granular).

Recomenda-se, ainda, a separação das águas de toaletes, principalmente a urina, que contém grandes quantidades de medicamentos e hormônios, das demais, para serem especificamente tratadas separadamente e disponibilizadas no corpo receptor (LARSEN *et al.* 2001; ESCHER *et al.* 2006).

Depois que estudos regulares e definitivos venham a ser implementados, algumas modificações menores, talvez, ainda possam ser empregadas nas ETE's operantes, como tentativa de se alcançar melhor eficiência na remoção dos fármacos. Entre tais, o aumento do tempo de detenção hidráulica e a conseqüente diminuição da taxa de produção de lodo (maior envelhecimento do lodo) podem trazer resultados positivos no decréscimo de certos compostos, em decorrência do incremento da atividade microbiana (METCALF *et al.* 2004).

Outra estratégia é a construção de sistemas alagados artificiais agregados às unidades de tratamento, as quais são há algum tempo avaliadas como medida viável (relação custo-benefício) para redução de cargas poluidoras (GREENNWAY e SIMPSONS, 1996). Os sistemas alagados funcionam como filtros que retêm e

processam poluentes orgânicos, permitindo sua decomposição em virtude da alta diversidade biológica. Ainda que estudos mais aprofundados sejam necessários, Matamoros e Bayona (2006) comprovaram a viabilidade desses sistemas na remoção de fármacos em efluentes.

Além das tecnologias de polimento disponível nas estações de tratamento, outra medida é as ações da gestão para diminuir os resíduos na própria fonte geradora, podendo assim propiciar a redução/eliminação da carga de produtos farmacêuticos, criando condições para evitar a construção de equipamentos com operacionalidade complexa.

4 PARÂMETROS PARA AVALIAR A QUALIDADE DO ESGOTO E DO LODO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO

4.1 Testes de Atividade Metanogênica Específica

Avaliação da Atividade Microbiana e Toxicidade

A atividade metanogênica específica (AME) pode ser definida como a capacidade máxima de produção de metano por um consórcio de microrganismos anaeróbios, realizada em condições controladas de laboratório, para viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de substratos orgânicos a biogás (AQUINO *et al.* 2007).

A avaliação da atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios tem se mostrada importante para classificar o potencial da biomassa na conversão de substrato em metano e gás carbônico. O teste de atividade microbiana pode ser utilizado, como análise de rotina, para quantificar a atividade metanogênica de lodos anaeróbios ou, numa série de outras aplicações, conforme referenciado a seguir; para:

- avaliar o comportamento de biomassas sob efeito de compostos potencialmente inibidores;
- determinar a toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos e resíduos sólidos,
- estabelecer o grau de degradabilidade de substratos diversos, notadamente de rejeitos industriais;
- monitorar as mudanças de atividade do lodo, em virtude da possível acumulação de materiais inertes, após longos períodos de operação de reatores;
- determinar a carga orgânica máxima que pode ser aplicada a um determinado tipo de lodo, proporcionando uma aceleração do processo de partida do sistema de tratamento; e
- avaliar parâmetros cinéticos (CHERNICHARO, 1997).

A atividade metanogênica específica máxima (AME) é definida como a taxa de produção de metano por unidade de massa de lodo anaeróbio, sob condições controladas, ou seja, a quantidade em gramas de DQO equivalente de metano produzida por grama de sólidos totais voláteis por dia:

$$AME = CH_4 - DQO * gSTV^{-1} * d^{-1}$$

Para calcular a AME nas condições de temperatura do teste (30°C), considera-se que:

1 mol de CH₄ ocupa 22,4 litros na CNTP

1 mol de CH₄ equivale a 64 g de DQO ou 1 litro de CH₄ equivale a 64/22,4 = 2,86g DQO.

Corrigindo-se para a temperatura ambiente do teste de 30°C e para a pressão atmosférica local (atm), calcula-se a atividade metanogênica como:

$$CH_4 - DQO = (2,86gDQO / L_{CH_4}) * V_{CH_4} \left[\frac{273}{(273 + 30)} \right] \quad \text{Equação 4.2}$$

$$AME = (2,86gDQO / L_{CH_4}) * V_{CH_4} / d * \left[\frac{273}{(273 + 30)} / SVT \right] \quad \text{Equação 4.3}$$

4.2 Teste de Toxicidade

Os testes de toxicidade consistem basicamente na exposição de organismos representativos, sob o ponto de vista ecológico, às concentrações conhecidas do agente tóxico por um período determinado. A magnitude da resposta desses organismos ao agente é avaliada por meio de algum efeito sobre os organismos, que também tenha significado ecológico. Nesse sentido, efeitos sobre funções biológicas fundamentais, como reprodução, crescimento, mutagenicidade e morte, afetam diretamente as características das diversas comunidades aquáticas em suas inter-relações recíprocas e entre elas e o meio ambiente (GONÇALVES, 2003).

Considerando que a toxicidade é uma variável dependente da concentração do agente tóxico e do tempo de exposição dos organismos a esse agente, existem basicamente três níveis de mensuração desta variável, a saber, (GONÇALVES, 2003):

→ **toxicidade aguda** - manifestação de um efeito em um curto espaço de tempo após administração de dose única de uma substância. Em geral, é o primeiro estudo realizado sobre uma substância quando não se tem idéia ou somente noções teóricas, muito restritas, sobre a substância a ser estudada. O ensaio de toxicidade aguda permite estabelecer relação

entre a dose administrada e a intensidade de efeitos adversos observados, e calcular a dose ou concentração letal (DL_{50} ou CL_{50}), que expressa a dose ou concentração da substância que provoca a morte de 50% da população exposta; e

→ **toxicidade subaguda** - manifestação de um efeito resultante de administrações repetidas de uma substância durante um período de 14 dias a tres meses. Sua determinação deve ser realizada após obter resultados de toxicidade aguda. Ela fornece informações sobre os efeitos tóxicos potenciais após exposições repetidas durante um período limitado, informações sobre os órgãos-alvo, evidência de efeitos reversíveis e irreversíveis, existência ou não de fenômenos cumulativos e efeitos retardados, além de uma base de dados afom de escolher as doses (concentrações) para estudo de longo tempo.

Os testes de toxicidade subaguda são realizados pela administração cotidiana de substância a ser testada em diferentes doses (concentrações) a diversos grupos de reativos biológicos, à razão de um valor por grupo, durante um período de 14, 28 ou 90 dias, segundo os objetivos do ensaio. Durante o período de administração, os indivíduos são observados de maneira a registrar todas as manifestações eventuais de toxicidade: observações minuciosas do comportamento, medidas de valores quantificáveis, como crescimento, consumo de alimento e exames hematológicos, bioquímicos ou funcionais adaptados.

4.3 Testes para Detecção de Fármacos

Para a determinação de fármacos, diferentes métodos analíticos são reportados na literatura, os quais são principalmente válidos para matrizes biológicas como sangue, tecido e urina, sendo que algumas modificações nestes métodos podem ser necessárias para amostras ambientais (VREE *et al.* 1994; HEDENMO e ERIKSSON, 1995). Análise de fármacos residuais em efluentes de ETE, no entanto, em águas de rios, de solos e água potável, requer ainda o desenvolvimento de métodos mais sensíveis para a detecção de concentrações na faixa de $\mu\text{g/L}$ e ng/L (BILA e DEZOTTI, 2003).

Ternes (2001) fez uma revisão de todos os métodos analíticos utilizados na determinação de vários fármacos residuais, aos níveis de ng/L , em diferentes matrizes aquosas.

Para detecção de fármacos residuais em ambiente aquático na faixa de $\mu\text{g/L}$ e ng/L , os métodos descritos na literatura são baseados na extração em fase sólida, em alguns casos “derivatização” da substância ácida e subsequente determinação do

derivado por cromatografia gasosa, acoplada à espectrometria de massas (CG/EM) ou cromatografia líquida de alta eficiência, acoplada à espectrometria de massas (CLAE/EM). A detecção por espectrometria de massas é usada para assegurar a identificação das substâncias estudadas.

A Tabela 4.1 apresenta as diferentes técnicas utilizadas na detecção de fármacos em amostras de ambientes aquáticos.

TABELA 4.1 – Métodos utilizados na determinação de fármacos no ambiente aquático Método Substâncias Referência

MÉTODO	SUBSTÂNCIAS
CLAE/EM	ácido salicílico, antiinflamatórios e antipênicos ácido clofibrico, antibióticos, antipênicos, antiinflamatórios, anticonvulsivantes antibióticos
CLAE/EM/EM	antibióticos analgésicos, β -bloqueadores, antipênicos, antibióticos antiinflamatórios, drogas psiquiátricas e antidiabéticas β -bloqueadores, antibióticos antibióticos
CG/EM	analgésicos, antipênicos e metabólitos, antiinflamatórios. analgésicos, antipiréticos, antiinflamatórios, antipênicos, anticonvulsivantes drogas psiquiátricas estrogênios ácido Clofibrico, antiinflamatórios, anticonvulsivantes
CG-EM/EM	Antiinflamatórios, anticonvulsivantes, ácido salicílico, ácido clofibrico, antipênicos. β -bloqueadores, drogas psiquiátricas, estrogênios Estrogênio

Fonte: Bila e Dezotti, 2003

CLAE/EM – cromatografia líquida de alta eficiência acoplada à espectrometria de massas;

CLAE/EM/EM – cromatografia líquida de alta eficiência acoplada a dois espectrômetros de massas em série;

CG/EM - cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas;

CG-EM/EM - cromatografia gasosa acoplada a dois espectrômetros de massas em série.

5 GESTÃO AMBIENTAL NA UNIDADE HOSPITALAR

5.1 Considerações Gerais da Unidade Hospitalar

Os trabalhos foram realizados no Hospital Geral Waldemar de Alcântara-HGWA, localizado na Rua Pergentino Maia, no bairro de Messejana, em Fortaleza-Ceará (Figura 5.1).

O Hospital Geral Dr. Waldemar Alcântara - HGWA foi inaugurada em dezembro de 2002 por intermédio de um processo intensamente discutido pelo grupo técnico da Secretaria de Saúde do Estado do Ceará. Contou com apoio de consultoria especializada, em que se avaliou a necessidade da rede pública de saúde possuir leitos resolutivos de atenção secundária, em face de superlotação dos serviços de assistência hospitalar de nível terciário em Fortaleza. Desta forma, o Governo Estadual resolveu colocar à disposição do SUS novos leitos, com perfil resolutivo, humanizado e de qualidade, buscando experiências inovadoras na área da administração hospitalar para cumprir as exigências deste perfil, com o desafio de apresentar resultados positivos em curto prazo.

O Hospital Waldemar de Alcântara está inserido na qualificação de Instituto de Saúde e Gestão Hospitalar e Organização Social, optando por um novo modelo gerencial, materializado em contrato de gestão. A unidade é considerada estabelecimento assistencial público, funcionando sob o modelo de gestão de Organização Social, atendendo exclusivamente a clientela do SUS custeado unicamente com recursos públicos. Depois de um ano, foi feita análise para aferir os resultados do projeto, tendo sido constatado que o modelo é de relevância para a sociedade e principalmente para a comunidade atendida pelo SUS.

A implantação do projeto hospitalar veio concretizar uma política pública da gestão de saúde universal e de qualidade, em que a humanização dos métodos e processos de atendimento passa pela capacidade de todos os usuários, profissionais, familiares e gestores serem sujeitos, tanto nas ações de prevenção, cura e reabilitação, na oferta de um atendimento de qualidade, na promoção da saúde, quanto na qualidade de vida individual e coletiva.

A unidade de saúde funciona há cinco anos e meio, tendo como característica principal o fato de ser uma unidade eletiva com atendimento agendado. Credenciado pela ONA (Organização Nacional de Acreditação Hospitalar), atualmente a unidade

possui em funcionamento 240 leitos com previsão de ampliação com outros 66 leitos no 3º piso. O HGWA é constituído, em sua área física, de um prédio de três andares, distribuídos em um terreno de 19.241,1m², com um total de área edificada de 6.760,0m². No 1º piso, encontram-se a Administração, o Ambulatório, Sala de Imagem e Endoscopia, Núcleo de Atendimento ao Cliente, a Pediatria atendida por 66 leitos, Ouvidoria e Serviço Social; no 2º piso, encontram-se UTI Adulto (21 leitos), Neonatologia, com 8 leitos de UTI e 16 de Médio Risco, 29 na Unidade de Cuidados Especiais e 27 no Serviço de Cirurgia, Centro Cirúrgico com três salas e sete leitos de pós-anestesia, Central de Esterilização, Laboratório, Serviço de Nutrição e Dietética, Farmácia, Rouparia, Departamento de Engenharia Clínica, CCIH, Programa de Atendimento Domiciliar (PAD), Agência Transfusional; o 3º piso abriga a Clínica Médica 66 leitos e uma área não concluída, para abrigar mais 66 leitos, e um Centro de Estudos (auditório e três salas de apoio). O Hospital conta hoje com 700 profissionais fixos de áreas diversas, todos distribuídos nos três turnos, durante 24 horas.

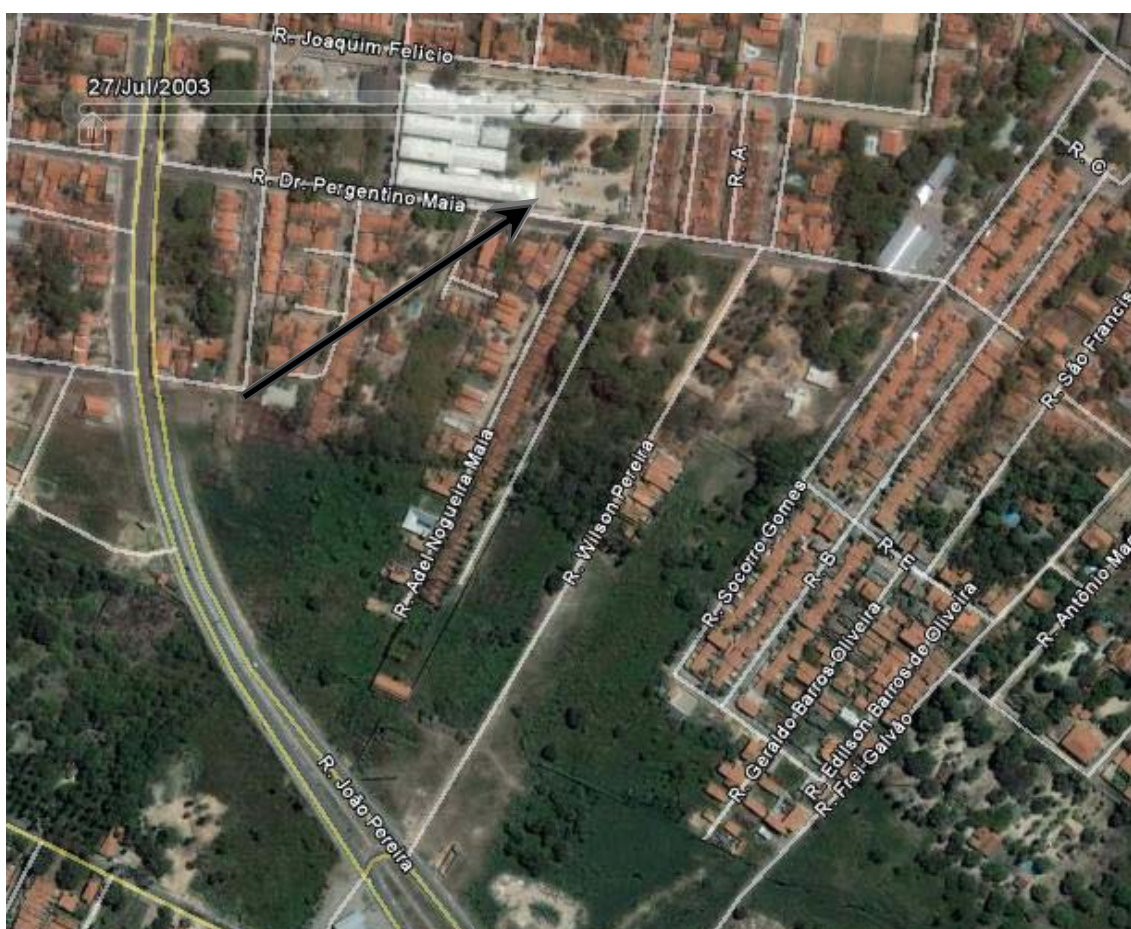


FIGURA 5.1 - Localização do Hospital Geral Waldemar de Alcântara em Messejana – Fortaleza - CE.

Ultrapassando o 5º ano de funcionamento, o Instituto de Saúde e Gestão Hospitalar Hospital Geral Dr. Waldemar Alcântara inaugura a terceira fase de desenvolvimento e prestação de serviços à comunidade cearense. Nos primeiros anos, a atenção estava voltada para a construção do modelo da gestão e atendimento hospitalar que garantisse a continuidade do cuidado com os recursos, mediante a progressividade na assistência e maior contato profissional-paciente.

5.2 Política e Organograma da Instituição

O Instituto de Saúde e Gestão Hospitalar Hospital Geral Dr. Waldemar Alcântara, tem em sua política de administração uma cultura voltada para os valores e melhoria de vida da população, de acordo com as premissas mostrada no organograma e fluxograma da Figura 5.2.

5.3 Gestão dos Resíduos de Serviço de Saúde

O aumento da competição conduz a uma reestruturação na forma de se administrar os negócios que envolvem saúde. Dentre as diversas tendências surgentes, pode-se destacar a implantação de sistemas integrados da gestão, os quais estão fortemente vinculados aos aspectos, perigos e impactos relacionados às atividades, produtos e serviços de uma organização, sem deixar de lado as questões ambientais.

A prestação de serviços de saúde é uma atividade complexa afetada por uma série de fatores internos e ambientais que podem comprometer seus resultados. Desta forma, é necessário que as administrações em saúde sejam feitas com amparo em seus aspectos fundamentais, devendo assumir com seriedade certas responsabilidades com o meio ambiente (MEZOMO, 2001).

No Brasil, a maior parte dos resíduos gerados por unidades de saúde é disposta de forma inadequada no ambiente e, do ponto de vista sanitário e epidemiológico, é a grande responsável pela transmissão de doenças. Essa situação enseja riscos à saúde pública e degrada o meio ambiente. Dados estatísticos evidenciam que, do total de lixo produzido, cerca de 1,0 a 3,0% são gerados por estabelecimentos de saúde, que, da mesma forma que os resíduos domiciliares, também têm o seu acondicionamento e destino final inadequados.



FIGURA 5.2 - Matriz organizacional e de processos do Hospital Geral Waldemar Alcântara em Messejana – Fortaleza-CE
FONTE: Hospital Geral Waldemar de Alcatara (2008)

O Programa de Gerenciamento de Resíduos de Serviço de Saúde (PGRSS) são ações desenvolvidas deliberada e sistemática, para compatibilizar as intervenções com as características dos diversos tipos de resíduos gerados em unidades de saúde, minimizando os impactos ambientais por meio da menor geração desses resíduos, bem como de seu manejo adequado.

O Hospital Geral Dr. Waldemar Alcântara (HGWA) representa a mais nova unidade hospitalar de grande porte inserida na assistência à saúde do estado do Ceará e produz, como toda unidade de saúde, diferentes tipos de resíduos em quantidades consideráveis.

O gerenciamento de resíduos de serviços de saúde do HGWA tem como objetivo definir medidas de segurança e saúde para o trabalhador, garantir a integridade física do pessoal direta e indiretamente envolvido e a preservação do meio ambiente. Comissão de Gerenciamento dos Resíduos dos Serviços de Saúde (CGRSS), com as atribuições de diagnosticar, propor medidas corretivas, orientar, supervisionar e controlar todas as ações relativas, direta ou indiretamente, ao processo de coleta, acondicionamento, transporte e destino final dos resíduos gerados pelos diversos setores da Instituição.

No Hospital Geral Dr. Waldemar Alcântara, segundo a Resolução RDC 306, de 07/12/04, e a Resolução CONAMA, Nº 283, de 12 de julho de 2001, dentre suas classificações, são gerados os resíduos a seguir listados.

GRUPO A – Potencialmente infectantes

- A1 – descarte de vacinas de microorganismos vivos ou atenuados ou mistura de culturas, bolsas transfusionais contendo sangue ou hemocomponentes rejeitadas ou vencidas, sobras de amostras de laboratório contendo sangue ou líquidos corpóreos, recipientes e materiais provenientes do processo de assistência à saúde, contendo sangue ou líquidos corpóreos na forma livre.
- A2 – peças anatômicas (membros) que não tenham valor científico ou legal, e/ou quando não houver requisição do paciente ou de familiares.
- A3 – kit de linhas arteriais endovenosas e dialisadores, sobras de amostras de laboratório contendo fezes, urinas e secreções, recipientes e materiais resultantes do processo de assistência à saúde, que não contenham sangue ou líquidos corpóreos de forma livre, peças anatômicas (órgãos e tecidos) e outros resíduos provenientes de procedimentos cirúrgicos ou de estudos anatomo patológicos, bolsas transfusionais vazias ou com volume residual pós-transfusão.

GRUPO B – Químicos

- Resíduos dos medicamentos e dos insumos vencidos, contaminados, apreendidos para descarte, parcialmente utilizados, impróprios para consumo que oferecem risco (produtos hormonais de uso sistêmico; antibacterianos de uso tópico descartados por serviços de saúde, farmácias, drogarias e distribuidores de medicamentos; medicamentos citostáticos, antineoplásicos, digitálicos, imunossupressores, imunomoduladores, antiretrovirais).
- Resíduos dos medicamentos e dos insumos farmacêuticos vencidos, contaminados, apreendidos para descarte, parcialmente utilizados, e demais medicamentos impróprios para consumo que, em função de seu princípio ativo e forma farmacêutica, não oferecem risco (medicamentos não incluídos no grupo B1, antibacterianos e hormônios para uso tópico, quando utilizados individualmente pelo usuário domiciliar).
- Saneantes, desinfetantes e desinfestantes.
- Substâncias para revelação de filmes usados em raios-X.
- Resíduos contendo metais pesados.
- Reagentes para laboratórios, isolados ou em conjunto.

GRUPO D – Resíduos comuns (recicláveis e não-recicláveis)

- Resíduos que não apresentam risco biológico, químico ou radiológico à saúde ou ao meio ambiente, podendo ser equiparados aos resíduos domiciliares, devendo ser considerados resíduos sólidos urbanos – RSU.
- Papel de uso sanitário e fralda, absorventes higiênicos, peças descartáveis de vestuário, restos alimentares de pacientes, material utilizado em antissepsia, ou hemostasia de venóclises, equipo de soro e outros similares não classificados como A1.
- Sobras de alimentos e do preparo de alimentos, restos alimentares do refeitório.
- Resíduos provenientes das áreas administrativas.
- Resíduos de varrições, flores, podas e jardins.
- Resíduos de gesso provenientes de assistência à saúde.
- Materiais passíveis de reciclagem.
- Embalagens em geral.

GRUPO E – Perfurocortantes

- Objetos e instrumentos contendo cantos, bordas, pontas, protuberâncias rígidas e agudas, capazes de cortar ou perfurar, tais como: lâminas de barbear, bisturis, agulhas, escalpes, ampolas de vidro, lâminas e lamínulas, espátulas e todos os utensílios de vidro quebrados no laboratório e outros similares.

O HGWA conta hoje com um sistema de coleta seletiva, que constitui um passo para formação dessa consciência, sendo a primeira etapa de um processo de reciclagem, e insere-se como estratégia da economia caracterizada pelo respeito ao meio ambiente e pela proposição de políticas de desenvolvimento sustentável. A Tabela 5.1 mostra especificamente os tipos de resíduos gerados na unidade de saúde, segregação e acondicionamento, seu destino final, respectivamente.

Dentro do objetivo estudado, os resíduos líquidos gerados pela unidade passíveis de tratamento biológico e que são lançados na ETE são os de maior importância. A Tabela 5.2 especifica os diversos resíduos líquidos gerados, seus grupos e os setores correspondentes. O fluxograma da Figura 5.3 correlaciona os setores de geração desses resíduos líquidos e seu percurso até o corpo receptor.

TABELA 5.1 - Segregação, acondicionamento e tratamento dos RSS do HGWA.

TIPO	ACONDICIONAMENTO	TRATAMENTO
A1 – Restos de vacinas, bolsas de sangue vencidas ou não utilizadas, bolsas e seringas contendo secreções	Saco de lixo branco com símbolo para resíduo infectante	Incinerador
A3 – Peças anatômicas	Saco de lixo branco com símbolo para resíduo infectante e identificação de peça anatômica	Incinerador ou sepultamento
A4 – Dialisadores e bolsas de sangue com volume residual pós-transfusão	Saco de lixo branco com símbolo para resíduo infectante	Incinerador
A4 – resto de amostras líquidas de laboratório	Depósito plástico (bombona)	Esgoto (ETE)
B - Sabão neutro, hipoclorito, ácido peracético, glutaraldeído, monopersulfato de potássio, formol, corantes e reagentes	Depósito plástico	Esgoto (ETE)
B – Medicamentos vencidos e restos de medicamentos	Saco amarelo	Incinerador - aterro sanitário – Vala de químicos

B – Resíduos químicos da revelação de película radiográfica	Depósito plástico	Reciclagem
D – Resíduo comum não reciclável	Saco preto	Aterro sanitário
D – Resíduo comum reciclável	Saco transparente	Reciclagem
E – Resíduo perfurocortante	Caixa rígida de papelão amarela com símbolo infectante	Incinerador

FONTE:HGWA (2008)

TABELA 5.2 - Características dos resíduos ambientais gerados no HGWA.

LOCAL	EFLUENTE LÍQUIDO
Agência transfusional	B – Hipoclorito 2%
Central de esterilização	B – ERQ da desinfecção e lavagem de materiais D – Efluentes líquidos
Centro cirúrgico	B – Desinfetantes, esterilizantes, antissépticos, formol
Central de saneantes	B – Saneantes e desinfetantes
Lactário	B – Sabão neutro, hipoclorito 2% D – Resíduo de alimentação enteral
Farmácia	B – Medicamentos vencidos
Vestiários/banheiros	B – Efluentes líquidos (águas servidas)
Laboratório	A1 - Mistura de culturas A4 - sobras de amostras de laboratório contendo fezes, urinas e secreções, sangue ou líquidos corpóreos B - Reagentes isolados ou em conjunto
Centro de imagem	B - Substâncias para revelação de filmes usados em raios-X.
Cozinha	D - Sobras de alimentos e do preparo de alimentos, restos alimentares do refeitório, gorduras e etc
Galpão de resíduos sólidos	D – Efluentes líquidos

FONTE: HGWA (2008)

Sendo a geração de resíduos inerentes ao cotidiano de todas as instituições de saúde, o HGWA introduziu no hábito de seus usuários e funcionários a prática de destinar os resíduos em recipientes distintos de acordo com a sua natureza, visando a promover uma prática adequada para evitar o desperdício; portanto, contribuir na formação de uma consciência de ações ecologicamente corretas.

5.4 OUTROS INDICADORES DA GESTÃO

5.4.1 Resíduos Químicos Farmacêuticos Gerados na Unidade

O descaso ou despreparo na questão do manejo de resíduos químicos farmacêuticos em muitos lugares do mundo leva a graves danos da natureza, os quais podem ter repercussões negativas à saúde humana e ao meio ambiente.

No que diz respeito ao setor farmacêutico, a complexidade dos mecanismos de reação envolvidos, o usual consumo, entre outros aspectos, coloca este setor como um importante gerador de resíduos (LINNINGER, *et al.* 2000).

A RDC 306/2004 da ANVISA traz diretrizes básicas para o gerenciamento de resíduos de saúde, incluindo segregação, acondicionamento, identificação, transporte, armazenamento, tratamento, coleta e disposição final.

Os resíduos farmacêuticos sólidos e líquidos do HGWA são segregados, acondicionados e dispostos para tratamento externo no incinerador Do Jangurussú. Neste grupo, estão inclusos os medicamentos vencidos, o que não impede que grandes quantidades de compostos químicos farmacêuticos por meio da urina de pacientes adentrem a estação de tratamento de esgoto.

Entre as estratégias mais usuais adotadas por diversas unidades geradoras para gerenciar os resíduos farmacêuticos, está à minimização dos resíduos gerados, já que o reaproveitamento ou práticas de reciclagem são particularmente limitados à indústria farmacêutica e de química fina, em função do elevado nível de pureza desejado (LINNINGER *et al.* 2000). A Tabela 5.3 relaciona todos os fármacos utilizados pela unidade hospitalar (HGWA) e suas respectivas classes.

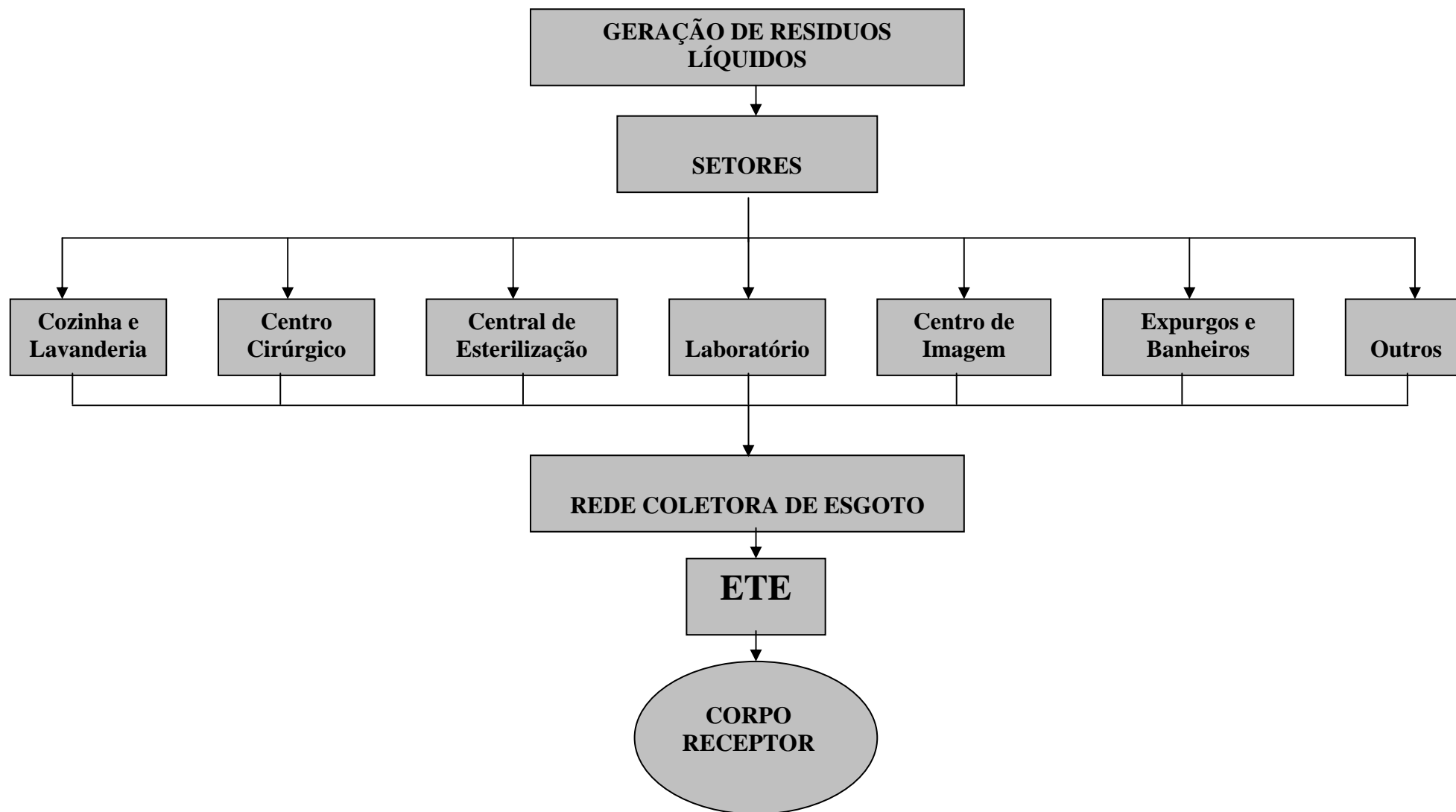


FIGURA 5.3 - Fluxograma da geração e descarte de resíduos líquidos do HGWA

FONTE: Hospital Geral Waldemar de Alcantara

TABELA 5.3 - Medicamentos utilizados no HGWA, classe e quantitativos

MEDICAMENTOS QUE ATUAM NO SISTEMA NERVOSO	
Anestésicos Gerais	
Cetamina	50mg/mL
Etomidato	2mg/mL
Isoflurano	100 mL
Propofol	10 mg/mL
Sevoflurano	250 mL
Tiopental	0,5g
Anestésicos Locais	
Bupivacaina com Adrenalina	0,50%
Bupivacaina Isobárica	0,50%
Bupivacaina Pesada (Hiperbárica)	0,50%
Lidocaína sem Adrenalina	2,00%
Lidocaína com Adrenalina	2,00%
Lidocaína Geleia	2,00%
Lidocaína Spray	10,00%
Ropivacaina	10mg/mL
Anticonvulsivantes	
Ácido Valpróico	500 e 250mg
Carbamazepina	200mg
Oxcarbamazepina	600mg e 6,0%
Clonazepam	0,5/2,0/2,5mg
Diazepam	5/10mg/10mg/mL
Divalproato de Sódio	250mg/5mL
Fenitoína	100mg/50mg/mL
Fenobarbital	100mg/200mg/mL
Analgésicos e Antipiréticos	
Ácido Acetilsalicílico	100/500mg
Dipirona	500mg/500mg/mL
Paracetamol	750mg/200mg/mL
Analgésicos Narcóticos	
Clobazam	10mg
Fentanila(Citrato)	0,05mg/mL
Hidrato de Cloral	10,00%
Morfina(Sulfato)	30mg/10mg
Morfina sem conservante	0,2mg/mL/1mg/mL/10mg/mL
Nalbufina(Cloridrato)	10mg/mL
Paracetamol+Codeína	30mg
Petidina	50µg/mL
Haloperidol	5mg
Levomepromazina(Cloridrato)	25mg
Levomepromazina(Maleato)	100mg
Periciazina	1%
Antiepiléptico	
Vigabatrina	500mg
Agentes Diversos	
Baclofeno	10mg

MEDICAMENTOS QUE ATUAM NO SISTEMA CARDIOVASCULAR

Cardiotônicos (Glicosídeos Cardíacos)

Deslanosídeo	0,2mg/mL
Digoxina	0,25mg
Diltiazem	30mg/60mg

Antiarrítmico

Amiodarona	200mg/50mg/mL
Atenolol	50mg
Adenosina	3mg/mL
Atropina	0,25mg
Carverdilol	6,25mg/3,125mg
Verapamil	80mg

Vasodilatadores Periféricos

Pentoxifilina	400mg/20mg/mL
Nimodipina	30mg

Vasodilatadores Coronarianos

Sulfentanila	5µg/mL
Tramadol	50mg/50mg/mL

Antidepressivos

Amitriptilina	25mg
Imipramina	25mg
Fluoxetina	20mg

Antiparkinsoniano

Biperideno	2mg
Bromocriptina	2,5mg
Levodopa+Carbidopa	250mg+25mg

Hipnóticos

Midazolam	15mg/5mg/mL 1mg/mL
Nitrazepam	5mg

Neurolépticos

Haloperidol	5mg/2mg/mL
Levomepromazina(Cloridrato)	40mg/mL
Captopril	12,5mg
Metildopa	250mg
Nifedipina	10mg
Nifetipina Retard	10/20/MG
Nitroprussiato de Sódio	50mg
Propranolol	1/10/40mg

Antiagregantes Plaquetários

Ticlopidina	250mg
-------------	-------

MEDICAMENTOS QUE ATUAM NO SISTEMA RESPIRATÓRIO

Broncodilatadores

Aminofilina	100mg/24mg/mL
Bamifilina	300mg
Fenoterol(Bromidrato)	5mg/mL
Formoterol(Fumarato)+Budesonida	12µg+400µg
Ipratrópio(Brometo)	0,25mg/mL
Salbutamol	2mg
Amlodipina	10/5mg

Isossorbida(Dinitrato)Sublingual	5mg/10mg
Isossorbida (Mononitrato)	20mg
Nitroglicerina	50mg
Propatilnitrato	10mg
Vasoconstritores	
Epinefrina	1mg/mL
Dobutamina	250mg/20mL
Dopamina	5mg/1mL
Efidrina	50mg/mL
Etilefrina	10mg/mL
Norepinefrina	2mg/mL
Anti-Hipertensivos	
Clonidina	0,01mg/150µg/mL
Diltiazem	30/60mg
Hidralazina	25mg
Hidroclorotiazida	25mg/50mg/50mg/mL
Losartana	50mg
Aminofilina	24mg/mL
N-Acetilcisteína	600mg
Teofilina	100mg
MEDICAMENTOS QUE ATUAM NO SISTEMA DIGESTIVO E LAXATIVOS	
Bisacodil	5mg
Lactulose	667mg
Óleo Mineral	100mL
Glicerina	12,0%
Antiespasmódicos	
Domperidona	1mg/mL
Hioscina	10mg/20mg/mL
Antieméticos e Antinauseantes	
Bromoprida	10mg/4mg/mL/5mg/mL
Metoclopramida	5mg/mL
Metoclopramida (Cloridrato)	10mg/4%
Antifiséticos	
Dimeticona	40mg/75mg/mL
Antiácidos e Inibidores da Secreção Gástrica	
Bicarbonato de Sódio Pó	100mg/8,4%
Hidróxido de Alumínio	62mg/mL
Omeprazol	20/40/MG
Ranitidina	150mg/25mg/mL/15mg/mL
Antidiarréico	
Loperamida	2mg
REPOSITORES HIDRO ELETROLÍTICOS	
Oral	
Carbonato de Cálcio	500mg
Calcitriol	0,25mg
Cloreto de Potássio Xarope	6,0%
Poliestireno Sulfonato de Cálcio	3,3 MEq
Sais para Reidratação Oral	27,6g
Parenteral	

Cloreto de Sódio 10mL	20,0%
Gluconato de Cálcio 10mL	10,0%
Glicose 10mL	25/50%
Solução Fisiológica	0,9%
Solução Frutose 500mL	5,0%
Solução Glicosada	5,0%
Solução Glicofisiológica 500mL	01:01:00
Solução Ringer com Lactado 500mL	
Sulfato de Magnésio 10 mL	50,0%
MEDICAMENTOS QUE ATUAM NO SISTEMA GENITURINÁRIO	
Anti-infecciosos Ginecológicos Tópicos	
Metronidazol Geleia	100mg/g
Nistatina	100.000 UI
Miconazol	20mg/g
Diuréticos	
Espironolactona	100mg/25mg/4mg/mL
Furosemida	40mg/10mg/mL
Solução de manitol	20,0%
MEDICAMENTOS QUE ATUAM NO SISTEMA HEMATOPOIÉTICO	
Antineutropenico	
Filgastrim	300µg
Antianêmicos	
Ácido Fólico	5mg/0,2mg/mL
Ácido Fólinico	15mg
Eritropoetina Humana Recombinante	3000UI
Hidróxido de Ferro III	50mg/mL
Sulfato Ferroso	109mg/125mg/mL
Anticoagulantes	
Enoxaparina	20mg/40mg/60mg/80mg
Heparina Sódica (Endovenosa)	5000UI
Heparina Sódica (Subcutânea)	5000UI
Varfarina Sódica Cristalina	2,5mg
Anti-hemorrágicos	
Ácido Épsilon Aminocapróico	1g
Protamina (Sulfato)	1,0%
Derivados do Sangue e Substitutos do Plasma	
Albumina Humana	20,0%
Amido-hidroxietílico	6,0%
Trombolíticos	
Estreptoquinase	1.500.000UI
MEDICAMENTOS QUE ATUAM NO SISTEMA MUSCULO ESQUELÉTICO	
Antiinflamatórios e Antireumáticos	
Cetoprofeno	100mg/50mg
Indometacina	2mg/mL
Nimesulide	50mg/mL
Bloqueadores Neuromusculares	
Atracúrio (Besilato)	10mg/mL
Cisatracúrio (Besilato)	2mg/mL
Pancurônio (Brometo)	4mg

Suxametônio	100mg
Colinérgicos	
Neostigumina (Brometo)	0,5mg/mL
Antídotos	
Carvão Ativado	1000mg
Flumazenil	0,1mg/mL
Naloxona (Cloridrato)	0,4mg
Protamina	1000UI
MEDICAMENTOS DE USO TÓPICO	
Antibióticos e/ou Anti-inflamatório	
Clorafenicol	0,5%
Colagenase	0,6U
Escina +Dietilamina Gel	30g
Ciprofloxacina	0,35%
Tobramicina	0,30%
Antissético	
Cetilpiridínio	0,05g
MEDICAMENTOS DE AÇÃO ENDÓCRINA	
Antidiabéticos	
Glibenclamida	5mg
Insulina NPH	100UI
Metformina	850mg
Tireodios e Antitireodios (Hormônios)	
Levotiroxina	25/50/100µg
Propiltiouracil	100mg
Tiamazol	10mg
Corticóides	
Betametasona(Diprop.)+Fosf. Dissódico de Betametasona	5mg+2mg
Beclometasona	400µg/mL
Dexametasona	0,5mg
Hidrocortisona	100/500mg
Metilprednisolona	125mg/500mg/1mg/g
Nitrato de Prata	25g
Sulfadiazina de Prata	1,0%
Triancinolona (Acetonido)	1mg/g
Dermatológicos	
Tintura de Benjoim	20,0%
Cetoconazol	20mg/g
Clotrimazol 1%	10mg/g
Isoconazol	10mg/g
Monosulfiram	25mg/mL
Óxido de Zinco+Enxofre	10,0%
Permetrina	5,0%
Mupirocina	20mg/g
Neomicina+Bacitracina	5g+250UI
Permanganato de Potássio	100mg
Tiabendazol	50mg/g
Vaselina	

Otológicos	
Polimixina B+Associações	
Oftálmicos	
Hipromelose+Dextrano+Poliquatênio	
Prednisona	5/20mg
Antialérgicos	
Dexclorfeniramina	0,04%/2mg
Loratadina	10mg
Hidroxizine	25mg/2mg/mL
Prometazina	25mg-25mg/mL
CONTRASTES RADIOLÓGICOS	
Diatrizoato de Sódio+Meglumina	0,10+0,66
Iohexol	300mg/mL
Ioxitalamato de Meglumina+Polovidona 50%	0,42+0,14
Bário (Sulfato)	0,66 g/mL
ANTIMICROBIANOS	
Penicilinas	
Amoxicilina	500mg
Clavulanato	1125mg
Ampicilia	1g-500mg
Sulbactan	3g
Sultamicilina	375mg-250mg/5mL
Benzilpenicilina Benzatina	600.000UI – 1.200.000UI
Benzilpenicilina Potássica	5.000.000UI
Benzilpenicilina Procaína	400.000UI
Oxacilina	500mg
Piperacilina+Tazobactan	4,5g
Cefalosporinas	
Cefalexina	50mg-250mg/5mL
Cefalotina	1g
Cefazolina	1g
Cefepime	1g-2g
Cefotaxima	1g
Ceftazidima	1g
Ceftriaxona	1g
Cefuroxima	500mg-750mg-125mg/5mL
Aminoglicosídeos	
Amicacina	100mg-500mg
Gentamicina	10mg-80mg
Macrolídeos	
Claritromicina	500mg
Clindamicina	300mg-600mg
Eritromicina	250mg/5mL
Isoniazida	100mg
Pirazinamida	500mg
Rifampicina	300mg
Tetraciclina	
Doxicilina	100mg

Oxazolidinonas	
Linezolida	600mg-2mg/mL
Antifúngicos	
Anfotericina B	50mg
Fluconazol	100mg-200mg/100mL
Griseofulvina	500mg
Itraconazol	100mg
Antivirais	
Aciclovir	400mg-250mg
Ganciclovir	500mg
Nitrofuranos	
Nitorurantoína	100mg
ANTIPARASITÁRIOS	
Escabicidas	
Ivermectina	6mg
Polipeptídeos	
Teicoplanina	200mg
Vancomicina	500mg
Carbapenênicos	
Imipenem+Cilastatina	500mg
Meropenem	500mg
Quinolonas	
Levofloxacina	500mg
Norfloxacina	400mg
Imidazol	
Metronidazol	500mg-250mg
Sulfas	
Sulfametoxazol+Trimetoprima	400+80mg
Sulfasalazina	500mg
Amebicida-Giardicida-Tricomonicidas	
Secnidazol	1g
Anti-Helmínticos	
Albendazol	400mg
Mebendazol	100mg/5mL
Piperazina	500mg/5mL
Antiprotozoários	
Meglumina	300mg/mL
Cloroquina	250mg
Antilipêmicos	
Sinvastatina	40mg
VITAMINAS	
Ácido Ascórbico	500mg-200mg/mL-100mg/5mL
Complexo B	2mL-20mL
Fitominadiona (Vitamina K)	10mg/mL
Polivitamínico	
Outros Medicamentos	
Surfactante Exôgeno	240mg/3Ml
Metrotexato	2,5mg

FONTE: Farmácia do HGWA

5.4.2 Epidemiologia e Doenças Acometidas

O padrão de ocorrência das doenças também pode se alterar ao longo do tempo, resultando na chamada estrutura epidemiológica, que nada mais é do que o padrão de ocorrência da doença na população, resultante da interação de fatores do meio ambiente, hospedeiro e do agente causador da doença. Essa estrutura epidemiológica se apresenta de forma dinâmica, modificando-se continuamente no tempo e no espaço e definindo o que pode ser considerado ocorrência “normal” ou “anormal” da doença em determinada população, em certos tempo e espaço.

Com a mudança do perfil de parte das populações, os estudos epidemiológicos passaram também a focar outros tipos de doenças, agravos e eventos. Entre as mais comuns estão as doenças não infecciosas (câncer, patologias do aparelho circulatório e respiratório), os agravos e lesões resultantes de causas externas (acidentes de trânsito e de trabalho, homicídios, envenenamentos), os desvios nutricionais (desnutrição, anemia, obesidade) e os fatores de risco para ocorrência de enfermidade ou mortes (tabagismo, hipercolesterolemia).

O Hospital Geral Waldemar de Alcântara atende rotineiramente a portadores de vários tipos de doenças, desde as simples às mais complexas. O diferencial da unidade hospitalar é que não são recebidos casos de emergência, ou seja, os pacientes vêm encaminhados de outros locais. Entre os casos mais comuns, encontram-se: diabetes, pneumonia, dengue, sífilis congênita, tétano, febre tifóide, hanseníase, leptospirose, hepatite B e C, leishmaniose, tuberculose, doença de Chagas, meningite, câncer, até pacientes com vírus HIV.

5.4.3 Impactos Ambientais

Os hospitais, em sua operação, geram, de um lado, uma grande quantidade de resíduo e, de outro, demandam grande quantidade de recursos como energia elétrica e água.

Segundo Velez (2004), embora 85% dos resíduos de um hospital possam ser reciclados, os 15% restantes são constituídos por materiais infectantes e perigosos, demandando cuidados especiais para seu manuseio e destinação. É o caso de seringas utilizadas, anestésicos, medicamentos vencidos, desinfetantes, reagentes, resíduos radioativos, entre outros.

Particularmente, na influência ambiental de resíduos de fármacos, a resposta imediata é de que estes apresentem grande impacto, já que foram idealizados para exercer atividade biológica. Estima-se que, entre as principais classes de fármacos, as mais impactantes sejam:

antibióticos (76,6%), hormônios (73,6%) e antidepressivos (69,4%), sendo que os respectivos valores correspondem aos percentuais de fármacos de cada classe com inerente risco ambiental (BOUND, *et al.* 2005).

Um impacto ambiental de relevância em saúde pública é o desenvolvimento da resistência. Estima-se que 55% de todos os microrganismos apresentem resistência a pelo menos um antibiótico, tomando-se os antibióticos β -lactâmicos (penicilinas) como exemplos mais comuns.

Entre os impactos ambientais mais relevantes associados a resíduos químicos e farmacêuticos está a genotoxicidade, que é a capacidade que algumas substâncias têm de induzir alterações no material genético de organismos a elas expostos (GIL e MATHIAS, 2005).

Um ponto crítico neste tema é saber se existe um nível elevado dessas substâncias no meio ambiente, que sejam suficientes para exercer efeitos adversos em seres vivos. Dados ecotoxicológicos são levantados por pesquisadores, para se identificar fármacos potencialmente perigosos para o meio ambiente, porém, os dados disponíveis na literatura são insuficientes. A ocorrência desses fármacos residuais em águas superficiais e de subsolo demonstra uma necessidade de estudos que determinem os efeitos tóxicos desses fármacos sobre o meio ambiente (BILA e DEZOTTI, 2003).

5.4.4. Pesquisas Realizadas no Brasil com Efluente Hospitalar

Muitos hospitais e clínicas lançam seus despejos bruto na rede coletora de esgotos, tendo como destino final um corpo receptor. Estas cargas constituem referencial negativo do ponto de vista da saúde pública, pois, muitas vezes, estes mesmos corpos receptores são as principais fontes de abastecimento de água para a população, pesca e recreação (LA ROSA *et al.* 1999).

Estudo de Stumpf *et al.* (1999) realizado na cidade do Rio de Janeiro, com drogas residuárias, na maioria derivadas da excreção humana - como *ácido acetilsalisílico* (analgésico), *diclofenaco*, *Ibufreno*, *Ketofreno* (antiinflamatórios) e *genfibrosil* (redução de colesterol) - constatou que, durante a passagem pela ETE, a taxa média de remoção individual das drogas selecionadas para a pesquisa foi de 12 % a 90 %, indicando que a remoção incompleta desses resíduos pela ETE, pode trazer consequências negativas para o meio aquático.

Segundo Ternes *et al.* (1999), foram encontrados estrogênios naturais (*estrona*) e contraceptivos sintéticos (*17 β -estradiol* e *17 β -etinilestradiol*) na ETE da Penha/RJ. Em esgoto bruto, os estrogênios *17 β -estradiol* e *estrona* foram detectados nas concentrações de 0,021 $\mu\text{g/L}$ e 0,04 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. As taxas de remoção de *estrona* observadas foram de 67% para o efluente tratado em filtro biológico e 83% para o efluente tratado pelo processo de lodos ativados. Para o *β -estradiol*, estas taxas foram de 92 e 99,9% para o efluente tratado em filtro biológico e para o efluente tratado pelo processo de lodos ativados, respectivamente. Para o estrogênio contraceptivo *17 β -etinilestradiol*, as taxas de remoção na ETE foram de 64 e 78 % para o efluente do filtro biológico e para o efluente do tanque de lodo ativado. Os pesquisadores concluíram que esses estrogênios são frequentemente detectados nos descartes de ETE em virtude da sua remoção incompleta na passagem pela ETE.

Ortolan (1999) constatou grande variação na composição microbiológica de um efluente hospitalar e que as bactérias da família Enterobacteriaceae, avaliadas quanto à sensibilidade a antibióticos, em especial, as dos gêneros *Escherichia*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, altamente envolvidas em infecções hospitalares, apresentaram resistências múltiplas aos antibióticos testados, fato evidenciador de que os efluentes hospitalares podem ser considerados como fonte relevante de riscos potenciais as comunidades aquáticas e à saúde humana.

Estudo de Ghiselli (2006) revelou a presença de cafeína, bisfenol A, estradiol, etinilestradiol, progesterona, dietilftalato e dibutilftalato na água potável oriunda da sub-bacia do rio Atibaia (SP), principal manancial utilizado para o abastecimento público da região. As amostras de esgoto, antes e após o tratamento, apresentaram concentrações de hormônios sexuais muito próximas, indicando a ineficiência do tratamento empregado na sua remoção.

6 METODOLOGIA E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

6.1 Descrição da Estação de Tratamento de Esgoto

O sistema foi projetado para tratar todos os efluentes líquidos gerados no EAS e lançar um efluente dentro dos padrões da resolução CONAMA 357/2005 e portaria 154/2002 SEMACE. A ETE possui as seguintes características: caixa de retenção de sólidos grosseiros, canal de retenção de material inerte, estação elevatória de esgoto bruto, caixa de distribuição, reator anaeróbio (UASB), aeróbio (lodo ativado), decantador secundário, tanques de descarte de lodo de excesso, de armazenamento de lodo e de contato. Faz parte da unidade de tratamento uma casa de máquinas e de preparo de soluções.

O sistema de tratamento foi dimensionado para atender a unidade hospitalar com 250 leitos, estando hoje funcionando com 260. No projeto original, a cozinha não era industrial, e era utilizada somente para preparo de pequenos lanches e distribuição das refeições. No ano de 2003, foi reformada para atuar na produção de todas as refeições servidas no hospital. Atualmente cerca de 1050/dia refeições são produzidas.

Atualmente o EAS possui 700 funcionários com regime de trabalho variando de 16 a 24 horas. O sistema de tratamento em funcionamento foi dimensionado conforme os parâmetros da Tabela 6.1.

TABELA 6.1 – Parâmetros de dimensionamento da ETE do Hospital Geral Waldemar de Alcântara – HGWA.

Parâmetros	Unidade	Valor
Vazões de projeto		
Funcionários.	habitantes	500
Contribuição <i>per capita</i> dos funcionários	L/hab.dia	50
Leitos	unidade	250
Contribuição <i>per capita</i> dos leitos	L/hab.dia	400
Vazão Média (Qmed.)	L/s m ³ /dia	1,16 100
Vazão mínima (Qmin.)	L/s m ³ /dia	0,58 50
Vazão máxima (Qmax.)	L/s m ³ /dia	2,08 180
Tempo de detenção hidráulica UASB	h	8,7
Características do esgoto afluente		
DBO (S _{DBO})	mg/L	350
DQO (S _{DQO})	mg/L	850
NTK (S _{NTK})	mg/L	50
Carga de DBO (L _{DBO})	kg/dia	35

Carga de DQO(L_{DQO})	kg/dia	85
Coliformes Fecais (N_O)	NMP/100 mL	1E+08

Fonte: HGWA (2002)

6.1.1 Tratamento Preliminar e Poço de Sucção

O tratamento preliminar do sistema era feito por meio de uma caixa de grade com barras metálicas paralelas verticais fixadas na estrutura da caixa. A retenção de areia era feita em canal projetado para esse fim. O poço de sucção que recebia todo o esgoto bruto possuía duas bombas de recalque que funcionando em rodízio lançavam o esgoto na caixa de distribuição junto ao UASB. A linha de recalque era de 50 mm em PVC soldável. O sistema foi projetado sem medição de vazão, sendo posteriormente colocado um medidor que emite sinal de 4-20 mA. As caixas de grade, areia e elevatória foram construídas em anéis pré-moldados de concreto. As Figuras 6.1 e 6.2 mostram essas unidades. A limpeza na caixa de grade e de areia era realizada diariamente de forma manual, enquanto que a mesma operação era feita no poço de sucção duas vezes por semana.



FIGURA 6.1 – Caixa de grade



FIGURA 6.2 – Caixa de areia

6.1.2 Reator UASB

O reator UASB foi fabricado em fibra de vidro com um diâmetro de 3,20 m e altura útil de 4,50 m, perfazendo um volume de 36,18 m³ distribuído entre zona de digestão e armazenamento de lodo, decantador e câmara de distribuição de afluente e de recolhimento de efluente. O reator possuía uma tampa com 2,00m de diâmetro para as vistorias (Figura 6.3).



FIGURA 6.3 - Vista da ETE do HGWA

Além desses elementos constituintes do reator, existiam tubulações de PVC fibrado para distribuição do esgoto dentro do reator, tubos e registros de descarte de lodo de excesso e de amostras para análise e controle, tubulação de coleta de gás e emissão para atmosfera. A Figura 6.4 mostra as tubulações de coleta e medição de gás com tanque para selo hídrico. O gás era medido através de um medidor tipo G1 da Lao (Liceu de artes e ofício).



FIGURA 6.4 – Medidor de gás G1 LAO e tanque com selo hídrico.

Monitoramento do Reator UASB

As Figuras 6.5A e 6.5B mostram esquematicamente o projeto do reator UASB utilizado. O esgoto era bombeado para uma caixa repartidora de vazão, sendo distribuído para o fundo do reator através de 4 tubos. O esgoto seguia, então, uma trajetória ascendente e passava pela camada de lodo onde o material orgânico era convertido em biogás. Chegando ao topo do reator o efluente tratado era descarregado pelo tubo de descarga (S). O biogás era coletado pelo separador de fases e fluía pelo tubo de biogás para o selo hidráulico externo e depois passava pelo medidor de biogás saindo para a atmosfera.

Havia quatro registros de descarga (R1, R2, R3 e R4) conectados às tubulações no interior do reator e dispostos em diferentes alturas (0,40, 1,30, 1,70 e 4,40 m) de onde davam-se descargas de materiais sólidos que se formavam dentro do reator. Os materiais descartados eram (1, 2) o lodo estabilizado no fundo do reator (descargas A e B a 0,4 e 1,3 m), (3) material inerte como areia do tubo coletor (descarga X), (4) espuma da interface líquido-gás (descarga E). Os tubos de descarte eram em PVC de 50 mm. Todo o material descartado era lançado em um leito de secagem provisório localizado no sítio da estação de tratamento.

As tubulações de monitoramento e amostragem eram de 32 mm e estavam dispostas em alturas diferentes. As amostras para análises eram coletadas por meio de registros de gaveta em PVC de 1", que ficavam sobre uma bandeja de coleta, conforme Figura 6.5B. A coleta do efluente tratado era feita na calha do efluente do reator.

Operação e manutenção de um reator UASB são fatores importantes para uma boa eficiência e qualidade do efluente. O reator estudado foi equipado com sensores de vazão que emitiam sinais de 4 a 20 mA, e que originalmente não existiam na planta monitorada, com o intuito de melhorar e dar suporte à operação do sistema. As leituras de vazão e temperatura eram geradas em tempo real, por meio de um programa de computador desenvolvido juntamente com um conjunto de placas para recebimento e tratamento dos dados. Os dados gerados a partir do sistema computacional estão mostrados nas Figuras 6.6, 6.7, 6.8 e 6.9. O procedimento operacional rotineiro de campo e laboratório produziu os dados necessários para avaliar o desempenho do reator.

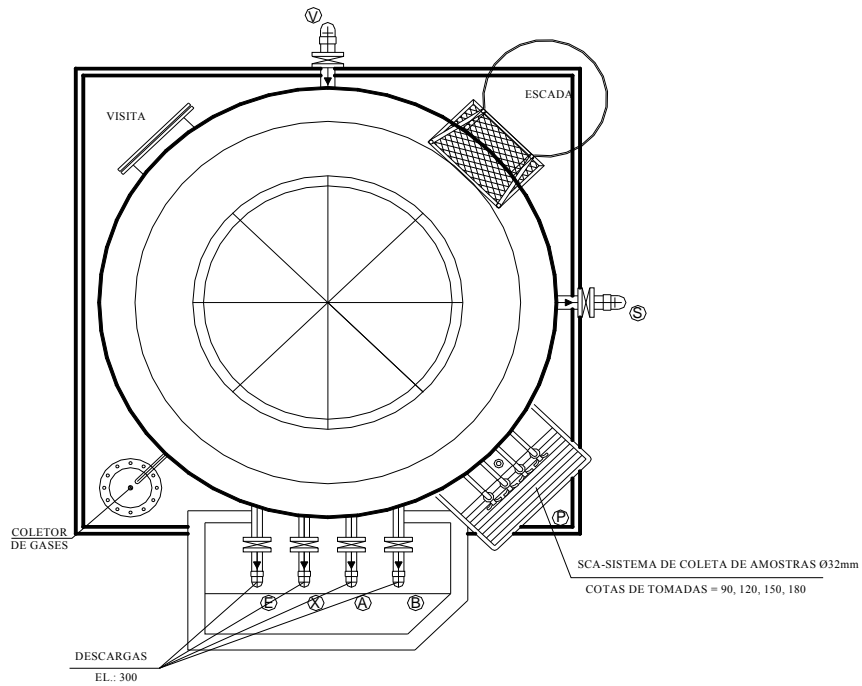
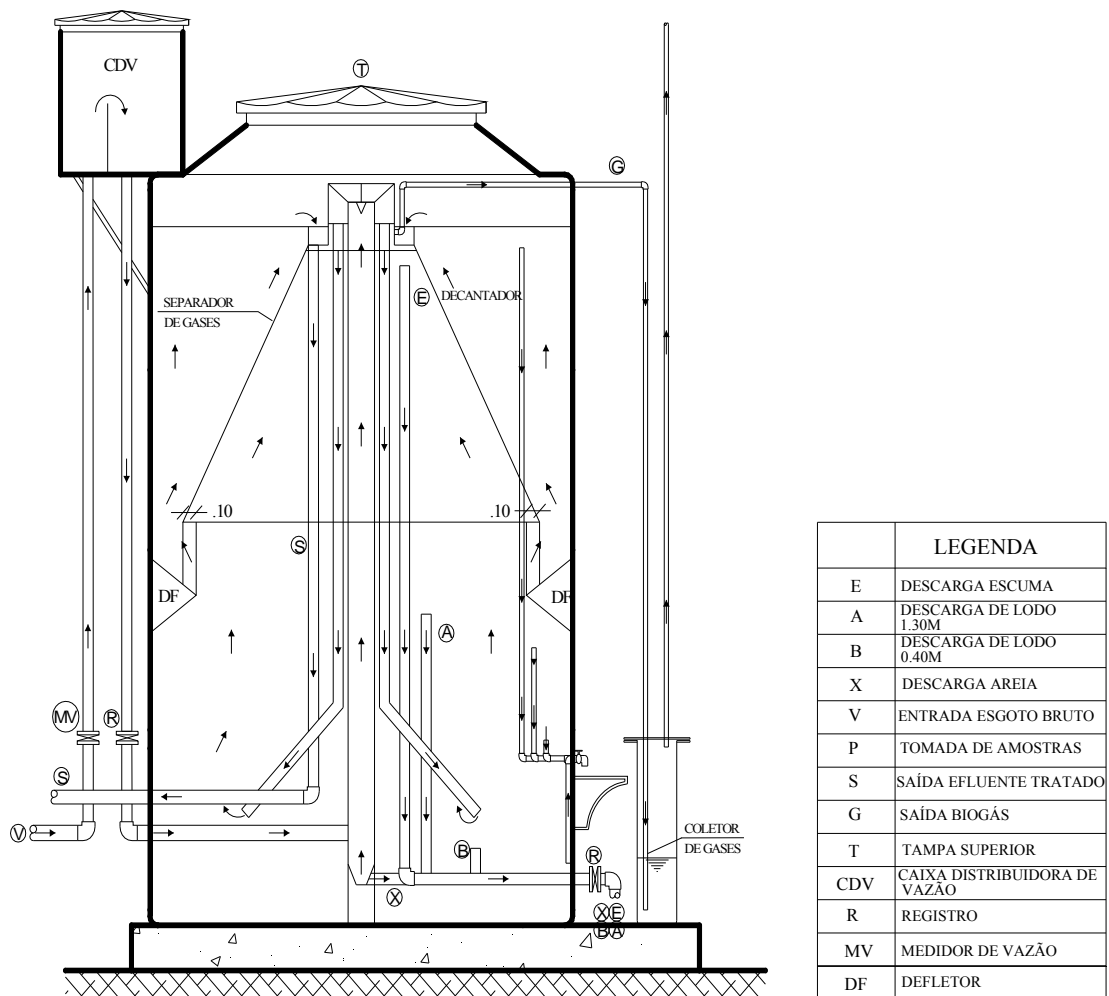


FIGURA 6.5A – Detalhe planta baixa interno e externo do reator UASB.



LEGENDA	
E	DESCARGA ESCUMA
A	DESCARGA DE LODO 1.30M
B	DESCARGA DE LODO 0.40M
X	DESCARGA AREIA
V	ENTRADA ESGOTO BRUTO
P	TOMADA DE AMOSTRAS
S	SAÍDA EFLUENTE TRATADO
G	SAÍDA BIOGÁS
T	TAMPA SUPERIOR
CDV	CAIXA DISTRIBUIDORA DE VAZÃO
R	REGISTRO
MV	MEDIDOR DE VAZÃO
DF	DEFLETOR

FIGURA 6.5B – Detalhe interno e externo do reator UASB.

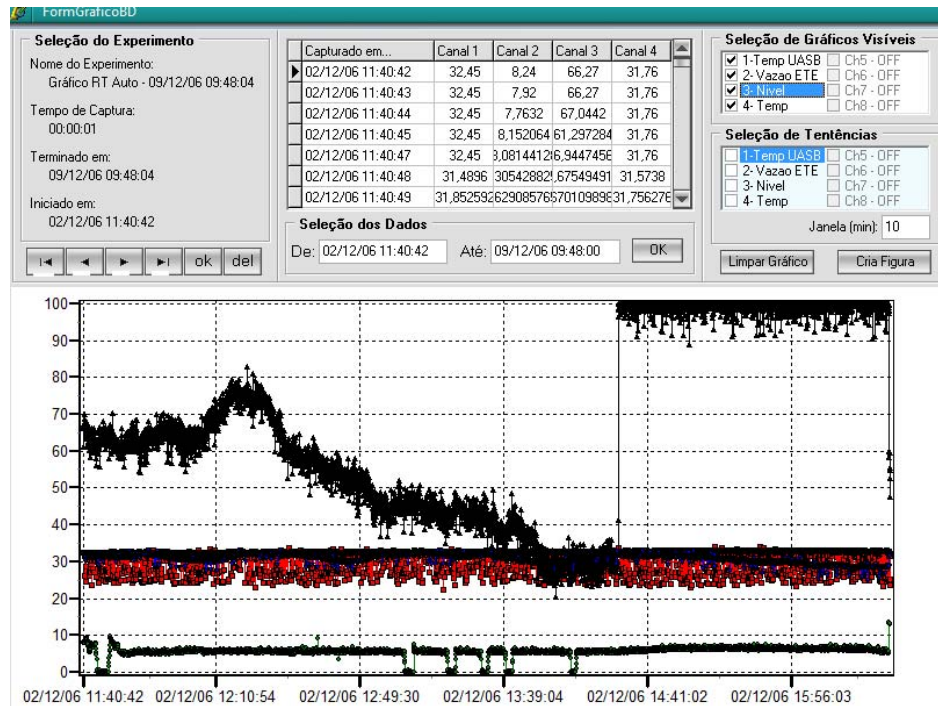


FIGURA 6.6 – Gráfico de monitoramento em tempo real de vazão da bomba de recalque, temperaturas ambiente e interna do UASB e nível do poço de sucção.

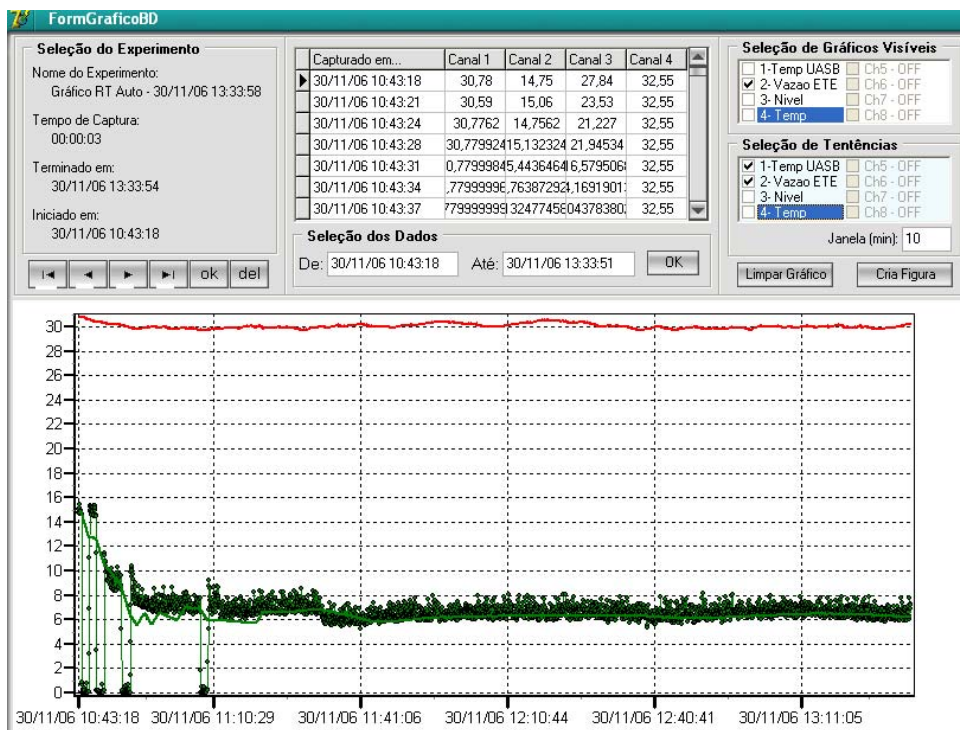


FIGURA 6.7 – Gráfico de monitoramento em tempo real de temperatura do UASB e vazão da bomba de recalque

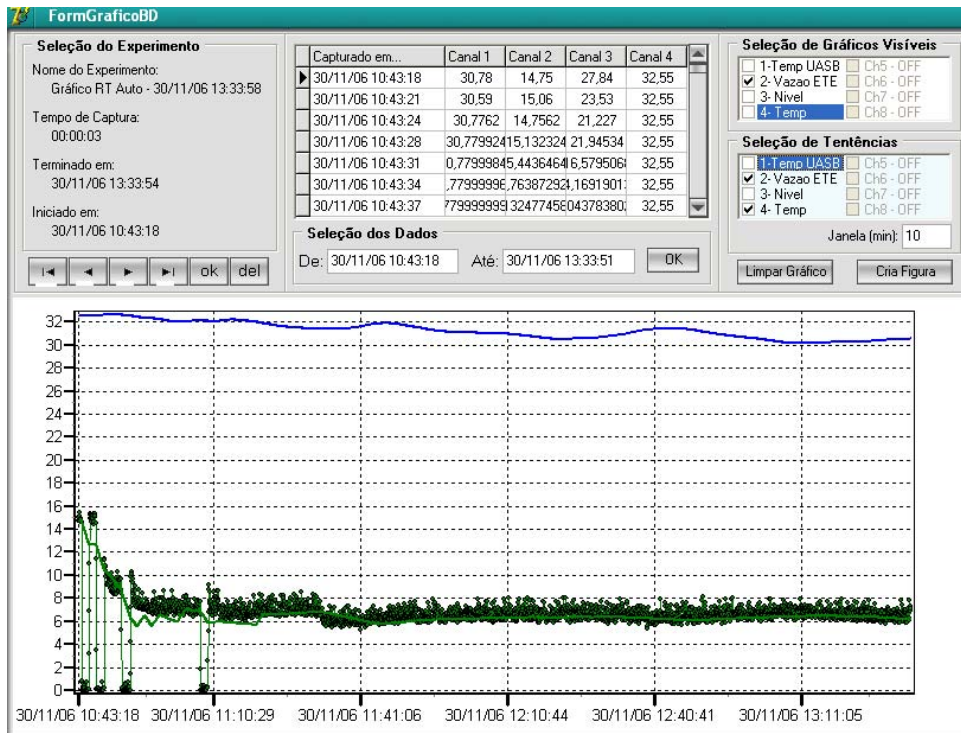


FIGURA 6.8 – Gráfico de monitoramento em tempo real de temperatura ambiente e vazão da bomba de recalque

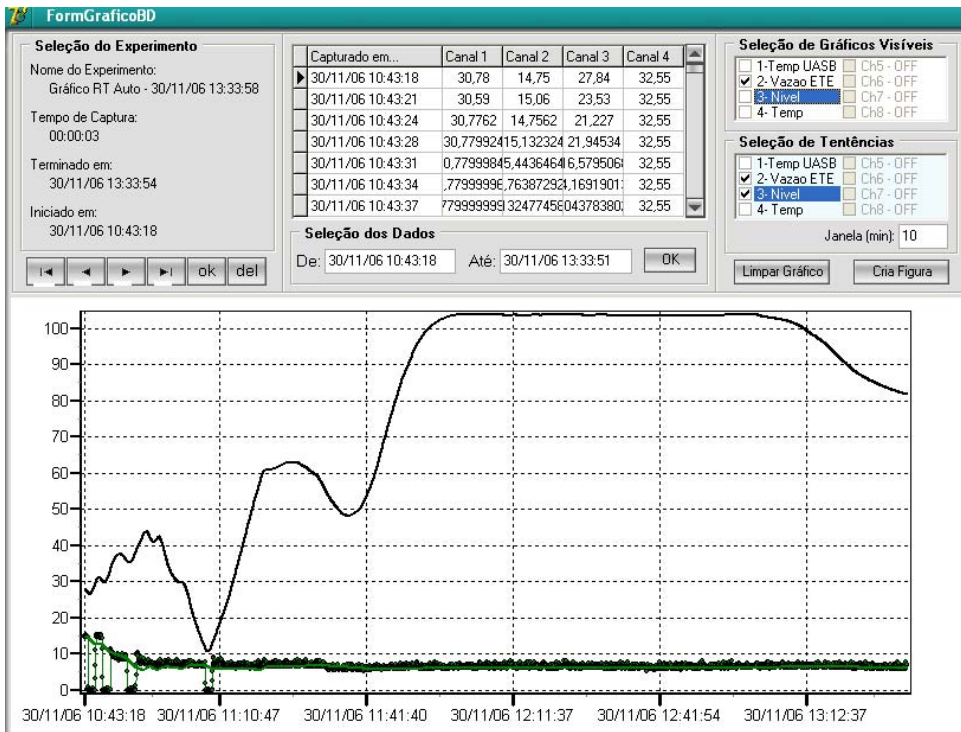


FIGURA 6.9 – Gráfico de monitoramento em tempo real de vazão da bomba de recalque, temperatura e nível do poço de sucção.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) dimensionado para o reator UASB foi de 8,67 horas para a vazão média e 4,82 horas para a vazão máxima, mas devido a aumentos sucessivos da vazão do afluente no período de estudo, o reator trabalhou com um TDH média de 5,65 horas, próximo à vazão máxima (Figura 6.9). Um dos maiores problemas enfrentados na operação dos reatores UASB é o TDH baixo, causando problemas de qualidade no efluente final.

A Tabela 6.2 mostra a natureza e frequência dos testes para caracterização do afluente e efluente e do desempenho do reator. Outros testes foram realizados para um melhor entendimento operacional do sistema de tratamento.

TABELA 6.2 - Frequência do monitoramento do UASB.

Parâmetro	Afluente	Efluente UASB	UASB
Vazão (*)	D	D	
Temperatura (*)	D	D	
pH	D	D	
DQO	S	S	
DBO ₅	Q	Q	
Alcalinidade	S	S	
Amônia	S	S	
Nitrato	S	S	
Fósforo total	Q	Q	
Sólidos sedimentáveis	S	S	
Sólidos totais	S	S	
Sólidos totais voláteis	S	S	
Sólidos suspensos totais	S	S	
Colimetria	M	M	
Ovos de helmintos	M	M	
Produção de biogás <i>in loco</i>			D
Atividade metanogênica específica			M

D = Diariamente; S = Semanalmente; Q = Quinzenalmente; M=Mensalmente.

6.1.3 Reator Aeróbio

O reator aeróbio foi fabricado em fibra de vidro com um diâmetro de 3,20 m e altura útil de 4,50 m, perfazendo um volume de 36,18 m³, distribuídos entre zona de aeração com 25,18 m³ e decantador secundário com 11,00 m³. O tanque de aeração era alimentado por gravidade com o efluente do UASB, através de uma tubulação de 100 mm em PVC fibrado. O suprimento de ar era feito por um conjunto de dois sopradores da marca Robuschi com potência de 5 CV cada qual, com funcionamento alternado. A alimentação do ar para o

tanque de aeração era feita com tubo de 2 1/2” externamente em ferro galvanizado e dentro do tanque em PVC fibrado.

O decantador secundário estava incorporado à estrutura do reator. O lodo sedimentado era recirculado na razão de 0,80 da vazão média para o tanque de aeração com o auxílio do ar gerado pelos sopradores, fazendo com que ocorresse um retorno de lodo constante, mesmo com dificuldades de controle de vazão. A tubulação de ar que alimenta o tubo de retorno de lodo do decantador era feita em ferro galvanizado de 3/4”, antes de entrar no tanque, e de PVC fibrado dentro do tanque.

A Figura 6.10 mostra a tubulação em PVC de 50 mm para retorno de lodo do decantador junto à calha de efluente. As Figuras 6.11 e 6.12 mostram respectivamente o retorno de lodo do decantador para o tanque de aeração. A Figura 6.13 mostra um perfil do reator aeróbio.



FIGURA 6.10– Vista externa e interna do reator aeróbio.

O tanque de controle da idade de lodo foi construído em fibra e possui 0,3 m de diâmetro e 4,50 m de altura útil. Esse tanque recebia o lodo de excesso. Nele, depois de sedimentado, o lodo era descartado para o tanque de armazenamento de lodo, que possui um volume de 5,0 m³, para daí ser bombeado para o reator UASB para digestão. O projeto preconizava dez descargas diárias, ou seja, 3,18m³/dia para uma idade de lodo de $25,18/3,18 = 8$ d

O TDH projetado no reator aeróbio foi de 6,0 horas para a vazão média e para a vazão máxima de 3,3 h. No período de estudo, manteve-se um TDH de 3,9 h, próximo à vazão máxima.

As amostras para análises eram coletadas por meio de registros de gaveta em PVC de 1” ligados as tubulações em níveis diferentes dentro do reator. A Tabela 6.3 mostra a natureza e frequência de testes realizado para caracterizar afluente e efluente do reator aeróbio e seu desempenho. Outras tubulações de descarte auxiliavam na retirada do sobrenadante do decantador secundário. Parte deste material era direcionado para o leito de secagem provisório, já que não existia no projeto original.

O efluente final do decantador já clarificado seguia para dois tanques de contato dispostos em série, que possuíam volume útil de 1 m³ onde era clorado e lançado em uma galeria de águas pluviais que desembocava no corpo receptor. O Anexo IV ilustra a planta baixa do sistema.

O sistema foi monitorado desde 2005, porém com dificuldades operacionais, em razão do lodo de excesso não poder ser totalmente encaminhado para ao reator UASB, como preconizava o projeto, e da não-existência de um leito de secagem adequado.

A Tabela 6.3 mostra os testes realizados e a periodicidade dos procedimentos para avaliar o reator de lodos ativados.



FIGURA 6.11 – Retorno de lodo do decantador



FIGURA 6.12– Retorno de lodo decantado

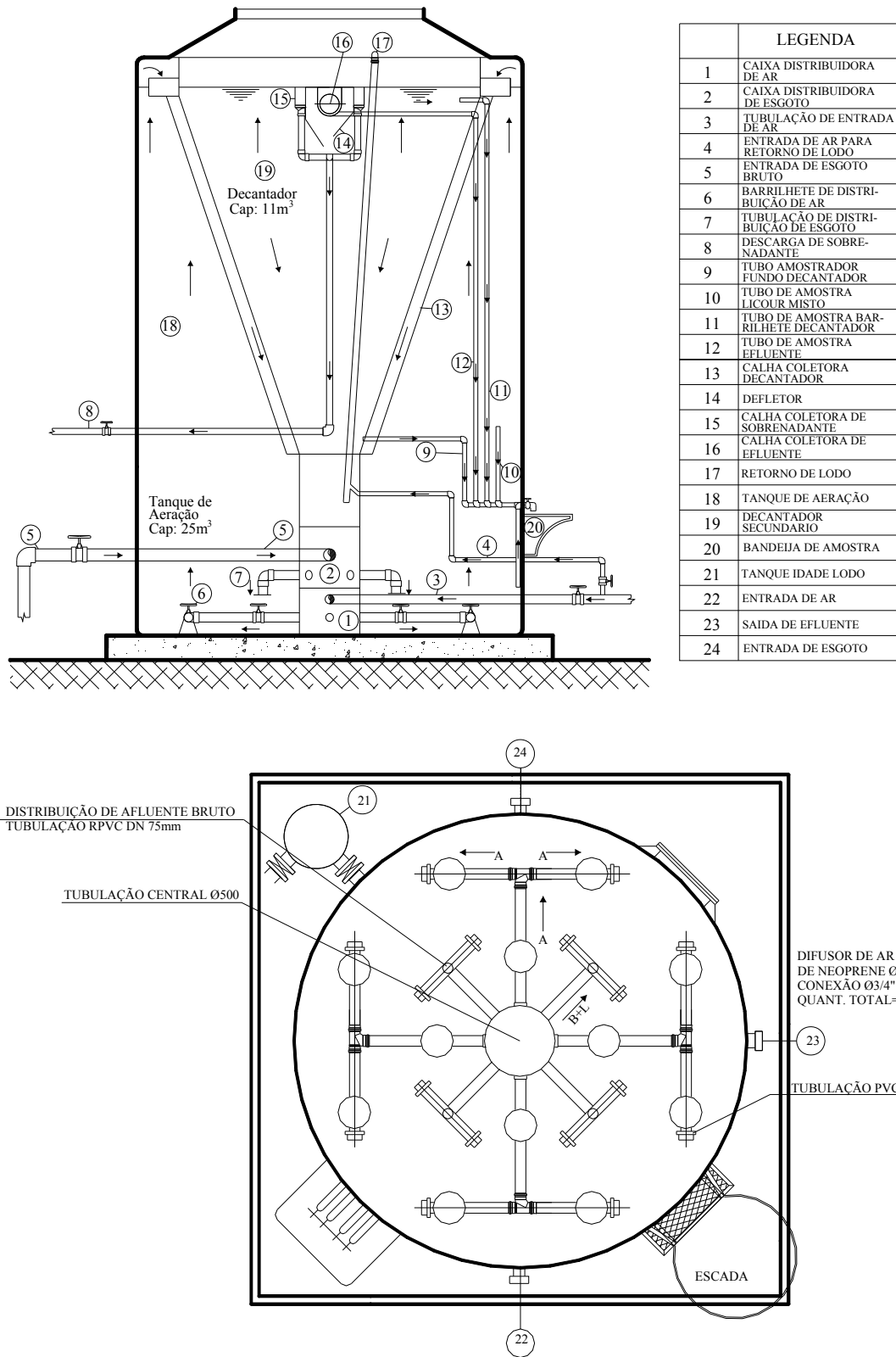


FIGURA 6.13 – Detalhes internos e externos do reator aeróbio.

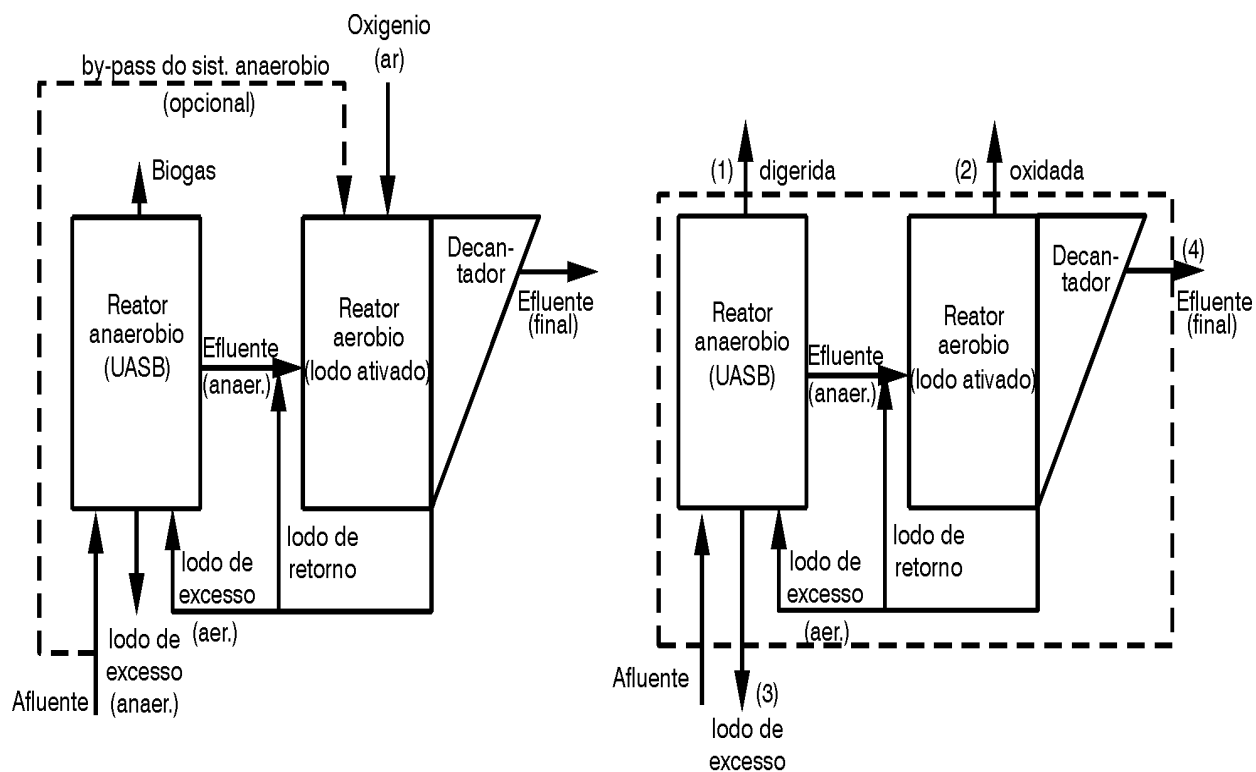


FIGURA 6.14 - Esquema dos reatores anaeróbio e aeróbio.

TABELA 6.3 - Frequência dos testes monitorados para avaliar o desempenho do reator aeróbio

Parâmetro	Afluente UASB	Efluente lodo ativado
Vazão (*)	D	S
Temperatura (*)	D	D
pH	D	D
DQO	S	S
DBO ₅	Q	Q
Alcalinidade	S	S
Amônia	S	S
Nitrato	S	S
Fósforo total	Q	S
Sólidos sedimentáveis	S	S
Sólidos totais	S	S
Sólidos totais voláteis	S	S
Sólidos em suspensão	S	S
Colimetria	M	S
Ovos de helminto	M	S

D = Diariamente; S = Semanalmente; Q = Quinzenalmente; M=Mensalmente.

6.2 Procedimentos Metodológicos

6.2.1 Caracterização Físico-Química e Microbiológica

Para efeito de caracterização do esgoto do hospital, foram realizadas coletas semanais, quinzenais e mensais em horários alternados. Os procedimentos experimentais foram desenvolvidos no período janeiro 2006 a dezembro 2008. As amostras eram coletadas e analisadas no Laboratório de Monitoramento Ambiental da LAMAM, situado na cidade de Fortaleza-CE.

Os pontos de coleta na ETE foram selecionados com o melhor critério de representatividade: Pontos 1, 2 e 3 – Esgoto bruto; Efluente reator UASB e Efluente Lodo Ativado respectivamente. Para todos os pontos foram feitas as medições relacionadas na Tabela 6.4.

Os procedimentos para coleta e análises atenderam ao *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWWA; WEF, 2005).

TABELA 6.4 – Parâmetros analisados no projeto para os três pontos de coleta.

Parâmetro	Método
pH	Potenciométrico
Temperatura	Termômetro de filamento de mercúrio com sensor
Amônia	Espectrofotométrico da nesslerização direta
Nitrato	Espectrofotométrico com salicilato de sódio
DQO (Refluxo fechado)	Espectrofotométrico
DBO	Frascos padrões de DBO
Sólidos sedimentáveis	Sedimentação em cone Imhoff
ST	Gravimétrico
STF	Gravimétrico
STV	Gravimétrico
SST	Gravimétrico
SSF	Gravimétrico
SSV	Gravimétrico
Fósforo total	Espectrofotométrico do ácido ascórbico
Ovos de helmintos	Bailenger modificado (Ayes e Mara 1996)
Coliformes totais	Cromogênico colilert idexx
Coliformes fecais	Cromogênico colilert idexx
Químicos farmacêuticos	Cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massa

Para a análise parasitológica, foram coletadas amostras nos pontos 1, 2 e 3 citados anteriormente. O volume atendeu as seguintes proporções:

- esgoto bruto (EB) e parcialmente tratado (UASB) - 1 litro; e
- efluente do reator aeróbio (lodos ativados) - 10 litros (de acordo Bailanger).

Para o processamento e preparação da amostra, assim como identificação e quantificação dos ovos de helmintos, foi utilizado o método da sedimentação desenvolvido por Bailanger (OMS, 1989) e modificado por Ayres e Mara (1996). Esse método foi escolhido em função de sua simplicidade e baixo custo dos reagentes utilizados, além do que propiciou a recuperação de ampla faixa de helmintos ordinariamente encontrados em águas residuárias (ZERBINI, 2002). A contagem dos parasitas se deu em uma câmara de McMaster com auxílio de um microscópio óptico.

6.2.2 Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME) e Toxicidade

Os testes de atividade tanto para determinar a AME como para avaliar a toxicidade do ácido peracético e oxacilina sódica seguiram os procedimentos abaixo descritos:

A biomassa utilizada como inóculo para os testes de AME e toxicidade foram provenientes do reator UASB, utilizado no tratamento de esgoto hospitalar. Foram feitas análises de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), potencial hidrogeniônico (pH) e demanda química de oxigênio (DQO).

Procedimentos

Para a realização do teste, foi criada uma estrutura de madeira como suporte para os frascos (Figura 6.16). Foram utilizadas seringas, mangueiras para soro, pinças, recipientes na cor âmbar para o NaOH 3% e frascos de soro revestido de plástico de cor preta para a colocação dos compostos. As tampas dos frascos foram confeccionadas em teflon e borracha natural adaptadas aos frascos de reação (Figura 6.15).

Inicialmente fez-se a preparação do lodo usado como inóculo. O ensaio de AME foi conduzido utilizando-se frascos de reação com volume útil de 500 mL com uma mistura composta por (lodo anaeróbio + 50 mL da solução de acetato de sódio em concentrações predeterminadas + efluente do UASB), totalizando uma mistura de 480 mL (Tabela 6.5). O

volume de lodo inoculado foi calculado a partir da determinação de sólidos totais (g SVT/ L). As concentrações de STV nos frascos foram equacionadas tendo como base um volume de 5 g/L de SVT e inoculado 24 horas antes do início do teste.

Para melhor adaptação das bactérias, o pH do meio foi corrigido para 7,0 com uma solução de NaOH 3%, os frascos foram hermeticamente fechados e, em intervalos de 24 horas, foram realizadas as leituras de biogás através do deslocamento do líquido (NaOH 3%) em provetas de 100 mL (Figura 6.15), seguindo a metodologia da AME estabelecida no âmbito do PROSAB e adaptada de Chernicharo (1997).

Os testes foram realizados utilizando cinco frascos, sendo o quinto utilizado como reator controle contendo apenas lodo e esgoto como fonte de alimento e substrato.

TABELA 6.5 – Composição dos cinco digestores para os testes de AME

Testes	Inoculo (mL) Lodo (5g/L)	Substrato (mL)	Concentração gDQO/L	Solução Nutriente Efluente UASB (mL)	Mistura Total (mL)
1	221	50	1,0/1,5/2,0/2,5	209	480
2	213	50	1,0/1,5/2,0/2,5	217	480
3	191	50	1,0/1,5/2,0/2,5	239	480
4	192	50	1,0/1,5/2,0/2,5	238	480
5	168	50	1,0/1,5/2,0/2,5	262	480

A Atividade Metanogênica Específica (AME) do lodo foi calculada, relacionando-se a quantidade de metano produzido em mL pela biomassa em grama de SSV no decorrer do tempo do teste e da produção do biogás, obedecendo à seguinte equação:

$$AME = \frac{CH_4(mL)}{SSV(g) \times Tempo(dia)} \quad \text{Equação 6.1}$$

Onde:

CH_4 = volume acumulado de metano produzido (mL);

SSV = massa de sólidos suspensos voláteis inoculada;

Tempo = intervalo de tempo para produzir o volume de CH_4

A finalidade do teste de AME foi avaliar a capacidade das bactérias em converter substrato orgânico em metano e gás carbônico, a partir de quantidades preestabelecidas de biomassa (gSSV) e de substrato (gDQO), sob condições ambientais controladas.



FIGURA 6.15 – Rolhas e tampas de vedação para os frascos da AME.



FIGURA 6.16 – Aparato para Atividade Metanogênica Específica – AME.

6.2.3 Teste de Toxicidade

Substância Testada – Ácido Peracético

Algumas substâncias, em quantidades moderadas ou excessivas, podem causar danos à digestão anaeróbia e as bactérias podem sofrer inibição do seu metabolismo diante de sua presença. A inibição em qualquer uma das etapas da digestão provoca interrupção do processo, podendo chegar a colapso do digestor. Uma forma de investigar se um composto poderá ou não provocar inibição no processo de digestão é realizar um ensaio de determinação da

atividade metanogênica específica (AME) com a presença do material potencialmente inibidor. Com o intuito de detectar no sistema a ocorrência da inibição das bactérias metanogênicas e toxicidade por meio dos teores de ácido peracético (50L/dia no sistema) e oxacilina sódica, antibiótico mais utilizado no HGWA no controle de infecções (7.550 frascos injetáveis de 500mg/mês), foi analisada a toxicidade dessas.

Concentrações do Inibidor – Ácido Peracético

Ácido Peracético

O ácido peracético utilizado neste experimento foi preparado com uma solução de ácido peracético composta por 4% de ácido peracético e 26% de peróxido de hidrogênio perfazendo uma solução de concentração a 1%. Essa concentração corresponde à solução utilizada e descartada no esgoto do hospital.

Para determinar as concentrações do ácido a adicionar nos frascos de reação, calculou-se a concentração de DQO do ácido e suas proporções, utilizando a seguinte expressão:

$$\begin{array}{l} 2,5 \text{ ml de ácido (utilizado na análise)} \longrightarrow 1,78 \text{ g/L DQO} \\ 5,0 \text{ ml de ácido (no frasco)} \longrightarrow x \\ x = 3,4 \text{ g/L DQO.} \end{array}$$

Foram utilizados cinco frascos reatores com capacidade para 500 ml, com diferentes concentrações de ácido peracético, e um frasco reator controle (branco) sem agente tóxico. O volume de lodo inoculado foi calculado a partir da análise de sólidos totais (g SVT/ L). As concentrações de STV nos frascos foram determinadas tendo como base um volume de 5 g/L de SVT e inoculado 24 horas antes do início do teste. A concentração de ácido inoculado em cada frasco de reação foi respectivamente: Reator 1 = 5 ml, Reator 2 = 6 ml, Reator 3 = 7 ml, Reator 4 = 10 ml. Em seguida, adicionou-se o efluente do reator UASB em cada frasco (reatores 1, 2, 3, 4,). Verificou-se o pH inicial, que foi ajustado para 7,0, utilizando hidróxido de sódio. A Tabela 6.6 mostra a composição dos frascos digestores e suas diferentes concentrações de DQO do ácido peracético determinado para inoculação da substância.

TABELA 6.6 – Volumes inoculados nos frascos de reação para toxicidade do ácido peracético.

Reatores	Sólidos (SVTg/L)	Lodo (mL)	Ácido Peracético (mL)	Esgoto (mL)	Mistura Total (mL)	Biomassa (SVTg)	Conc. DQO (DQO mg/L)
1	31,3	160	5,0	315	480	5,0	3,4
2	31,3	160	6,0	314	480	5,0	4,1
3	31,3	160	7,0	313	480	5,0	4,8
4	31,3	160	10,0	310	480	5,0	6,8
5	31,3	160	-	320	480	-	-

Microrganismos Envolvidos no Teste

Os testes de toxicidade envolveram os principais microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica na digestão anaeróbia, que são microrganismos procariotes anaeróbios facultativos e obrigatórios, cujas espécies pertencem ao grupo de bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio e arqueas metanogênicas. A Tabela 6.7 mostra alguns exemplos de bactérias que participam da digestão anaeróbia (ZEHNDER, 1988).

TABELA 6.7 – Espécies microbianas envolvidas no processo de digestão anaeróbia

Etapas da Digestão Anaeróbia	Espécies Microbianas Presentes
Acetogênese	<i>Syntrophomonas wolinnii</i> ; <i>S. wolfei</i> ; <i>Syntrophus buswellii</i> ; <i>Clostridium bryantii</i> ; <i>Acetobacterium woddii</i> ; <i>Dedulfovibrio sp.</i> ; <i>Desulfotomaculum sp.</i>
Metanogênese Acetoclástica	<i>Methanosarcina sp.</i> ; <i>Methanotherix sp.</i>
Metanogênese Hidrogenotrófica	<i>Methanobacterium sp.</i> ; <i>Methanobrevibacter sp.</i> ; <i>Methanospirillum sp.</i>

Fonte: ZEHNDER (1988)

6.2.4 Análises Cromatográficas

Com o objetivo de verificar a ocorrência de compostos químicos e metabólicos dos produtos farmacêuticos no sistema e no efluente final foi feita identificação por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massa desses residuais.

As análises foram executadas no LAT- Laboratório de Análises Traços e no LABOSAN – Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Ceará.

Foram analisadas amostras de esgoto bruto (EB), efluente UASB (EFLU. UASB) e efluente do sistema (EFLU. LA). Essa etapa das análises foi executada em quatro

experimentos distintos, conforme descrito nos procedimentos a seguir utilizados para ambas as amostras.

Procedimento experimental

- 1- Preparação da amostra testemunha: 500 mL da amostra foi acidificada e filtrada em filtro de fibra de vidro de 0,45 μ m;
- 2 - Extração Fase Sólida (EFS): utilizando Cartucho Octadecil silano (C18) – DSC 18 de 500 mg e 6mL; condicionado: com metanol, hexano e acetona e depois eluido com 2 mL de metanol e 2 mL de acetona; e
- 3 - Derivatização: derivatizado com MTBSTFA+1%TBDSCI (N-Terc-Butildimetilsilil-N-metilfluoracetamida) por 3 h a 75°C em banho Maria.

Diferentes condições cromatográficas foram empregadas já que não havia um método de referência para ser utilizado para avaliar a ocorrência dos diferentes compostos nas amostras. Partiu-se então de métodos publicados (GHISELLI, 2006; BILA, 2003; TERNES, 2001), fazendo-se vários ajustes para que fosse possível obter um único método cromatográfico capaz de identificar e fazer uma análise qualitativa já que não foi possível fazer uma análise quantitativa por falta de padrões dos compostos.

A identificação dos compostos foi realizada em um cromatógrafo gasoso acoplado a um detector de massa - GC/MS da Shimadzu, com coluna capilar de fase reversa DB-5MS da J&W Scientific (sílica fundida ligada quimicamente a um filme com 95% dimetil-5% difenilpolissiloxano), com 30 m de comprimento, 0,25 mm de diâmetro. A Figura 6.17 mostra o fluxograma do procedimento.

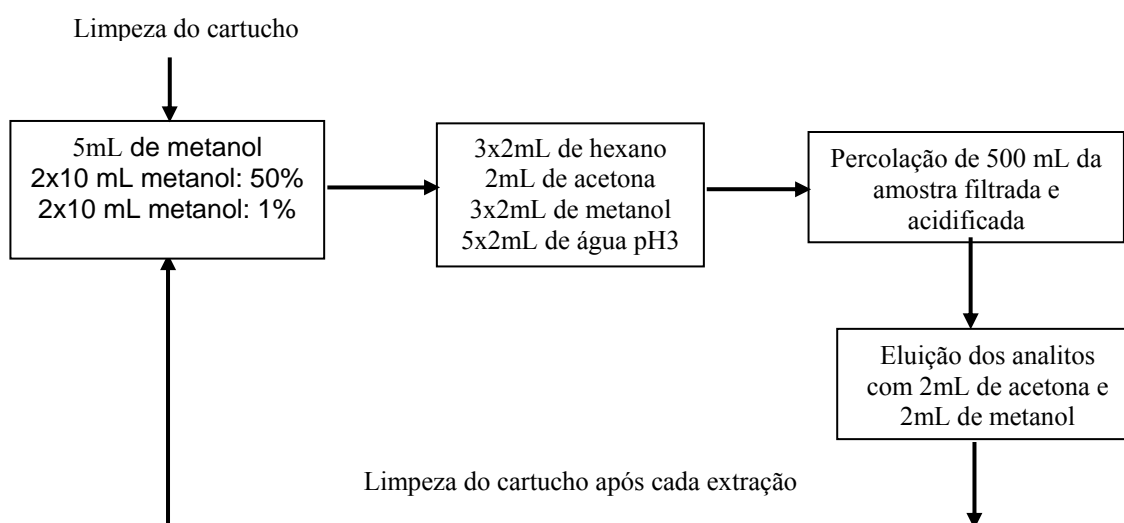


FIGURA 6.17 – Fluxograma do procedimento EFS

Identificações Cromatográficas

Foi utilizando um GC/MS da Shimadzu, com um cromatógrafo acoplado a um detector de massa, e uma coluna capilar de fase reversa DB-5MS da J&W Scientific (sílica fundida ligada quimicamente a um filme com 95% dimetil-5% difenilpolissiloxano), com 30 m de comprimento, 0,25 mm de diâmetro interno e espessura do filme de 0,25 μm (Figura 6.18).



FIGURA 6.18 – Cromatógrafo utilizado na identificação dos compostos.

A injeção manual de 1 μL dos extratos e padrões foi realizada utilizando-se uma microseringa Hamilton de 10 μL (Figura 6.19). As descrições dos métodos empregados são descritas nos itens seguintes.



FIGURA 6.19 – Microseringa e amostras utilizadas na cromatografia.

Condições cromatográficas

A rampa usada para os compostos foi a HormfarmMS.qgf e os dados estão na Tabela 6.8.

TABELA 6.8. Condições cromatográficas utilizadas.

Parâmetros	(HormfarMS.qgf)
Gás Carreador	Hélio
Vazão	2 mL/min
Modo de injeção	Split 1:50
Volume de injeção	1 μ L
Pressão (kpa)	130
Temp.interfase(°C)	290
Temp. Injetor (°C)	280
Fonte de ions (°C)	320
m/z inicial	40
m/z final	500
Tempo de equilíbrio	3 min
Programação de temperatura	80°C (min) 40°C/min até 130°C 10°C/min até 280°C(4 min) 10°C/min até 300°C(1 min)

6.2.5 Balanço de Massa do Material Orgânico

Em um reator biológico, a massa de DQO afluyente deve ser igual ao somatório das massas de DQO digerida, no lodo de excesso e DQO no efluente. Neste estudo, o balanço de massa (Figura 6.20) foi calculado a partir da DQO obtida nos experimentos e estimada as frações mediante o calculo do fator de recuperação expresso pela equação 6.3; 6.4 e 6.5.

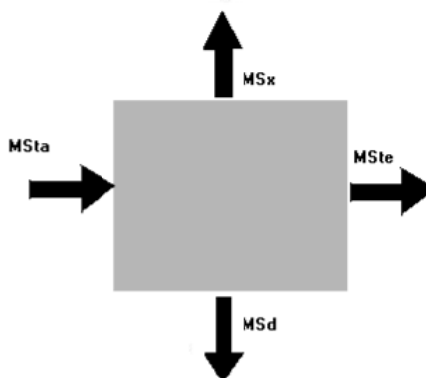


FIGURA 6.20 – Fluxograma do balanço de massa de material orgânico em um reator biológico.

Reator UASB

$$Bo = \frac{MSte + MSx + MSd}{MSta} \quad \text{Equação 6.3,}$$

Onde:

Bo = fator de recuperação do UASB;

MSta = massa diária de DQO no afluente do UASB (gDQO.d);

MSte = massa diária de DQO no efluente do UASB (gDQO.d);

MSx = massa diária de DQO no lodo de excesso do UASB (gDQO.d); e

MSd = massa diária de DQO digerida no UASB (gDQO.d).

Lodos Ativados

$$Bo = \frac{MSte}{MSta} + \frac{MSx}{MSta} + \frac{MSo}{MSta} \quad \text{Equação 6.4,}$$

Onde:

Bo = fator de recuperação dos lodos ativados;

MSta = massa diária de DQO no afluente do lodos ativados (gDQO.d);

MSte = massa diária de DQO no efluente do lodos ativados (gDQO.d);

MSx = massa diária de DQO no lodo de excesso do lodos ativados (gDQO.d); e

MSo = massa diária de DQO oxidada no lodos ativados (gDQO.d).

Sistema Anaeróbio-Aeróbio

$$Bo = \frac{MSte + MSx + MSo + MSd}{MSta} \quad \text{Equação 6.5,}$$

Onde:

Bo = fator de recuperação no sistema;

MSta = massa diária de DQO no afluente do sistema (gDQO.d);

MSte = massa diária de DQO no efluente do sistema (gDQO.d);

MSd = massa diária de DQO digerida no sistema (gDQO.d); e

MSo = massa diária de DQO oxidada no sistema (gDQO.d).

Deve-se considerar ainda:

MSx do sistema = MSx do UASB;

MSo do sistema = MSo dos lodos ativados; e

MSd = MSd = do UASB

6.2.6 Gestão dos Resíduos da Unidade de Saúde

Este estudo abrangeu todo o estabelecimento de saúde e seu entorno. O estudo foi centralizado na gestão dos resíduos hospitalares, sua qualidade, e eficiência do sistema de tratamento de esgoto.

Com o objetivo de avaliar a gestão dos resíduos e a eficiência do sistema, foi elaborado e aplicado um questionário (Anexo III) para avaliação dos despejos junto aos gestores e gerentes de processos, com vista à melhoria do sistema da gestão.

Para obter e fornecer informações sobre os despejos e a estação de tratamento de esgoto, foram realizadas três auditorias internas com a gerência administrativa do HGWA e os gerentes de processos de cada setor, com o objetivo de conhecer a gestão dos resíduos. A auditoria básica foi feita mediante de consultas setoriais, visita aos departamentos, reuniões, aplicações de questionários e discussões dos processos internos e externos envolvendo o hospital e a ETE.

7 RESULTADOS E DISCUSSÕES

7.1 Caracterização Físico - Química

A Tabela 7.1 contém os valores médios da caracterização dos esgotos afluente e efluente da estação de tratamento de esgoto do Hospital Geral Waldemar de Alcântara-Fortaleza - CE, objeto de estudo deste trabalho. Estes valores referem-se às análises de monitoramento contínuo realizado no período de três anos de investigação (2006-2008) para averiguação da qualidade e eficiência da ETE. As amostras foram coletadas do esgoto bruto (EB), efluente UASB (EFLU. UASB) e efluente do reator de lodos ativados (EFLU. LA). As amostras foram colhidas em diferentes períodos, ou seja, a fim de conhecer as transições e constantes modificações das águas residuárias, foram coletadas amostras diárias, semanais e quinzenais e em horários alternados com variação crescente de vazão de 4,2 m³/h no início de janeiro de 2006 a 6,5m³/h no final do trabalho em dezembro de 2008.

TABELA 7.1 – Valores médios encontrados no monitoramento da ETE do HGWA para fins de caracterização.

PARÂMETROS ANALISADOS	Valores médios			EFIC. (%)
	EB	EFU. UASB	EFL. L.A	
pH	7,0	6,8	6,8	
Temperatura (°C)	29	29	29	
Alcalinidade total (mg/L CaCO ₃)	164	229	161	
Amônia (mg/L NH ₃)	30,6	62,4	26,6	37
Nitrato (mg/L NO ₃)	7,4	2,6	47,6	
DBO (mg/ L O ₂)	626	300	64	90
DQO (mg/L O ₂)	909,6	504,4	91	90
Fósforo total (mg/L P)	4,6	6,8	5,6	
Sólidos sedimentáveis (mL/L/h)	2,6	2,1	0,2	92
Sólidos totais (mg/L)	1454	1390	869	40
Sólidos totais fixos (mg/L)	566	554	507	10
Sólidos totais voláteis (mg/L)	888	844	363	59
Sólidos suspensos totais (mg/L)	149	196	41	72
Sólidos suspensos fixos (mg/L)	16	16	1	94
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	133	180	40	70
Coliformes totais (NMP/100 mL)	8E+09	ND	7E+07	99
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	5E+08	ND	3E+06	99
Ovos de helmintos (ovos/L)	143	47	22	84,6

ND = Não Determinado.

Também foram feitas amostragens compostas em intervalos de até 24 horas, com a finalidade de conhecer e entender o efeito de variações do funcionamento do hospital sobre os resíduos hospitalares e o tratamento biológico dos esgotos. Para tanto, a Tabela 7.1 mostra a média geral de todas as análises com as características reais das águas residuárias estudadas. Não foram percebidas mudanças significativas nos parâmetros das amostras coletadas em horários alternados e ou compostas ou em diferentes estações do ano.

7.1.1 Temperatura, pH e Alcalinidade Total

Os valores médios de pH, temperatura, ($^{\circ}\text{C}$), e alcalinidade (ppm CaCO_3) analisados encontram-se mostrados na Tabela 7.1.

Observando a Tabela 7.1 e os Gráficos 7.1 e 7.2, pode-se notar que as temperaturas e os valores de pH mantiveram-se na faixa ideal para tratamento de esgotos por meio de processos anaeróbios ($30 - 35^{\circ}\text{C}$ e pH: 6,6 e 7,4) revelando que os valores da alcalinidade e pH proporcionaram uma estabilidade no pH. Analisando o Gráfico 7.2 pode-se afirmar que não houve queda de pH ao longo do monitoramento, portanto, a alcalinidade era suficiente para manter o pH na faixa ótima (Gráfico 7.3).

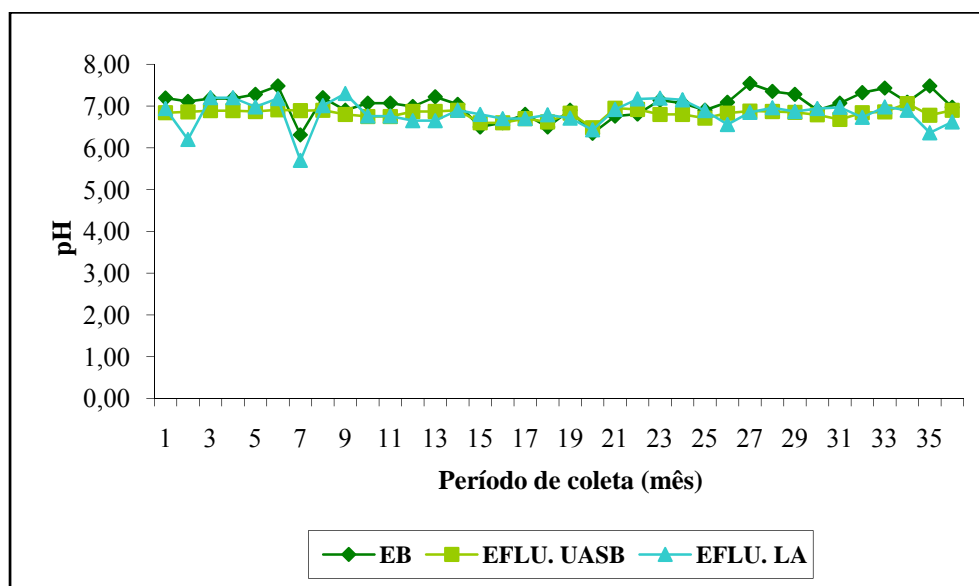


GRÁFICO 7.1 - Valores médios de pH afluente e efluente na ETE.

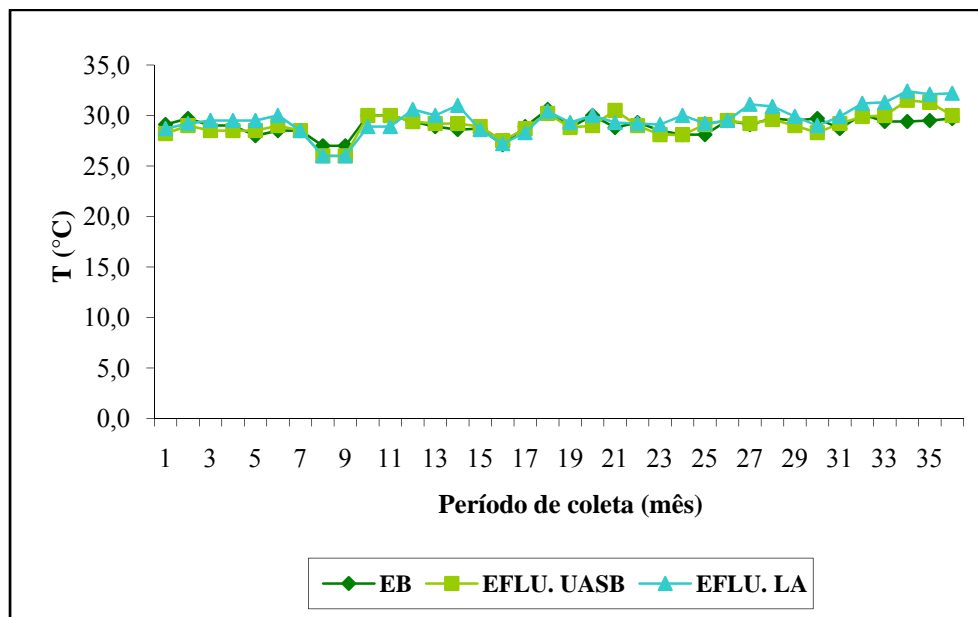


GRÁFICO 7.2 - Valores médios de temperatura afluente e efluente na ETE.

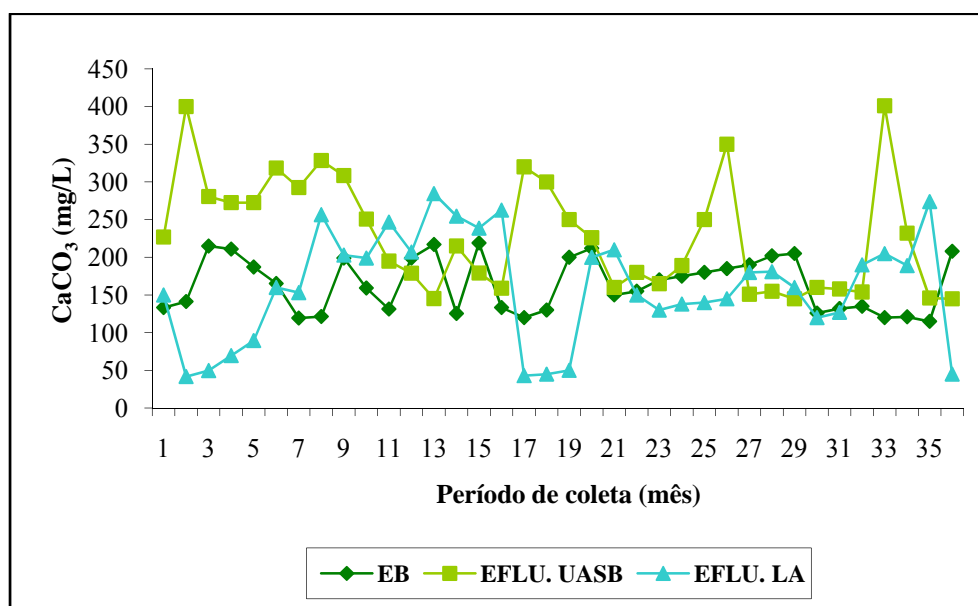


GRÁFICO 7.3 - Valores médios alcalinidade afluente e efluente na ETE.

7.1.2 Nutrientes (Nitrogênio Total e Fósforo)

No Gráfico 7.4, observa-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal aumentaram no reator UASB, apresentando média de 30,6 mg/l no afluente para 62,4 mg/L NH_3 , no efluente anaeróbico o que se caracteriza um fato comum verificado em reatores anaeróbios devido ao processo de amonificação de nitrogênio orgânico do afluente.

Deve-se ressaltar que, na operação da ETE, uma parte do lodo de excesso do reator aeróbio retornava ao reator anaeróbio. Com isso, este lodo, que pode conter altas cargas de nitrogênio orgânico, tende a aumentar a concentração de amônia no reator UASB. Por outro lado observa-se no Gráfico 7.4 que a concentração de amônia no reator aeróbio e, portanto no efluente final era bem menor que o valor no reator UASB, ainda que a concentração residual fosse bastante elevada. Esta diminuição deve ser atribuída ao processo de nitrificação. O reator aeróbio oferece um meio propício a microorganismos nitrificantes, daí o aumento da concentração de nitrato no efluente final. Melchior *et al.* (2003) resalta que o sistema de lodos ativados é capaz, sem alteração do processo, converter amônia para nitrato. Durante todo o período de operação a concentração de nitrito sempre foi insignificante.

No fim do período operacional houve um claro decréscimo da eficiência de nitrificação que também se reflete numa diminuição da concentração de nitrato (Gráfico 7.5) e aumento da alcalinidade (Gráfico 7.3) uma vez que a nitrificação consome alcalinidade. Esta diminuição pode ser atribuída a um aumento gradual da carga que levou a uma redução necessária da idade de lodo, tendendo a chegar perto da idade de lodo mínima de nitrificação. Por outro lado, é possível, ainda, que a presença de substâncias químicas específicas nos despejos dos procedimentos hospitalares tenha afetado os microorganismos nitrificantes, contribuindo à baixa remoção de amônia.

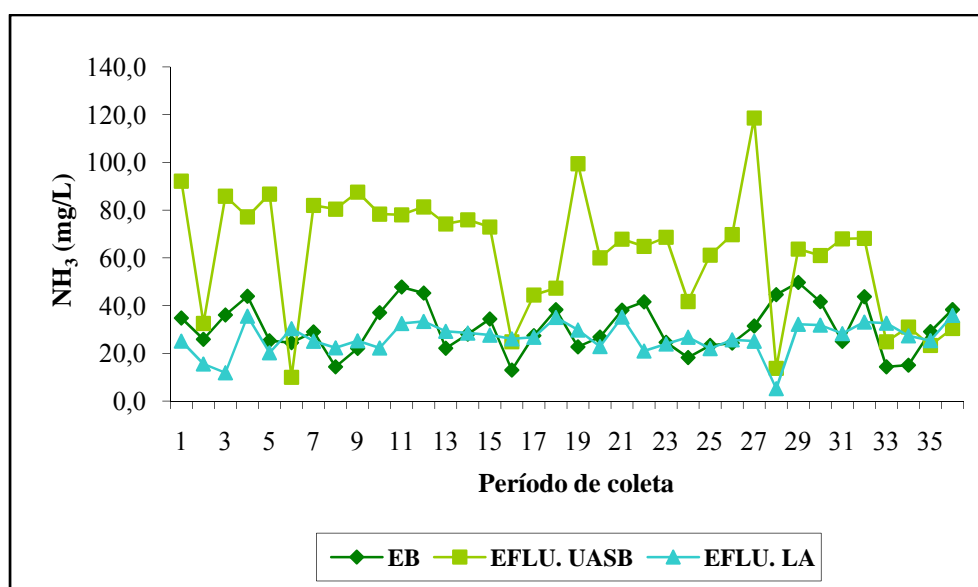


GRÁFICO 7.4 - Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal afluente e efluente.

A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal no sistema foi satisfatória, mesmo havendo algumas ocasiões em que a concentração no efluente da ETE foi maior do que a afluente.

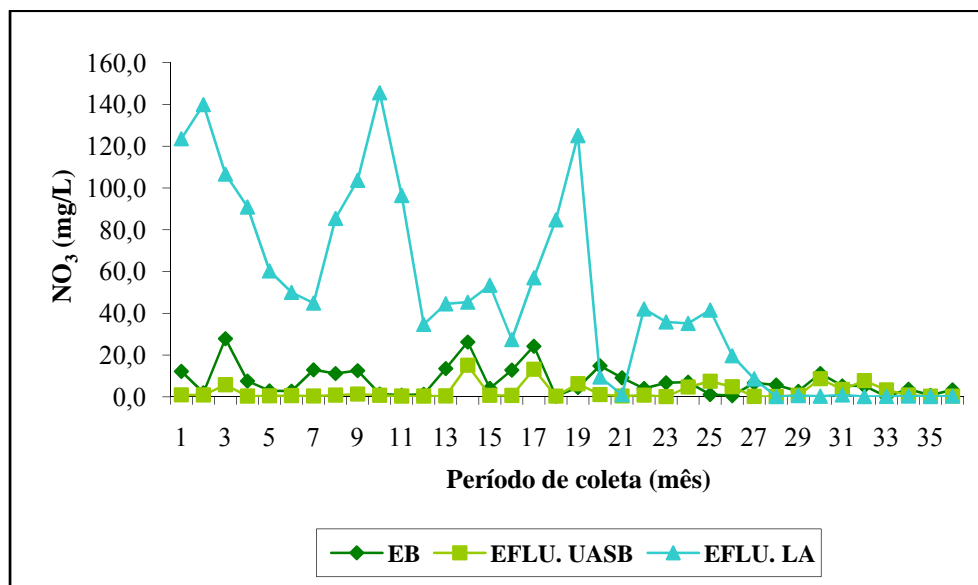


GRÁFICO 7.5 - Variação das concentrações de nitrato afluente e efluente na ETE.

Para reduzir as concentrações de nitrato, seria necessária uma desnitrificação, o que poderia ser conseguido pela introdução de um terceiro reator (do tipo anóxico) no sistema. No caso do sistema estudado não houve zonas anóxicas onde o processo de desnitrificação poderia se desenvolver, a não ser no decantador final. Todavia no decantador final a desnitrificação é indesejável devido à possibilidade de flotação de lodo junto com o nitrogênio produzido.

O Gráfico 7.6 mostra graficamente os dados médios de fósforo encontrados nas amostras de EB, Eflu. UASB e Eflu. LA que foram em média 4,6; 6,8 e 5,6 mg/L P, respectivamente. Verificou-se que os tratamentos anaeróbios e aeróbios tiveram pouca eficiência sobre a remoção de fósforo conforme mostra o Gráfico 7.6. Van Haandel e Lettinga (1994), estudando o desempenho de reatores anaeróbios, averiguaram que não se pode esperar uma remoção significativa dos nutrientes. Isto decorre do fato que a produção de lodo é baixa, havendo pouca demanda de nutrientes.

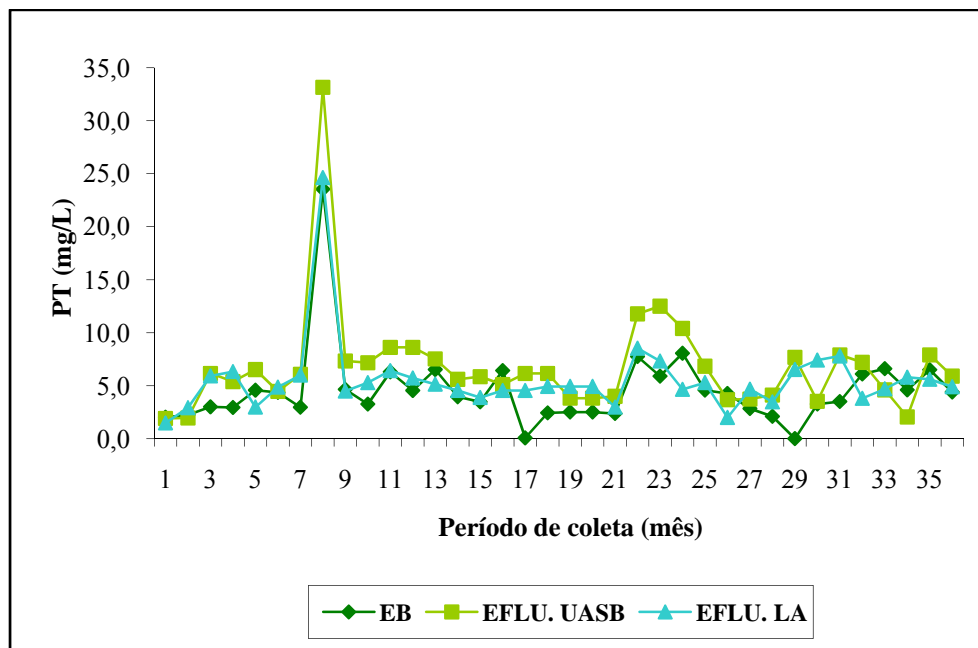


GRÁFICO 7.6 - Variação das concentrações de fósforo afluente e efluente na ETE.

Von Sperling (1997) afirma que, para a remoção de fósforo no sistema de lodos ativados, depende de alguns parâmetros como temperatura, OD, pH, nitrato e principalmente a idade do lodo, que representa a principal rota de retirada do fósforo através do lodo excedente. Salienta-se que a configuração do sistema de tratamento utilizado inviabilizava a remoção biológica em excesso (luxury uptake) uma vez que não havia zona anaeróbia no lodo ativado.

7.1.3 Remoção de Matéria Orgânica – DBO/DQO

Na Tabela 7.1, constam os valores das concentrações médias de DBO₅ que foram analisadas nas fases de estudo. Os valores médios de DBO₅ foram da ordem de 626 mg/L O₂ para o EB, 300 mg/L O₂ para o Eflu. UASB e 64 mg/L O₂ para o Eflu. LA respectivamente.

Analisando a Tabela 7.1, pode-se verificar a importância do pós-tratamento pelo reator de lodos ativados no sistema, no tocante à remoção de matéria orgânica, onde o reator obteve uma significativa eficiência na remoção de DBO₅, quando apresentou 91 % em termos de remoção global. No Gráfico 7.7, nota-se que, mesmo com a grande variação das concentrações de DBO₅ no efluente do UASB entre 150 e 825 mg/L, os valores no efluente final foram reduzidos à faixa de 23 a 180 mg/L.

Possivelmente esses pontos mais elevados de DBO₅ ocorreram em função de uma concentração maior no afluente, ou ainda por algum problema operacional ocorrido no

período de coleta que pode ter sido distúrbio no decantador secundário ou ainda teores de graxas elevados. Em lodos ativados, a qualidade do efluente está muito ligada a uma decantação bem-sucedida. A operação do decantador no período do estudo foi muito complicada, exigindo uma atenção maior, pois, pelo fato de estar dentro do tanque de aeração, criou algumas dificuldades operacionais, principalmente no controle do retorno de lodo para o tanque de aeração.

O reator UASB apresentou apenas 52% de eficiência significando que não houve a contribuição esperada em termos de remoção. Vários fatores podem ter contribuído para o resultado pouco satisfatório: (1) valor excessivo da vazão e da carga orgânica do afluente devido a um aumento das atividades do hospital (2) deterioração da composição do afluente, notadamente o lançamento de grandes cargas de graxas vindas da cozinha e possivelmente compostos químicos farmacêuticos e desinfetantes tenham influenciados. Nota-se que há um aumento gradual da concentração com o tempo, atribuível ao aumento gradual dos fatores adversos acima mencionados. Conclui-se que no final do período operacional o reator UASB estava sobrecarregado.

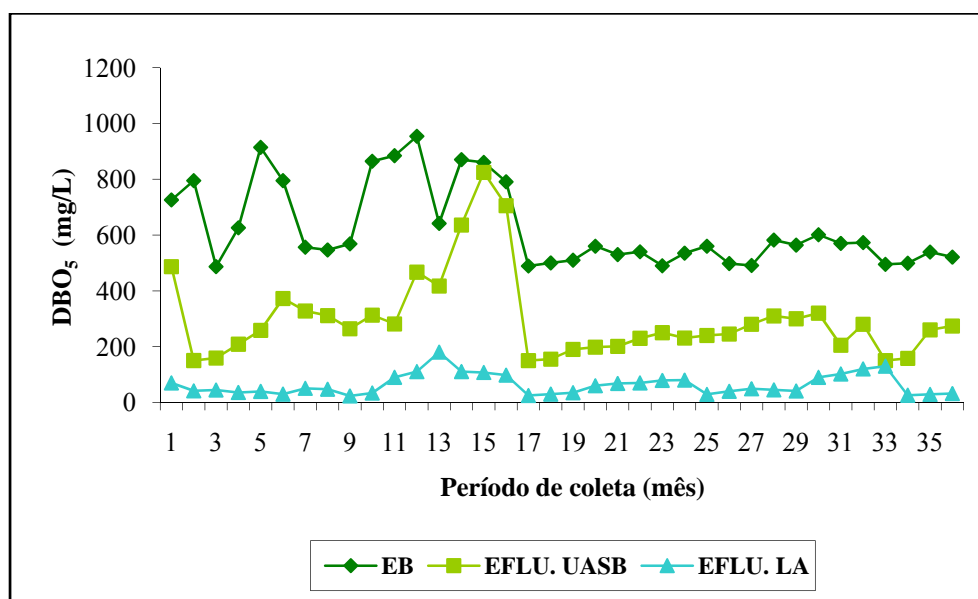


GRÁFICO 7.7: Variações das concentrações de DBO afluente e efluente.

Os sistemas que utilizam o processo anaeróbio, geralmente, não atingem a eficiência preconizada no CONAMA 357/05 para lançamentos de efluentes de esgotos domésticos, atingindo valores abaixo de 80% de remoção de DBO₅, o que não satisfaz a legislação (ARAÚJO, 1998). Os resultados indicam que o sistema requer uma melhoria para estar sempre abaixo de 60 mg O₂/L. Conforme Portaria n° 154/02 da SEMACE, a DBO₅ não pode

ultrapassar a 60 mg O₂/L. No entanto, a Portaria recomenda que as amostras sejam filtradas. No caso em estudo não foram filtradas. Importante lembrar que o sistema trabalhou nesse período com um TDH baixo, o que pode ter ocasionado a baixa eficiência na remoção da DBO₅.

Resultados operacionais em cinco reatores UASB (Bucaramanga, Cali, Cetesb, Pedregal e Kampur) obtiveram uma eficiência entre 60 a 83% na remoção de DBO e uma média de 71% (CHERNICHARO, 1997). Hirakawa *et al.* (2000) obtiveram eficiências que variaram de 83% a 96% para remoção de DBO em um sistema composto por um biofiltro aerado submerso como pós-tratamento de reator UASB em escala-piloto da CETESB, na cidade de São Paulo.

Na Tabela 7.1, também são apresentados os resultados das concentrações médias de DQO nos três pontos monitorados da ETE. Os valores médios de DQO no EB, EFLU. UASB e EFLU. LA chegaram a 909,6; 504,4 e 91,3 mg/L, respectivamente. Pôde-se observar que o reator UASB se comportou pouco estável, possivelmente por influência dos mesmos fatores já mencionados acima para o caso da DBO.

Van Haandel e Lettinga (1994) afirmaram que o pré-tratamento no reator UASB promove uma redução de 65 a 85% da concentração do material orgânico no caso de esgoto doméstico. Apesar da complexidade dos esgotos, concentração e composição, os reatores mostraram neste trabalho resultados satisfatórios nas análises de DQO, atingindo aproximadamente 92% de eficiência de remoção, conforme pode ser observado na variação da DQO afluyente e efluente do sistema, mostrado no Gráfico 7.8. As amostras não foram filtradas; certamente, se fazendo uma filtração, os resultados seriam ainda mais satisfatórios.

Leitão (2004), trabalhando com reatores UASB, utilizando esgoto doméstico obteve uma eficiência de 59% e 77% na remoção de DQO, sendo a última com sedimentação do efluente.

Van Haandel e Lettinga (1994) obtiveram uma remoção de DQO operando um reator anaeróbio no Pedregal (Campina Grande – PB) uma média de 75% e 83%, sendo a última decantada.

Para se obter melhor eficiência na remoção da carga orgânica no sistema, seria necessário, principalmente, aumentar o tempo de detenção hidráulica. A média no TDH de 5 h empregado na ETE pode ser considerada baixa para tratar esgoto hospitalar com complexidade elevada, cuja composição apresenta concentrações de saneantes, fármacos e compostos químicos, possivelmente com concentrações mais elevadas do que em esgoto doméstico.

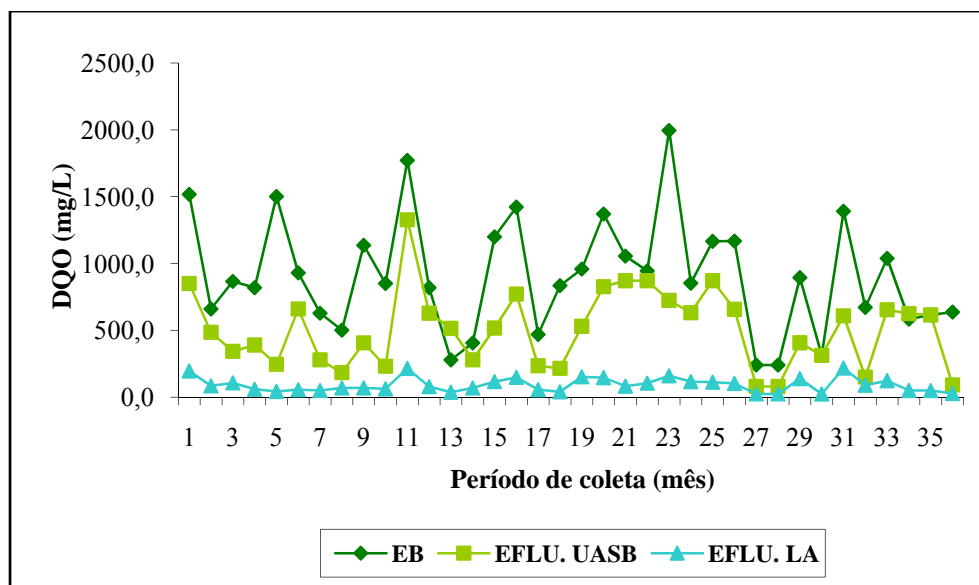


GRÁFICO 7.8 - Variação da DQO afluente e efluente na ETE

7.1.4 Remoção de Sólidos

Na Tabela 7.1, também são apresentados os resultados das concentrações médias de sólidos sedimentáveis, totais, suspensos e suas frações nos pontos monitorados da ETE. De acordo com os resultados apresentados na Tabela 7.1, e se observando o Gráfico 7.9, é possível afirmar que o sistema se mostrou eficiente na remoção de sólidos sedimentáveis tratando um esgoto com diferentes concentrações, chegando a uma média de mais de 86% durante o monitoramento. Todavia o volume de sólidos sedimentáveis no efluente do UASB (2,1 mL/L) é alta, indicando uma massa excessiva de lodo no reator.

Verifica-se que, em termos de sólidos totais e suas frações fixas e voláteis (Gráficos 7.10; 7.11; 7.12), houve um período de instabilidade na eficiência de remoção destes compostos no UASB; atribuiu-se esta ocorrência, possivelmente, a distúrbios na camada de lodo do reator provocado por graxas ou cargas hidráulicas elevadas. Outra possibilidade é um não-descarte do lodo de excesso na hora certa, aumentando a idade do lodo. Outro fato é a recirculação de lodo de excesso do reator aeróbio que certamente causa distúrbio na manta de lodo do UASB, criando situações indesejáveis para a operação.

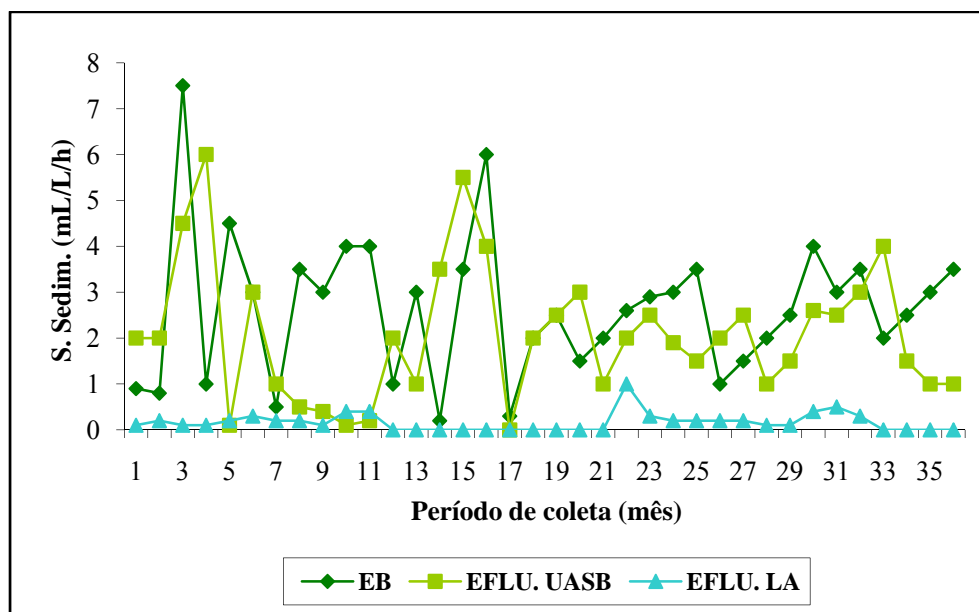


GRÁFICO 7.9 – Variações de sólidos sedimentáveis no sistema.

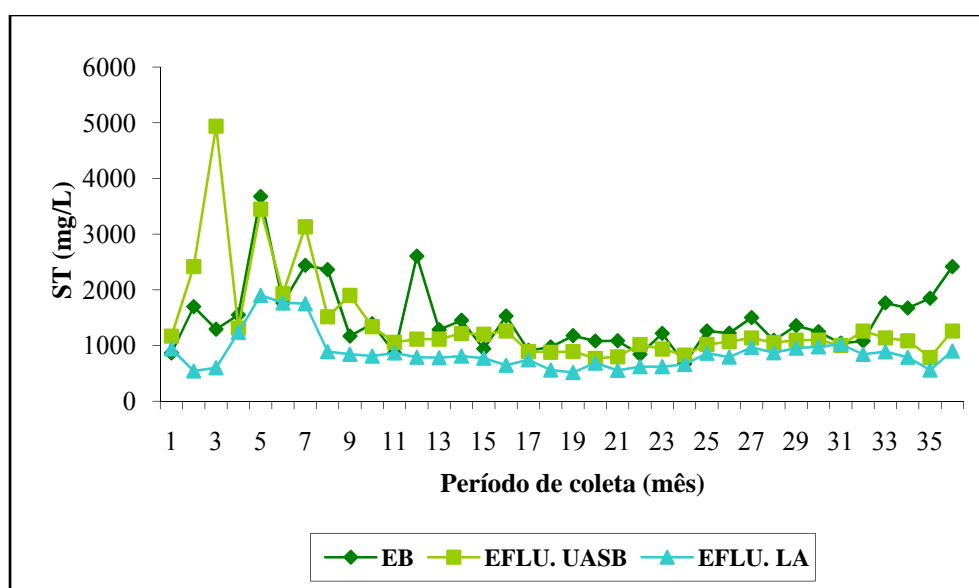


GRÁFICO 7.10 – Variações de sólidos totais nos três pontos do sistema.

O lodo do reator aeróbio pode proporcionar uma ascensão da manta no fundo do UASB para as camadas superiores, acarretando grande quantidade de sólidos no efluente do UASB e no afluente do reator aeróbio, levando ao limite a capacidade de oxidação e retenção dos sólidos.

Possivelmente a eficiência na retenção de sólidos sedimentáveis no sistema ocorra em função de uma boa estabilidade do lodo aeróbio, e com isso proporcionando boa sedimentação no decantador secundário. Mesmo com a capacidade operacional limitada, o decantador possui uma cortina de retenção de sólidos sobrenadantes e um tubo de descarga

que envia o lodo para o tanque de armazenamento de lodo e posteriormente é enviado ao reator UASB.

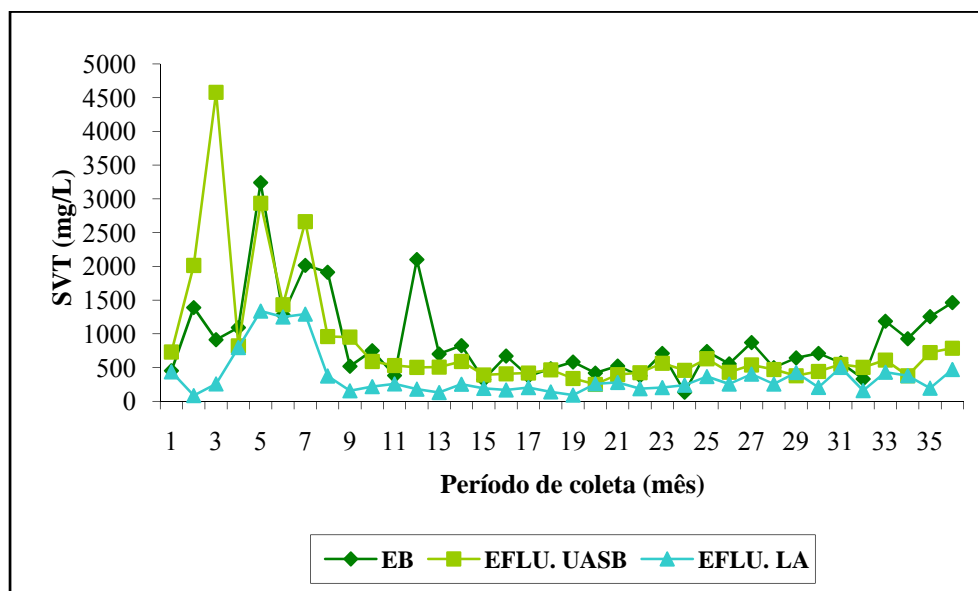


GRÁFICO 7.11 – Variações de sólidos totais voláteis no sistema.

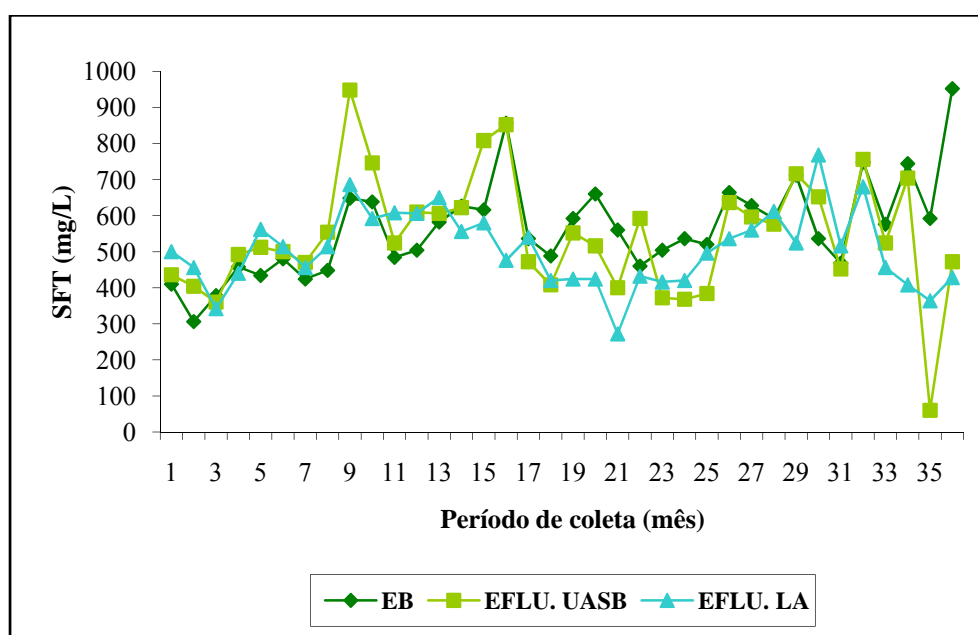


GRÁFICO 7.12 – Variações de sólidos totais fixos no sistema.

Van Haandel e Lettinga (1994), monitorando um reator UASB no bairro Pedregal Pedregal (Campina Grande – PB) observaram uma boa eficiência na remoção de sólidos sedimentáveis durante a fase de partida. Com a instabilidade do reator, perceberam que a taxa de expulsão do lodo sedimentável era proporcional à formação deste no reator e que a

eficiência de remoção de sólidos voláteis diminuía gradativamente em virtude do não-descarte do lodo de excesso. Mesmo depois dos descartes periódicos, o lodo continuou em elevada ascensão, contribuindo para uma grande parcela de sólidos no efluente final.

Nas estações de tratamento de águas residuárias, as operações de separação de óleos e gorduras, que ocorrem na fase inicial do tratamento, são dispendiosas e a fração que não se consegue separar pode trazer problemas às outras etapas dos processos.

Os óleos e graxas estão entre os mais estáveis compostos orgânicos e não são facilmente decompostos por bactérias, sendo um dos grandes responsáveis pelo aumento dos níveis de matéria orgânica e sólidos em suspensão em esgoto. Em digestores, se em grande quantidade, causam problemas, pois formam uma densa camada de espuma na superfície destes, prejudicando o tratamento do esgoto (CHIABAI, 2005).

Os resultados obtidos nas análises de sólidos suspensos estão mostrados na Tabela 7.1 e Gráficos 7.13; 7.14; 7.15, que exibem o comportamento desses componentes no sistema.

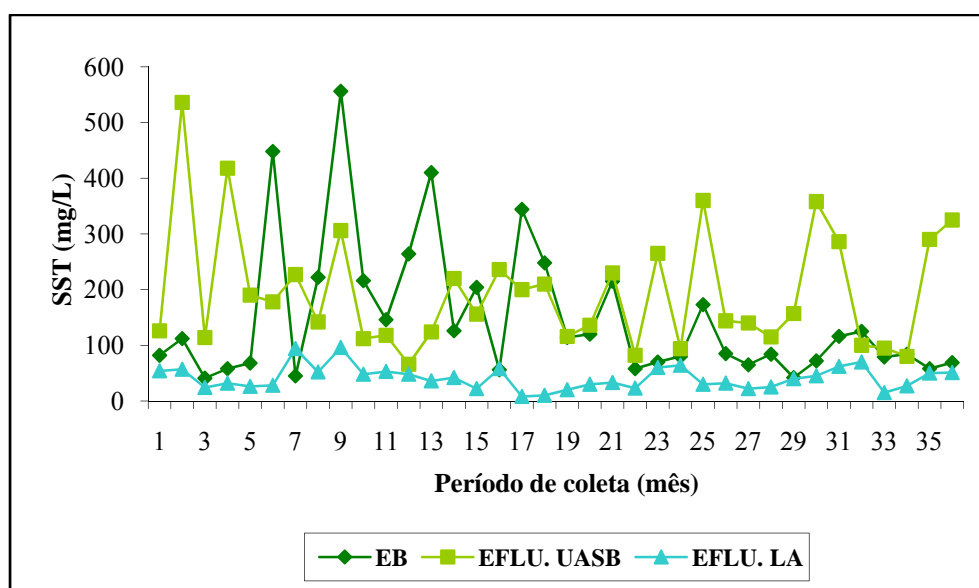


GRÁFICO 7.13 – Variações das concentrações de SST afluente e efluente.

Em seu estudo, Vallejos, (1997) encontrou valores médios de 82% de SST, 85% de SSF e 78% de SSV, avaliando um reator UASB com TDH de 16 a oito horas, portanto, bem diferentes dos reatores estudados que tinham TDH variando de 8,67 a 4,82 horas no UASB e 6,0 a 3,3 horas no aeróbio.

Leitão (2004), trabalhando com o esgoto da cidade de Campina Grande relata que a velocidade ascensional no reator é um fator relevante na retenção de sólidos, portanto,

velocidades altas acarretadas por choques da carga hidráulica podem interferir na manta, provocando ascensão do lodo.

As bombas do poço de sucção do sistema estudado tinham potência e vazão maiores do que as preconizadas no projeto, portanto, causando distúrbios na manta de lodo do reator UASB.

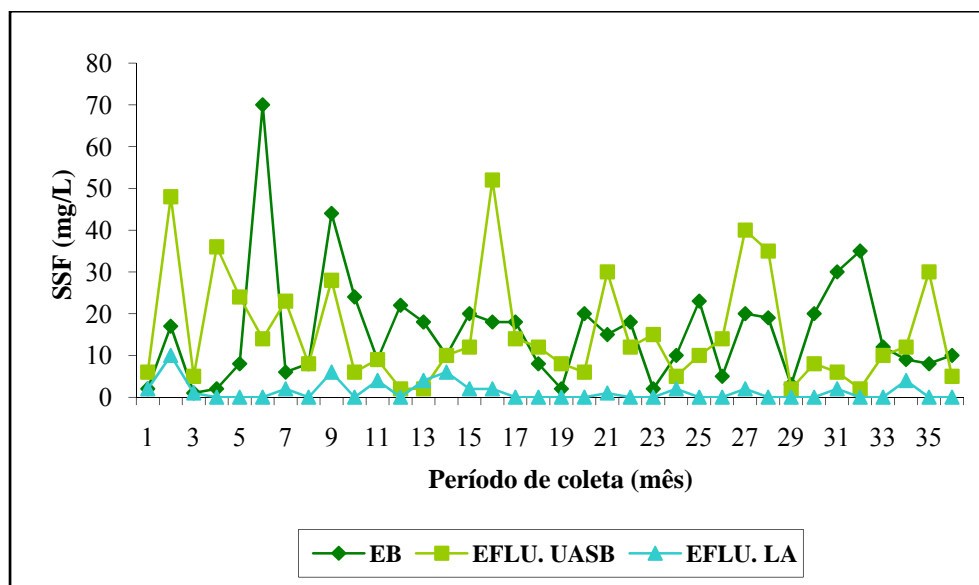


GRÁFICO 7.14 – Variações das concentrações de SSF afluente e efluente

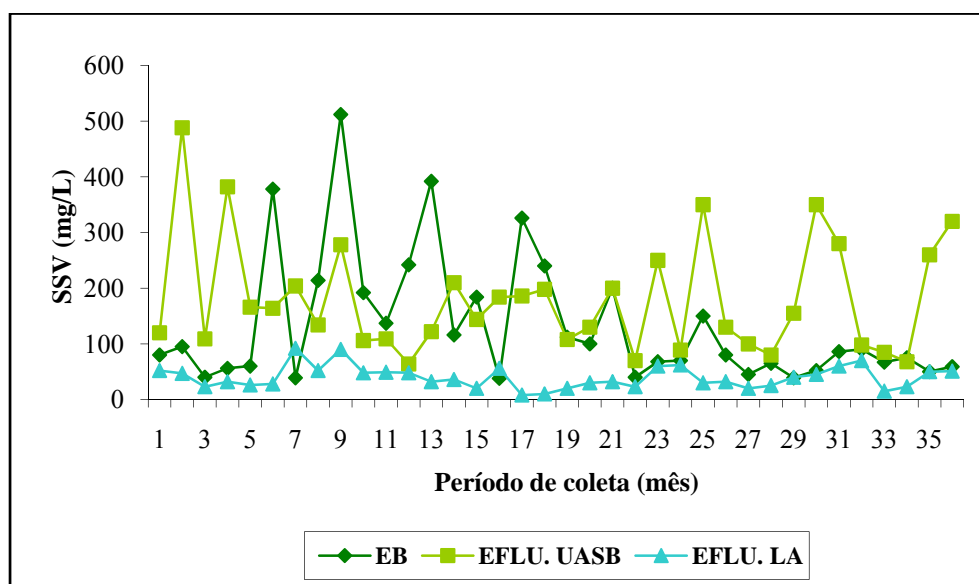


GRÁFICO 7.15 – Variações das concentrações de SSV afluente e efluente

Analisando a Tabela e os gráficos, pode-se observar que os dados de sólidos suspensos e suas frações encontradas nas amostras de EB, Eflu. UASB e Eflu. LA retratam um

significativo desempenho dos lodos ativados na remoção de SS, com 72% de SST, 94% de SSF e 70% de SSV, enquanto que o reator UASB não apresentou eficiência satisfatória na remoção destes. Isto indica que o reator aeróbio promoveu importante parcela de remoção de SS no sistema.

Depizzol (2006), em seu estudo comparando um sistema fossa-filtro tratando esgoto hospitalar com um sistema UASB + FBAS, tratando esgoto sanitário, obteve eficiências médias globais do sistema UASB + FBAS da ordem de 74% para SST e 83% para DBO₅; valores semelhantes aos encontrados por Chiabai (2005) na ETE-UFES com 73% de remoção para SST.

7.2 Caracterização Microbiológica

7.2.1 Coliformes

A Tabela 7.1 também apresenta os valores das concentrações e eficiência de remoção de coliformes totais e fecais. Vale salientar que a tabela mostra a série temporal da concentração de microrganismos coliformes totais e fecais ao longo das fases operacionais e que as análises foram executadas na entrada e saída da estação em decorrência do elevado custo das análises. Os valores médios encontrados foram de 8E+09 NMP/100 mL CT para o EB e 7E+07 NMP/100 mL CT para o efluente LA. No que se refere a *E. coli*, os valores médios para o EB e efluente LA foram da ordem de 5E+08 e 3E+06 NMP/100 mL *E. coli*, respectivamente.

Analisando a Tabela 7.1 e os Gráficos 7.16 e 7.17, observa-se boa remoção de patógenos, no que se refere aos coliformes fecais (*E. coli*), quando o sistema mostrou uma média percentual de 99% de eficiência global. As amostras estudadas não recebiam desinfecção nem eram filtradas. No entanto, estão fora dos padrões de lançamentos da legislação estadual (SEMACE 154/02), que determina no máximo 5000 coliformes termotolerantes por 100 mL. Certamente com a desinfecção esses valores declinam.

Passamani (2002), em seu estudo na remoção de coliformes fecais em um conjunto UASB-BF, tratando esgoto sanitário, encontrou valores de eficiência da ordem de 84% para o UASB, 93% para o BF e 98% de remoção no sistema.

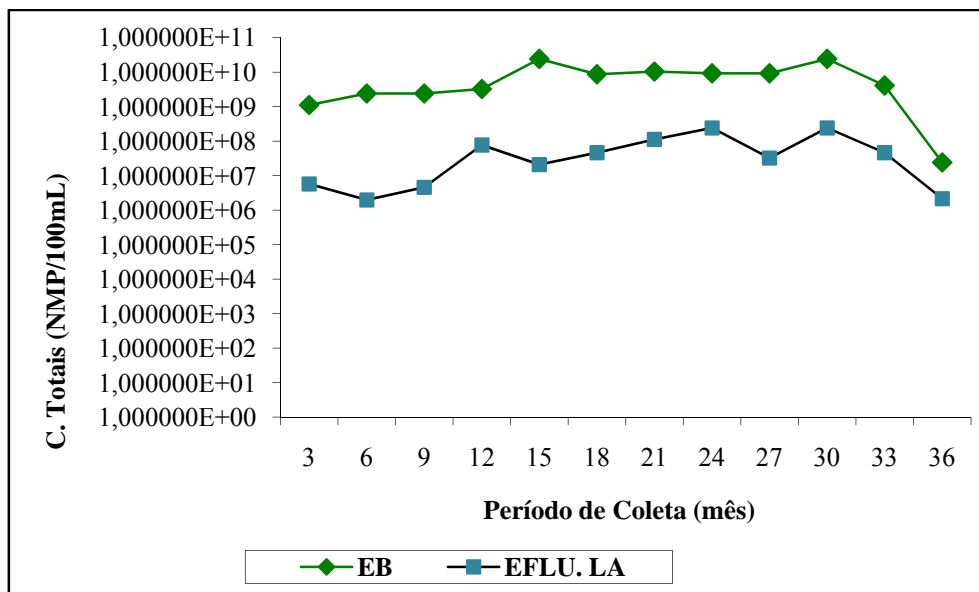


GRÁFICO 7.16 – Variações das concentrações coliformes totais afluente e efluente

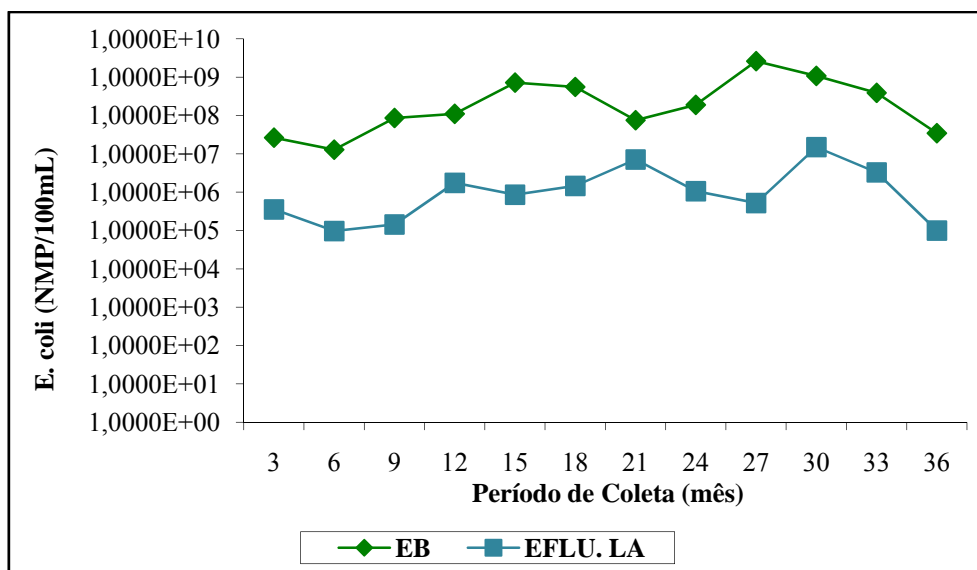


GRÁFICO 7.17 – Variações das concentrações de *E. coli* afluente e efluente no esgoto estudado.

Van Haandel e Lettinga (1994) notaram eficiência de remoção de 80% de *E. coli* e constataram que, para o curto tempo de operação do reator, a taxa de remoção era muito alta e que isso poderia ser atribuído a processos não biológicos, como adsorção, filtração e mesmo sedimentação, que retém as bactérias no lodo do reator. Segundo Chernicharo *et al.* (2001), com relação aos indicadores microbiológicos, têm sido reportadas baixas eficiências de remoção de coliformes fecais nos reatores anaeróbios, usualmente da ordem de apenas uma unidade logarítmica.

Mesmo assim, conforme esperado e ainda segundo a literatura, os resultados mostram que o sistema não é eficiente na remoção de coliformes fecais, por se tratar de reatores com baixo TDH e uma grande contribuição de microrganismos patogênicos. As concentrações encontradas no efluente final do conjunto situam-se bem acima do valor estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para o reaproveitamento do efluente em irrigação irrestrita. Dependendo da qualidade exigida para o corpo receptor, e imprescindível que sejam observados os padrões de lançamento de efluentes. O efluente final do sistema recebia cloração para atender a Portaria da 154/02 da SEMACE.

7.2.2 Ovos de Helmintos

Os resultados obtidos na contagem e identificação dos ovos de helmintos estão mostrados no Gráfico 7.18 e na Tabela 7.1 respectivamente.

O número de ovos de helmintos encontrado no esgoto bruto variou de 36 a 250 ovos/L, com média geral de 128 ovos/L. No efluente do reator UASB, foram encontrados ovos de helmintos, com média geral de 47 ovos/L, variando de 6 a 106 ovos/L enquanto que no Eflu. LA houve uma variação de 4 a 76 ovos/L, com média de 27 durante o período de estudo. Certamente, em grande parte os helmintos ficaram retidos no lodo, principalmente pelo processo de sedimentação.

Foram encontrados ovos de *Ancilostomídeos*, *Ascaris lumbricoides*, *Taenia sp*, *Hymenolepis sp*, *Fasciola hepática*, *Diphylobothrium sp*, *Hookworm*, tendo maior frequência e prevalência os ovos de *Ascaris lumbricoides* e *Ancilostomídeos* (Figura 7.1). Percebeu-se que a espécie que apresentou maior predominância foi a de *Ascaris lumbricóides*, decorrente do fato de que a ascaridíase é mais cosmopolita e a mais frequente das helmintíases humanas, com níveis elevados de ocorrência, principalmente em crianças, na faixa etária de um a 12 anos.

Os dados comprovaram que o reator UASB não removeu com eficiência os helmintos. Em contraste Van Haandel e Lettinga (1993) observaram que a eficiência de remoção de ovos de helmintos era da ordem de 50 % em reatores UASB unitários. Este resultado também foi obtido por vários outros pesquisadores. Resultados satisfatórios foram obtidos no trabalho de Zerbini *et al.* (2002) que utilizou o reator UASB na remoção de ovos de helmintos e indicadores bacterianos no bairro Nova Vista da cidade de Itabira-MG verificando diante dos resultados obtidos na operação do sistema, que houve uma média de 31 ovos/L no efluente do reator UASB com remoção de 60,0% dos mesmos. Segundo Passamani *et al.* (2002)

encontraram resultados parecidos aos de Zerbini *et al.* (2002) no qual verificaram no efluente do reator UASB uma eficiência de remoção da ordem de 85,0% de ovos de helmintos. Em se tratando de eficiência na remoção de ovos de helmintos, o efluente do reator de lodos ativados atingiu 79% no período analisado, considerando que o afluente do reator aeróbio é o efluente do UASB. Chernicharo *et al.* (2001), relatam que a remoção de ovos de helmintos em reatores anaeróbios, particularmente em reatores UASB, tem sido reportada como da ordem de 60 a 80%, insuficiente, portanto, para produzir efluentes que possam ser reutilizados.

Possivelmente, a baixíssima eficiência de remoção de ovos de helmintos no reator UASB da presente pesquisa tenha relação direta com o retorno de parte do lodo de excesso do reator aeróbio que afetou a sedimentação do lodo misturado e que não foi aplicado pelos pesquisadores mencionados acima.

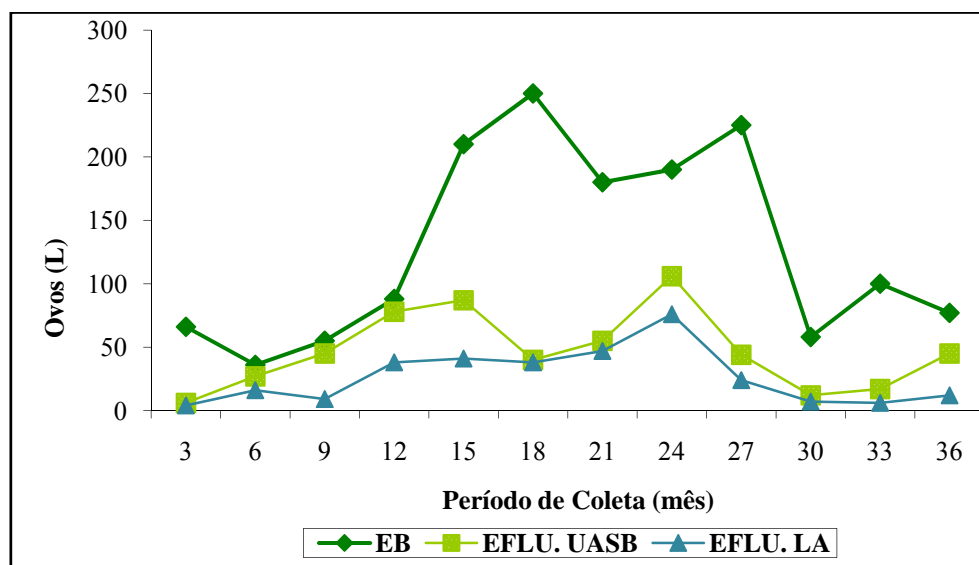


GRÁFICO 7.18 – Quantificação dos ovos de helmintos encontrados no sistema combinado de reatores UASB – lodos ativados.

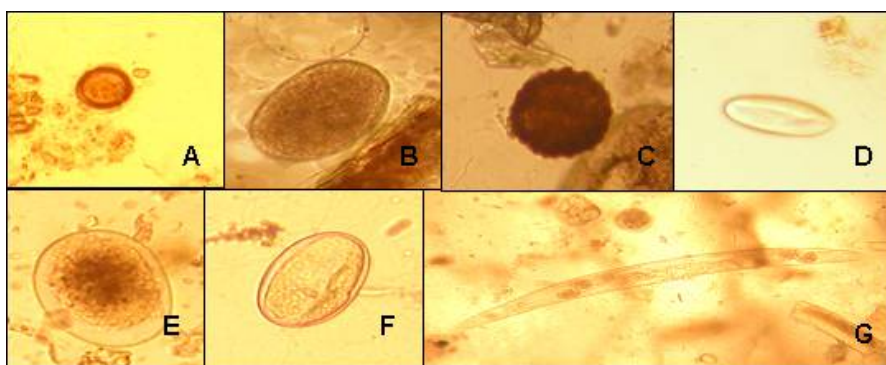


FIGURA 7.1 – Ovos de helmintos presentes e predominantes em afluente e efluentes do esgoto do Hospital Geral Waldemar Alcântara, Fortaleza-CE. A: *Tênia*, B: *Fasciola sp*, C: *Ascaris sp*; D: *Enterobius sp*; E: *Ancilostoma sp*, F: *Ancilostoma sp* (larvado); G: Larva de *Ancilostoma sp*.

7.3 Balanço de Massa

As Tabelas 7.2 e 7.3 apresentam as massas de DQO afluente e efluente nos experimentos realizados no decorrer do estudo para o reator UASB, lodos ativados e sistema completo, respectivamente. Os cálculos foram de certa forma dificultado pelo fato de que o lodo de excesso gerado no pós-tratamento aeróbio era descarregado no reator UASB, visando a estabilização por digestão de parte deste lodo. Tendo-se em vista que esta estabilização não se concretizou porque o lodo tendia a sair rapidamente do reator UASB, considerou-se que o lodo aeróbio descarregado no reator UASB saia deste tal qual entrou.

Na Tabela 7.2 observa-se os dados dos fluxos de material orgânico no reator UASB. Nestes já foram excluídos os fluxos relativos a lodo aeróbio de excesso introduzido no UASB.

TABELA 7.2 – Massa de DQO afluente e efluente ao reator UASB

Experimento	Msta kg/d)	Mste kg/d)	MSx (kg/d)	MSd (kg/d)
1	231,936	130,56	30,72	70,656
2	138,24	76,8	15,36	46,08
3	230,4	92,16	153,6	-15,36
4	168,96	76,8	21,504	70,656
5	168,96	76,8	13,824	78,336
6	184,32	92,16	19,968	72,192
7	168,96	69,12	15,36	84,48
8	207,36	95,232	13,824	98,304
9	305,664	145,92	26,112	133,632
10	184,32	110,592	23,04	50,688
11	199,68	93,696	26,112	79,872
12	215,04	76,8	12,288	125,952
MÉDIA (kg/d)	200,4	93,0	19,1	88,2
FRAÇÃO (%)		46	10	44

Analisando a Tabela 7.2 podemos observar que houve uma divisão da massa de material orgânico entrado no reator UASB, tendo-se uma parte da DQO afluente no efluente, outra no lodo de excesso descarregado do reator (já descontado a massa de lodo aeróbio descarregado no reator UASB) e a terceira fração convertida em metano, calculado pela diferença entre DQO afluente, e a soma da DQO no efluente e descarregada como lodo. Desconsiderando-se o período inicial (experimento 1, 2 e 3) quando teve problemas de adaptação calcula-se uma média de 200,4 kgDQO/d no afluente sendo que no reator foi dividida em três frações, obtendo-se uma massa de 93 kgDQO/d (46%) carreada no efluente e 19,1 kgDQO/d (10%) descartada no lodo de excesso e o restante 88,2 kgDQO/d (44%)

digerida . É importante salientar que a fração de DQO digerida não foi à esperada, pois em reatores UASB é considerado que a maior fração da DQO removida ocorra na digestão. Esta relativa ineficiência do reator pode ser atribuída a fatores operacionais e à natureza do afluente. Fatores operacionais que levaram a baixa eficiência da digestão anaeróbia do material orgânico no afluente foram a vazão e carga elevada principalmente no fim do período operacional, quando a vazão chegou a ser 33 % superior ao valor do projeto inicial e ao fato de ter se recirculado grande parte do lodo aeróbio de excesso para ser estabilizado no reator UASB, aumentado ainda mais a carga orgânica já elevada. Quanto á natureza do afluente tem-se não somente a presença dos fármacos potencialmente tóxicos, mas também contribuições de atividades corriqueiras do hospital que geram efluentes de difícil degradação como os da cozinha industrial e da unidade da lavanderia.

Leitão (2004) evidenciou em seu experimento que choques hidráulicos contínuos podem provocar ascensão na manta de lodo de reator UASB, ocasionando expulsão de consideráveis quantidades de SVT no efluente carreando grande parcela da DQO.

A fração de biogás gerada pode ser usada para gerar uma parcela significativa na produção de energia elétrica em plantas de tratamento. Admintindo-se que uma fração de 50 % da produção de metano pode ser recuperada para uso produtivo e sabendo que um gerador de energia tem uma eficiência de 35 % do calor de combustão de 12.000 kCal/kgCH₄, calcula-se uma produção de 0,2 kW por kg/d de metano. Como se calcula uma produção bruta de 88/4 = 22 kgCH₄/d ou 11 kg/d de metano para geração (50 %) ou uma potência de 2 kW. Isto seria insuficiente para atender a demanda do soprador que tinha uma potência de 5 CV, 3,7 kW. Não há, portanto uma razão econômica de se produzir energia e provavelmente será melhor continuar queimando. Uma possibilidade a ser considerada, é a utilização do biogás na secagem e higienização via pasteurização do lodo excedente do tratamento.

TABELA 7.3 – Massa de DQO afluente e efluente ao reator de lodos ativados

Experimento	MSt_a (kg/d)	MSt_e (kg/d)	MS_x (kg/d)	MSo (kg/d)
1	130,6	29,2	18,4	82,9
2	76,8	15,4	9,2	52,2
3	92,2	6,1	9,2	76,8
4	76,8	10,8	12,3	53,8
5	76,8	9,2	7,7	59,9
6	92,2	18,4	13,8	59,9
7	69,1	6,1	6,1	56,8
8	95,2	23,0	12,3	59,9
9	145,9	92,2	17,0	36,7

10	110,6	15,4	15,5	79,7
11	93,7	33,8	15,4	44,5
12	76,8	4,6	7,7	64,5
MÉDIA	93,0	23,7	12,0	57,3
FRAÇÃO		0,26	0,13	0,62

Considerando-se primeiramente a parte aeróbia do sistema de tratamento sabe-se que o material orgânico do afluente (MSt_a) sai dela como material orgânico no efluente (MSt_e), como material orgânico no lodo (MSx) ou como material orgânico mineralizado (MSo) pela oxidação. Observa-se na Tabela 7.3 as massas diárias de DQO afluente e efluente do reator de lodos ativados que é determinado pela produto da vazão e da concentração da DQO. Também há a massa de DQO no lodo de excesso produzido na parte aeróbia do sistema de tratamento dada pelo produto da massa de lodo volátil de excesso e o fator de conversão $f_{cv} = 1,5$ kgDQO/kgSVS. Tendo-se os valores da massa de DQO no afluente, no efluente no lodo de excesso pode se calcular a DQO oxidada que por sua vez denota a demanda de oxigênio para o tratamento do material orgânico. Pode se perceber que a DQO oxidada representa a maior fração. Os valores médios das frações de DQO foram: 93 kg/d para MSt_a; 0,24 kg/d de MSt_e; 12 kg/d de MSx deixando 57 kg/d para MSo, representando 26, 13 e 62 % do afluente para MSt_e, MSx e MSo respectivamente. É importante frisar que a demanda de oxigênio não se limita à oxidação de material orgânico: na nitrificação (média de 30 mgN/l) havia uma demanda de aproximadamente 21 kgO₂/d.

7.4 Atividade Metanogênica Específica - AME

Testes foram realizados para avaliar tanto a atividade metanogênica do lodo como a toxicidade de desinfetante usado no hospital. A Tabela 7.4 mostra 5 testes (TESTE 1 a 5 na coluna 1) de AME que foram realizados com diferentes concentrações de acetato (1,0; 1,5; 2,0 e 2.5 gDQO/l como acetato de sódio) e um teste usando o efluente do reator UASB. Nos testes usou-se 5 g de lodo. Os testes indicam que a atividade metanogênica encontrada não dependia da concentração de substrato, inclusive também não quando se aplicava efluente como substrato. O valor da atividade está dentro da faixa de valores que se espera para esgoto doméstico: Van Haandel e Lettinga (1993) encontraram valores na faixa de 0,1 a 0,3 mgDQO/mgSVS/d, contra um valor médio de 0,20 mgDQO/mgSVS/d nos testes da Tabela 7.4.

O valor da AME pode ser comparado com o valor calculado da atividade in situ. No período das medições a massa de lodo era em torno de 800 kg STS ou 600 kgSVS no reator UASB. Para uma AME de 0,20 a capacidade metabólico do digester seria $0,2 \cdot 600 = 120$ kgDQO/d. Por outro lado para a vazão média de $6,3 \text{ m}^3/\text{h}$ e um concentração da DQO no afluente e no efluente de 1311 e 621 mg/l respectivamente, a remoção de material orgânico no reator é $24Q(\text{Sta}-\text{Stu}) = 24 \cdot 6,3 \cdot (1,311 - 0,621) = 104 \text{ kg/d}$. Este valor ainda é inferior ao valor calculada da capacidade metanogênica do reator calculado em 120 kg/d, ainda mais quando se leva em consideração que parte do afluente (em torno de 10 %) irá se transformar em lodo volátil. Por outro lado no reator UASB nem todo o lodo está em condições ideais para usar o material orgânico do efluente, de modo que a capacidade de tratamento "in situ" sempre será menor que a capacidade calculada a partir do teste da AME.

TABELA 7.4 – Valores de AME máxima em cinco testes realizados

	TEMPO (dias)	SVT (SSVg/L)	AME (gCH ₄ -DQO/gSVS/dia)				
			1,0 g/l de HAc	1,5 g/l de HAc	2,0 g/l de HAc	2,5 g/l de HAc	Com efluente
TESTE 1	7	5	0,18	0,24	0,24	0,25	0,17
TESTE 2	7	5	0,29	0,18	0,24	0,29	0,23
TESTE 3	14	5	0,19	0,18	0,36	-	0,25
TESTE 4	25	5	0,07	0,12	0,24	-	-
TESTE 5	25	5	0,17	0,12	0,06	0,12	0,07
Média			0,18	0,168	0,228	0,220	0,181
Desvio padrão			0,08	0,008	0,11	0,09	0,08
Razão Desvio Padrão/Média			0,41	0,30	0,47	0,42	0,47

Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), ao se analisar os dados relativos à atividade de lodo, observa-se que para tempos de permanência curtos, a atividade in situ se iguala à atividade máxima do lodo no teste de incubação, indicando que no reator o lodo desenvolve a atividade máxima quando o tempo de permanência é curto. Em contraste, para valores grandes de tempo de permanência a atividade no reator é muito maior que a atividade máxima, indicando que o lodo poderia digerir mais material orgânico se fosse oferecido: o reator estava subcarregado. Conclui-se que o digester UASB estava operando perto de sua capacidade máxima o que em grande parte pode explicar o valor relativamente baixo da eficiência de remoção do material orgânico

Paulo *et al.* (2005), investigando o esgoto de um complexo hospitalar da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – campus de Campo Grande - ETE Lago do Amor, encontraram um baixo valor no teste da AME, relacionando o fato à baixa concentração da

DQO e possível inibição das bactérias pelos fármacos, desinfetantes, desengordurantes, que podem ser tóxicos aos microrganismos. Neste aspecto observa-se que nos testes realizados na presente pesquisa não havia claros indícios de toxicidade

7.5 Toxicidade do Ácido Peracético

Após a realização do teste de AME, foi avaliada toxicidade do ácido peracético em condições anaeróbias controladas.

A produção de metano foi avaliada com base na estimativa de degradação de DQO no digestor. Nas condições normais de temperatura e pressão, isso corresponde a 350,0 mL de CH₄ para cada grama de DQO degradada.

Toxicidade do Ácido peracético

O esgoto hospitalar contém compostos que podem reduzir a capacidade metabólica dos microrganismos por serem tóxicas ou inibidoras ou, ainda, por serem de assimilação difícil, resultando na redução da eficiência do tratamento.

O teste de toxicidade aqui proposto foi realizado com ácido peracético, principal e mais eficiente saneante utilizado na desinfecção hospitalar. O teste teve por objetivo avaliar a produção de metano pelas bactérias metanogênicas e a possível inibição do lodo.

A Tabela 7.5 apresenta os valores acumulados de biogás (mL) no teste de toxicidade do ácido peracético num período de 15 dias. Os Gráficos 7.19 e 7.20 ilustram as variações de metano (mL) diário nos cinco reatores em função do tempo e em função da dosagem de ácido peracético.

TABELA 7.5 – Volume acumulado (mL) no teste de toxicidade do ácido peracético.

Reator	ÁCIDO PERACÉTICO	
	Concentração (mg/L)	CH ₄ acumulado (mL)
R1	3,4	368
R2	4,1	296
R3	4,8	215
R4	6,9	4,0
R5	0,0	375

Os dados indicam que nas condições do teste da AME concentrações de até 3,4 mg/l não tem um efeito tóxico sobre as bacterias metanogênicas. Acima desta concentração há um

efeito tóxico crescente e para concentrações acima de 7 mg/l a supressão da produção de metano é praticamente completa.

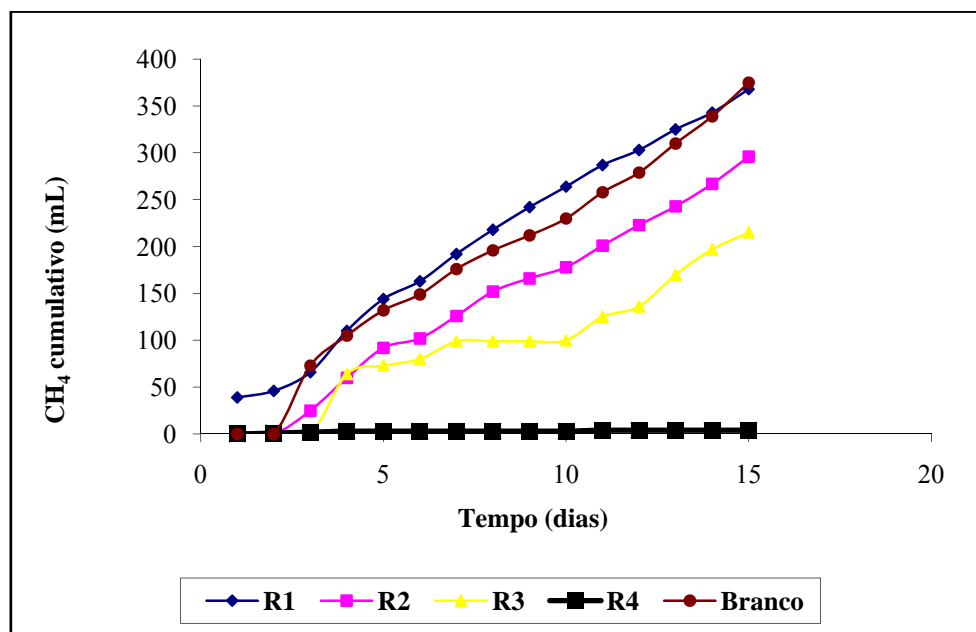


GRÁFICO 7.19 – Produção acumulativa de metano (mL) no teste de toxicidade ao ácido peracético em função do tempo.

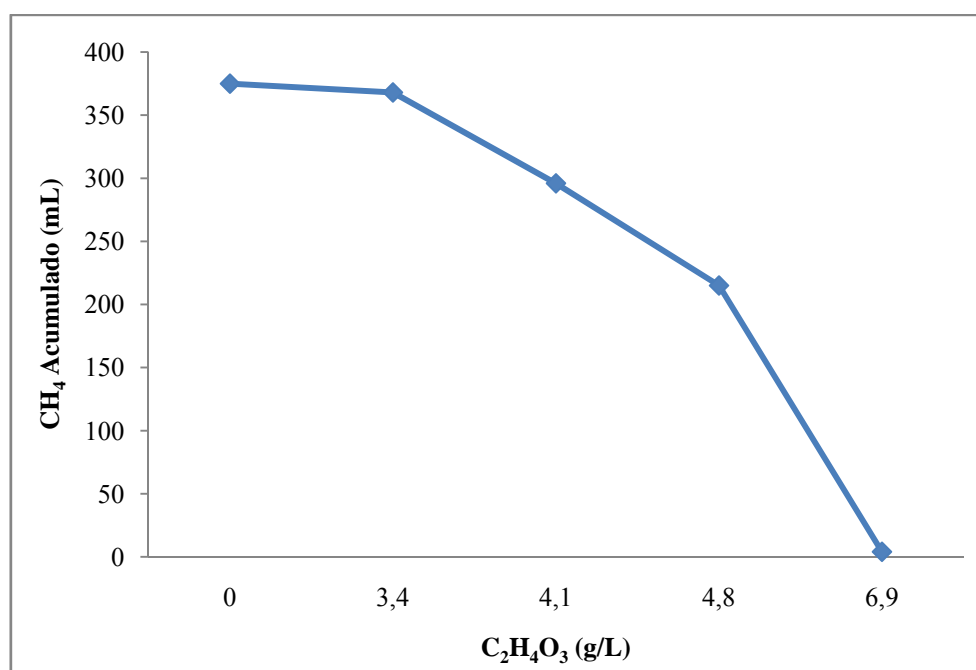


GRÁFICO 7.20 – Produção acumulativa de metano (mL) no teste de toxicidade ao ácido peracético em função da dosagem de desinfetante.

Os subprodutos do ácido peracético são: oxigênio, água e ácido acético, o que pode ou não ter interferido parcialmente no processo de tratamento, uma vez que o oxigênio pode ser

limitante para os processos anaeróbios. Em contrapartida, o ácido acético é também um subproduto que favorece o crescimento e o metabolismo das bactérias metanogênicas. As bactérias metanogênicas estão entre as anaeróbias mais estritas e seu cultivo requer o desenvolvimento de um ambiente estritamente livre de oxigênio.

7.6 Análises Cromatográficas

As análises cromatográficas foram realizadas com a finalidade de detectar possíveis contaminantes químico-farmacêuticos provenientes dos resíduos líquidos do HGWA. Os procedimentos foram feitos para amostras de esgoto bruto, efluente do UASB e do Lodos Ativados. Os resultados das análises cromatográficas foram comparados com a biblioteca disponível do GC/MS, já que não havia padrões de fármacos disponíveis, alguns compostos foram identificados através da biblioteca NIST05.LIB. As Figuras 7.2, 7.3, 7.4 e os Anexos I e II mostram os cromatogramas obtidos.

Somente alguns compostos obtiveram o percentual de similaridade confiável de 90 a 100%. Para amostra de esgoto bruto (Figura 7.2) foram obtidos os seguintes compostos com semelhança e confiabilidade: cafeína; diisobutil ftalato (DIBP); aminoantipirina ou ampirona, Di(2-etil hexil) Ftalato (DEHP) e estradiol com os respectivos tempos de retenção de 9,740; 9,800, 14,166, 16,000 e 16,083. A ampirona é um metabólito da aminopirina com propriedades analgésica e antiinflamatória.

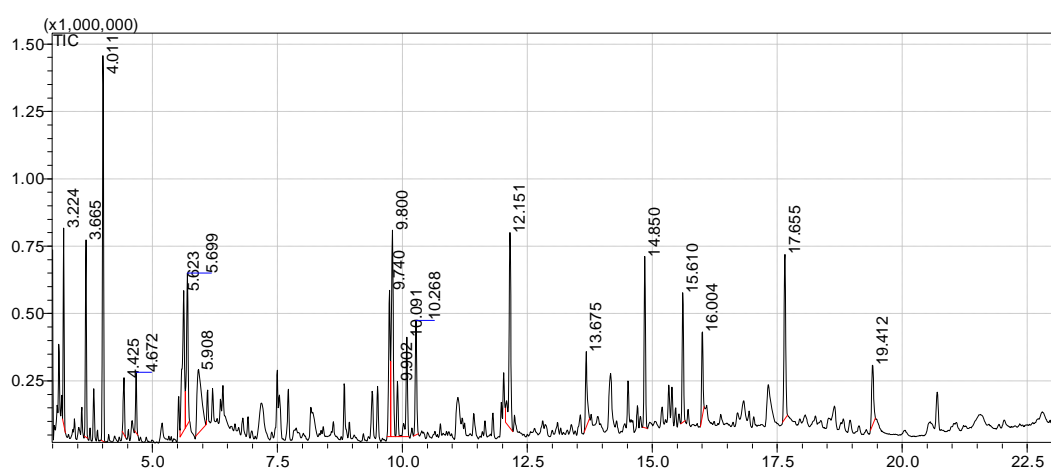


FIGURA 7.2 – Cromatograma da amostra de esgoto bruto.

Keller *et al.* (2009) descreveram a identificação de elevados níveis de metabólitos de ftalatos na urina de crianças com insuficiência pancreática consumindo cronicamente ftalatos através de sua reposição de enzima pancreática.

Outros compostos, como hormônios, ftalatos, colesterol, analgésicos (butorfanol), antibióticos (equinomicina), e a carbamazepina utilizado no tratamento de epilepsia, o tiadiazole-amine, composto usado para o tratamento de doenças neurodegenerativas, metabólitos de analgésicos e anti-inflamatórios, derivados de produtos de higiene pessoal e limpeza, também foram identificados na biblioteca do GC/MS. No entanto, com similaridade abaixo de 90%, impossibilitando comprovar a origem do composto pela ausência dos padrões.

A quantidade de fármacos ativos (PhACs) e produtos de uso pessoal (PPCPs) fragrâncias, xampus, cosméticos, etc., que adentram ao ambiente em cada ano, é estimada como sendo similar ao total de pesticidas utilizados durante o mesmo período (DAUGHTON e TERNES, 1999).

Com ajuda da biblioteca do equipamento analítico procurou-se estabelecer a relação entre os picos e a composição dos fármacos identificados no cromatograma do efluente do reator UASB. Contudo, nem sempre foi possível ter certeza da fórmula estrutural dos compostos, uma vez que a recomendação é de 90 a 100 % de similaridade. Em vários casos houve uma similaridade alta, contudo sem chegar nesta faixa, impossibilitando a identificação positiva do composto.

A Tabela 7.6 mostra os picos e seus respectivos compostos encontrados no esgoto bruto do HGWA. A Tabela 7.7 relaciona o número dos compostos, área e a percentagem de similaridade relativa aos picos (Gráfico 7.21).

TABELA 7.6 – Compostos farmacêuticos encontrados no esgoto bruto

Nº do pico	Tempo de Retenção	Compostos
1	3,224	Ácido butanodióico
2	3,665	4-Metil 2-pentanona
3	4,011	Triéster com ácido bórico
4	5,623	Ácido octanóico
5	5,699	Ácido benzóico
6	5,917	Laurilamina dimetil
7	9,740	Caféina
8	9,800	Diisobutil ftalato (DIBP)
9	12,151	(4-bifenilil)-6-fenil benzoxazole (PBBO)
10	14,850	Acido fosfórico (KP140)
11	16,000	Di (2-etil hexil) ftalato (DEHP)
12	17,655	3-etoxi-4-ácido maléico

Na Tabela 7.7 pode-se observar a área relativa dos picos dos cromatogramas das Figuras 7.3 e 7.4 comparados com a área do cromatograma do afluente (Gráfico 7.21). Pode-se notar na Tabela 7.7, que o comportamento dos diferentes compostos é muito diverso:

TABELA 7.7 - Percentagem de similaridade relativa aos picos e remoção.

Pico	%Sim	Área EB	Área relativa		Remoção		Total
			UASB	Efl. final	UASB	Efl. final	
1	76	1047737	-	1,44	-	-	-
2	81	1097292	-	0,96	-	-	-
3	86	2379401	0,5	0,36	boa	parcial	bom
4	88	1873356	-	0,09	exe	indet	bom
5	76	1570493	1	-	não	exe	exe
6	94	1300525	-	0,21	exe	indet	exe
7	96	1355254	1,4	-	não	exe	exe
8	92	2016992	2,65	3,29	acum	acum	acum
9	55	2050056	0,61	-	parcial	exe	exe
10	93	1315857	1,19	-	não	exe	exe
11	94	851379	1,32	1,24	não	não	não
12	57	1483730	-	-	exe	indet	exe

Exe = excelente; indt = inderteminado; acum = acumulado; Efl = efluente; sim = similaridade

- (1) há compostos que são removidos eficientemente no ambiente anaeróbio a exemplo dos compostos 1, 2, 4, 6 e 12. Observa-se que esta remoção pode ser degradação dos compostos ou então retenção no lodo. A degradação não significa necessariamente que o composto foi mineralizado, pode-se imaginar que os compostos sejam degradados parcialmente formando outros compostos que possivelmente não estavam no afluente;
- (2) outros compostos têm uma remoção parcial em ambiente anaeróbio como os compostos 3 e 9;
- (3) vários compostos não demonstraram degradabilidade no ambiente anaeróbio (compostos 5, 7, 10 e 11);
- (4) no caso do composto 8, se observa um aumento bastante acentuado na concentração após o tratamento anaeróbio. Isto só pode ser explicado, admitindo-se que na degradação de outros compostos se formam estruturas que no cromatograma são interpretadas como Diisobutil ftalato (DIBP);
- (5) por outro lado há compostos que têm remoção insignificante ou ineficiente em ambiente anaeróbio, mas têm remoção eficiente no ambiente aeróbio (compostos 5, 7, 9, 10);
- (6) quando a remoção em ambiente anaeróbio é eficiente, no ambiente aeróbio é indeterminada, porque falta composto no afluente da zona aeróbia (compostos 4, 6 e 12);
- (7) pode haver também remoção parcial tanto no ambiente anaeróbio como no aeróbio (composto 3);

- (8) pode ser, ainda, que o composto não sofra remoção significativa nem no ambiente anaeróbio nem no ambiente aeróbio (composto 11);
- (9) na zona anaeróbia e aeróbia do sistema, há um caso de claro aumento da concentração de um composto (composto 8). Novamente, isto se explica pela formação na degradação parcial de outros compostos de estruturas que no cromatograma são interpretadas como Diisobutil ftalato (DIBP).

O Gráfico 7.21 representa os resultados experimentais dos testes cromatográficos, comparando os picos dos compostos de 1 a 12 no afluente, no efluente do reator UASB e no efluente final.

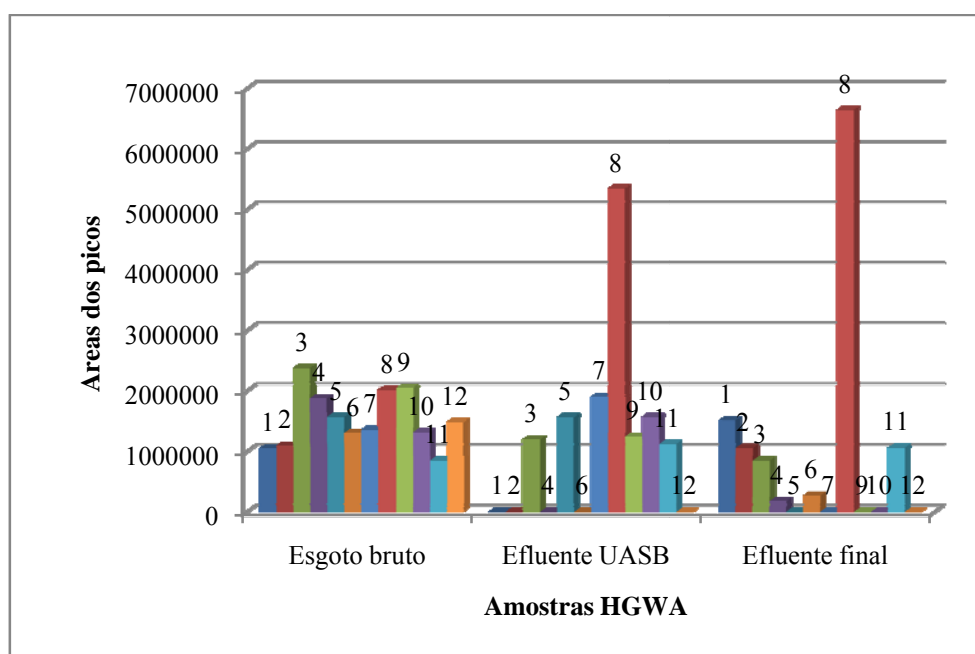


GRÁFICO 7.21 - Variação das áreas dos picos detectados nas amostras do HGWA.

A Figura 7.3 que ilustra o cromatograma do reator UASB, observa-se a atenuação dos maiores picos encontrados no cromatograma do esgoto bruto (Figura 7.2), exceto para o pico com o tempo de retenção 9.8 minutos que caracteriza o composto de diisobutil ftalato, mostrando que não sofreu degradação ou retenção no reator UASB.

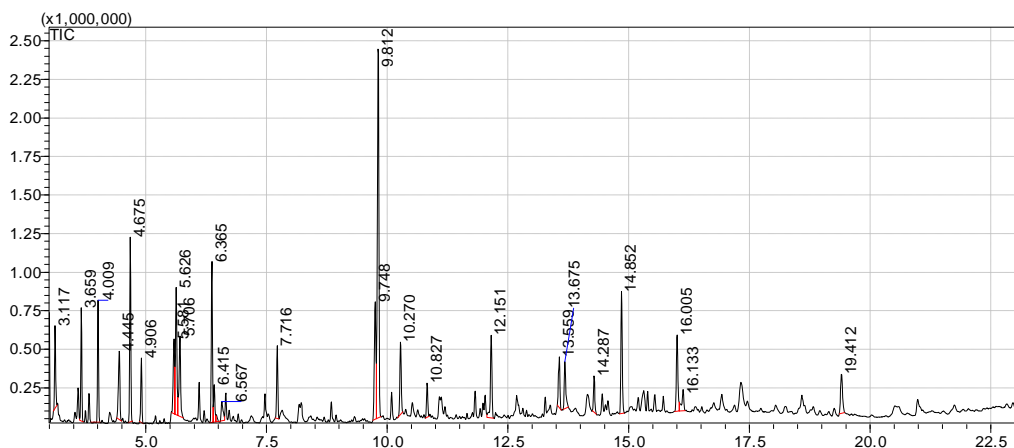


FIGURA 7.3 – Cromatograma da amostra de efluente do UASB

Para amostra do efluente final (Figura 7.4) foram obtidos os seguintes compostos com semelhança variando de 90-100%: diisobutil ftalato; ácido ftálico; ácido elaico; dietil ftalato, com os respectivos tempos de retenção de 9,800; 10,817 e 16,000. Observa-se que o sistema não foi eficiente para degradar ou reter o DIBP e DEHP. Os ftalatos podem ficar retidos no lodo do reator e não sofrer degradação, podendo ser desprendido com movimentos hidráulico ascendente e sair no efluente (DARGNAT *et al.* 2008).

Os Ftalatos são disruptores endócrinos que causam efeitos na fisiologia reprodutiva em diferentes espécies de peixes e mamíferos. Estudos realizados por Swan *et al.* (2005) mostram que Ftalatos podem causar feminização em meninos.

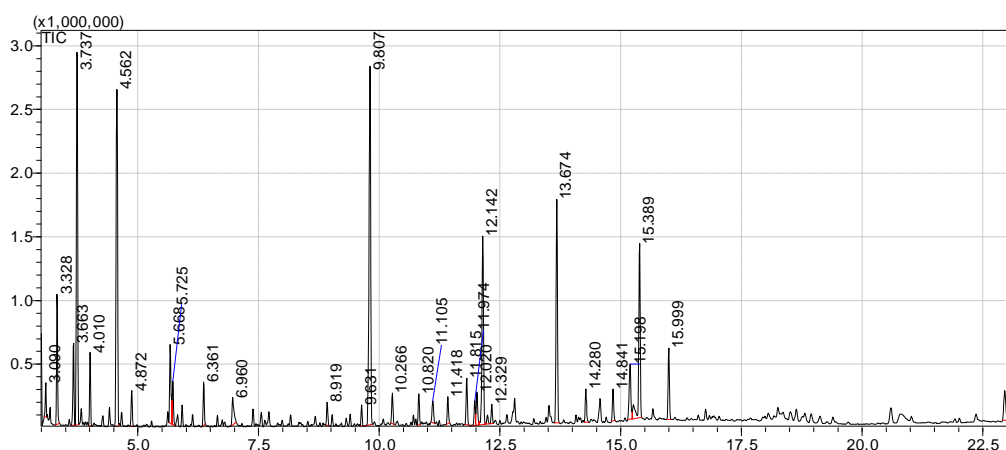


FIGURA 7.4 – Cromatograma da amostra de efluente final

Pela aparência dos cromatogramas, o grupo de compostos de maior importância é o de ftalatos, tendo sido identificados por vários autores em outros sistemas de tratamento de efluentes hospitalares.

Ftalatos podem ser introduzidos no ambiente através da lixiviação, sobretudo dos plastificantes utilizados na fabricação de plásticos de uso comum. Tais ftalatos são encontrados não apenas na água lixiviada como também nos lodos provenientes dos esgotos, na água superficial, no sedimento e em algumas espécies aquáticas, inclusive peixes. Esses compostos com características lipofílicas tendem a acumular-se nos tecidos adiposos das espécies envolvidas numa determinada cadeia alimentar, num processo conhecido como biomagnificação (GHISELLI, 2007; BIRKETT, 2003; LINTELMANN, 2003).

Segundo Ternes (1999), o grande número de compostos existentes os quais podem ser adicionados ao enorme número de metabólitos formados, parece ser quase impossível desenvolver métodos analíticos para todas estas substâncias em amostras ambientais.

Comparando-se os picos obtidos no efluente final nota-se um decréscimo acentuado dos picos 4;5;6;7;9;10 e 12 com relação ao esgoto bruto, porém um acréscimo no pico 8 e 11. Dargnat *et al.* (2008) encontraram uma eficiência máxima de 78% na remoção do DEHP em um sistema de tratamento de esgotos urbanos as margens do rio Marne-França, constituído de decantação primária, lodos ativados e nitrificação com percentual de remoção de 52,7, 12,3 e 13,1% respectivamente. Portanto, evidenciando que a maior parte do composto é removida por sedimentação e fica retida no lodo. No caso do sistema anaeróbio-aeróbio este mecanismo é mais difícil de se desenvolver.

Birkett e Lester (2003) relataram uma remoção de apenas 20% para o DEHP em sistemas de aeração e concluíram que a atividade de degradação foi inversamente proporcional ao comprimento do composto de cadeia alquila.

Outras substâncias também foram detectadas como produtos orgânicos oriundos da indústria farmacêutica, como é o caso do trimetilsilil propionato ($C_6H_{14}O_2Si$) que é utilizado como solvente na ressonância magnética nuclear; 2-Nitrophenyl β -D galactopyranoside ($C_{19}H_{33}BO_6S$) formado a partir de produtos de radiologia e diagnóstico por imagem e fármacos utilizados para tratar distúrbios psiquiátricos, extratores de matéria prima para uso na formulação de produtos farmacêuticos eficaz contra câncer, como é o caso de produtos químicos usados para extração do Taxol.

Antilipêmicos, anti-inflamatórios e alguns metabólitos foram detectados em esgoto, em efluente de ETE e em águas de rios no estado do Rio de Janeiro por Stumpf *et al.* (1999). A concentração média, nos efluentes da ETE, da maioria dos fármacos investigados esteve na faixa de 0,1 a 1,0 $\mu g/L$. Nos rios, as concentrações médias situaram-se entre 0,02 e 0,04 $\mu g/L$, como consequência da remoção incompleta dos fármacos durante sua passagem pela ETE e

pelo descarte de esgoto *in natura*. A taxa de remoção de fármacos individuais durante a passagem pela ETE variou de 12 a 90%.

Dagnat *et al.* (2008) comenta que os subprodutos de compostos farmacêuticos estão presentes nos recursos hídricos na ordem de μg e ng L^{-1} e que encontraram cinco diferentes concentrações de DEHP em um trecho do rio Marne na França com variações de 307, 708, 574, 522 e 6873 ng/L^{-1} , sendo este último o ponto de descarga da estação de tratamento de esgoto Aval Marne.

Possivelmente, a não remoção do DIBP e o DEHP na ETE do HGWA se deve principalmente a dificuldade de degradação dos compostos em sistema de tratamento biológico (DARGNAT *et al.* 2008), baixo TDH e considerar que o sistema não está projetado adequadamente para reter ou degradar os compostos.

7.7 Problemas Operacionais

No ano de 2003, a cozinha do HGWA foi reformada para atuar na produção de todas as refeições servidas no hospital, causando alteração na vazão de entrada do sistema de tratamento. Atualmente cerca de 1.050 refeições são produzidas no hospital causando problemas operacionais. A caixa de gordura havia sido construída com poucas condições operacionais e subdimensionada para a nova realidade, gerando um acúmulo de grande quantidade de graxas (Figura 7.5 e 7.6), o que causou danos ao funcionamento do reator UASB.



FIGURA 7.5 – Caixa de gordura



FIGURA 7.6 – Caixa de gordura

Verificou-se ainda que, nas instalações sanitárias da unidade hospitalar, não havia segregação dos esgotos gerados nas salas de esterilização e radiologia, dos rejeitos domésticos, sendo todos os resíduos líquidos, gerados no hospital, transportados na mesma rede coletora sem nenhuma separação.

Ocorrência de materiais estranhos ao tratamento e esgoto com aspecto modificado, indicando a presença de resíduos químicos provenientes dos setores do EAS.

Incidência de material estranho ao tratamento encontrado na grade, como: peças restantes de procedimentos cirúrgicos, seringas, escalpes, látex, estopas e tampas de frascos de remédios. Pode-se observar que, no poço de sucção, problemas operacionais encontrados foram o acúmulo de graxas provenientes da cozinha e material plástico que passava pela grade (Figuras 7.7 e 7.8).

As graxas e outros materiais estranhos ao tratamento comprometem a eficiência dos reatores, prejudicam a qualidade do efluente e dificultam a operação e manutenção do sistema. Desta forma, é possível relacionar esses fatores a problemas na gestão e gerenciamento dos resíduos.

Com todos os problemas operacionais, a unidade de tratamento não foi redimensionada para atender a nova demanda.

Essas questões auxiliaram na identificação dos possíveis problemas relacionados à ETE e na tomadas de medidas de controle e operação.



FIGURA 7.7 – Poço de sucção



FIGURA 7.8– Material retirado da grade e poço de sucção

8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

8.1 Conclusões

Pôde-se verificar que o esgoto gerado no EAS é de natureza heterogênea, no entanto, mantém similaridade com o esgoto doméstico forte, como características físicas, químicas e biológicas (DBO_5 e DQO na faixa de 725 e 1311 mg/L respectivamente). No entanto, há aspectos típicos de efluente hospitalar com relação a presença de compostos químicos farmacêuticos e desinfectantes.

Não existe uma legislação própria para tratamento de esgotos hospitalares que são considerados especiais pela Resolução CONAMA 357/05. No entanto, a Resolução CONAMA 358/05 e RDC ANVISA 306/04, determinam que efluentes líquidos que contenham medicamentos ou produtos considerados perigosos, provenientes de EAS, para serem lançados na rede pública de esgoto ou corpo receptor devem atender as diretrizes dos órgãos ambientais, no entanto, não fica claro que parâmetros devem ser atendidos.

Foi identificado no esgoto hospitalar compostos químicos farmacêuticos, resíduos sólidos presente nos componentes do sistema provenientes dos centros cirúrgicos e ambulatórios e uma considerável quantidade de gorduras, normalmente não encontrados em esgoto doméstico. Esses resíduos considerados de caráter especial podem prejudicar os processos de tratamento de esgoto por meio de inativação de uma importante parcela da população microbiana.

O reator UASB mostrou-se pouco eficiente na remoção de SST, DQO e DBO_5 , ocasionada pelo TDH baixo, sobrecargas hidráulicas e orgânicas ou ainda causada por lançamentos de produtos químicos. O reator trabalhou com vazões sempre próximas a máxima. O retorno do lodo de excesso do reator aeróbio pode ter ocasionado sobrecargas no UASB prejudicando sua eficiência.

Ficou evidenciado no teste de toxicidade de ácido peracético com lodo do reator UASB que concentrações elevadas podem causar colapso no reator.

O reator aeróbio no início dos trabalhos tinha uma nitrificação satisfatória, todavia, com o tempo diminuiu. Problemas operacionais como TDH baixos, sobrecargas hidráulicas e orgânicas aumentaram a demanda de oxigênio e reduziram a idade de lodo resultando numa diminuição da capacidade do reator realizar nitrificação satisfatória.

A contribuição do reator aeróbio na remoção da DQO, DBO₅, SST e nitrogênio foi bastante significativa, inclusive na retenção ou degradação de alguns compostos químicos farmacêuticos identificados no esgoto.

Para os compostos farmacêuticos identificados, o sistema apresentou uma eficiência parcial. Para os picos três e quatro dos cromatogramas houve uma remoção ou degradação parcial, para os picos cinco, seis, sete, nove, dez e doze os compostos foram retidos ou degradados, no entanto, no pico oito o diisobutil ftalato (DIBP) sofreu um acréscimo da concentração e no pico onze o di (2-etil hexil) ftalato (DEHP) foi persistente durante o tratamento saindo no efluente final.

Com relação aos coliformes totais e fecais o sistema não se mostrou eficiente o mesmo acontecendo com ovos de helmintos, onde não houve uma retenção satisfatória. No entanto, as análises foram realizadas sem a cloração do efluente final, portanto, fica clara a necessidade de cloração adequada para eliminação dos microrganismos.

Ficou claro que para sistemas combinados a implantação de uma unidade de secagem de lodo é imprescindível. Não se pode considerar que todo lodo de excesso do reator aeróbio possa ser digerido no UASB.

Pode-se afirmar que o sistema combinado se apresentou robusto na remoção de DQO, DBO, SST e NH₃ e que sua eficiência foi parcial na remoção ou degradação dos compostos químicos farmacêuticos.

A cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massa mostrou-se ser uma importante aliada na operação de estações de tratamento de esgoto, identificando compostos complexos e persistentes em nanogramas ou microgramas.

Outra constatação é que a gestão da geração dos resíduos líquidos hospitalares é uma ferramenta importante na operação e manutenção de sistemas de tratamento de esgoto hospitalar.

É necessário o conhecimento das características das águas residuárias hospitalares antes do desenvolvimento das plantas de tratamento.

Os lodos ativados constituem uma alternativa viável para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios tratando esgoto hospitalar.

8.2. Recomendações

Respeitar limites da capacidade do sistema anaeróbio-aeróbio

- ✓ Evitar baixos TDH para sistemas combinados, respeitando os limites de cada unidade principalmente tratando esgoto com complexidade como é o caso do esgoto hospitalar;
- ✓ Estudar a proporcionalidade do retorno do lodo de excesso de reatores aeróbios para sistemas anaeróbios;
- ✓ Viabilizar equipamentos de controle da vazão de entrada do sistema e do retorno de lodo do decantador secundário para o tanque de aeração; e
- ✓ Implantar unidade de secagem de lodo.

Desinfecção

- ✓ Programar desinfecção que contemple não só coliformes, mas também ovos de helmintos através da implantação de leitos de secagem.

Tratamento avançado para fármacos:

- ✓ Estender o estudo e definir metodologias adequadas para quantificação de fármacos em tratamento de esgoto hospitalar e nos corpos receptores.
- ✓ Que as estações de tratamento sejam planejadas de forma que possam degradar e reter eficientemente os subprodutos dos fármacos utilizados nos EAS; e
- ✓ Implantar unidades para polimento do efluente final do sistema de tratamento, como filtros lentos de areia e osmose reversa propiciando uma eficiência melhor na retenção desses compostos e minimizar o lançamento de microrganismos melhorando a qualidade do efluente.

Gestão:

- ✓ Integrar a gestão operacional do sistema de tratamento de esgoto com as fontes geradoras;
- ✓ Criar departamento de controle ambiental dentro da unidade hospitalar;
- ✓ Capacitação do quadro de funcionários da EAS com objetivo de evitar o descarte de resíduos que possam comprometer a operação e manutenção da ETE e o tratamento biológico;

- ✓ Segregar soluções químicas como o glutaraldeído e ácido peracético armazenando em recipientes especiais com rotulagem específica que deverá ser retirado pelo fornecedor na ocasião de aquisição de novo estoque, devendo este ser encaminhado ao fabricante para desativação;
- ✓ Evitar descarte de óleos e graxas que possa comprometer o sistema de tratamento; e
- ✓ Introduzir análises cromatográficas para avaliação da qualidade dos efluentes de estações de tratamento de esgoto hospitalar.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10.004/2004 – Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12.808/1993 – Resíduos Serviços de Saúde. Rio de Janeiro, 1993.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13.969/1997 – Tanques Sépticos. Rio de Janeiro, 1997.

ADEMA. Resíduos líquidos de medicamentos. In: Revista Hidro. Aranda Editora, II nº 19, maio/2008. Disponível em: [HTTP://adema-ong.blogspot.com](http://adema-ong.blogspot.com).

ALAERTS, G. J. *et al.* Feasibility of the anaerobic sewage treatment in sanitation strategies in developing countries – anaerobic treatment of domestic wastewater: Report Series 20, delf, 23 – 40.

ALVES, L.C., CAMMAROTA, M.C., e FRANÇA, F.P. Inibição de lodo anaeróbico por constituintes de efluente de laboratório de controle de poluição. ABES; 10: 236-242, 2005.

ANDERSEN, H.; SIEGRIST, H.; HALLING-SORENSEN, B.; TERNES, T. Fate of estrogens in a municipal sewage treatment plant. Environmental Science & Technology, v. 37, n. 18, p. 4021-4026, 2003.

ANDREOLI, C. V. *et al.* lodo de esgoto: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: DESA/UFMG/SANEPAR. 2001. 484 p.

ANVISA – Agencia Nacional de Vigilância Sanitária, Resolução Diretoria Colegiada (RDC) n. 306/2004 de 15 de dezembro de 2004.

ANVISA – Agencia Nacional de Vigilância Sanitária, Resolução Diretoria Colegiada (RDC) n. 307/2002 de 25 de fevereiro de 2002.

APHA – AWWWA – WEF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 18. Ed. Washington D.C: American Public Health Association, 1992.

AQUINO, S.F., CHERNICHARO, C.A.L., FORESTI, E. SANTOS, M.L.F. e MONTEGGIA, L.O. Metodologias para a determinação da Atividade Metanogênica Específica em Lodos Anaeróbios. ABES; 12: 192-201, 2007.

ARAÚJO, G.C. Avaliação do Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB através de um Sistema de Aplicação Superficial no Solo. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte, 1998.

AVERBACH, E. *et al.* Tetracycline resistance genes in activated sludge wastewater treatment plants department of civil environmental engineering. Madison-USA. 2006.

AYRES, R., MARA, D. Analysis of wastewater for use in agriculture. A laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques. WHO, Geneva, 1996.

BARBOSA T.M., LEVY S.B. (2000) The impact of antibiotic use on resistance development and persistence. *Drug Resist Update*; 3: 303–11.

BARONTI, C.; CURINI, R.; D'ASSENZO, G.; DI CORCIA, A.; GENTILI, A.; SAMPERI, R. Monitoring natural and synthetic estrogens at activated sludge sewage treatment plants and in a receiving river water. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 5059-5065. 2000.

BARRELA, K. M. Avaliação de bactérias patogênicas em percolado de resíduos hospitalar infeccioso padrão. Dissertação de mestrado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. 2002. 125 p.

BARRETO, P. S. Biodegradabilidade do antineoplásico ciclofosfamida por processo anaeróbio. Tese de Doutorado, Departamento de Engenharia Ambiental, UFSC. Florianópolis, 2007.

BASSO, M.D. e MORETTON, J. Mutagenicity of antineoplastic drug residues treated in health care waste autoclave. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 71: 170-175, 2003.

BELFROID, A. C., VAN DER HORST, A., VETHAAK, A. D., SCHÄFER, A. J., RIJS, G. B., WEGENER, J. & COFINO, W. P. 1999. Analysis and occurrence of estrogenic hormones and their glucuronides in surface water and waste water in the Netherlands. *Sci. Total Environ.* 225,101-108.

BILA, D. e DEZOTTI, M. Fármacos no meio ambiente. *Quimica. Nova*, v. 26, n. 4, p. 523-530, 2003.

BIRKETT, J.W.; LESTER, J.N. *Endocrine Disrupters in Wastewater and Sludge Treatment Processes*, 1a ed., IWA Publishing, Lewis Publishers CRC Press LLC: USA, 2003.

BOF, V.S. *et al.* ETES compactas associando reatores anaeróbios e aeróbios ampliam a cobertura do saneamento no estado do Espírito Santo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. João Pessoa. Anais... João Pessoa: ABES/AIDIS, 2001.

BOMONO R.A., SZABO D. (2006) Mechanisms of multidrug resistance in *Acinetobacter* species, *Pseudomonas aeruginosa*. *Clin Infect Dis*; 43: 49-56.

BOUND, J.P., KATERINA, K., VOULVOULIS, N., Household disposal of pharmaceuticals and perception of risk to the environment. *Environm. Toxicol. & Pharmacol.*, in press. Carex: Definition of agentes. Disponível em: <http://www.ttl.fi/NR/rdonlyres/FD674161-CB79-4584-939A>.

BOWER, C. K.; DAESCHEL, M. A. Resistance responses of microorganisms in food environments. *International Journal of Food Microbiology*. Vol. 50, p. 33-44. 1999.

BOXALL, A. B. A. The environmental side effects of medication. *EMBO reports*, v. 5, n. 2, p. 110 – 1116, 2004.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Determina que o registro de produtos saneantes domissanitários com finalidade antimicrobiana seja procedido de acordo com as normas regulamentares. Brasil: ANVISA, N. 15. 1988.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Dispõe sobre o Regulamento Técnico para planejamento, programação, elaboração e avaliação de projetos físicos de estabelecimentos assistenciais de saúde. Brasil: ANVISA, N. 50. 2002.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA..Dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde. Brasil: ANVISA, N. 33. 2003.

BRASIL. Associação de Consciência à Prevenção Ocupacional. Procedimentos compulsórios para o uso do glutaraldeído. São Paulo: ACPO. 2005. 15 p.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 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. Brasil: CONAMA, N. 357. 2005.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Dispõe sobre o tratamento e a destinação final dos resíduos dos serviços de saúde. Brasil: CONAMA, N. 283. 2005.

BRASIL. Glutaraldeído em estabelecimentos de assistência à saúde (Elab.) Suzie Maria Gomes, Mariana Verroti, José Romério Melo, Leandro Santi. In: Informe Técnico nº 04/07: ANVISA. 2007.

BROWN, K. The history of penicillin from discovery to the drive to production. *Pharm Hist (Lond)*; 34: 37–43. 2004.

BUKHARIN O.V., USVIATSOV B.I.A., KHUSNUTDINOVA L.M. (2003) Bacterial interactions. *Zh Mikrobiol Epidemiol Immunobiol*; 4: 3–8.

BUSER, H.-R.; POIGER, T.; MÜLLER, M. D. Occurrence and fate of the pharmaceutical drug diclofenac in surface water: rapid photodegradation in a lake. *Environ. Sci Technol.*, 32, 3449. 1998.

BUSER, H. R.; POIGER, T.; MÜLLER, M. D. Occurrence and Environmental Behavior of the Chiral Pharmaceutical Drug Ibuprofen in Surface Waters and in Wastewater *Environmental Science & Technology* 1999 33 (15), 2529-2535

BUYNAK J.D. (2004) The discovery and development of modified penicillin- and cephalosporin-derived beta-lactamase inhibitors. *Curr Med Chem*; 11:1951–64.

CALAMARI, D.; ZUCCATO, E.; CASTIGLIONI, S.; BAGNATI, R.; FANELLI, R. Strategic survey of therapeutic drugs in the rives Pó and Lambro in northern Italy. *Environmental Science & Technology*, v. 37, n. 7, p. 1241 – 1248, 2003.

CARDOSO L.S., ARAUJO M.I., GOES A.M., PACÍFICO L.G., OLIVEIRA R.R., OLIVEIRA S.C. (2007) Polymyxin B as inhibitor of LPS contamination of *Schistosoma mansoni* recombinant proteins in human cytokine analysis. *Microb Cell Fact*; 6:1-5.

CARDOSO, C. C.; VEIGA, S. M. O. M.; NASCIMENTO, L. C.; FIORINE, J. E. Avaliação microbiológica de um processo de sanificação de galões de água com utilização do ozônio. *Ciências e Tecnologia de Alimentos*, Campina, v.23 n.1, p. 59-61, jan./abr. 2003.

CASTRO, L. M.; BLUNDI, C.E. Estudo da interferência de metais pesados no processo de nitrificação no tratamento de águas residuárias industriais: estudo de caso. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21. João Pessoa. Anais... João Pessoa: ABES/AIDIS, 2001.

CAVALCANTI, P. F. F. Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions. The Netherlands. Thesis Wageningen University. 2003. 141 p.

CEARÁ. Superintendencia Estadual do Meio Ambiente. Padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Fortaleza, CE: SEMACE, 2002 (Portaria nº 154 de 22 de junho de 2002).

CHAPMAN, P. M. Emergin substances – Emerging problems? *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 25, n. 6, p. 1445 – 1447, 2006.

CHERNICHARO, C. A. de L. Reatores anaeróbios. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 1997. 245 p.

CHIABAI, Raquel. Remoção de O&G de Esgotos Sanitários nos Seguintes tipos de Processo: Dispositivos Separadores, Reatores Anaeróbios, Biofiltro Aerado Submerso e Lagoa de Polimento. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, 120p, UFES, 2005.

CHOPRA I., HESSE L., O'NEIL L.A.J. (2002) Exploiting current understanding of antibiotic action for discovery of new drugs. *Symp Ser Soc Appl Microbiol*; 31: 4-15.

CLEVELAND J., MONTVILLE T.J., NES I.F., CHIKINDAS M.L (2001) Bacteriocins: safe, natural antimicrobials for food preservation. *Int J Food Microbiol*; 71: 1-20.

COLEMAN, H. M.; EGGINS, B. R.; BYRNE, J. A.; PALMER, F. L.; KING, E. Photocatalytic degradation of 17- β - oestradiol on immobilized TiO₂. *Applied Catalysis B: Environmental*, v. 24, L1. 2000.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Resíduos Sólidos.. In: Folheto. São Paulo.1978

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Critérios básicos e diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. CONAMA N. 01. 1986.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. CONAMA. N. 358. 2005.

CUNNINGHAM, V. L.; BUZBY M.; HUTCHINSON, T.; MASTROCCO, F.; PARKE, N.; RODEN, N. Effects of human pharmaceuticals on aquatic life: nest steps. *Environmental Science & Technology*, v. 40, n. 11, p. 3456 – 3462, 2006.

CYBIS, L. F. & PICKRENNER, K. Uso de RBS em escala piloto para pós-tratamento de efluentes de tratamento anaeróbio. In: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios - coletânea de trabalhos técnicos. (Coord.) Carlos Augusto de Lemos Chernicharo. Belo horizonte: PROSAB. 2001. 193 – 202 P.

DARGNAT, C.; TEIL, M-J.; CHEVREUIL, M.; BLANCHARD, M. Phthalate Removal Throughout Wastewater Treatment Plant, Case study of Marne Aval station: France, 2008

DAUGHTON, C. G.; TERNES, T. A. Pharmaceutical and personal care products in the environment: agents of subtle change? *Environmental Health Perspectives*, v. 107, n. S^o, p. 907-938, 1999.

DEPIZZOL, F. *et al.* Avaliação de sistemas de tratamento de esgoto hospitalar tipo fossa filtro e de sistema de tratamento de esgoto sanitário tipo UASB + filtro biológico aerado submerso (FBAS). In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, VIII. Anais. Fortaleza, ABES, 2006.

DESBROW, C.; ROUTLEDGE, E. J.; BRIGHTY, G. C.; SUMPTER, J. P.; WALDOCK, M. Identification of estrogenic chemicals in STW effluent 1. Chemical fractionation and in vitro biological screening. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 1549-1558. 1998.

DIETRICH, D. SIMON F. WEB, S.F. and PETRY T. Hot spot pollutants: pharmaceuticals in the environment. *Toxicology Letters*, 131: 1-3, 2004.

DONELLI G., FRANCOLINE I., ROMOLI D., GUAGLIANONE E., PIAZZI A., KAPLAN J.B. (2007) Synergistic activity of dispersin B, cefamandole nafate in the inhibition of *Staphylococcus* biofilm growth on polyurethanes. *Antimicrob Agents Chem*; 8: 552-61.

DREWES, J. E.; HEBERER, T. REDDERSEN, K. Fate pharmaceuticals during indirect potable reuse. *Water Science and Technology*, v. 46, n. 3, p.73 – 80, 2002.

EMMANUEL, E. *et al.* Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network.. *Journal of Harzardous Material A117*. 2005. 1-11 p.

EMMANUEL, E. *et al.* Fate of glutaraldehyde in hospital wastewater and combined effects of glutaraldehyde and surfactants on aquatic organisms. *Enviroment International: science direct*. 2005. 399-406.

EMMANUEL, E. *et al.* Toxicological effects of disinfection using sodium hypochlorite on aquatic organisms and its contribution to AOX formation in hospital wastewater. *Unité d'Ecotoxicologia, Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon*, 2004.

EPA, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati. Nitrogen control. Techo.

ESCHER, B.; PRONK, W.; SUTER, M. J. F.; MAURER, M. Monitoring the removal efficiency of pharmaceuticals and hormones in different treatment processes of source-separated urine with bioassays. *Environmental Science & Technology*, v. 40, n.16, p. 5095 – 5101, 2006.

FAUCI A.S. (2001) Infectious diseases: considerations for the 21 century. *Clin. Infect. Dis*; 32: 675-85.

FAWELL, J. K.; SHEAHAN, D.; JAMES, H. A.; HURST, M.; SCOTT, S. Oestrogens and oestrogenic activity in raw and treated water in Severn Trent Water. *Water Research*, v. 35, p. 1240-1244. 2001.

FILHO, R. W. R.; BARREIRO, J. C.; VIEIRA, E. M.; CASS. Fármacos, ETES e corpos hídricos. In: *Revista Ambiente & Água – Na Interdisciplinary Journal of Applied Science*: v.2, n.3, 2007. p. 54-61.

FLUIT A.C., SCHMITZ F. J. (2004) Resistance integrons, super-integrans. *Clin. Microbiol. Infect*; 10: 272–88.

FOLMAR, L.C.; HEMMER, M.; HEMMER, R.; BOWMAN, C.; KROLL, K.; DENSLOW, N. D. Comparative estrogenicity of estradiol, ethynyl estradiol, and diethylstilbestrol in an *in vivo* male sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*), vitellogenin bioassay. *Aquat Toxicol*; 49: 77–88. 2000.

FREITAS C.C. (1983) Como as penicilinas (e outros beta-lactâmicos) matam e lisam as bactérias. *Ciênc Cult*; 35: 1121-30.

FUENTEFRIA, D. B.; FERREIRA, A. E.; GRAF, T. CORÇÃO, G. Pseudomonas aeruginosa: disseminação de resistência antimicrobiana em efluente hospitalar e água superficial. In: *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*. 41(5): set/out, 2008. 470-473.

FUERHACKER M.; DÜRAUER, A.; JUNGBAUER, A. Adsorption isotherms on 17 β -estradiol on granular activated carbon (GAC). *Chemosphere*, 44, p. 1573–1579. 2001.

GARRIC, J.; TILGHMAN, A.; COGOLUÉGNES, A. In: *European Conference on Human & Veterinary Pharmaceuticals in The Environment (Envirpharma)*, 2003, Lyon. Final Report: Summary of the Scientific. Lyon: [S.n.], 2003.

GHISELLI, G. Avaliação da Qualidade das Águas Destinadas ao Abastecimento Público na Região de Campinas: Ocorrência e Determinação dos Interferentes Endócrinos (IE) e Produtos Farmacêuticos e de Higiene Pessoal (PFHP). Tese (Doutorado em Química) - Universidade Estadual de Campinas, 2006.

GHISELLI, G.; JARDIM, W.F. Interferentes Endócrinos no Ambiente. *Química Nova*, in press, 2007.

GIBSON, H. J.; TAYLOR, H.; HALL, K.; HOLAH, J. T. Effectiveness of cleaning techniques used in the food industry in terms of the removal of bacterial biofilms. *Journal of Applied Microbiology*, v. 87, p. 41-48, 1999.

GIL, E. S.; MATHIAS, R. O. Classificação e riscos associados aos resíduos químicos – farmacêuticos. In: *Revista Eletrônica de Farmácia* v.2(2), 87-93, 2005.

GIMENO, S.; KOMEN, H.; JOBLING, S.; SUMPTER, J.; BOWMER, T. Demasculinisation of sexually mature male common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-tert-pentylphenol during spermatogenesis. *Aquatic Toxicology* 43, 93. 1998.

GONÇALVES, R. F.; ROGALLA, F. Biofiltros aerados para remoção de nitrogênio de águas residuária sob diversas temperaturas. In: XXIV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais eletrônicos. Buenos Aires – Argentina. 1994.

GONÇALVES, Ricardo Franci. Desinfecção de Efluentes Sanitários. Projeto Prosab. Editora ABES. Rio de Janeiro. 2003.

GREENWAY, M.; SIMPSON, J.S. Artificial wetlands for wastewater treatment, water reuse and wildlife in Queensland, Australia. *Water Science and Technology*, v.33, n. 10 – 11, p. 221-229, 1996.

GRIMASON, A.M., SMITH, H.V.; SMITH, P.G.; JACKSON, M.E.; GIRDWOOD, R.W.A. Waterborne cryptosporidiosis and environmental health. *Environ. Health*, 228-233, 1990.

HEBERRER, T. & FELDMANN D. Contribution of effluents from hospital and private households to the total loads of diclofenac and carbamazepine in municipal sewage effluents – modeling versus measurements. *Journal of Hazardous Material: Elsevier*. 2005. 211-218.

HEDENMO, M.; ERIKSSON, B-M. Liquid chromatographic determination of the macrolide antibiotics roxithromycin and clarithromycin in plasma by automated solid-phase extraction and electrochemical detection. *Journal of Chromatography A*, v. 692, 161. 1995.

HENZE, M, GRADY, C.P.L, et al. Activated sludge model n.1 Scientific and Technical Reports, London, UK, IWA, 1986.

HIRAKAWA, C. *et al.* Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB – estudo em escala piloto com esgoto sanitário. In: *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. Vol. 7. nº 1. Rio de Janeiro, 2002.

HIRSCH, R.; TERNES, T.; HABERER, K.; KRATZ, K.-L. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *Sci. Total Environ*. 225, 109–118. 1999.

HOSPITAL GERAL DR. WALDEMAR ALCÂNTARA. Plano de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde. (Coord.) Ana Paula Arruda Rolim; Danielle Freitas da Cunha. Fortaleza-CE: HGWA. 3ª revisão. 2008. 55 p.

HUTCHINSON, T. H. Reproductive and developmental effects of endocrine disrupters in invertebrates: in vitro and in vivo approaches. *Toxicol. Lett.*, 131, 75. 2002.

IJEPLAAR, G. F.; MEIJERS, R. T.; HOPMAN, R.; KRUITOF, J. C.; Ozone. Sci. Eng. 2000, 22, 607.

IMBIMBO, H. R. V.; KAKINAMI, S. H. Avaliação de toxicidade de efluente industrial em biodigestor anaeróbio através do teste de atividade metanogênica específica. In: XXVIII Congresso Ibero-americano de Engenharia Sanitária e Ambiental . México, 2002.

JAGER, E.; XANDER, L.; RÜDEN, H. Medizinische Abfälle 2. Mitteilung: Vergleichende Untersuchungen über die mikrobielle Kontamination von Abfällen aus Arztpraxen verschiedener Disziplinen sowie von Haushaltsabfällen. In Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin. (190/1-2), 188-206. 1990.

JOBLING, S.; NOLAN, M.; TYLER, C.R.; BRIGHTY, G.; SUMPTER, J.P. Widespread sexual disruption in wild fish. *Environ. Sci. Technol.* 32, 2498, 1998.

JOHNSON, A. C.; BELFROID, A.; DI CORCIA, A. Estimating steroid estrogen inputs to activated sludge treatment works and observations on their removal from the effluent. *Sci. Total Environ.*, 256, 163-173. 2000.

JONES, O. A. H.; VOULVOULIS, N.; LESTER, J. N. Potencial ecological and human health risks associated with the presence of pharmaceutically active compounds in the aquatic environment. *Critical Reviews in Toxicology*, v. 34, n. 4, p. 335-350, 2004.

JØRGENSEN, S.E e HALLING-SØRENSEN, B. Drugs in the environment *Chemosphere*, 40: 691-699, 2000.

KALNOWSKI, G.; WIEGAND, H.; RÜDEN, H. Über die Microbielle Kontamination von Abfällen aus dem Krankenhaus. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene. Abt. Orig. B* 178, 364-379, 1983.

KANG, I. J.; YOKOTA, H.; OSHIMA, Y.; TSURUDA, Y.; YAMAGUCHI, T.; MAEDA, M.; IMADA, N.; TADOKORO, H.; HONJO, T. Effect of 17 β -estradiol on the reproduction of Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Chemosphere*. 47:71-80. 2002.

KATO, M. T. The anaerobic treatment of low strength soluble wastewaters. The Netherlands: Thesis Wageningen University. 1994.

KELLER, B.O.; DAVIDSON, F. G.; INNIS, S. M. Phthalate Metabolites in urine of CF patients are associated with use of enteric-coated pancreatic enzymes - *Environmental Toxicology and Pharmacology* 27, p. 424-427, 2009.

KITIS, M. Disinfection of wastewater with peracetic acid: a review. *Environment International*, Oxford, v. 30, n.1, p. 47 - 55, mar. 2004.

KOGER, C. S.; TEH, S. J.; HINTON, D. E. Determining the sensitive developmental stages of intersex induction in medaka (*Oryzias latipes*) exposed to 17 β -estradiol or testosterone. *Mar. Environ. Res.* 50, 201-206. 2000.

KOLPIN, D. W.; FURLONG, E. T.; MEYER, M. T.; THURMAN, E. M.; ZAUGG, S. D.; BARBER, L. B.; BUXTON, H. T. Pharmaceuticals, hormones and other organic wastewater

contaminants in US streams, 1999-2000: A national reconnaissance. *Environ. Sci. Technol.*, 36, 1202-1211. 2002.

KÜMMERER, K. Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources – a review. *Chemosphere* 45:957-969, 2001.

KÜMMERER, K. *Pharmaceuticals in the Environment*. 2nd ed. Alemanha: Springer, 2004.

LA ROSA, A.M.F.; TOLFO, A.M.; ALMEIDA, M.N.; ORTOLAN, M.G.S.; BINS, M.J.G.; BENDATI, M. M.A. e RODRIGUEZ, M.T.R. Gestão de Efluentes de Serviços de Saúde em Porto Alegre. In: *Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Porto Alegre: ABES, 1999.

LARSEN, T. A.; PETERS, I.; ALDER, A.; EGGEN, R.; MAURER, M.; MUNCKER, J. Re-engineering toilet for sustainable wastewater management. *Environmental Science & Technology*, v. 35, n. 9, p. 192A-197A, 2001.

LARSSON, D. G. J.; ADOLFSSON-ERICI, M.; PARKKINEN, J.; PETERSSON, M.; BERG, A. H.; OLSSON, P-E.; FORLIN, L. Ethinylloestradiol – an undesired fish contraceptive? *Aquatic Toxicol.*, 45, 91. 1999.

LAZAROVA, V.; SAVOYE, P.; JANEX, M. Advanced wastewater disinfection technologies: state of the art and perspectives. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 4-5, p. 201-213, 1999.

LEGLER, J., DENNEKAMP, M., VETHAAK, A.D., BROUWER, A., KOEMAN, J.H., BURG, A. e MURK, A. Detection of estrogenic activity in sediment-associated compounds using in vitro reporter gene assays. *The Science of The Total Environment*, 293: 69-83, 2002.

LEITÃO, R. C. Robustness of UASB reactors treating sewage under tropical conditions. Thesis Wageningen University, Wageningen, the Netherlands, 2004.

LETTINGA, G. Anaerobic reactor technology: reactor and process design. In; *International course on anaerobic treatment*. Wageningen Agricultural University/IHE Delft. Wageningen, 17 – 28 Jul 1995.

LI, X. Z.; BARRE, N.; POOLE, K. Influence of the MexA-MexB-oprM multidrug efflux system on expression of the MexC-MexD-oprJ and MexE-MexF-oprN multidrug efflux systems in *Pseudomonas aeruginosa*. *Journal of Antimicrobial and Chemotherapy* 46:885-893, 2000.

LINNINGER, A. A.; CHAKRABORTY, A.; COLBERG, R. D. Planning of waste reduction strategies under uncertainty, *Comp. Chem. Eng.*, v. 24, p. 1043-8, 2000.

LINTELMANN, J.; KATAYAMA, A.; KURIHARA, N.; SHORE, L.; WENZEL, A. Endocrine disruptors in the environment (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, v. 75, n. 5, p. 631-681, 2003.

LIVERMORE, D.M. Multiple mechanisms of antimicrobial resistance in *Pseudomonas aeruginosa*: our worst nightmare? *Clinical Infectious Disease* 34:634-640, 2002.

MACHADO, P. A. M. Contestações à potabilização de esgoto sanitário. In: Portal Ecodebate - Cidadania e meio ambiente. 2009. Disponível em <http://www.ecodebate.com.br>. Acessado em 18/03/2009.

MANSUR, M. A, ALÉM SOBRINHO, P. Avaliação do sistema UASB e filtro biológico aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário. *Prosab* 2, v.2, p. 131-140, 2001.

MARAIS, G.R., EKAMA, G.A. The activated sludge process part I – steady state behaviour. *Water SA*, v. 2, n. 4, p. 164-200, 1976.

MASCARENHAS, L.C. A.; Von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento, rasas, em série, para o pós-tratamento de reator UASB. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Vol. 9, n. 1, Jan – Mar., 2004, p. 45-54, 2004.

MASUDA, N.; OHYA, S. Cross-resistance to meropenem, cepheems, and quinolones in *Pseudomonas aeruginosa*. *Antimicrobial and Agents Chemotherapy* 36: 1847-1851, 1992.

MATTOSO, V.D.B. Classificação, Quantificação e Análise Microbiológica dos Resíduos de Serviços de Saúde da Santa Casa de Misericórdia de São Carlos. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos: Universidade de São Paulo. 1996. 89p.

MCDONNELL G, RUSSEL D. Antiseptics and disinfectants activity, action and resistance. *Clin Microbiol Reviews*, v. 12, n.1, 1999 p.147-79.

MELCHIOR, S. C. *et al.* Tratamento de efluentes por processos de lodos ativados. In: FORUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS. Anais...Rio Claro: Faculdades Integradas Claretianas, 2003.

MENDES, A. A.; PEREIRA, E. B.; CASTRO, H. F. Biodegradação de águas residuárias de laticínios previamente tratados por lípases. In: *Brazilian Journal of food technology*. Volume 9 Nº 2, pag. 143-149, abril-junho, 2006.

MENDONÇA, S. R. Sistema de lagunas de estabilizacion. Colômbia: McGrawhill, 200. 370 p.

METCALF; EDDY. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4 ed.. New York: MacGraw-Hill, 1821 p, 2004

MEZOMO, J. C. *Gestão da qualidade na saúde: princípios básicos*. São Paulo: Manole, 2001. 301 p.

MULROY, A.; Whem the cure is the problem. *Water Environment & Technology*. Vol. 13, nº 2, p. 32-36. 2001;

NOBLE, R.; MOORE, D.; LEECASTER, M. *et al.* Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. *Water Research*, v. 37, p. 1637 – 1643, 2003.

NOBUYOSHI IDE, C. et al. Tratamento de esgoto hospitalar por reator anaeróbio de fluxo ascendente RAFA. In: Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, VIII. Anais. João Pessoa-PB. 1998.

NOGA E.J., SILPHADUANG U. (2003) Piscidins: a novel family of peptide antibiotics from fish. *Drug News Perspect*; 16: 87–92.

OHKO, Y.; ANDO, I.; NIWA, C.; TATSUMA, T.; YAMAMURA, T.; NAKASHIMA, T.; KUBOTA, Y.; FUJISHIMA, A. Degradation of bisphenol A in water by TiO₂ photocatalyst. *Environmental. Science & Technology.*, 35, 2365. 2001.

OLIVEIRA, N. M. S. Ação sanificante do dicloroisocianurato de sódio, ozônio e ultra-som em filés de tilápia (*Oreochomis niloticus*). Tese de doutorado. Universidade Federal de Lavras. Lavras. 2005. 156 p.

ORTOLAN, M. Avaliação do efluente do Hospital de Clínicas de Porto Alegre: citotoxicidade, genotoxicidade, perfil microbiológico de bactérias mesofílicas e resistência a antibióticos. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia, UFRGS, 115 p, 1999.

PARKIN, G.F.; SPEECE, R.E., Attached versus Suspended Growth Anaerobic Reactors: Response to Toxic Substances. *Water Science and Tech.*, 15, 261 1983.

PASSAMANI, F. R. F.; BOF, V. S.; FIGUEIREDO, K. F.; MOTTA, J. S; ROCHA, V. J. R.; GONÇALVES, R. F. Remoção de coliformes fecais e patógenos em um conjunto UASB-BF tratando esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL, 20. Anais. Rio de Janeiro, 2002.

PATYNA, P.J.; DAVI, R.A.; PARKERTON, T.F.; BROWN, R.P. and Cooper, K.R. A proposed multigeneration protocol for Japanese medaka (*Oryzias latipes*) to evaluate effects of endocrine disruptors. *Sci. Total. Environ.* 233: 211–220. 1999;

PAULO, P. L. *et al.* Avaliação da eficiência de um reator anaeróbio de fluxo ascendente tratando esgoto doméstico e hospitalar. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. Campo Grande. Anais. Mato Grosso do Sul: ABES, 2005.

PEREZ-TRALLERO E., IGLESIAS L (2003) Tetracyclines, sulfonamides and metronidazole. *Enferm Infecc Microbiol Clin*; 21: 520–29.

PETROVIC', M.; HERNANDO, M.; DIAZ-CRUZ, M. S.; BARCELÓ, D. Liquid chromatography – tandem mass spectrometry for the analysis of pharmaceutical reidues in environmental samples: a review. *Journal of Chromatography A*, v. 1067, n. 1/2., p. 1-14, 2005.

PRADO, T. Perfil de bactérias resistentes a antibióticos em efluentes de esgoto hospitalar. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro. Fundação Oswaldo Cruz: FIOCRUZ. 2006.

PROSAB. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – coletânea de trabalhos técnicos. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (Coord.). Prosab: V. II. Belo Horizonte. 2001.

PROSAB. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (Coord.). Prosab. Belo Horizonte: 2001. 544 p.

PRÜSS, A.; GIROULT, E.; RUSHBROOK, P. (ed.). Health Impacts of Health-Care Waste in Safe Management of Wastes from Health-Care Activities, Geneva, 1999e. p. 28. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/Documents/Healthcare_waste/Manual/020to030.pdf>.

REZAEI, A.; ANSARI, M.; KHAVANIN, A.; SABZALI, A.; ARYAN, M.M. Hospital Wastewater Treatment Using an Integrated Anaerobic Aerobic Fixed Film Bioreactor. American Journal of Environmental Sciences 1 (4): 259-263, 2005.

REINTHALER, F. F.; POSCH, J.; FEIERL, G.; WUST, G.; HAAS, D.; RUCKENBAUER, G.; MASCHER, F.; MARTH, E. 2003. Antibiotic resistance of Escherichia coli in sewage and sludge. Water Research, 37: 685-1690.

RICHARDSON e BOWRON, 1985. The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment. J. Pharm. Pharmacol. 37: 1-12. 1985.

RILEY M.A., WERTZ J.E. (2002) Bacteriocin diversity: ecological and evolutionary perspectives. *Biochimie*; 84: 357-64.

ROUVEIX B. (2007) Clinical Implications of Multiple Drug Resistance Efflux Pumps of Pathogenic Bacteria. *J Anti Chem*; 59: 1208-09;

RUDDER, J.; WIELE, T. VAN DE WIELEA, T.; DHOOGHE, W.; COMHAIREB, F.; VERSTRAETEA, W. Advanced water treatment with manganese oxide for the removal of 17 α -ethynylestradiol (EE2). Water Research, 38, p. 184-192. 2004.

SACHER, F., LANGE, F.T., BRAUCH, H-J e BLANKENHORN, I. Pharmaceuticals in groundwaters: Analytical methods and results of a monitoring program in Baden-Württemberg, Germany Journal of Chromatography A. 938(14), 2001.

SANDERSON, H.; BRAIN, R. A.; JOHNSON, D. J.; WILSON, C. J.; SOLOMOMON, K. R. Toxicity classification and evaluation of four pharmaceuticals classes: antibiotics, antineoplastics, cardiovascular, and sex hormones. Toxicology, v. 203, n.1/3, p. 27-40, 2004.

SANTOS, A. V. *et al.* Balanço de massa no reator seqüencial em batelada (RSB) sob diferentes idades de lodo. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. Campo Grande. Anais. Mato Grosso do Sul: ABES, 2005.

SHEPARD, B.; GILMORE, M. Antibiotic-resistant enterococci: the mechanisms and dynamics of drug introduction and resistance. *Microbes and Infection*, v. 4, p. 215-224, 2002.

SILVEIRA, I. C. T.; MONTEGGIA, L. O. Desinfecção e avaliação da toxicidade de efluente de origem doméstica e hospitalar com hipoclorito de sódio e ozônio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL, 23. Anais. Campo Grande-MT, 2005.

SOUSA, J. B.; DANIEL, L. A. Comparação entre hipoclorito de sódio e ácido peracético na inativação de *E. coli*, colifagos e *C. perfringens* em água com elevada concentração de matéria orgânica. In: Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 10, n. 2, abr./jun. 2005.

STUMPF, M.; TERNES, T. A.; WILKEN, R.; RODRIGUES, S. V.; BAUMANN, W. Polar drugs residues in sewage and natural water in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 225, n. 1-2. 1999. p. 135-141.

SUMPTER, J. P. Xenoendocrine disrupters – environmental impacts. *Toxicology Letters*, v. 102-103, p. 337-342. 1998.

TEBBUT, T. H. Principles of water quality control. Oxford-Inglaterra: Pergamon Press, 2ª ed. 1977.

TERNES T. Analytical methods for the determination of pharmaceuticals in aqueous environmental samples. *Trends Analytical Chemistry*. 20: 419-434, 2001.

TERNES, T. A.; STUMPF, M.; MUELLER, J.; HABERER, K.; WILKEN, R.D.; SERVOS, M. Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants – I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 225, n. 1/2. 1999. p. 81-90.

TERNES, T. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Res.* 32, 3245 - 3260. 1998.

TORTORA, G. J., FUNKE R. B., CASE C. L.. (2005) *Microbiologia*. Editora Atheneu, São Paulo, 6ª edição.

TRABULSI, L.R., ALTHERTHUM, F. (2005) *Microbiologia*. Editora Atheneu, São Paulo, 4ª edição.

TSAI, C.T.; LAI, J.S.; LIN, S.T. Quantification of pathogenic microorganisms in the sludge from treated hospital wastewater *J. Appl. Microbiol.* 85: 171-176, 1998.

VALLEJOS, M. H. Operação e monitoramento do desempenho de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), tratando esgoto doméstico. 1997. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – EESC-USP, São Carlos, 1997, 114p.

VAN HAANDEL & LETTINGA. Tratamento anaeróbio de esgotos – Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande-PB: EPGRAF, 1994. 242p.

CATUNDA, P. F.C., VAN HAANDEL, A.C. O balanço de massa do material orgânico e nitrogenado em sistemas de tratamento de esgoto com lodo em suspensão. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.22, n. 4, p. 528-537, 1983.

VAN HAANDEL, A., MARAIS, G. O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado, Teoria e Aplicações para Projetos e Operação. ISBN 900 847. Campina Grande - PB. (1999).

VELEZ, C. (2004). Guia sectorial de production mas limpia: hospitales, clinicas e centros de salud. Centro Nacional de Producción Más Limpia y Tecnologías Ambientales. Disponível em: www.cnpml.org. <http://www.sabesp.com.br>.

VON SPERLING, M. Lodos ativados. Belo Horizonte, DESA – UFMG. 1997. 416 p.

VREE, T. B.; VAN DER VEN, A. J. A. M.; VAN EWIK-BENEKEN KOLMER, E. W. J.; SWOLFS, A. E. M.; VAN GALEN, P. M.; ANATDJAIS-GROENEN, H.; J. Isolation, identification and determination of sulfamethoxazole and its know metabolites in human plasma and urine by high-performance liquid chromatography. *Journal Chromatography, B*, 658, 327. 1994.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Health guideline for use of agriculture and aquiculture: report of a WHO Scientific Group. Genebra, 1989. (Technical Report Series n. 167778).

WINTGENS, T.; GALLENKEMPER, M.; MELIN, T. Endocrine disrupter removal from wastewater using membrane bioreactor and nanofiltration technology. *Desalination*, v. 146, n. 1/3, p. 387-391, 2002.

World Health Organization, WHO, Department of Communicable Disease Surveillance, World Health Organization, Department of essential drugs and medicines policy. <http://www.who.int/en/> [10 January 2007].

YOON, Y.; WETERHOFF, P.; SNYDER, S. A.; ESPARZA, M. HPLC-fluorescence detection and adsorption of bisphenol A, 17 β -estradiol, and 17 α -ethynyl estradiol on powdered carbon. *Water Research*, 37, p. 3530-3537. 2003.

ZEHNDER, A.J.B. *Biology of Anaerobic Microorganisms*. EUA: John Wiley and Sons, 872p., 1988.

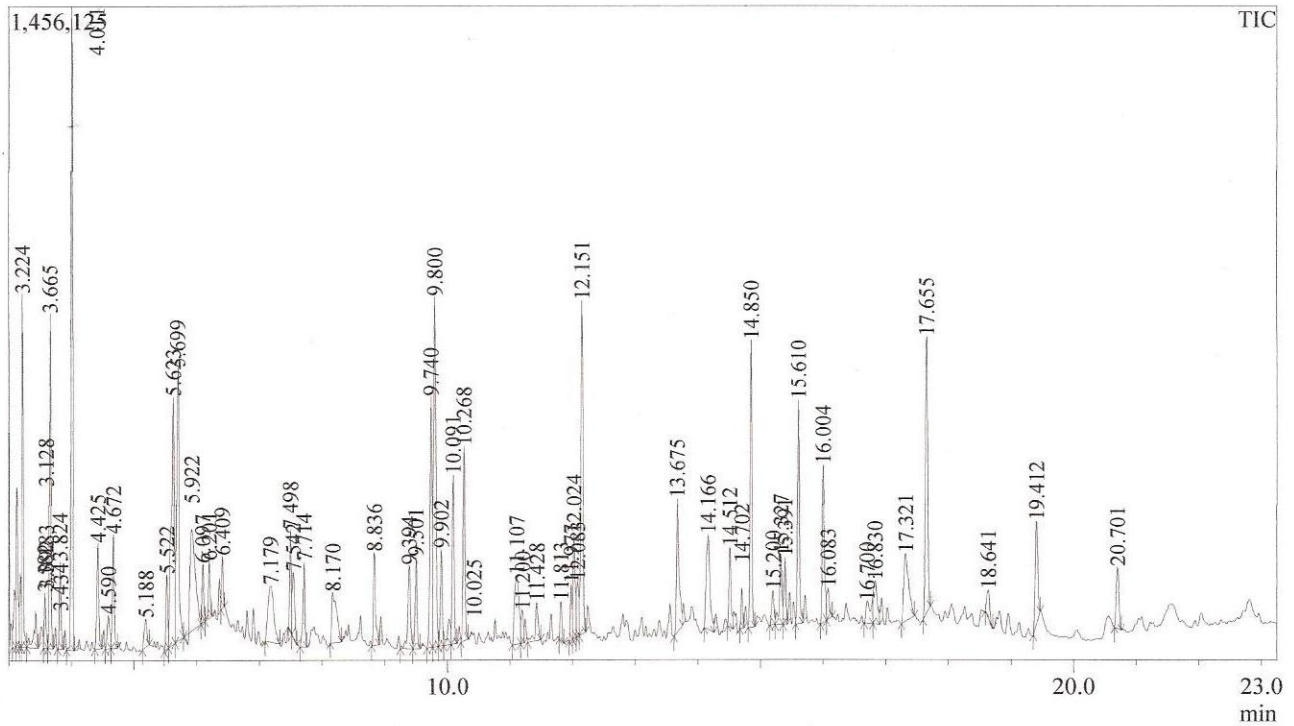
ZERBINI, A. M. CHERNICHARO, C. A.; VIANA, E. M. Estudo da remoção de ovos de helmintos e indicadores bacterianos em um sistema de tratamento de esgotos domésticos por reator anaeróbio e aplicação superficial no solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL, 20. Anais. Rio de Janeiro, p 895-904, 2002.

ZHANEL G.G., WIEBE R., DILAY L., KARLOWSKY J.A. (2007) Comparative Review of the Carbapenems. *Drugs*; 6 1027-52.

ZHANG, Y.; ZHOU, J. L. Removal of estrone and 17 β estradiol from water by adsorption. *Water Research*, 39, p. 3991-4003. 2005

ANEXOS

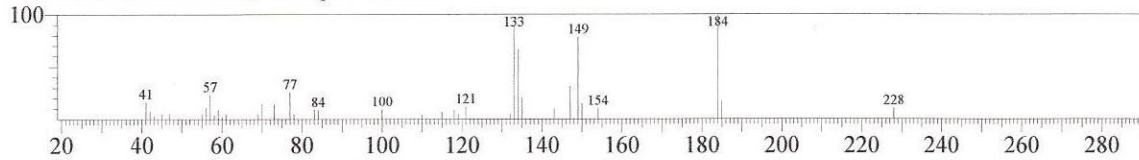
ANEXO I - Cromatograma e espectros de massas do esgoto bruto do Hospital Geral Waldemar de Alcantára



Library

<< Target >>

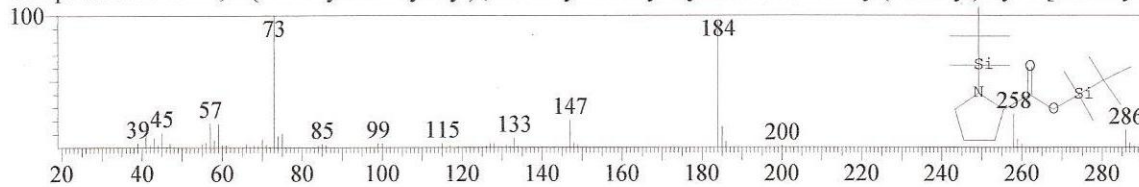
Line#:1 R.Time:3.092(Scan#:12) MassPeaks:38
 RawMode:Averaged 3.083-3.100(11-13) BasePeak:184.00(8124)
 BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



Hit#:1 Entry:123836 Library:NIST05.LIB

SI:62 Formula:C17H37NO2Si2 CAS:107715-91-3 MolWeight:343 RetIndex:1685

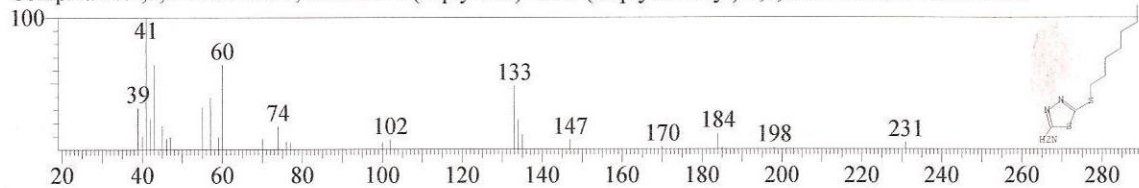
CompName:L-Proline, 1-(tert-butyl(dimethyl)silyl)-, tert-butyl(dimethyl)silyl ester \$\$ tert-Butyl(dimethyl)silyl 1-[tert-butyl(



Hit#:2 Entry:59569 Library:NIST05.LIB

SI:56 Formula:C9H17N3S2 CAS:33313-10-9 MolWeight:231 RetIndex:1951

CompName:1,3,4-Thiadiazole, 2-amino-5-(heptylthio)- \$\$ 5-(Heptylsulfanyl)-1,3,4-thiadiazol-2-amine # \$\$

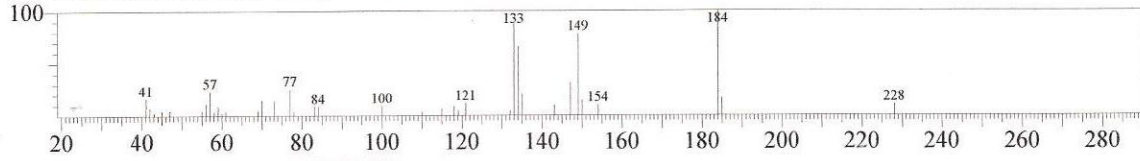


<< Target >>

Line#:1 R.Time:3.092(Scan#:12) MassPeaks:38

RawMode:Averaged 3.083-3.100(11-13) BasePeak:184.00(8124)

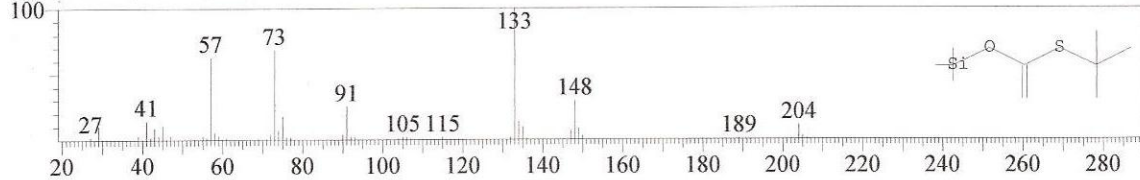
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



Hit#:3 Entry:42944 Library:NIST05.LIB

SI:55 Formula:C9H20OSSi CAS:63584-47-4 MolWeight:204 RetIndex:1035

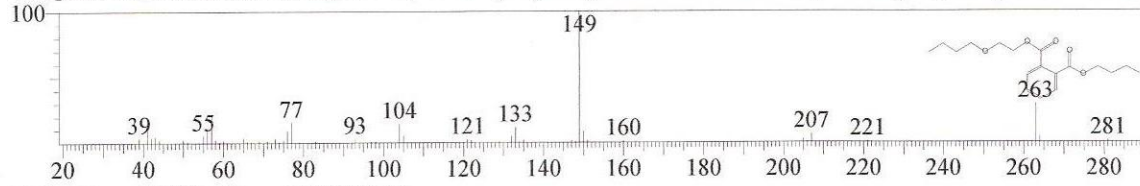
CompName:(1-t-Butylthiovinyl)oxy(trimethyl)silane \$\$ ([1-(tert-Butylsulfanyl)vinyl]oxy)(trimethyl)silane # \$\$



Hit#:4 Entry:113268 Library:NIST05.LIB

SI:53 Formula:C18H26O5 CAS:33374-28-6 MolWeight:322 RetIndex:2311

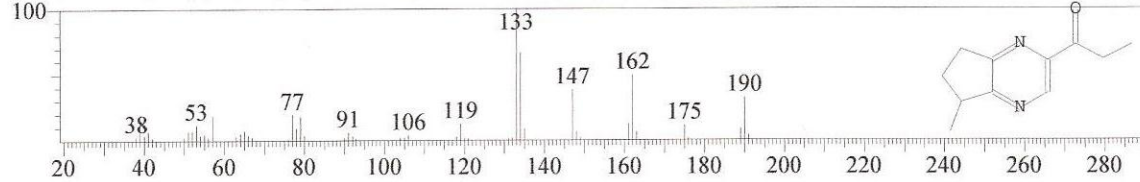
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, 2-butoxyethyl butyl ester \$\$ Phthalic acid, 2-butoxyethyl butyl ester \$\$ Buto



Hit#:5 Entry:35288 Library:NIST05.LIB

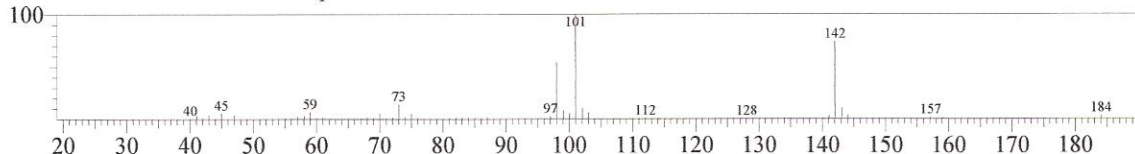
SI:52 Formula:C11H14N2O CAS:95576-06-0 MolWeight:190 RetIndex:1543

CompName:2(Or3)-propionyl-(5H)5-methyl-6,7-dihydrocyclopentapyrazine \$\$ 1-(5-Methyl-6,7-dihydro-5H-cyclopenta

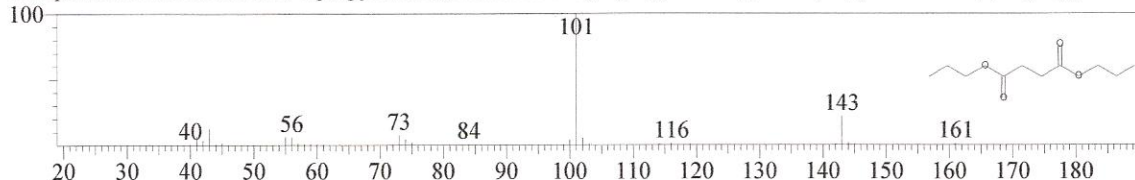


<< Target >>

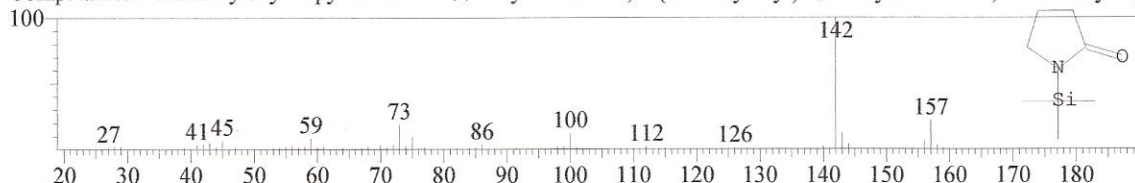
Line#:4 R.Time:3.225(Scan#:28) MassPeaks:59
RawMode:Averaged 3.217-3.233(27-29) BasePeak:101.00(155393)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



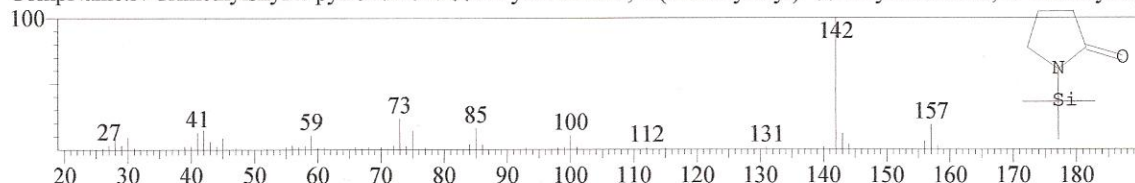
Hit#:1 Entry:16403 Library:NIST05s.LIB
SI:76 Formula:C10H18O4 CAS:925-15-5 MolWeight:202 RetIndex:1350
CompName:Butanedioic acid, dipropyl ester \$\$ Succinic acid, dipropyl ester \$\$ Di-n-propyl succinate \$\$ Dipropyl succi



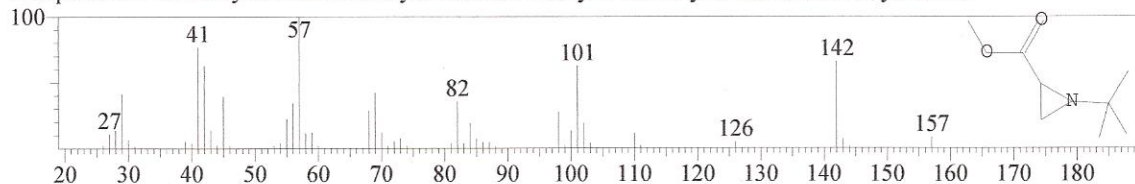
Hit#:2 Entry:9866 Library:NIST05s.LIB
SI:73 Formula:C7H15NOSi CAS:14468-90-7 MolWeight:157 RetIndex:1029
CompName:N-Trimethylsilyl-2-pyrrolidinone \$\$ 2-Pyrrolidinone, 1-(trimethylsilyl)- \$\$ 2-Pyrrolidinone, N-trimethylsily



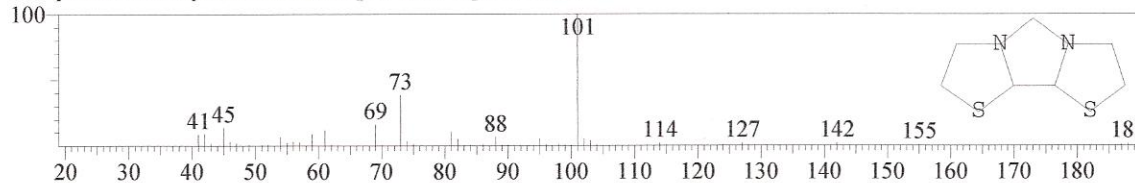
Hit#:3 Entry:18234 Library:NIST05.LIB
SI:70 Formula:C7H15NOSi CAS:14468-90-7 MolWeight:157 RetIndex:1029
CompName:N-Trimethylsilyl-2-pyrrolidinone \$\$ 2-Pyrrolidinone, 1-(trimethylsilyl)- \$\$ 2-Pyrrolidinone, N-trimethylsily



Hit#:4 Entry:18250 Library:NIST05.LIB
SI:69 Formula:C8H15NO2 CAS:25662-14-0 MolWeight:157 RetIndex:1014
CompName:1-Tert-butyl-2-carbomethoxyaziridine \$\$ Methyl 1-tert-butyl-2-aziridinecarboxylate # \$\$

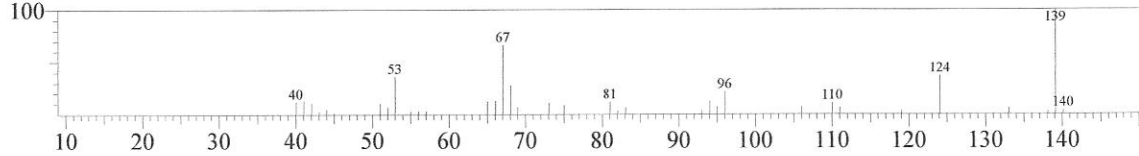


Hit#:5 Entry:33915 Library:NIST05.LIB
SI:69 Formula:C7H12N2S2 CAS:19505-80-7 MolWeight:188 RetIndex:1510
CompName:Hexahydro-5H-imidazo[5,1-b:4,3-b']bisthiazole

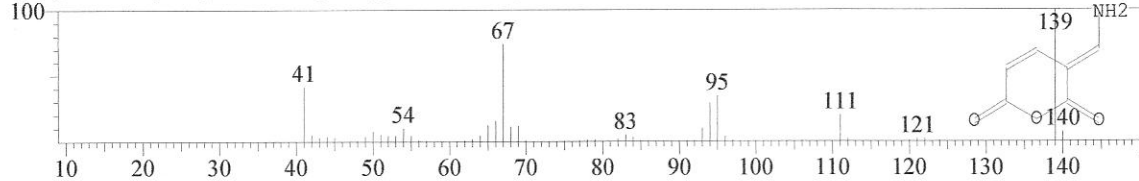


<< Target >>

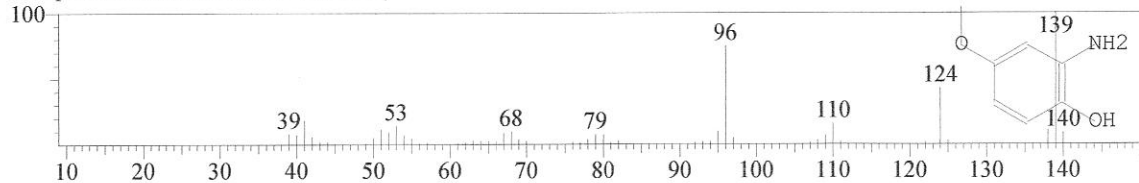
Line#:5 R.Time:3.433(Scan#:53) MassPeaks:36
RawMode:Averaged 3.425-3.442(52-54) BasePeak:139.10(11928)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



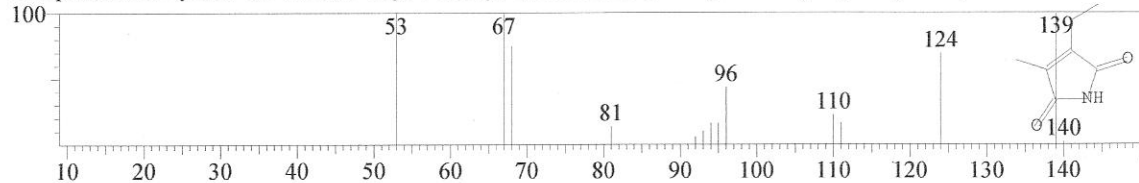
Hit#:1 Entry:10420 Library:NIST05.LIB
SI:76 Formula:C6H5NO3 CAS:67598-07-6 MolWeight:139 RetIndex:1426
CompName:.alpha.-(Aminomethylene)glutaconic anhydride \$\$ (3E)-3-(Aminomethylene)-2H-pyran-2,6(3H)-dione # \$\$



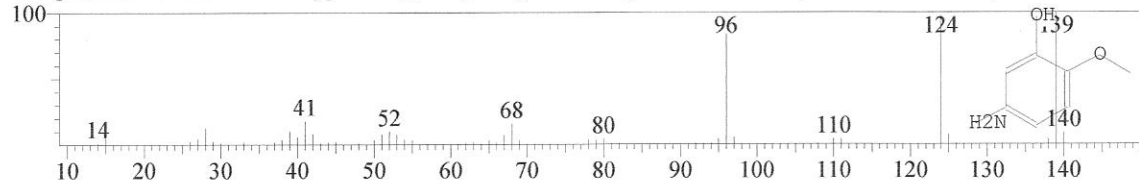
Hit#:2 Entry:10475 Library:NIST05.LIB
SI:75 Formula:C7H9NO2 CAS:0-00-0 MolWeight:139 RetIndex:1402
CompName:Phenol, 2-amino-4-methoxy-



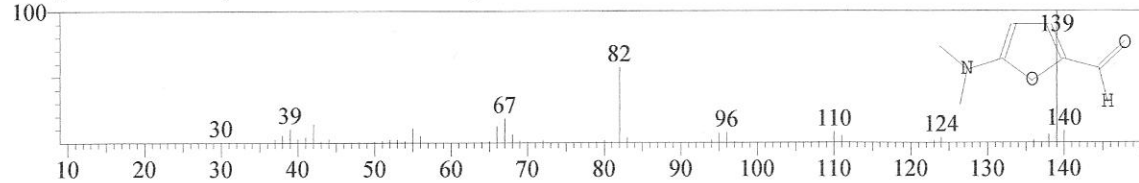
Hit#:3 Entry:10454 Library:NIST05.LIB
SI:74 Formula:C7H9NO2 CAS:20189-42-8 MolWeight:139 RetIndex:1195
CompName:1H-Pyrrole-2,5-dione, 3-ethyl-4-methyl- \$\$ Maleimide, 2-ethyl-3-methyl- \$\$ Ethylmethylmaleimide \$\$ Met



Hit#:4 Entry:6714 Library:NIST05s.LIB
SI:74 Formula:C7H9NO2 CAS:1687-53-2 MolWeight:139 RetIndex:1402
CompName:5-Amino-2-methoxyphenol \$\$ 3-Hydroxy-4-methoxyaniline \$\$ Phenol, 5-amino-2-methoxy- \$\$

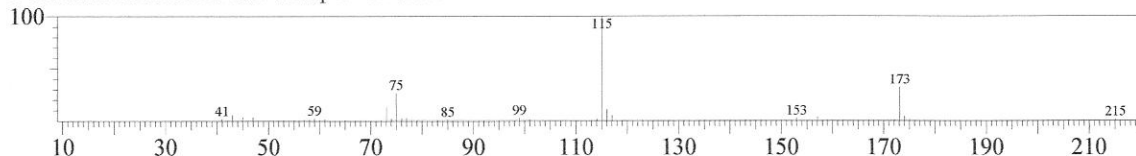


Hit#:5 Entry:10473 Library:NIST05.LIB
SI:74 Formula:C7H9NO2 CAS:0-00-0 MolWeight:139 RetIndex:1069
CompName:5-Dimethylamino-furan-2-carbaldehyde

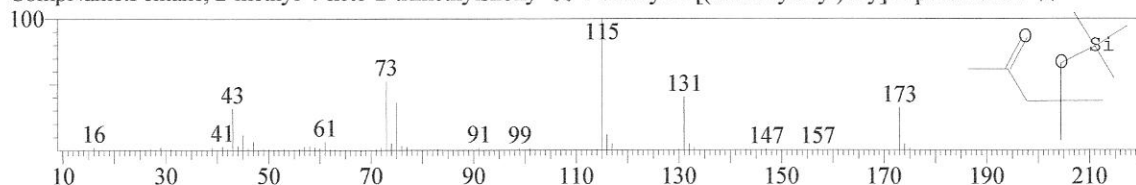


<< Target >>

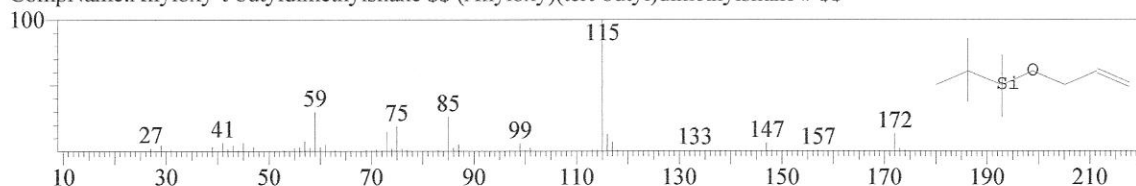
Line#:7 R.Time:3.667(Scan#:81) MassPeaks:58
RawMode:Averaged 3.658-3.675(80-82) BasePeak:115.05(236715)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



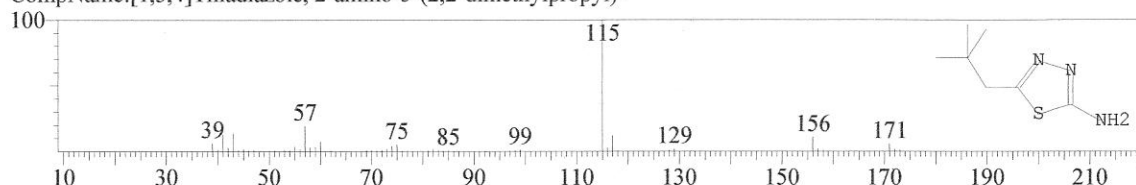
Hit#:1 Entry:34104 Library:NIST05.LIB
SI:81 Formula:C9H20O2Si CAS:55816-61-0 MolWeight:188 RetIndex:953
CompName:Pentane, 2-methyl-4-keto-2-trimethylsiloxy- \$\$\$\$ 4-Methyl-4-[(trimethylsilyl)oxy]-2-pentanone # \$\$\$



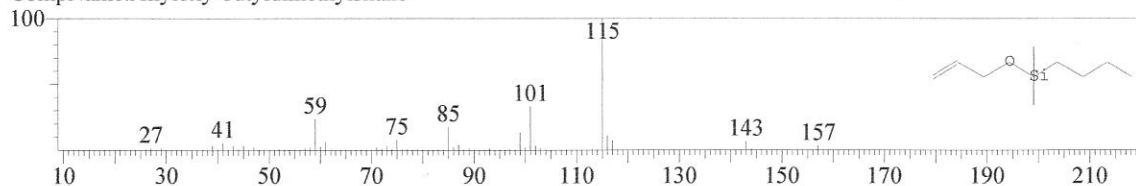
Hit#:2 Entry:25763 Library:NIST05.LIB
SI:81 Formula:C9H20OSi CAS:85807-85-8 MolWeight:172 RetIndex:807
CompName:Allyloxy-t-butyl dimethylsilane \$\$\$\$ (Allyloxy)(tert-butyl)dimethylsilane # \$\$\$



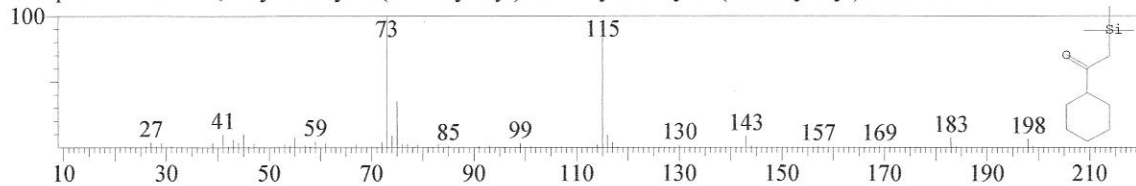
Hit#:3 Entry:25130 Library:NIST05.LIB
SI:75 Formula:C7H13N3S CAS:0-00-0 MolWeight:171 RetIndex:1417
CompName:[1,3,4]Thiadiazole, 2-amino-5-(2,2-dimethylpropyl)-



Hit#:4 Entry:25764 Library:NIST05.LIB
SI:74 Formula:C9H20OSi CAS:53379-15-0 MolWeight:172 RetIndex:892
CompName:Allyloxy-butyl dimethylsilane

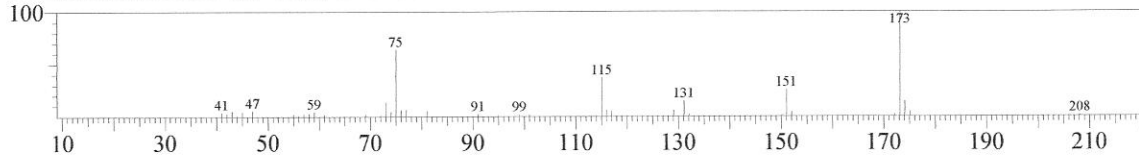


Hit#:5 Entry:39952 Library:NIST05.LIB
SI:73 Formula:C11H22OSi CAS:55629-29-3 MolWeight:198 RetIndex:1224
CompName:Ethaneone, 1-cyclohexyl-2-(trimethylsilyl)- \$\$\$\$ 1-Cyclohexyl-2-(trimethylsilyl)ethanone # \$\$\$



<< Target >>

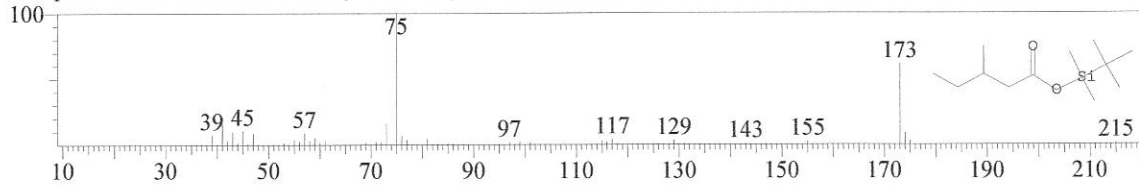
Line#:8 R.Time:3.825(Scan#:100) MassPeaks:39
RawMode:Averaged 3.817-3.833(99-101) BasePeak:173.10(45190)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



Hit#:1 Entry:59185 Library:NIST05.LIB

SI:78 Formula:C₁₂H₂₆O₂Si CAS:98983-20-1 MolWeight:230 RetIndex:1143

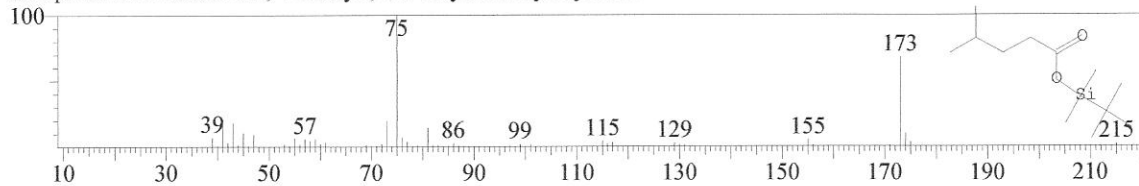
CompName:Pentanoic acid, 3-methyl-, tert-butyldimethylsilyl ester \$\$ tert-Butyl(dimethyl)silyl 3-methylpentanoate # \$\$



Hit#:2 Entry:59184 Library:NIST05.LIB

SI:77 Formula:C₁₂H₂₆O₂Si CAS:0-00-0 MolWeight:230 RetIndex:1143

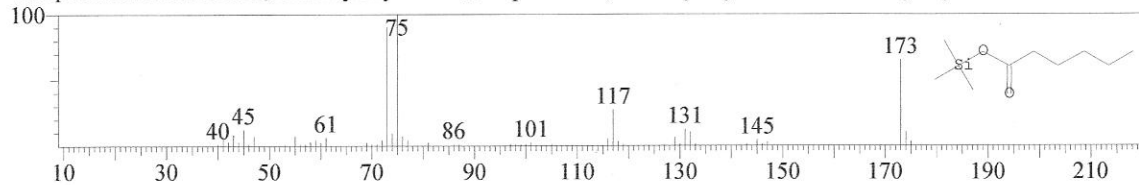
CompName:Pentanoic acid, 4-methyl-, tert-butyldimethylsilyl ester



Hit#:3 Entry:14577 Library:NIST05s.LIB

SI:73 Formula:C₉H₂₀O₂Si CAS:14246-15-2 MolWeight:188 RetIndex:993

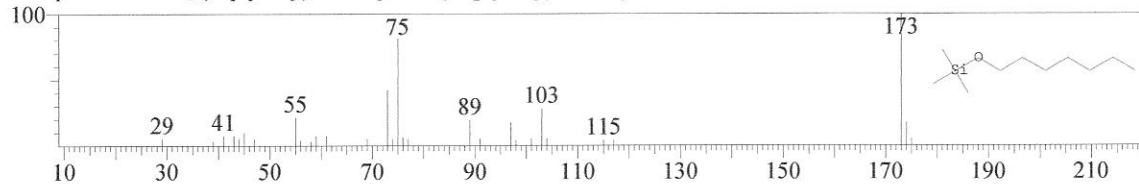
CompName:Hexanoic acid, trimethylsilyl ester \$\$ Caproic acid, trimethylsilyl ester \$\$ Trimethylsilyl hexanoate # \$\$



Hit#:4 Entry:14598 Library:NIST05s.LIB

SI:73 Formula:C₁₀H₂₄O₂Si CAS:18132-93-9 MolWeight:188 RetIndex:1001

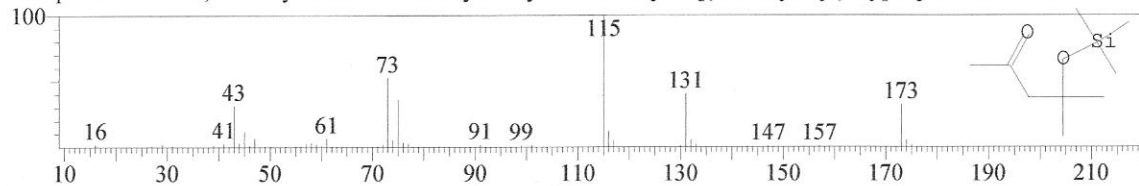
CompName:Silane, (heptyloxy)trimethyl- \$\$ (Heptyloxy)trimethylsilane \$\$



Hit#:5 Entry:34104 Library:NIST05.LIB

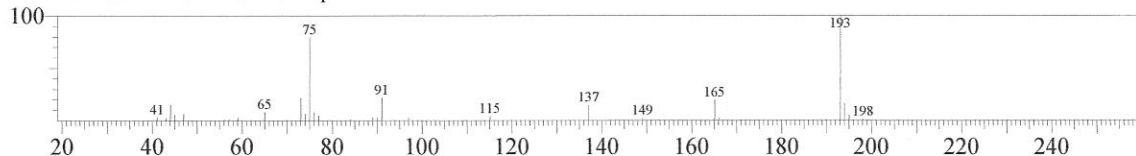
SI:72 Formula:C₉H₂₀O₂Si CAS:55816-61-0 MolWeight:188 RetIndex:953

CompName:Pentane, 2-methyl-4-keto-2-trimethylsiloxy- \$\$ 4-Methyl-4-[(trimethylsilyl)oxy]-2-pentanone # \$\$



<< Target >>

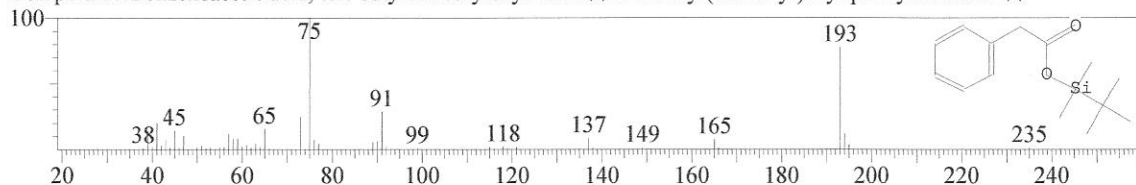
Line#:18 R.Time:6.100(Scan#:373) MassPeaks:32
RawMode:Averaged 6.092-6.108(372-374) BasePeak:193.05(31258)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



Hit#:1 Entry:71115 Library:NIST05.LIB

SI:83 Formula:C₁₄H₂₂O₂Si CAS:78323-99-6 MolWeight:250 RefIndex:1482

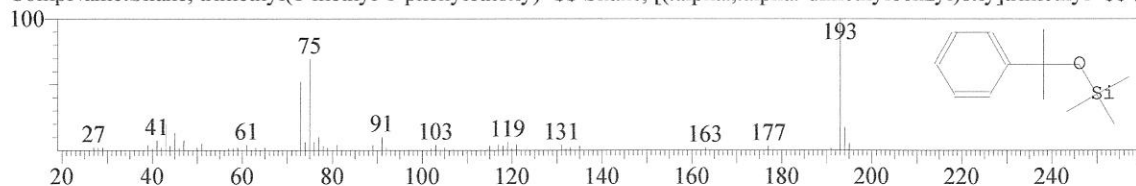
CompName:Benzenecetic acid, tert-butyl(dimethyl)silyl ester \$\$ tert-Butyl(dimethyl)silyl phenylacetate # \$\$



Hit#:2 Entry:45876 Library:NIST05.LIB

SI:77 Formula:C₁₂H₂₀O₂Si CAS:14629-57-3 MolWeight:208 RefIndex:1192

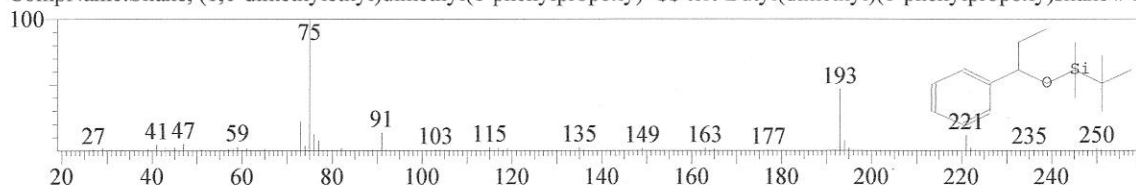
CompName:Silane, trimethyl(1-methyl-1-phenylethoxy)- \$\$ Silane, [(alpha.,alpha.-dimethylbenzyl)oxy]trimethyl- \$\$ (



Hit#:3 Entry:71216 Library:NIST05.LIB

SI:77 Formula:C₁₅H₂₆O₂Si CAS:136116-42-2 MolWeight:250 RefIndex:1426

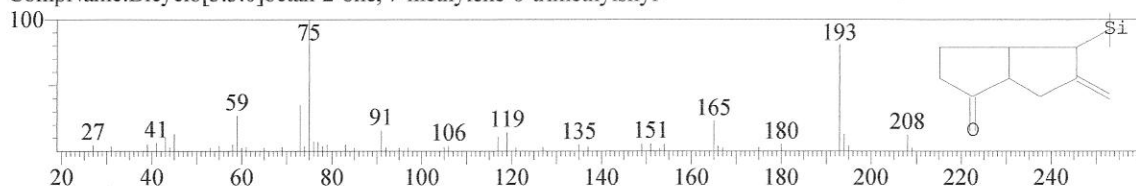
CompName:Silane, (1,1-dimethylethyl)dimethyl(1-phenylpropoxy)- \$\$ tert-Butyl(dimethyl)(1-phenylpropoxy)silane # \$:



Hit#:4 Entry:45866 Library:NIST05.LIB

SI:75 Formula:C₁₂H₂₀O₂Si CAS:0-00-0 MolWeight:208 RefIndex:1269

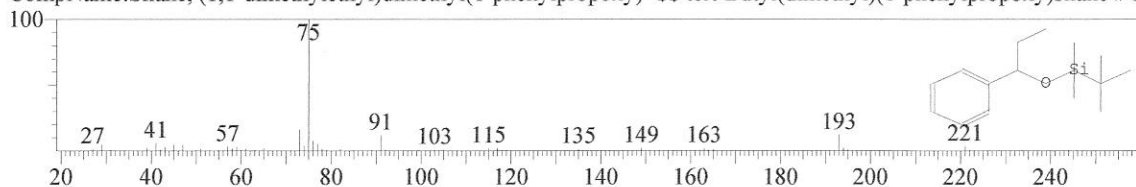
CompName:Bicyclo[3.3.0]octan-2-one, 7-methylene-6-trimethylsilyl-



Hit#:5 Entry:20920 Library:NIST05s.LIB

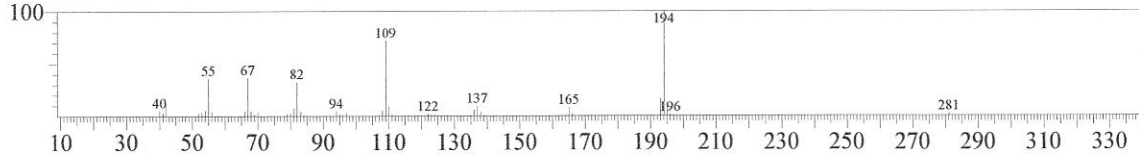
SI:73 Formula:C₁₅H₂₆O₂Si CAS:136116-42-2 MolWeight:250 RefIndex:1426

CompName:Silane, (1,1-dimethylethyl)dimethyl(1-phenylpropoxy)- \$\$ tert-Butyl(dimethyl)(1-phenylpropoxy)silane # \$:

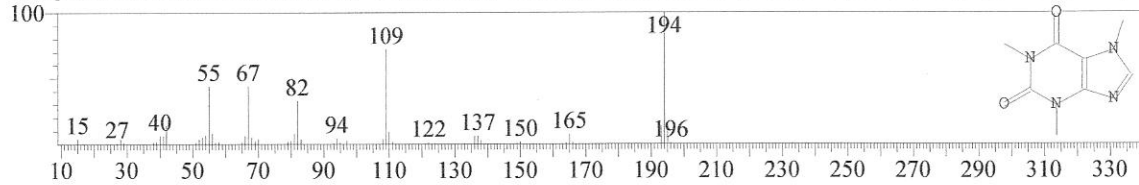


<< Target >>

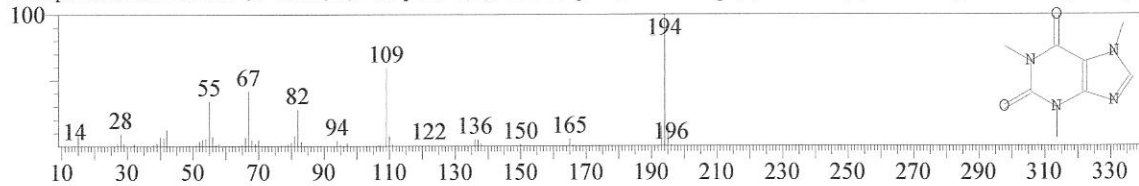
Line#:29 R.Time:9.742(Scan#:810) MassPeaks:47
RawMode:Averaged 9.733-9.750(809-811) BasePeak:194.05(95006)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



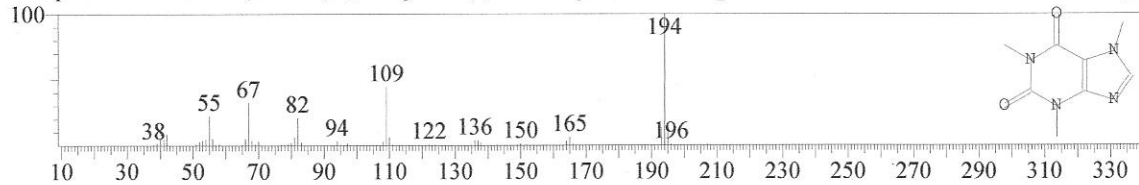
Hit#:1 Entry:37188 Library:NIST05.LIB
SI:96 Formula:C8H10N4O2 CAS:58-08-2 MolWeight:194 RetIndex:1795
CompName:1H-Purine-2,6-dione, 3,7-dihydro-1,3,7-trimethyl- \$\$ Alert-Pep \$\$ Cafeina \$\$ Caffein \$\$ Caffine \$\$ Cafipe



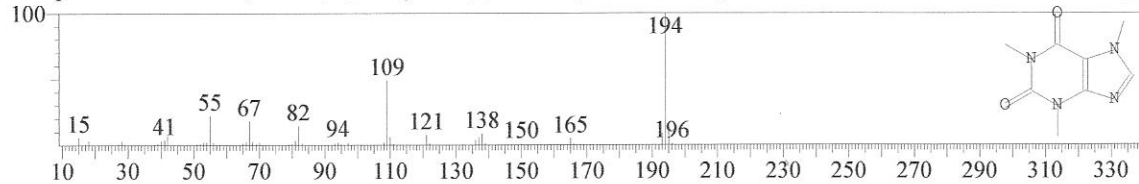
Hit#:2 Entry:15266 Library:NIST05s.LIB
SI:94 Formula:C8H10N4O2 CAS:58-08-2 MolWeight:194 RetIndex:1795
CompName:1H-Purine-2,6-dione, 3,7-dihydro-1,3,7-trimethyl- \$\$ Alert-Pep \$\$ Cafeina \$\$ Caffein \$\$ Caffine \$\$ Cafipe



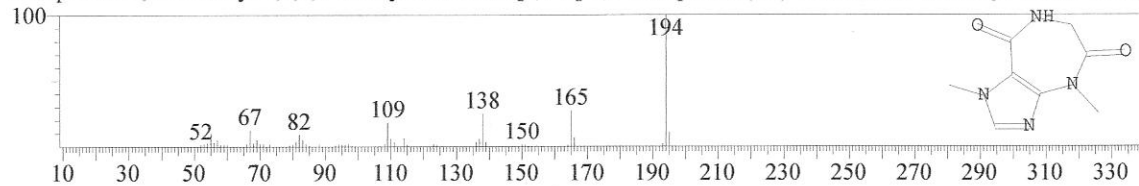
Hit#:3 Entry:15267 Library:NIST05s.LIB
SI:92 Formula:C8H10N4O2 CAS:58-08-2 MolWeight:194 RetIndex:1795
CompName:1H-Purine-2,6-dione, 3,7-dihydro-1,3,7-trimethyl- \$\$ Alert-Pep \$\$ Cafeina \$\$ Caffein \$\$ Caffine \$\$ Cafipe



Hit#:4 Entry:15265 Library:NIST05s.LIB
SI:88 Formula:C8H10N4O2 CAS:58-08-2 MolWeight:194 RetIndex:1795
CompName:1H-Purine-2,6-dione, 3,7-dihydro-1,3,7-trimethyl- \$\$ Alert-Pep \$\$ Cafeina \$\$ Caffein \$\$ Caffine \$\$ Cafipe

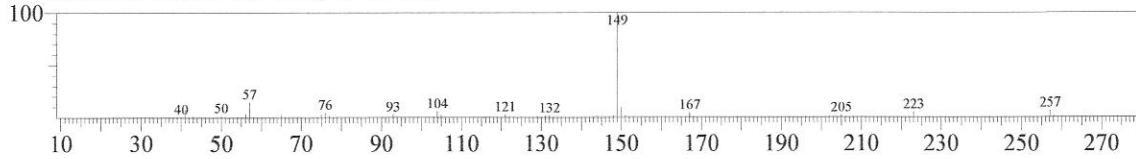


Hit#:5 Entry:37192 Library:NIST05.LIB
SI:77 Formula:C8H10N4O2 CAS:130063-15-9 MolWeight:194 RetIndex:1757
CompName:1,4-Dimethyl-4,5,7,8-tetrahydroimidazo-[4,5-E]-1,4-diazepin-5,8(6H)-dione \$\$ 1,4-Dimethyl-1,4,6,7-tetrahy



<< Target >>

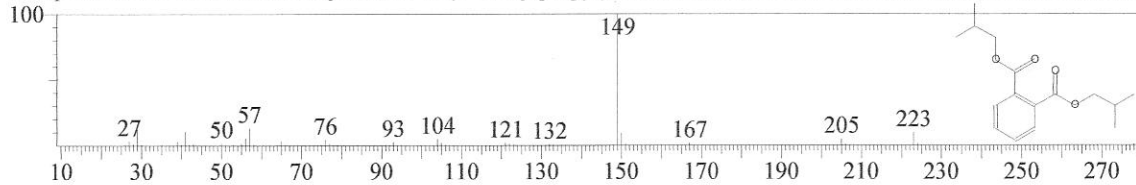
Line#:30 R.Time:9.800(Scan#:817) MassPeaks:65
RawMode:Averaged 9.792-9.808(816-818) BasePeak:149.05(292705)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



Hit#:1 Entry:87999 Library:NIST05.LIB

SI:92 Formula:C16H22O4 CAS:84-69-5 MolWeight:278 RetIndex:1908

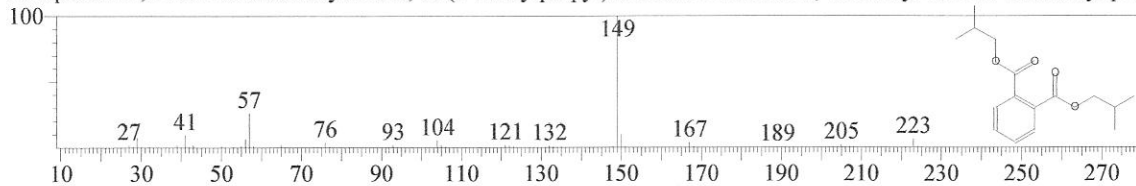
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-methylpropyl) ester \$\$ Phthalic acid, diisobutyl ester \$\$ Diisobutyl phtl



Hit#:2 Entry:22659 Library:NIST05s.LIB

SI:91 Formula:C16H22O4 CAS:84-69-5 MolWeight:278 RetIndex:1908

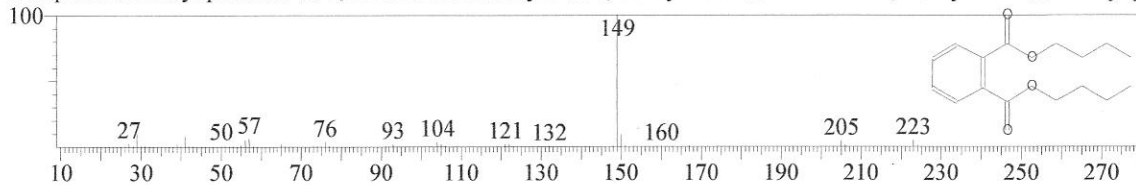
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-methylpropyl) ester \$\$ Phthalic acid, diisobutyl ester \$\$ Diisobutyl phtl



Hit#:3 Entry:88000 Library:NIST05.LIB

SI:91 Formula:C16H22O4 CAS:84-74-2 MolWeight:278 RetIndex:2037

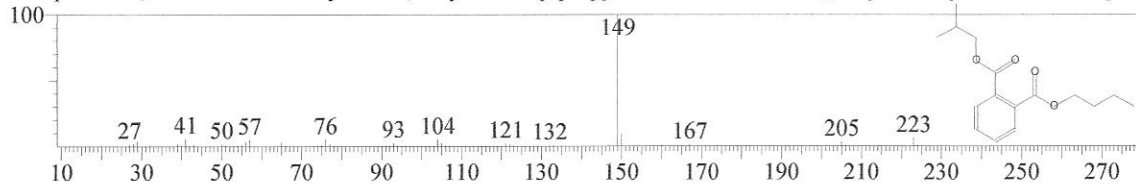
CompName:Dibutyl phthalate \$\$ 1,2-Benzenedicarboxylic acid, dibutyl ester \$\$ Phthalic acid, dibutyl ester \$\$ n-Butyl p



Hit#:4 Entry:88003 Library:NIST05.LIB

SI:90 Formula:C16H22O4 CAS:17851-53-5 MolWeight:278 RetIndex:1973

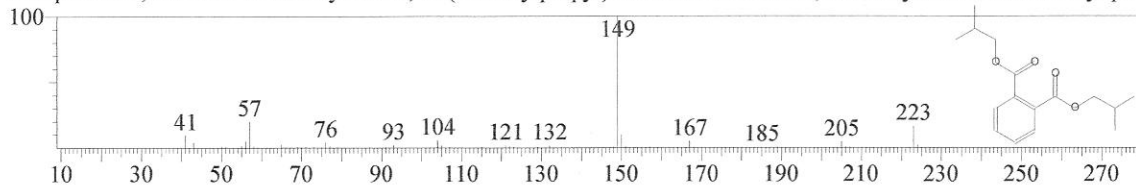
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, butyl 2-methylpropyl ester \$\$ Phthalic acid, butyl isobutyl ester \$\$ 1-Butyl 2-



Hit#:5 Entry:22660 Library:NIST05s.LIB

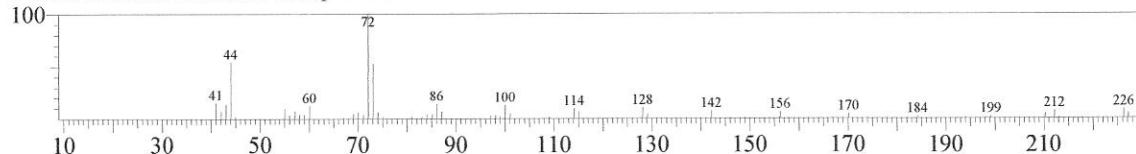
SI:90 Formula:C16H22O4 CAS:84-69-5 MolWeight:278 RetIndex:1908

CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-methylpropyl) ester \$\$ Phthalic acid, diisobutyl ester \$\$ Diisobutyl phtl

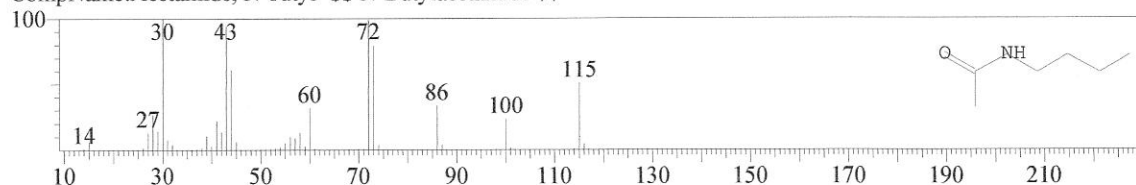


<< Target >>

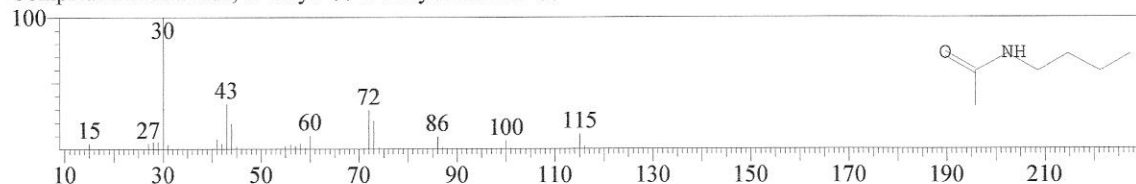
Line#:31 R.Time:9.900(Scan#:829) MassPeaks:49
RawMode:Averaged 9.892-9.908(828-830) BasePeak:72.05(40410)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



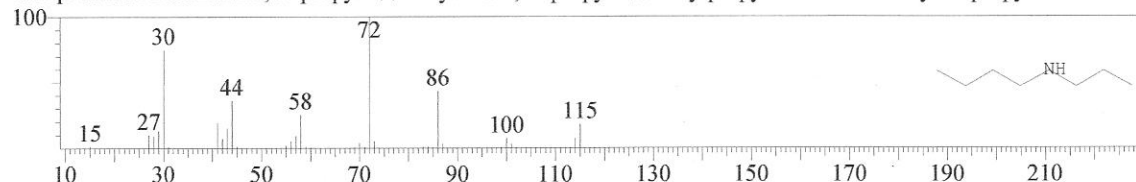
Hit#:1 Entry:3339 Library:NIST05s.LIB
SI:77 Formula:C6H13NO CAS:1119-49-9 MolWeight:115 RetIndex:1018
CompName:Acetamide, N-butyl- \$\$ N-Butylacetamide \$\$



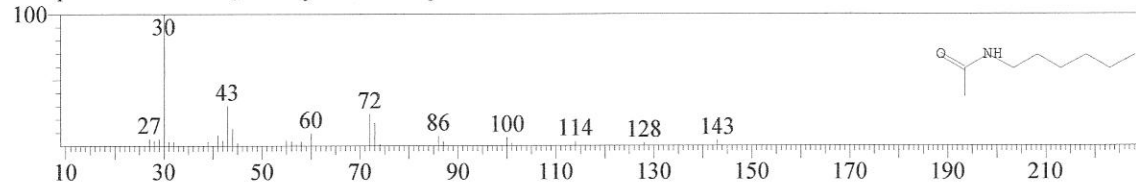
Hit#:2 Entry:4249 Library:NIST05.LIB
SI:77 Formula:C6H13NO CAS:1119-49-9 MolWeight:115 RetIndex:1018
CompName:Acetamide, N-butyl- \$\$ N-Butylacetamide \$\$



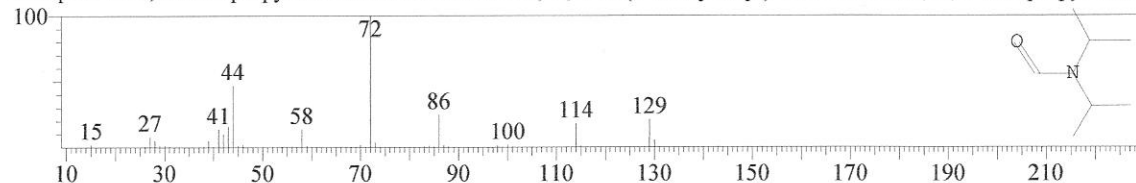
Hit#:3 Entry:4319 Library:NIST05.LIB
SI:77 Formula:C7H17N CAS:20193-21-9 MolWeight:115 RetIndex:916
CompName:1-Butanamine, N-propyl- \$\$ Butylamine, N-propyl- \$\$ Butylpropylamine \$\$ N-Butyl-N-propylamine \$\$ N-



Hit#:4 Entry:12203 Library:NIST05.LIB
SI:76 Formula:C8H17NO CAS:7501-79-3 MolWeight:143 RetIndex:1217
CompName:Acetamide, N-hexyl- \$\$ N-Hexylacetamide \$\$

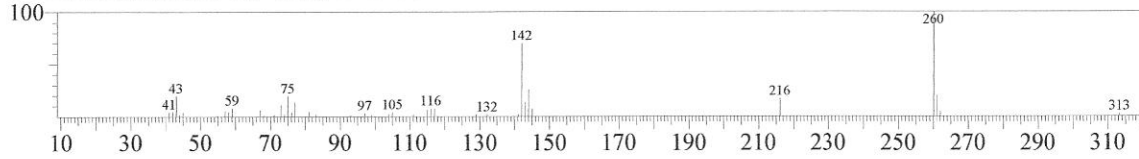


Hit#:5 Entry:7459 Library:NIST05.LIB
SI:76 Formula:C7H15NO CAS:2700-30-3 MolWeight:129 RetIndex:826
CompName:N,N-Diisopropylformamide \$\$ Formamide, N,N-bis(1-methylethyl)- \$\$ Formamide, N,N-diisopropyl- \$\$ D



<< Target >>

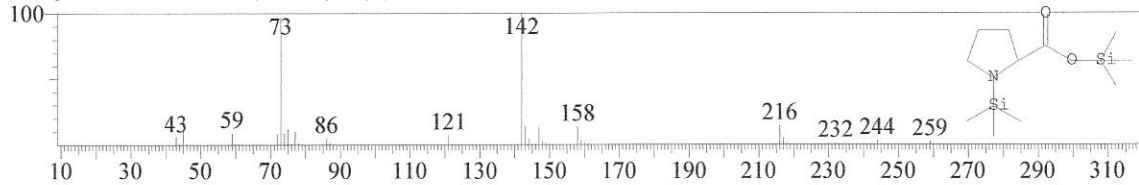
Line#:37 R.Time:11.425(Scan#:1012) MassPeaks:44
RawMode:Averaged 11.417-11.433(1011-1013) BasePeak:260.05(18401)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



Hit#:1 Entry:76367 Library:NIST05.LIB

SI:60 Formula:C₁₁H₂₅NO₂Si₂ CAS:7364-47-8 MolWeight:259 RetIndex:1258

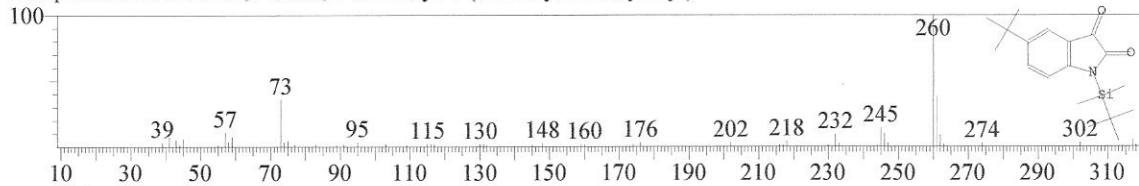
CompName:L-Proline, 1-(trimethylsilyl)-, trimethylsilyl ester \$\$ Proline, 1-(trimethylsilyl)-, trimethylsilyl ester, L- \$\$ N,



Hit#:2 Entry:110669 Library:NIST05.LIB

SI:59 Formula:C₁₈H₂₇NO₂Si CAS:0-00-0 MolWeight:317 RetIndex:2188

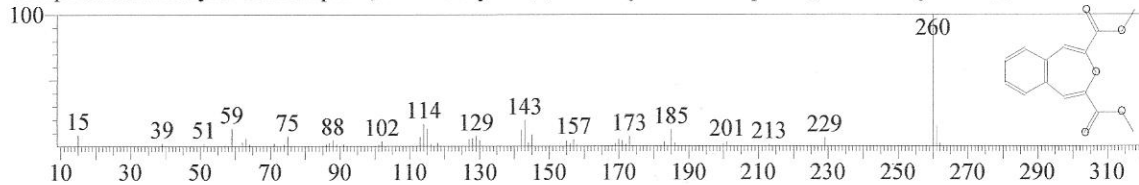
CompName:1H-Indole-2,3-dione, 5-tert-butyl-1-(tert-butyl dimethylsilyl)-



Hit#:3 Entry:77065 Library:NIST05.LIB

SI:57 Formula:C₁₄H₁₂O₅ CAS:42408-93-5 MolWeight:260 RetIndex:1952

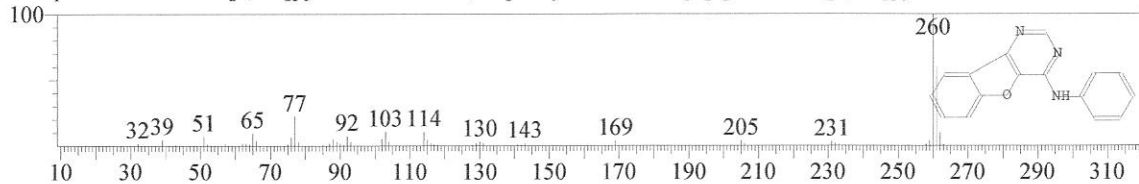
CompName:Dimethyl 3-benzoxepin-2,4-dicarboxylate \$\$ Dimethyl 3-benzoxepin-2,4-dicarboxylate # \$\$



Hit#:4 Entry:77757 Library:NIST05.LIB

SI:57 Formula:C₁₆H₁₁N₃O CAS:65023-81-6 MolWeight:261 RetIndex:2355

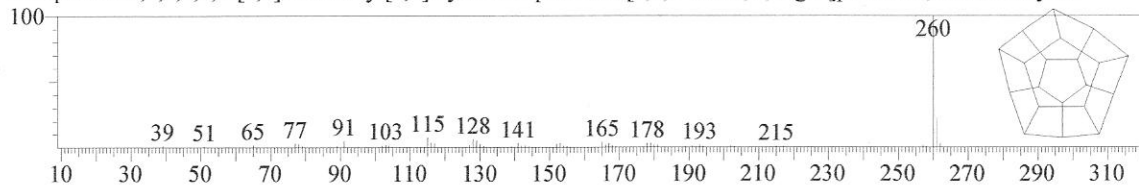
CompName:Benzo[3,2-d]pyrimidin-4-amine, N-phenyl- \$\$ N-Phenyl[1]benzofuro[3,2-d]pyrimidin-4-amine # \$\$



Hit#:5 Entry:77399 Library:NIST05.LIB

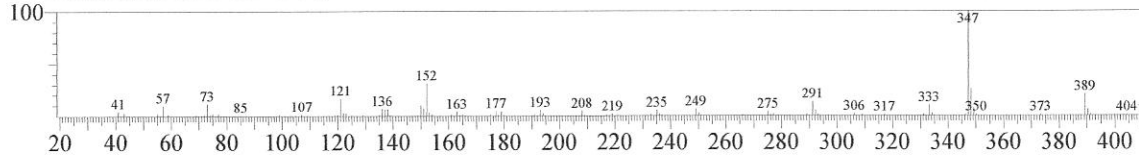
SI:57 Formula:C₂₀H₂₀ CAS:4493-23-6 MolWeight:260 RetIndex:0

CompName:5,2,1,6,3,4-[2,3]Butanediyl[1,4]diylidenedipentaleno[2,1,6-cde:2',1',6'-gha]pentalene, hexadecahydro-

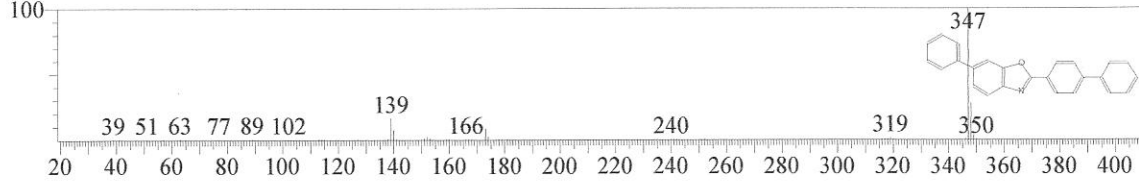


<< Target >>

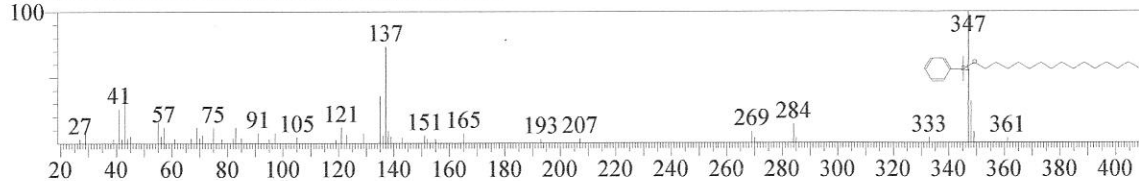
Line#:42 R.Time:12.150(Scan#:1099) MassPeaks:104
RawMode:Averaged 12.142-12.158(1098-1100) BasePeak:347.25(153062)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



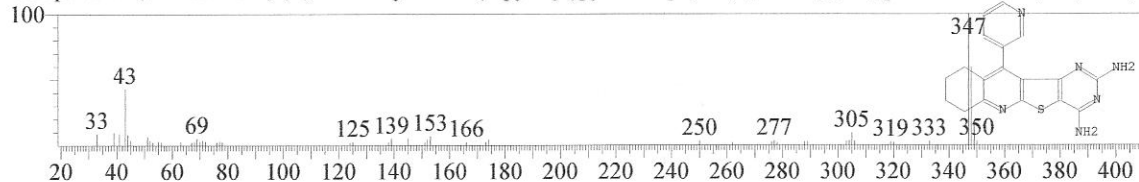
Hit#:1 Entry:125923 Library:NIST05.LIB
SI:55 Formula:C25H17NO CAS:17064-47-0 MolWeight:347 RetIndex:3092
CompName:2-(4-Biphenyl)-6-phenylbenzoxazole \$\$ PBBO \$\$ Benzoxazole, 2-[1,1'-biphenyl]-4-yl-6-phenyl- \$\$ 2-[1,



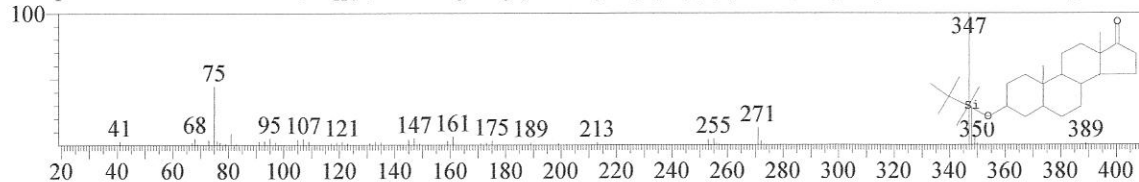
Hit#:2 Entry:132380 Library:NIST05.LIB
SI:54 Formula:C23H42OSi CAS:0-00-0 MolWeight:362 RetIndex:2370
CompName:1-Dimethyl(phenyl)silyloxy pentadecane



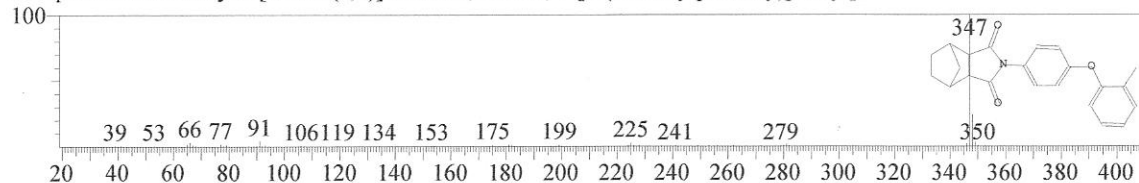
Hit#:3 Entry:126194 Library:NIST05.LIB
SI:53 Formula:C18H16N6S CAS:159717-99-4 MolWeight:348 RetIndex:3283
CompName:2,4-Diamino-7,8,9,10-tetrahydro-11-(3-pyridyl)pyrimido[5',4':2,3]thieno[5,4-b]quinoline \$\$ 11-(3-Pyridinyl



Hit#:4 Entry:145763 Library:NIST05.LIB
SI:51 Formula:C25H44O2Si CAS:57711-44-1 MolWeight:404 RetIndex:2400
CompName:Androstan-17-one, 3-[[[(1,1-dimethylethyl)dimethylsilyl]oxy]-, (3.beta.,5.alpha.)- \$\$ 3-.beta.-tert-butyl dimet

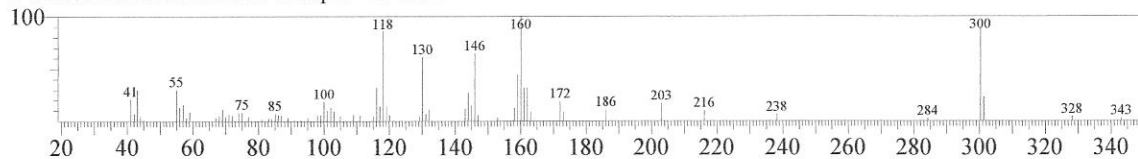


Hit#:5 Entry:125892 Library:NIST05.LIB
SI:50 Formula:C22H21NO3 CAS:0-00-0 MolWeight:347 RetIndex:2945
CompName:4-Azatricyclo[5.2.1.0(2,6)]decane-3,5-dione, 4-[4-(2-methylphenoxy)phenyl]-

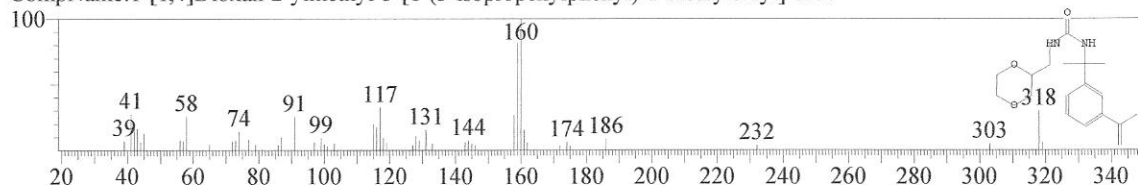


<< Target >>

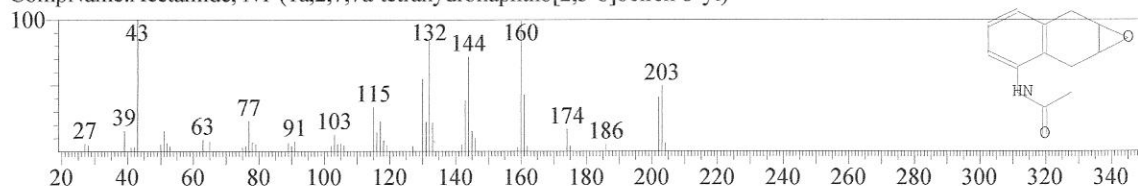
Line#:45 R.Time:14.508(Scan#:1382) MassPeaks:73
RawMode:Averaged 14.500-14.517(1381-1383) BasePeak:160.10(13700)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



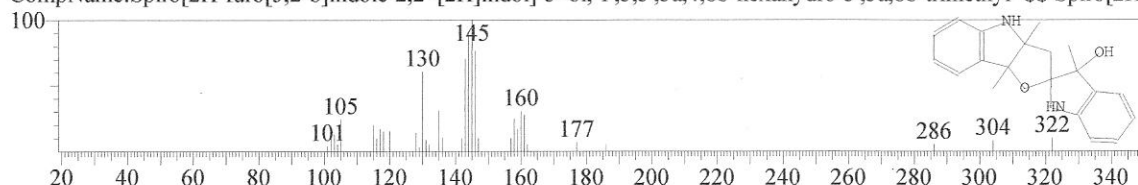
Hit#:1 Entry:111206 Library:NIST05.LIB
SI:55 Formula:C18H26N2O3 CAS:0-00-0 MolWeight:318 RetIndex:2623
CompName:1-[1,4]Dioxan-2-ylmethyl-3-[1-(3-isopropenylphenyl)-1-methylethyl]-urea



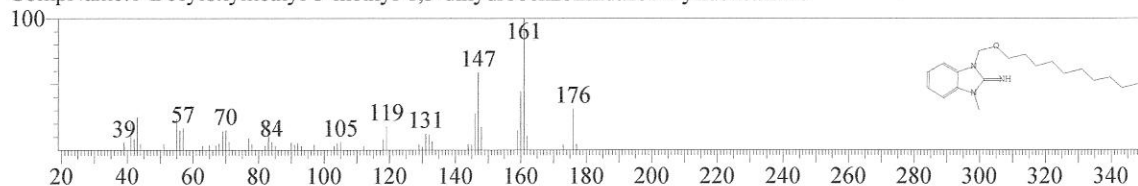
Hit#:2 Entry:42567 Library:NIST05.LIB
SI:55 Formula:C12H13NO2 CAS:0-00-0 MolWeight:203 RetIndex:1790
CompName:Acetamide, N1-(1a,2,7,7a-tetrahydronaphtho[2,3-b]ociren-3-yl)



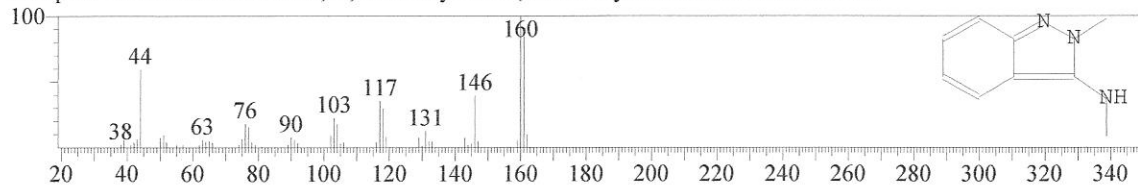
Hit#:3 Entry:113375 Library:NIST05.LIB
SI:54 Formula:C20H22N2O2 CAS:24628-59-9 MolWeight:322 RetIndex:2788
CompName:Spiro[2H-furo[3,2-b]indole-2,2'-[2H]indol]-3'-ol, 1',3,3',3a,4,8b-hexahydro-3',3a,8b-trimethyl- \$\$\$ Spiro[2H-



Hit#:4 Entry:110716 Library:NIST05.LIB
SI:54 Formula:C19H31N3O CAS:0-00-0 MolWeight:317 RetIndex:2302
CompName:1-Decyloxymethyl-3-methyl-1,3-dihydrobenzimidazol-2-ylideneamine

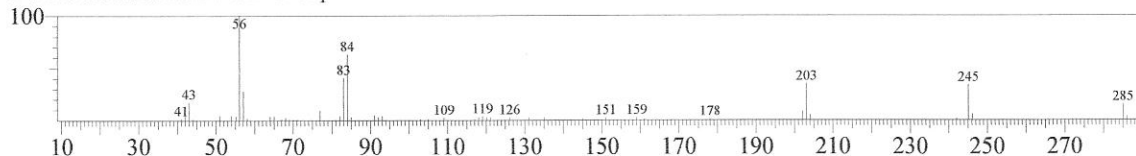


Hit#:5 Entry:19979 Library:NIST05.LIB
SI:53 Formula:C9H11N3 CAS:97990-15-3 MolWeight:161 RetIndex:1406
CompName:2H-Indazol-3-amine, N,2-dimethyl- \$\$\$ N,2-Dimethyl-2H-indazol-3-amine # \$\$\$

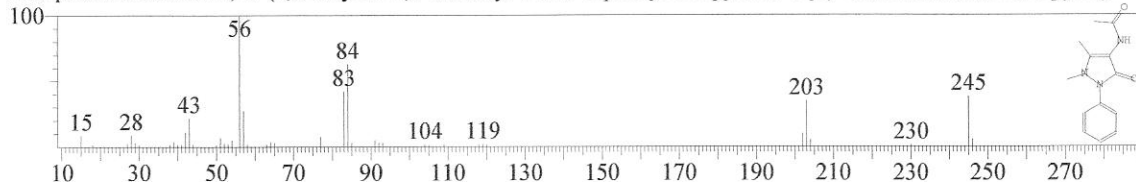


<< Target >>

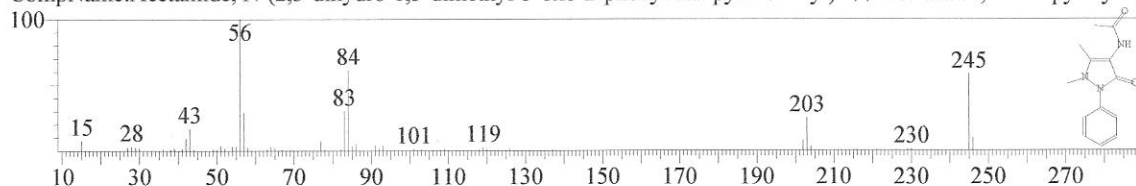
Line#:44 R.Time:14.167(Scan#:1341) MassPeaks:59
RawMode:Averaged 14.158-14.175(1340-1342) BasePeak:56.05(43271)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



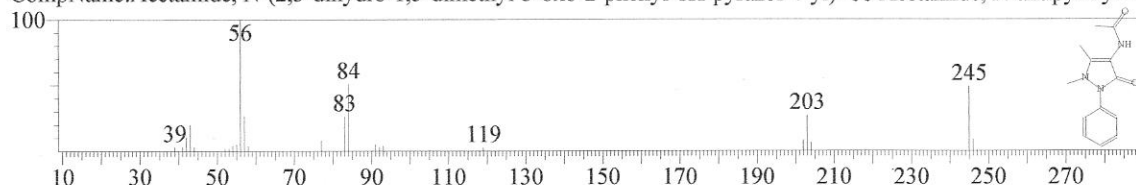
Hit#:1 Entry:20521 Library:NIST05s.LIB
SI:91 Formula:C13H15N3O2 CAS:83-15-8 MolWeight:245 RetIndex:2268
CompName:Acetamide, N-(2,3-dihydro-1,5-dimethyl-3-oxo-2-phenyl-1H-pyrazol-4-yl)- \$\$ Acetamide, N-antipyrinyl- \$



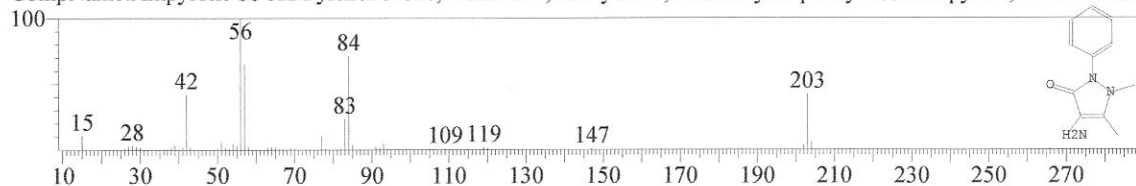
Hit#:2 Entry:67999 Library:NIST05s.LIB
SI:89 Formula:C13H15N3O2 CAS:83-15-8 MolWeight:245 RetIndex:2268
CompName:Acetamide, N-(2,3-dihydro-1,5-dimethyl-3-oxo-2-phenyl-1H-pyrazol-4-yl)- \$\$ Acetamide, N-antipyrinyl- \$



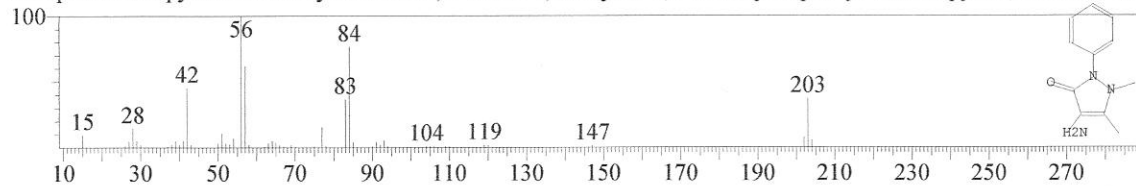
Hit#:3 Entry:20522 Library:NIST05s.LIB
SI:87 Formula:C13H15N3O2 CAS:83-15-8 MolWeight:245 RetIndex:2268
CompName:Acetamide, N-(2,3-dihydro-1,5-dimethyl-3-oxo-2-phenyl-1H-pyrazol-4-yl)- \$\$ Acetamide, N-antipyrinyl- \$



Hit#:4 Entry:42534 Library:NIST05s.LIB
SI:81 Formula:C11H13N3O CAS:83-07-8 MolWeight:203 RetIndex:1912
CompName:Ampyrone \$\$ 3H-Pyrazol-3-one, 4-amino-1,2-dihydro-1,5-dimethyl-2-phenyl- \$\$ Antipyrine, 4-amino- \$\$

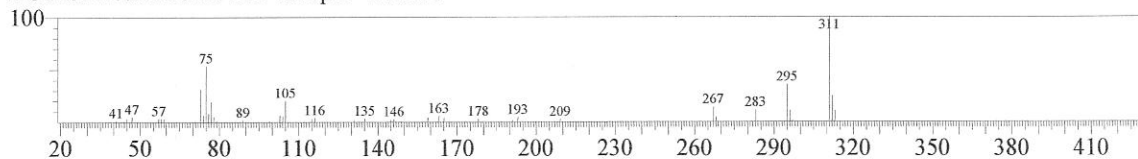


Hit#:5 Entry:16522 Library:NIST05s.LIB
SI:80 Formula:C11H13N3O CAS:83-07-8 MolWeight:203 RetIndex:1912
CompName:Ampyrone \$\$ 3H-Pyrazol-3-one, 4-amino-1,2-dihydro-1,5-dimethyl-2-phenyl- \$\$ Antipyrine, 4-amino- \$\$

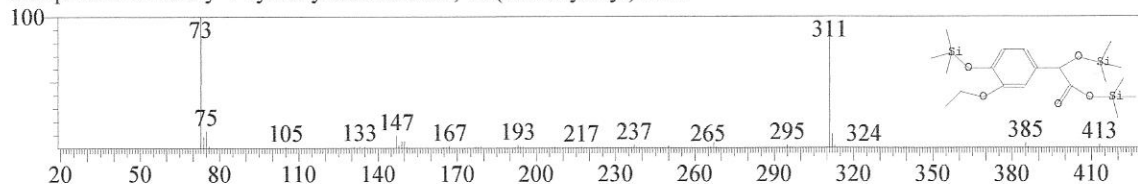


<< Target >>

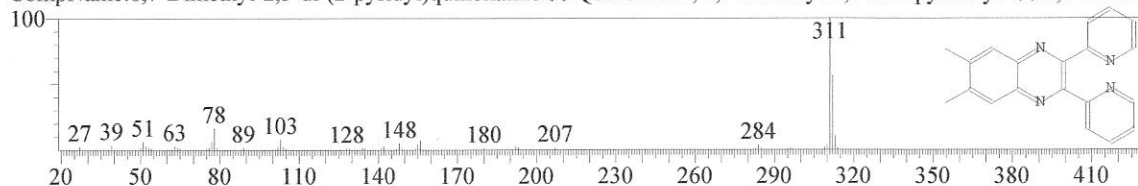
Line#:49 R.Time:15.325(Scan#:1480) MassPeaks:51
RawMode:Averaged 15.317-15.333(1479-1481) BasePeak:311.10(28302)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



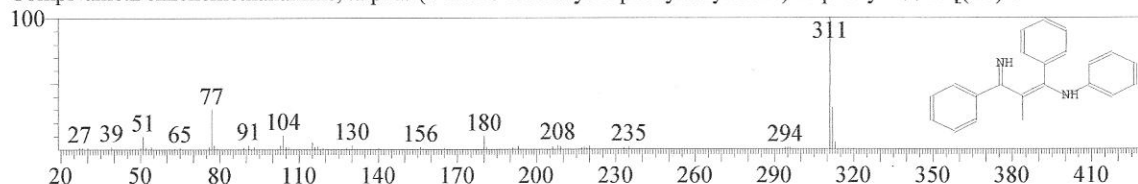
Hit#1 Entry:149907 Library:NIST05.LIB
SI:66 Formula:C19H36O5Si3 CAS:0-00-0 MolWeight:428 RetIndex:2075
CompName:3-Ethoxy-4-hydroxymandelic acid, tris(trimethylsilyl)deriv.



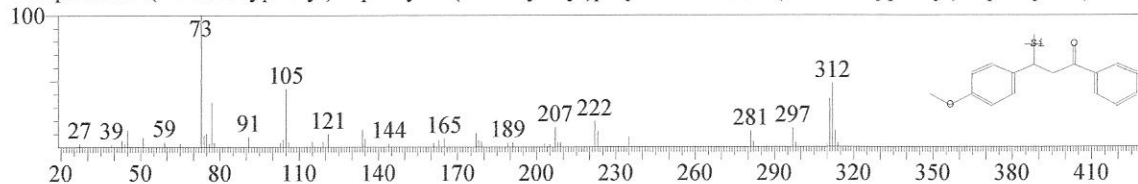
Hit#2 Entry:108024 Library:NIST05.LIB
SI:62 Formula:C20H16N4 CAS:6627-38-9 MolWeight:312 RetIndex:2807
CompName:6,7-Dimethyl-2,3-di-(2-pyridyl)quinoxaline \$\$ Quinoxaline, 6,7-dimethyl-2,3-di-2-pyridinyl- \$\$ 6,7-Dimett



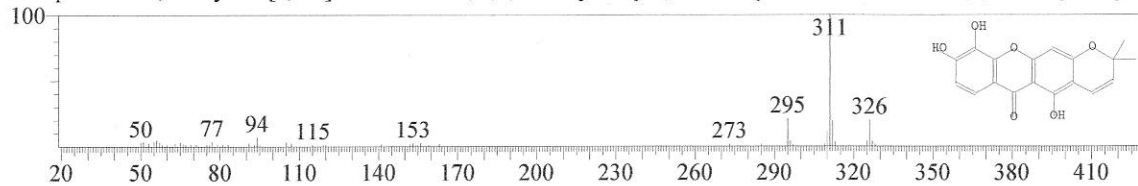
Hit#3 Entry:108155 Library:NIST05.LIB
SI:60 Formula:C22H20N2 CAS:71115-28-1 MolWeight:312 RetIndex:2558
CompName:Benzenemethanamine, .alpha.-(2-imino-1-methyl-2-phenylethylidene)-N-phenyl- \$\$ N-[(1E)-3-imino-2-met



Hit#4 Entry:107949 Library:NIST05.LIB
SI:58 Formula:C19H24O2Si CAS:118356-61-9 MolWeight:312 RetIndex:2135
CompName:3-(4-Methoxyphenyl)-1-phenyl-3-(trimethylsilyl)propan-1-one \$\$ 3-(4-Methoxyphenyl)-1-phenyl-3-(trimet

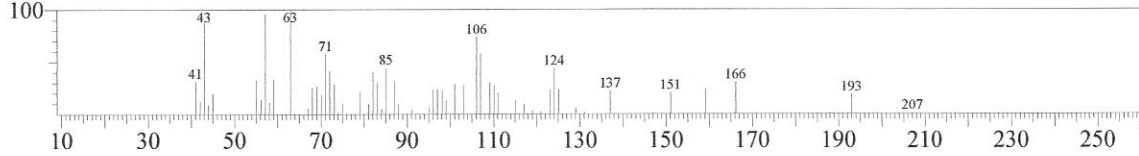


Hit#5 Entry:115254 Library:NIST05.LIB
SI:58 Formula:C18H14O6 CAS:3811-29-8 MolWeight:326 RetIndex:2904
CompName:2H,6H-Pyrano[3,2-b]xanthen-6-one, 5,9,10-trihydroxy-2,2-dimethyl- \$\$ Jacareubin \$\$ 5,9,10-Trihydroxy-2

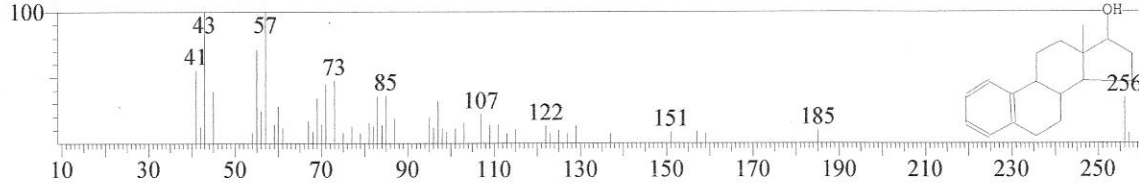


<< Target >>

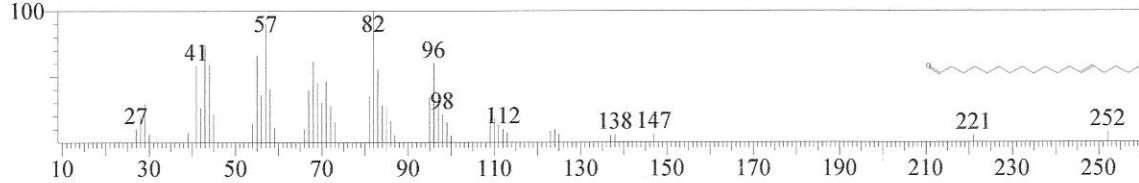
Line#:53 R.Time:16.083(Scan#:1571) MassPeaks:58
RawMode:Averaged 16.075-16.092(1570-1572) BasePeak:63.00(1557)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



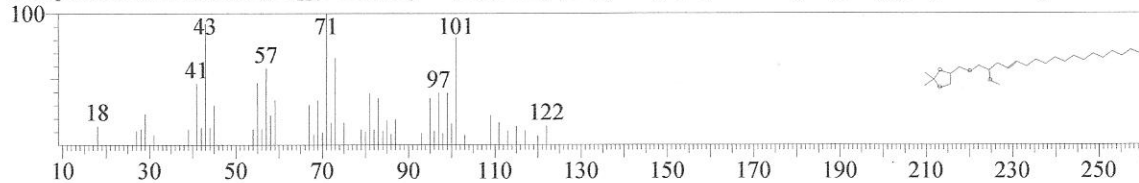
Hit#:1 Entry:75098 Library:NIST05.LIB
SI:70 Formula:C18H24O CAS:2529-64-8 MolWeight:256 RetIndex:1949
CompName:Estra-1,3,5(10)-trien-17.beta.-ol \$\$ Estra-1,3,5(10)-trien-17-ol, (17.beta.)- \$\$ Estradiol, 3-deoxy- \$\$ 1,3,5(10)



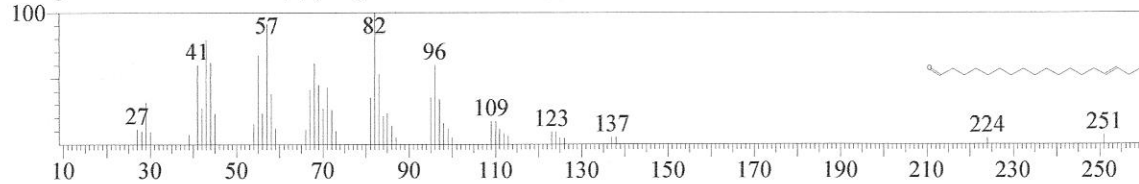
Hit#:2 Entry:80950 Library:NIST05.LIB
SI:68 Formula:C18H34O CAS:56554-90-6 MolWeight:266 RetIndex:2007
CompName:13-Octadecenal \$\$ (13E)-13-Octadecenal # \$\$



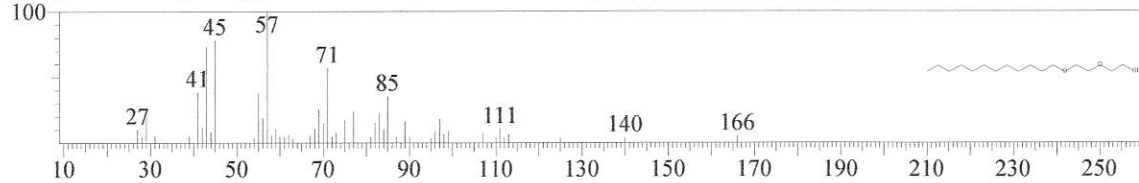
Hit#:3 Entry:147197 Library:NIST05.LIB
SI:67 Formula:C25H48O4 CAS:16725-41-0 MolWeight:412 RetIndex:2758
CompName:1,3-Dioxolane, 4-[[[(2-methoxy-4-octadecenyl)oxy]methyl]-2,2-dimethyl]- \$\$ 4-[[[(4E)-2-Methoxy-4-octadec



Hit#:4 Entry:80952 Library:NIST05.LIB
SI:67 Formula:C18H34O CAS:56554-93-9 MolWeight:266 RetIndex:2007
CompName:15-Octadecenal \$\$ (15E)-15-Octadecenal # \$\$

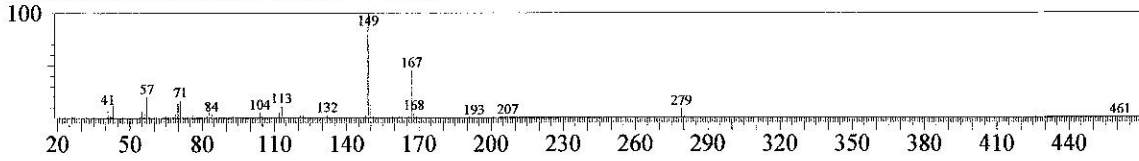


Hit#:5 Entry:85866 Library:NIST05.LIB
SI:67 Formula:C16H34O3 CAS:3055-93-4 MolWeight:274 RetIndex:2006
CompName:Diethylene glycol monododecyl ether \$\$ Ethanol, 2-[2-(dodecyloxy)ethoxy]- \$\$ Akyporox RLM 22 \$\$ Lau

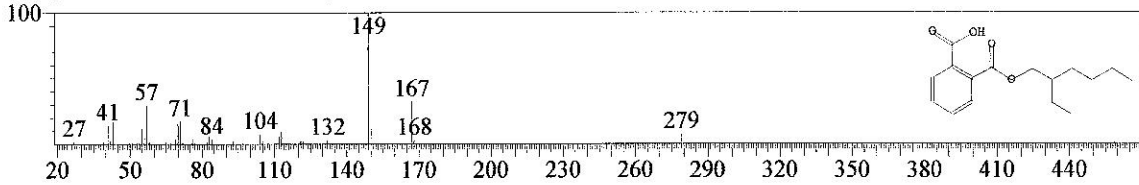


<< Target >>

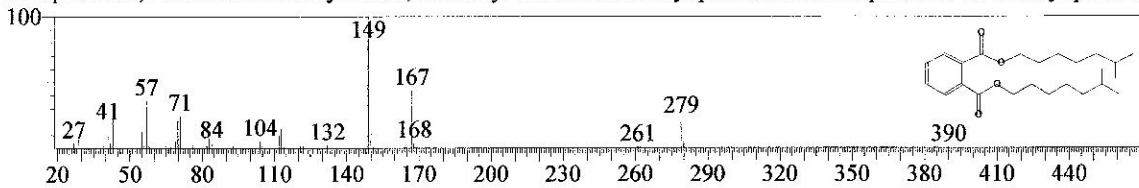
Line#:52 R.Time:16.008(Scan#:1562) MassPeaks:61
RawMode:Averaged 16.000-16.017(1561-1563) BasePeak:149.00(88959)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



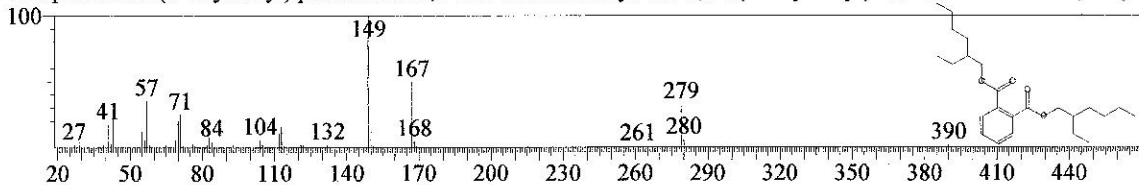
Hit#:1 Entry:88004 Library:NIST05.LIB
SI:94 Formula:C16H22O4 CAS:4376-20-9 MolWeight:278 RetIndex:2162
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, mono(2-ethylhexyl) ester \$\$ Mono(2-ethylhexyl) phthalate \$\$ Phthalic acid, 1



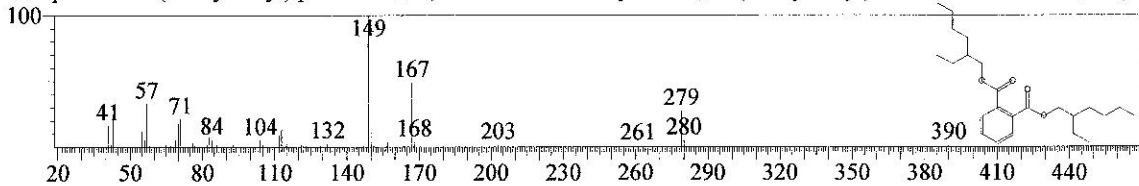
Hit#:2 Entry:142153 Library:NIST05.LIB
SI:91 Formula:C24H38O4 CAS:27554-26-3 MolWeight:390 RetIndex:2704
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, diisooctyl ester \$\$ Diisooctyl phthalate \$\$ Hexaplas M/O \$\$ Isooctyl phthala



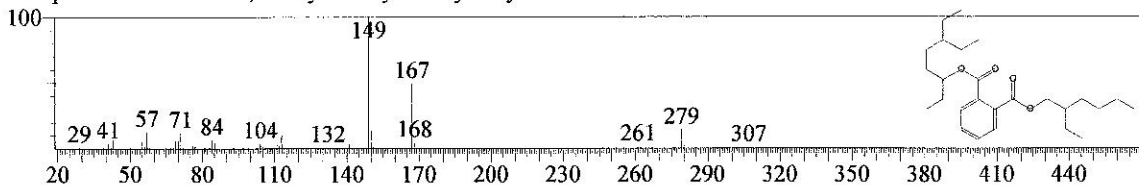
Hit#:3 Entry:142152 Library:NIST05.LIB
SI:91 Formula:C24H38O4 CAS:117-81-7 MolWeight:390 RetIndex:2704
CompName:Bis(2-ethylhexyl) phthalate \$\$ 1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-ethylhexyl) ester \$\$ Phthalic acid, bis(2-



Hit#:4 Entry:26378 Library:NIST05s.LIB
SI:90 Formula:C24H38O4 CAS:117-81-7 MolWeight:390 RetIndex:2704
CompName:Bis(2-ethylhexyl) phthalate \$\$ 1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-ethylhexyl) ester \$\$ Phthalic acid, bis(2-

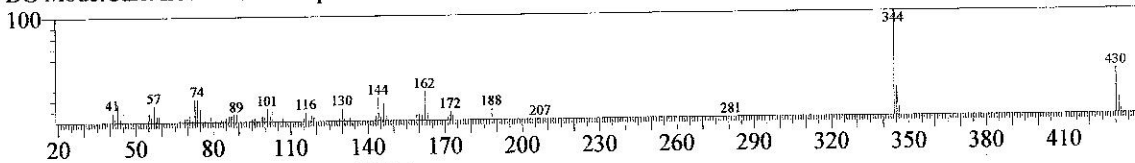


Hit#:5 Entry:148423 Library:NIST05.LIB
SI:90 Formula:C26H42O4 CAS:0-00-0 MolWeight:418 RetIndex:2838
CompName:Phthalic acid, 6-ethyloct-3-yl 2-ethylhexyl ester

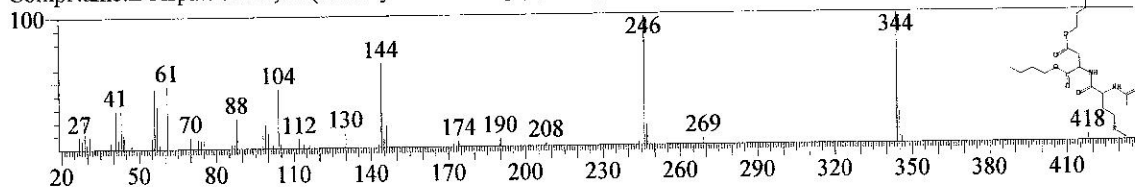


<< Target >>

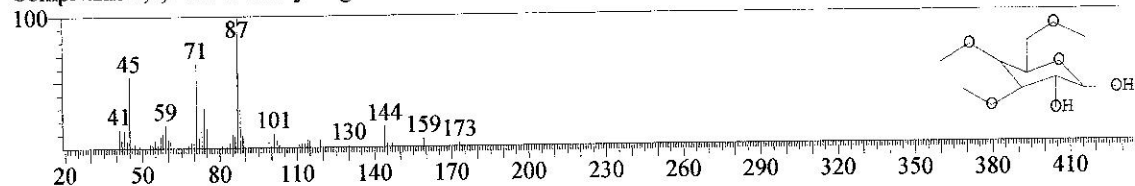
Line#:56 R.Time:17.325(Scan#:1720) MassPeaks:74
RawMode:Averaged 17.317-17.333(1719-1721) BasePeak:344.25(24372)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



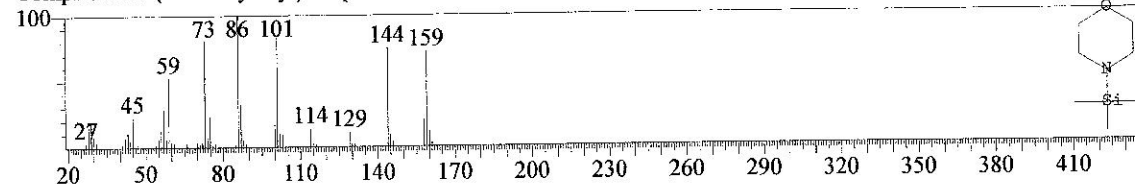
Hit#:1 Entry:148290 Library:NIST05.LIB
SI:55 Formula:C19H34N2O6S CAS:77536-57-3 MolWeight:418 RetIndex:3167
CompName:L-Aspartic acid, N-(N-acetyl-L-methionyl)-, dibutyl ester \$\$ Dibutyl 2-([2-(acetylamino)-4-(methylsulfanyl)



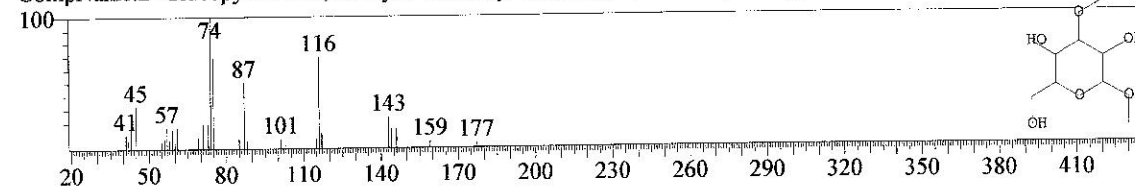
Hit#:2 Entry:53816 Library:NIST05.LIB
SI:52 Formula:C9H18O6 CAS:0-00-0 MolWeight:222 RetIndex:1595
CompName:3,4,6-Tri-O-methyl-d-glucose



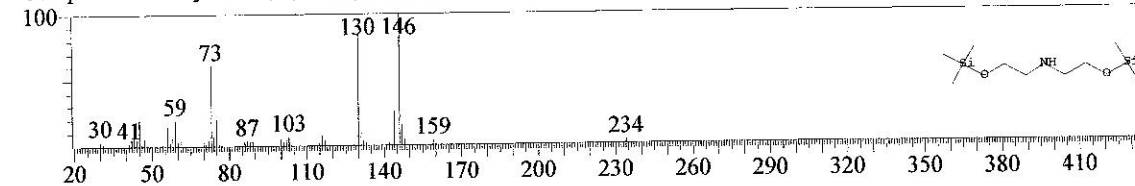
Hit#:3 Entry:10116 Library:NIST05.LIB
SI:52 Formula:C7H17NOSi CAS:13368-42-8 MolWeight:159 RetIndex:930
CompName:4-(Trimethylsilyl)morpholine \$\$ N-Trimethylsilylmorpholine \$\$



Hit#:4 Entry:45410 Library:NIST05.LIB
SI:51 Formula:C8H16O6 CAS:56248-44-3 MolWeight:208 RetIndex:1662
CompName:D-Glucopyranoside, methyl 3-O-methyl- \$\$ Methyl 3-O-methylhexopyranoside # \$\$

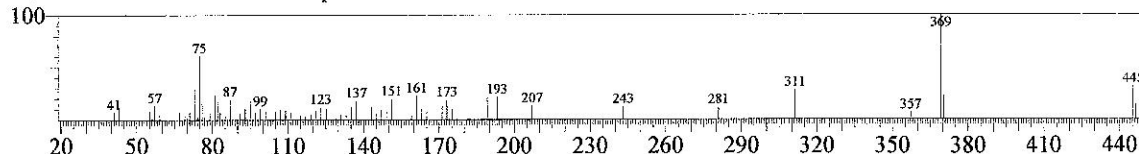


Hit#:5 Entry:70252 Library:NIST05.LIB
SI:51 Formula:C10H27NO2Si2 CAS:20836-40-2 MolWeight:249 RetIndex:1186
CompName:Diethylamine, 2,2'-bis(trimethylsiloxy)- \$\$ Iminodiethylenedioxybis(trimethylsilane) \$\$ Silane, iminobis(et

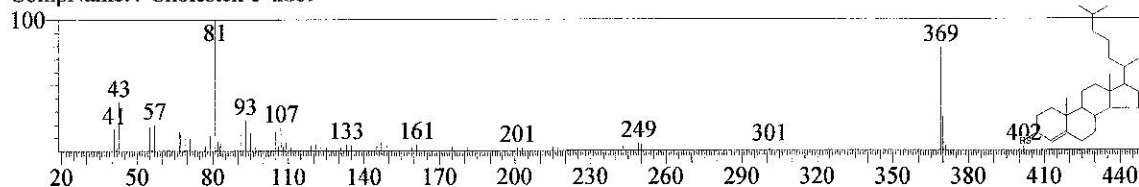


<< Target >>

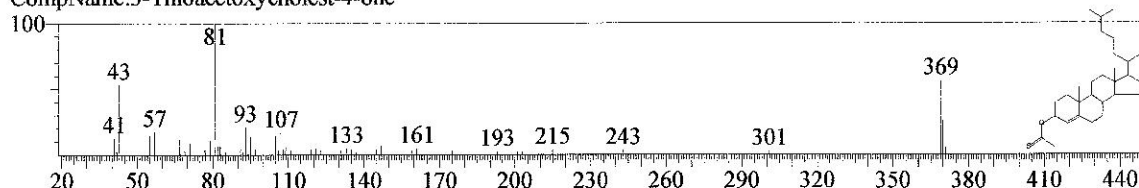
Line#:55 R.Time:16.833(Scan#:1661) MassPeaks:69
RawMode:Averaged 16.825-16.842(1660-1662) BasePeak:369.30(5837)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



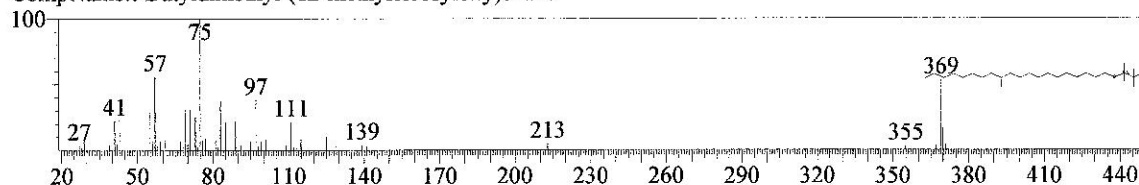
Hit#:1 Entry:145387 Library:NIST05.LIB
SI:55 Formula:C27H46S CAS:0-00-0 MolWeight:402 RetIndex:2674
CompName:4-Cholesten-3-thiol



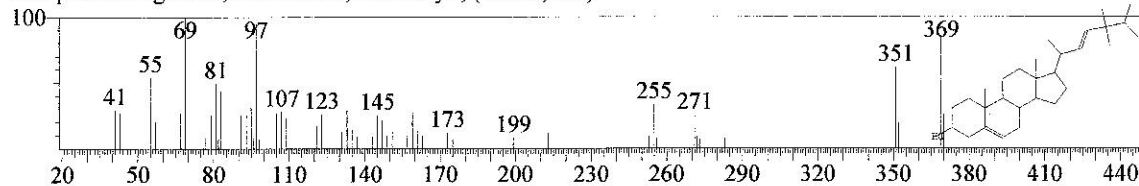
Hit#:2 Entry:152267 Library:NIST05.LIB
SI:55 Formula:C29H48OS CAS:0-00-0 MolWeight:444 RetIndex:3031
CompName:3-Thioacetoxcholest-4-one



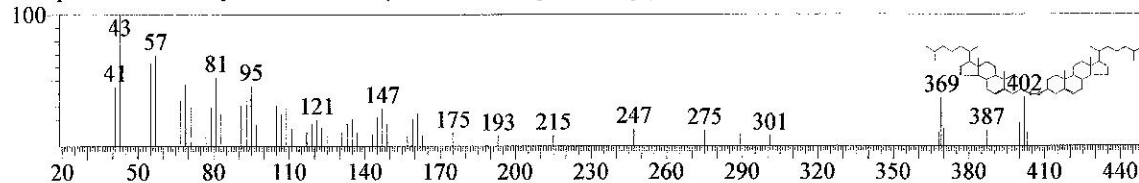
Hit#:3 Entry:149682 Library:NIST05.LIB
SI:52 Formula:C27H58OSi CAS:0-00-0 MolWeight:426 RetIndex:2542
CompName:t-Butyldimethyl-(12-methyleicosyloxy)silane



Hit#:4 Entry:147249 Library:NIST05.LIB
SI:52 Formula:C29H48O CAS:53755-22-9 MolWeight:412 RetIndex:2719
CompName:Ergosta-5,22-dien-3-ol, 24-methyl-, (3.beta.,22E)-

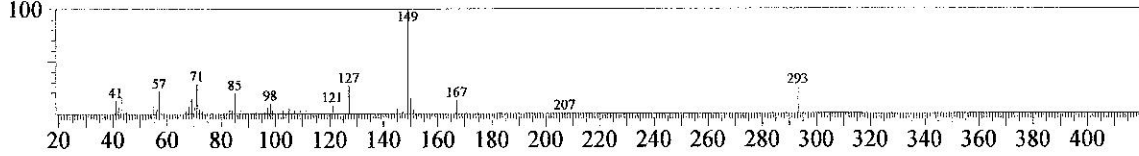


Hit#:5 Entry:162890 Library:NIST05.LIB
SI:51 Formula:C54H90S2 CAS:39879-87-3 MolWeight:802 RetIndex:5343
CompName:Cholesteryl disulfide \$\$ 3-(Cholest-5-en-3-yl)disulfanyl)cholest-5-ene # \$\$

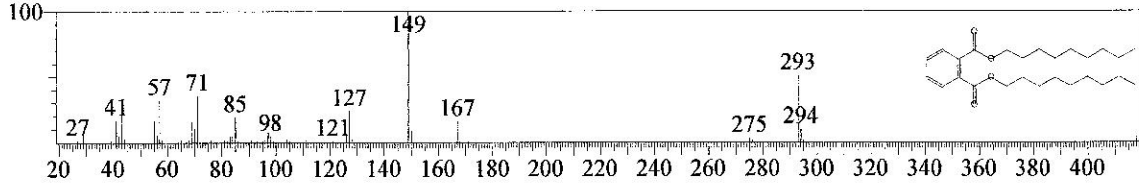


<< Target >>

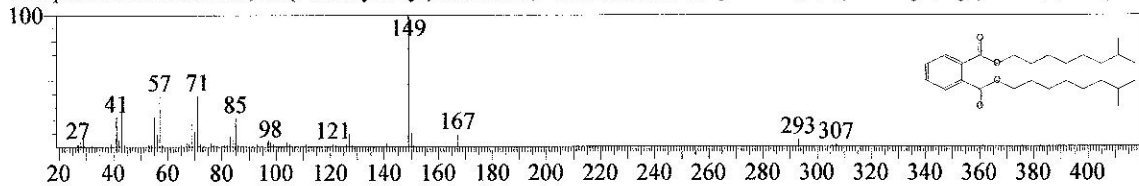
Line#:58 R.Time:18.642(Scan#:1878) MassPeaks:53
RawMode:Averaged 18.633-18.650(1877-1879) BasePeak:149.00(14807)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



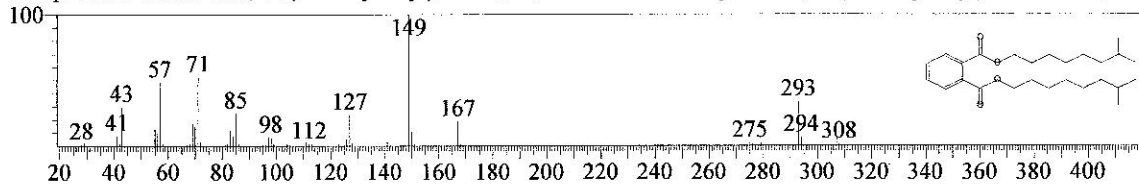
Hit#:1 Entry:148427 Library:NIST05.LIB
SI:85 Formula:C26H42O4 CAS:84-76-4 MolWeight:418 RetIndex:3031
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, dinonyl ester \$\$ Phthalic acid, dinonyl ester \$\$ Bisoflex DNP \$\$ Bisoflex 91



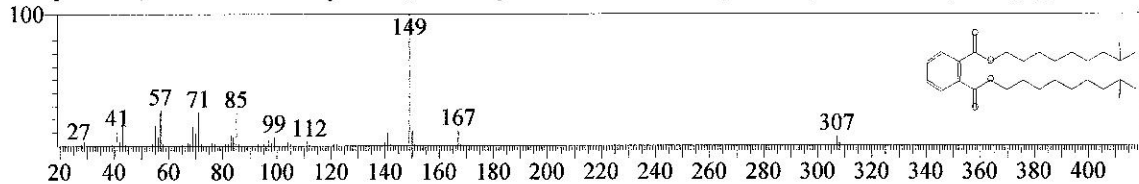
Hit#:2 Entry:26786 Library:NIST05s.LIB
SI:84 Formula:C26H42O4 CAS:20548-62-3 MolWeight:418 RetIndex:2902
CompName:Phthalic acid, bis(7-methyloctyl) ester \$\$ 1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(7-methyloctyl) ester \$\$ Bis(7-m



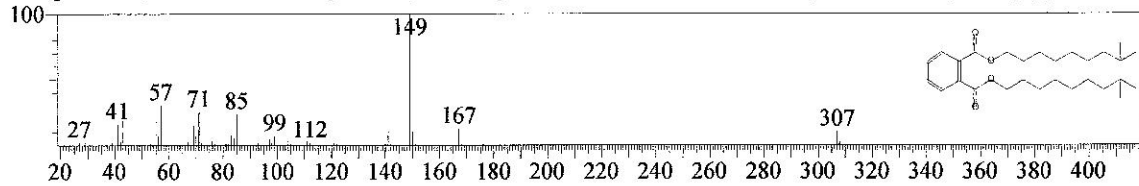
Hit#:3 Entry:148419 Library:NIST05.LIB
SI:83 Formula:C26H42O4 CAS:20548-62-3 MolWeight:418 RetIndex:2902
CompName:Phthalic acid, bis(7-methyloctyl) ester \$\$ 1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(7-methyloctyl) ester \$\$ Bis(7-m



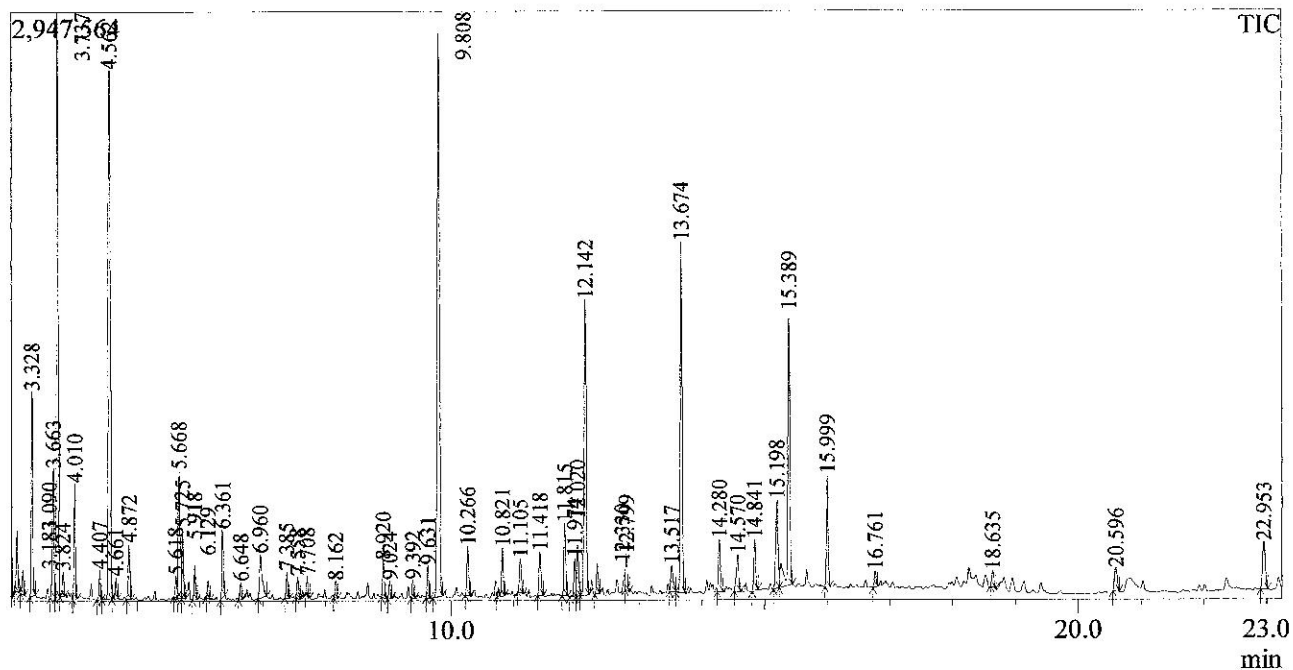
Hit#:4 Entry:27031 Library:NIST05s.LIB
SI:80 Formula:C28H46O4 CAS:26761-40-0 MolWeight:446 RetIndex:3101
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, diisodecyl ester \$\$ Phthalic acid, diisodecyl ester \$\$ Bis(isodecyl) phthalate \$



Hit#:5 Entry:27030 Library:NIST05s.LIB
SI:79 Formula:C28H46O4 CAS:26761-40-0 MolWeight:446 RetIndex:3101
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, diisodecyl ester \$\$ Phthalic acid, diisodecyl ester \$\$ Bis(isodecyl) phthalate \$



ANEXO II - Cromatograma e espectros de massas do efluente final da ETE do Hospital Geral Valdemar de Alcantara



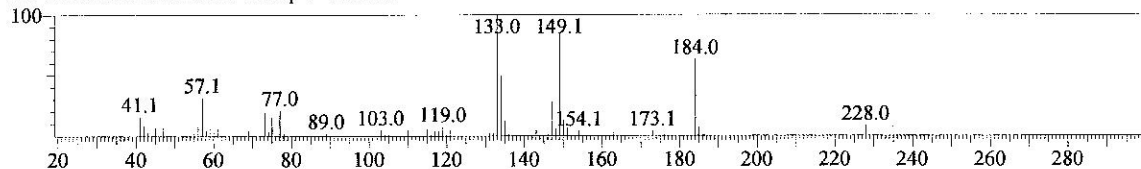
Library

<< Target >>

Line#: 1 R.Time: 3.092(Scan#: 12) MassPeaks: 54

RawMode: Averaged 3.083-3.100(11-13) BasePeak: 133.00(36921)

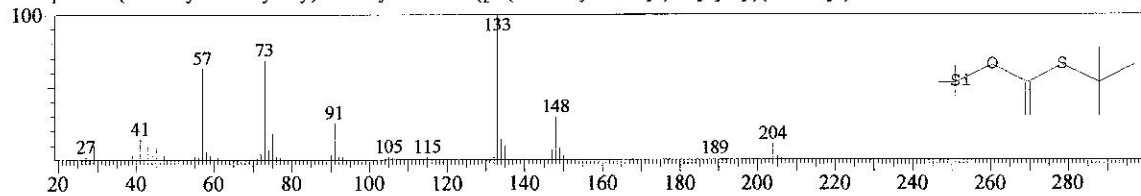
BG Mode: Calc. from Peak Group 1 - Event 1



Hit#: 1 Entry: 42944 Library: NIST05.LIB

SI: 66 Formula: C₉H₂₀OSSi CAS: 63584-47-4 MolWeight: 204 RetIndex: 1035

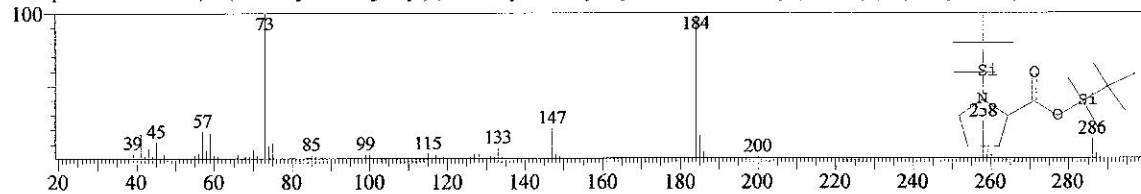
CompName: (1-t-Butylthiovinyl)oxytrimethylsilane \$\$ ([1-(tert-Butylsulfanyl)vinyl]oxy)(trimethyl)silane # \$\$



Hit#: 2 Entry: 123836 Library: NIST05.LIB

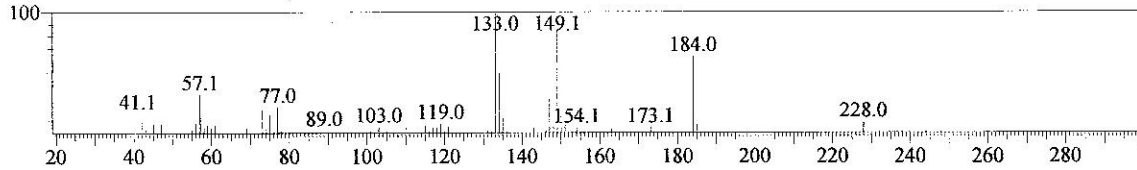
SI: 61 Formula: C₁₇H₃₇NO₂Si₂ CAS: 107715-91-3 MolWeight: 343 RetIndex: 1685

CompName: L-Proline, 1-(tert-butyl(dimethyl)silyl)-, tert-butyl(dimethyl)silyl ester \$\$ tert-Butyl(dimethyl)silyl 1-[tert-butyl(dimethyl)silyl



<< Target >>

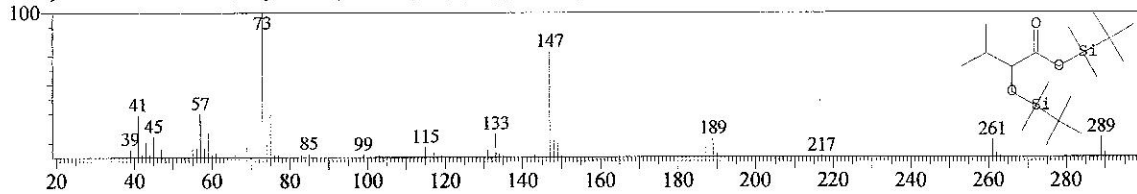
Line#:1 R.Time:3.092(Scan#:12) MassPeaks:54
RawMode:Averaged 3.083-3.100(11-13) BasePeak:133.00(36921)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



Hit#:3 Entry:125211 Library:NIST05.LIB

SI:61 Formula:C17H38O3Si2 CAS:180784-67-2 MolWeight:346 RetIndex:1477

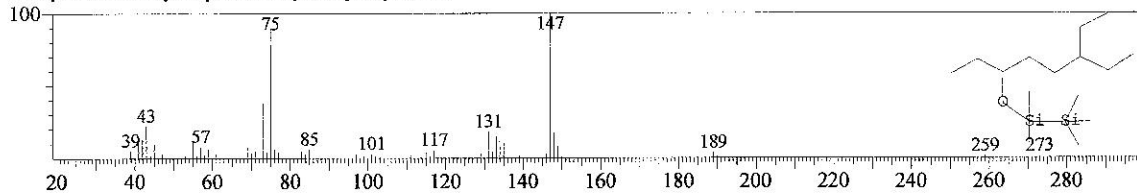
CompName:Butanoic acid, 2-[[tert-butyl(dimethylsilyl)oxy]-3-methyl-, tert-butyl(dimethylsilyl) ester



Hit#:4 Entry:93936 Library:NIST05.LIB

SI:61 Formula:C15H36OSi2 CAS:0-00-0 MolWeight:288 RetIndex:1280

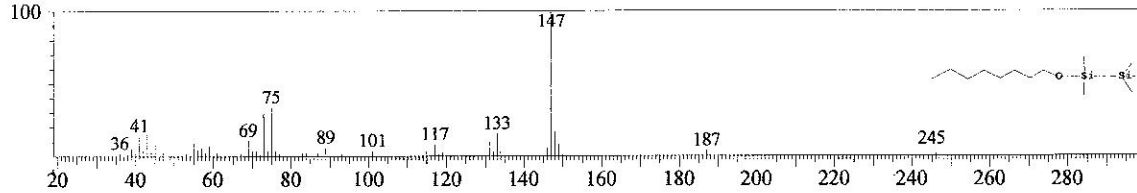
CompName:3-Ethyl-6-pentamethylsilyloxyoctane



Hit#:5 Entry:77038 Library:NIST05.LIB

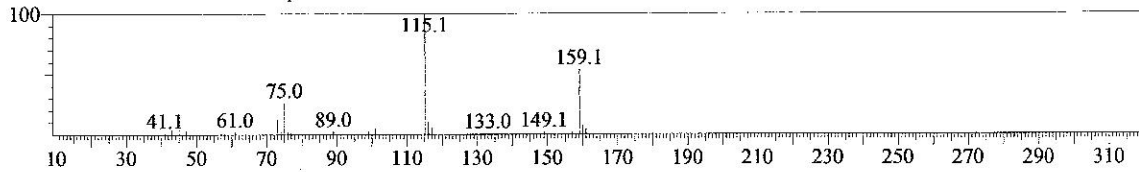
SI:60 Formula:C13H32OSi2 CAS:0-00-0 MolWeight:260 RetIndex:1209

CompName:1-Pentamethylsilyloxyoctane

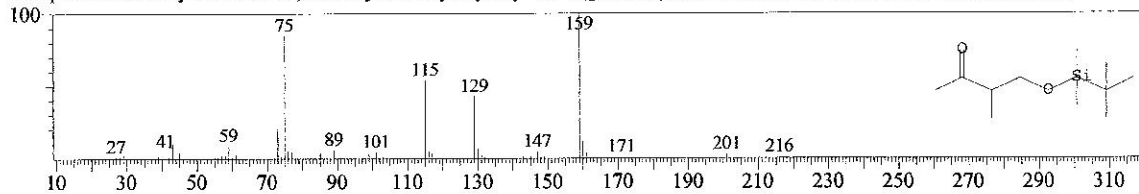


<< Target >>

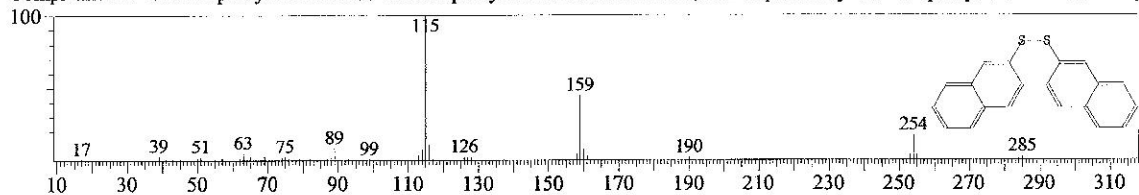
Line#:2 R.Time:3.183(Scan#:23) MassPeaks:25
RawMode:Averaged 3.175-3.192(22-24) BasePeak:115.05(35340)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



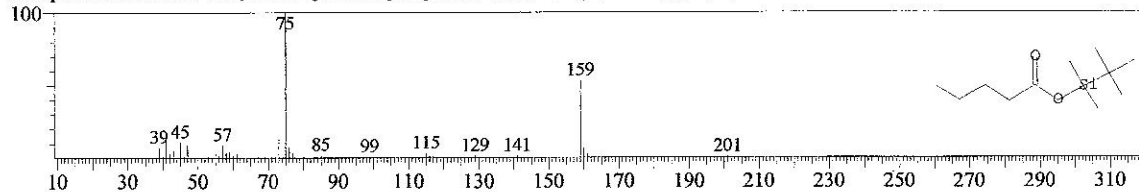
Hit#:1 Entry:50419 Library:NIST05.LIB
SI:73 Formula:C11H24O2Si CAS:191546-09-5 MolWeight:216 RetIndex:1088
CompName:3-Methyl-2-butanone, 4-*t*-butyldimethylsilyloxy- \$\$\$ 4-(*tert*-Butyl(dimethyl)silyl[oxy]-3-methyl-2-butanone # \$\$\$



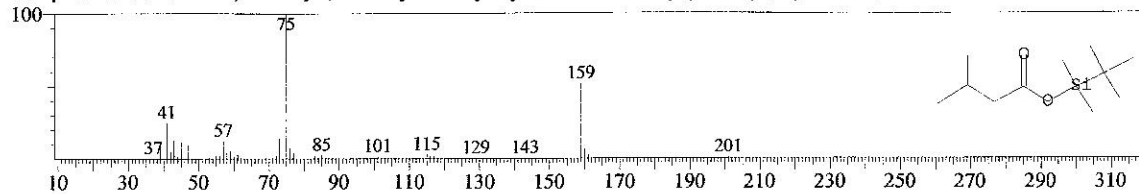
Hit#:2 Entry:111293 Library:NIST05.LIB
SI:71 Formula:C20H14S2 CAS:5586-15-2 MolWeight:318 RetIndex:2971
CompName:Di- β -naphthyl disulfide \$\$\$ Di-2-Naphthyl disulfide \$\$\$ Disulfide, di-2-naphthaleny! \$\$\$ 2-Naphthyl disulfide \$\$\$ 2-Nap!



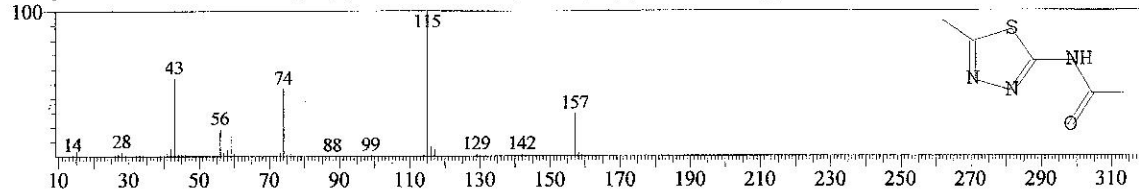
Hit#:3 Entry:50415 Library:NIST05.LIB
SI:70 Formula:C11H24O2Si CAS:104256-46-4 MolWeight:216 RetIndex:1107
CompName:Penanoic acid, *tert*-butyldimethylsilyl ester \$\$\$ *tert*-Butyl(dimethyl)silyl pentanoate # \$\$\$



Hit#:4 Entry:50414 Library:NIST05.LIB
SI:68 Formula:C11H24O2Si CAS:111864-22-3 MolWeight:216 RetIndex:1043
CompName:Butanoic acid, 3-methyl-, *tert*-butyldimethylsilyl ester \$\$\$ *tert*-Butyl(dimethyl)silyl 3-methylbutanoate # \$\$\$

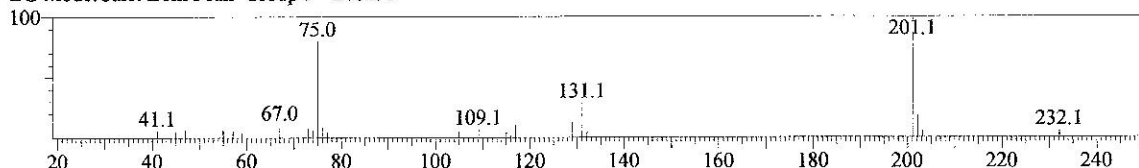


Hit#:5 Entry:18132 Library:NIST05.LIB
SI:67 Formula:C5H7N3OS CAS:13053-83-3 MolWeight:157 RetIndex:1459
CompName:2-Acetamido-5-methyl-1,3,4-thiadiazole \$\$\$ N-(5-Methyl-1,3,4-thiadiazol-2-yl)acetamide # \$\$\$

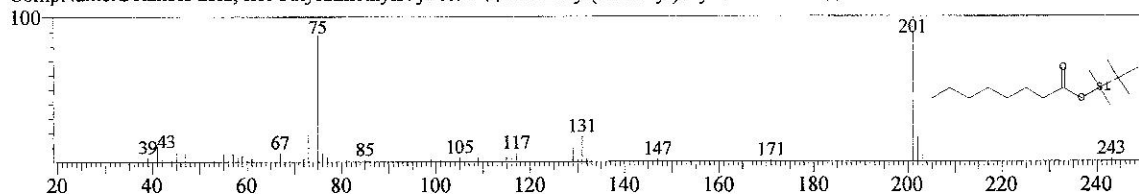


<< Target >>

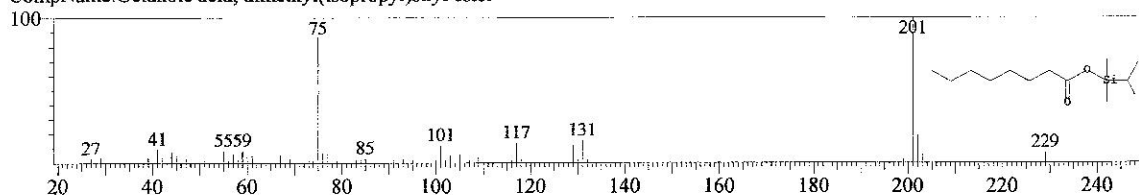
Line#:12 R.Time:5.617(Scan#:315) MassPeaks:25
RawMode:Averaged 5.608-5.625(314-316) BasePeak:201.10(23415)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



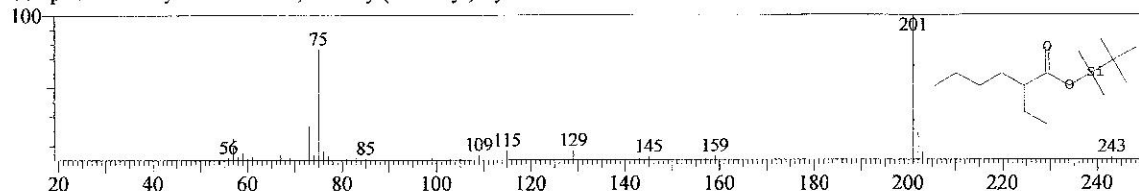
Hit#:1 Entry:75981 Library:NIST05.LIB
SI:90 Formula:C14H30O2Si CAS:104255-72-3 MolWeight:258 RetIndex:1406
CompName:Octanoic acid, tert-butyl(dimethyl)silyl ester \$\$ tert-Butyl(dimethyl)silyl octanoate # \$\$



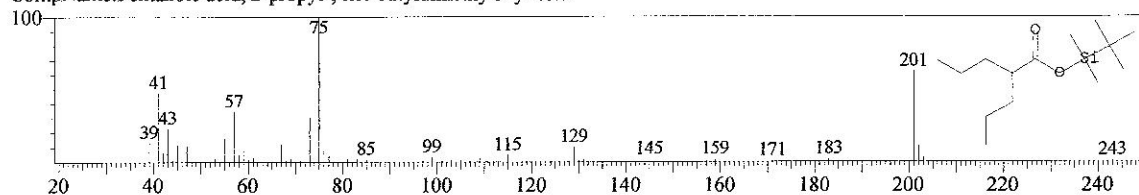
Hit#:2 Entry:67465 Library:NIST05.LIB
SI:85 Formula:C13H28O2Si CAS:0-00-0 MolWeight:244 RetIndex:1327
CompName:Octanoic acid, dimethyl(isopropyl)silyl ester



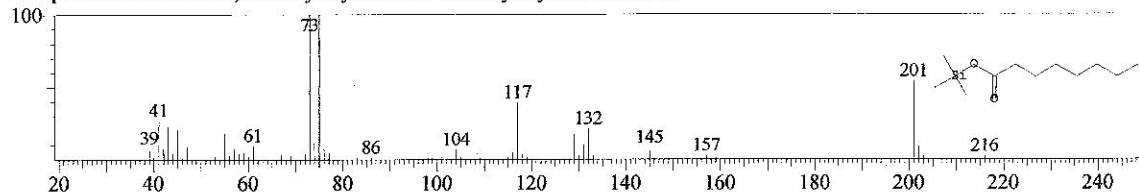
Hit#:3 Entry:75980 Library:NIST05.LIB
SI:82 Formula:C14H30O2Si CAS:0-00-0 MolWeight:258 RetIndex:1342
CompName:2-Ethylhexanoic acid, dimethyl(tert-butyl)silyl ester



Hit#:4 Entry:75976 Library:NIST05.LIB
SI:75 Formula:C14H30O2Si CAS:0-00-0 MolWeight:258 RetIndex:1342
CompName:Pentanoic acid, 2-propyl-, tert-butyl(dimethyl)silyl ester

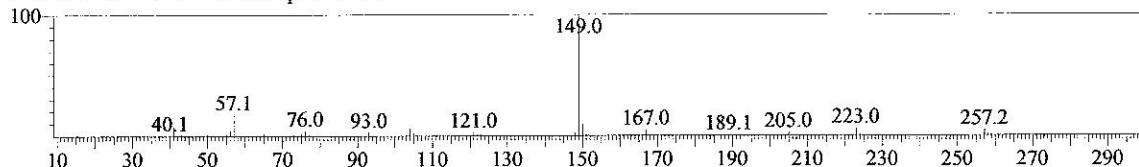


Hit#:5 Entry:18047 Library:NIST05s.LIB
SI:73 Formula:C11H24O2Si CAS:55494-06-9 MolWeight:216 RetIndex:1192
CompName:Octanoic acid, trimethylsilyl ester \$\$ Trimethylsilyl octanoate # \$\$

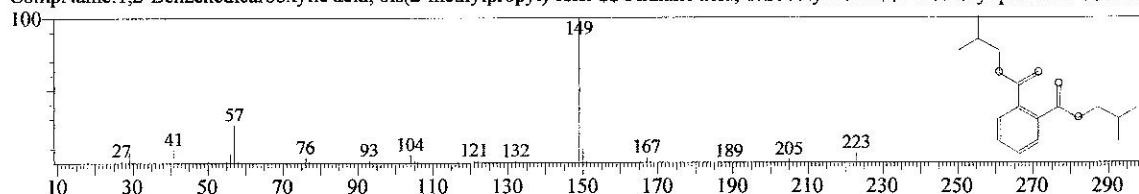


<< Target >>

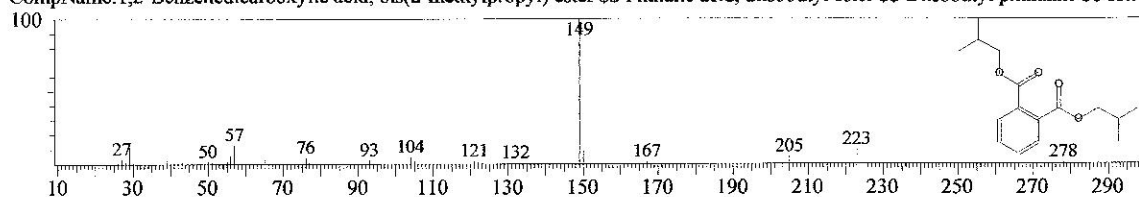
Line#:28 R.Time:9.808(Scan#:818) MassPeaks:94
RawMode:Averaged 9.800-9.817(817-819) BasePeak:149.00(1249196)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



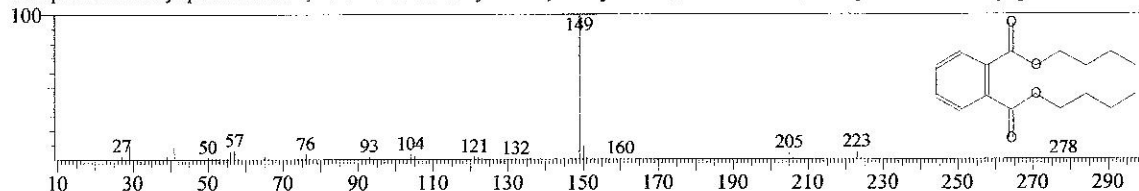
Hit#:1 Entry:22659 Library:NIST05s.LIB
SI:94 Formula:C16H22O4 CAS:84-69-5 MolWeight:278 RetIndex:1908
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-methylpropyl) ester \$\$ Phthalic acid, diisobutyl ester \$\$ Diisobutyl phthalate \$\$ Hexa



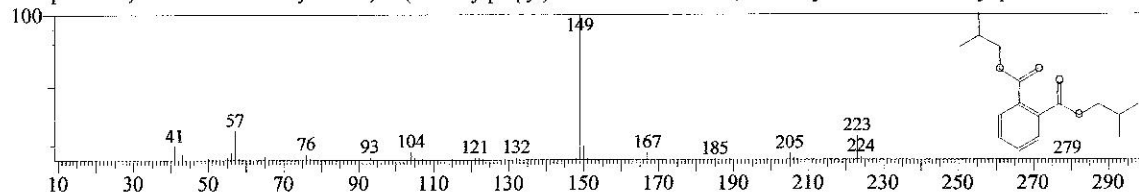
Hit#:2 Entry:87999 Library:NIST05.LIB
SI:93 Formula:C16H22O4 CAS:84-69-5 MolWeight:278 RetIndex:1908
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-methylpropyl) ester \$\$ Phthalic acid, diisobutyl ester \$\$ Diisobutyl phthalate \$\$ Hexa



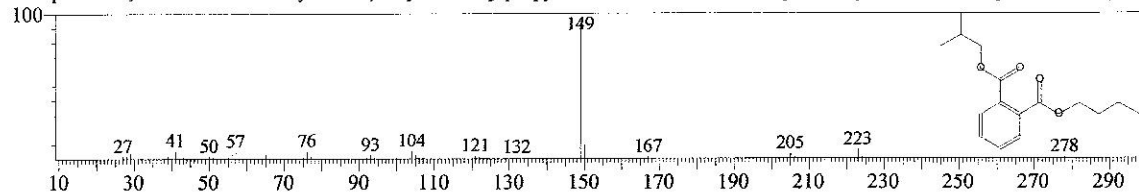
Hit#:3 Entry:88000 Library:NIST05.LIB
SI:93 Formula:C16H22O4 CAS:84-74-2 MolWeight:278 RetIndex:2037
CompName:Dibutyl phthalate \$\$ 1,2-Benzenedicarboxylic acid, dibutyl ester \$\$ Phthalic acid, dibutyl ester \$\$ n-Butyl phthalate \$\$ Bu



Hit#:4 Entry:22660 Library:NIST05s.LIB
SI:92 Formula:C16H22O4 CAS:84-69-5 MolWeight:278 RetIndex:1908
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-methylpropyl) ester \$\$ Phthalic acid, diisobutyl ester \$\$ Diisobutyl phthalate \$\$ Hexa

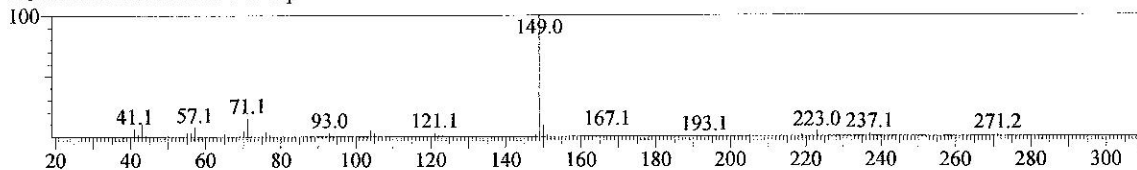


Hit#:5 Entry:88003 Library:NIST05.LIB
SI:91 Formula:C16H22O4 CAS:17851-53-5 MolWeight:278 RetIndex:1973
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, butyl 2-methylpropyl ester \$\$ Phthalic acid, butyl isobutyl ester \$\$ 1-Butyl 2-isobutyl phtha

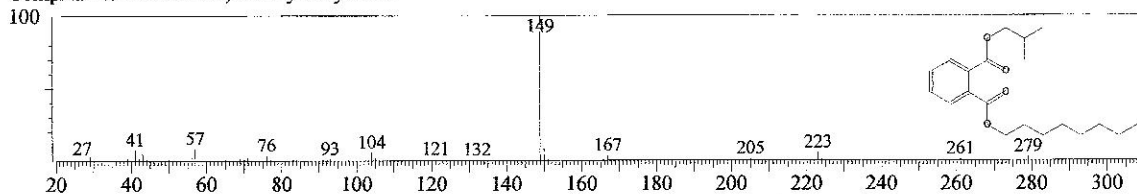


<< Target >>

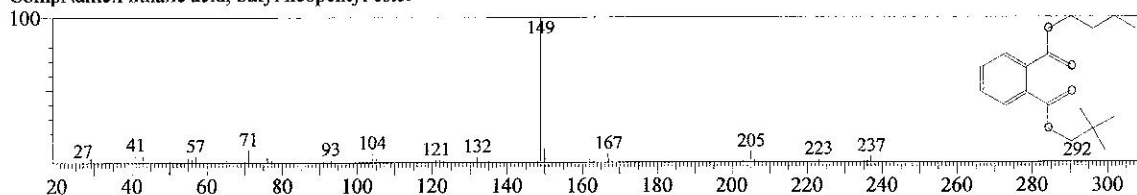
Line#:30 RTime:10.817(Scan#:939) MassPeaks:38
RawMode:Averaged 10.808-10.825(938-940) BasePeak:149.00(99650)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



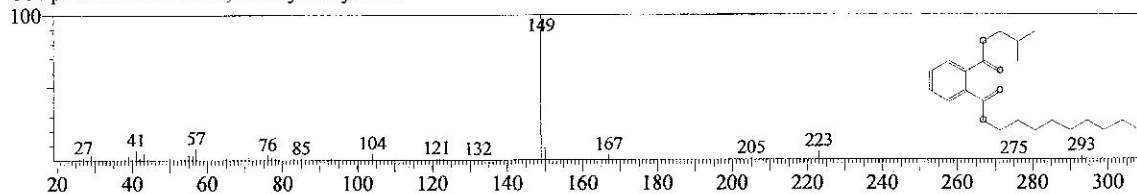
Hit#:1 Entry:119771 Library:NIST05.LIB
SI:91 Formula:C20H30O4 CAS:0-00-0 MolWeight:334 RetIndex:2370
CompName:Phthalic acid, isobutyl octyl ester



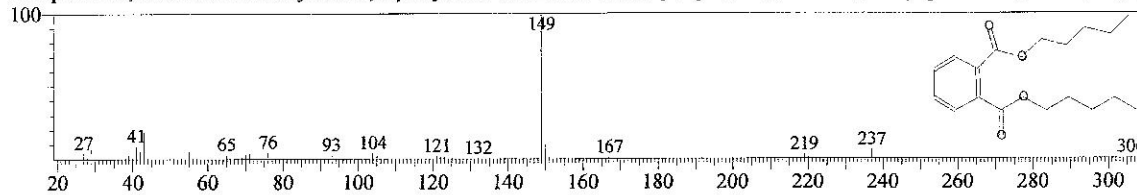
Hit#:2 Entry:96350 Library:NIST05.LIB
SI:90 Formula:C17H24O4 CAS:0-00-0 MolWeight:292 RetIndex:2052
CompName:Phthalic acid, butyl neopentyl ester



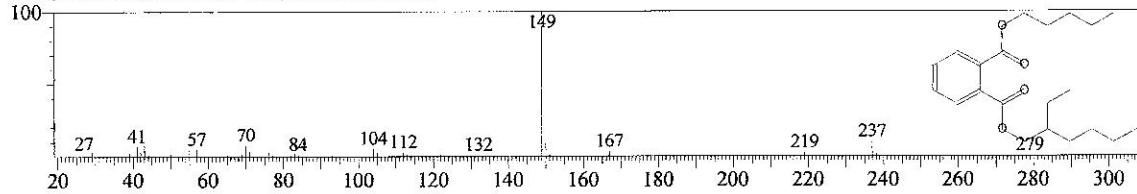
Hit#:3 Entry:126387 Library:NIST05.LIB
SI:90 Formula:C21H32O4 CAS:0-00-0 MolWeight:348 RetIndex:2470
CompName:Phthalic acid, isobutyl nonyl ester



Hit#:4 Entry:104525 Library:NIST05.LIB
SI:90 Formula:C18H26O4 CAS:131-18-0 MolWeight:306 RetIndex:2235
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, dipentyl ester \$\$ Phthalic acid, dipentyl ester \$\$ Amoil \$\$ Amyl phthalate \$\$ Di-n-pentyl p

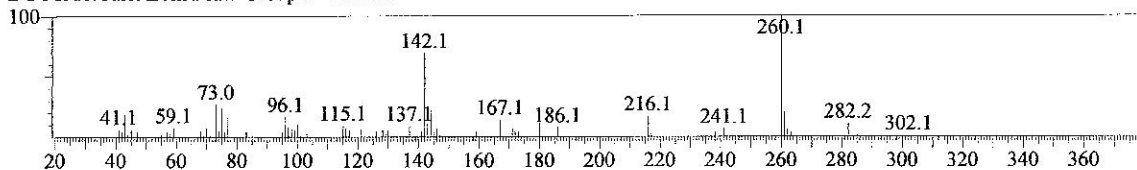


Hit#:5 Entry:126392 Library:NIST05.LIB
SI:89 Formula:C21H32O4 CAS:0-00-0 MolWeight:348 RetIndex:2470
CompName:Phthalic acid, 2-ethylhexyl pentyl ester

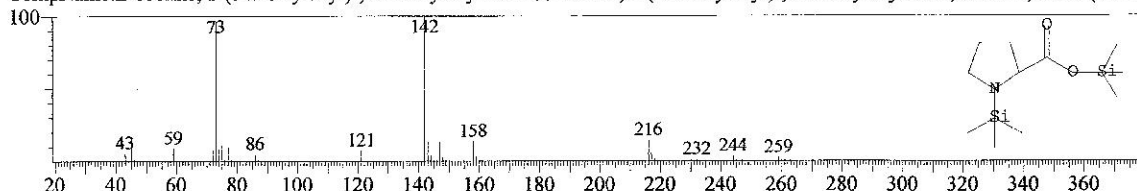


<< Target >>

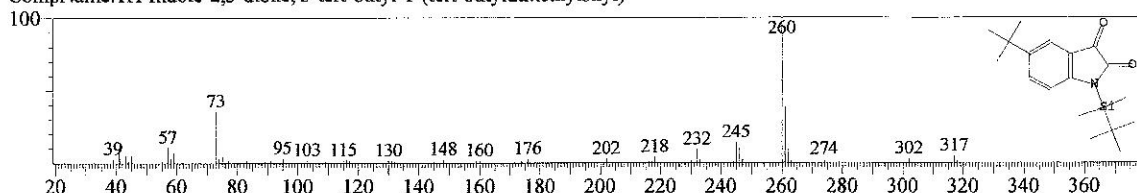
Line#:32 R.Time:11.417(Scan#:1011) MassPeaks:66
RawMode:Averaged 11.408-11.425(1010-1012) BasePeak:260.05(30897)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



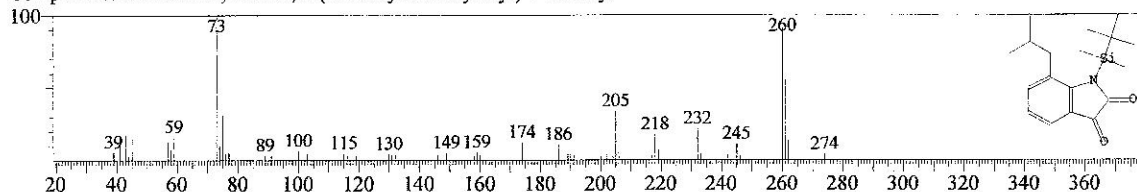
Hit#:1 Entry:76367 Library:NIST05.LIB
SI:55 Formula:C11H25NO2Si2 CAS:7364-47-8 MolWeight:259 RetIndex:1258
CompName:L-Proline, 1-(trimethylsilyl)-, trimethylsilyl ester \$\$\$\$ Proline, 1-(trimethylsilyl)-, trimethylsilyl ester, L- \$\$\$\$ N,O-Bis-(trimet



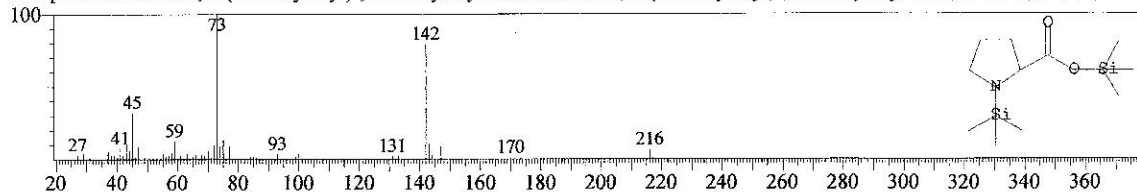
Hit#:2 Entry:110669 Library:NIST05.LIB
SI:53 Formula:C18H27NO2Si CAS:0-00-0 MolWeight:317 RetIndex:2188
CompName:1H-Indole-2,3-dione, 5-tert-butyl-1-(tert-butyldimethylsilyl)-



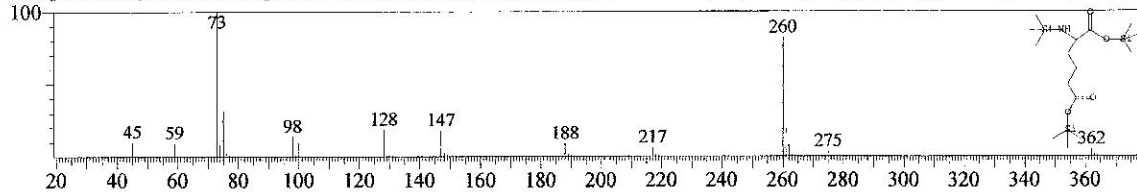
Hit#:3 Entry:110667 Library:NIST05.LIB
SI:52 Formula:C18H27NO2Si CAS:0-00-0 MolWeight:317 RetIndex:2208
CompName:1H-Indole-2,3-dione, 1-(tert-butyldimethylsilyl)-7-isobutyl-



Hit#:4 Entry:21495 Library:NIST05s.LIB
SI:51 Formula:C11H25NO2Si2 CAS:7364-47-8 MolWeight:259 RetIndex:1258
CompName:L-Proline, 1-(trimethylsilyl)-, trimethylsilyl ester \$\$\$\$ Proline, 1-(trimethylsilyl)-, trimethylsilyl ester, L- \$\$\$\$ N,O-Bis-(trimet

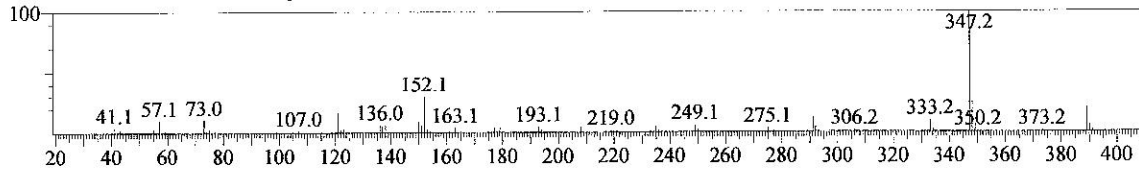


Hit#:5 Entry:137932 Library:NIST05.LIB
SI:51 Formula:C15H35NO4Si3 CAS:66434-50-2 MolWeight:377 RetIndex:1711
CompName:alpha.-Amino adipic acid triTMS \$\$\$\$ Hexanedioic acid, alpha.-amino-, tri(trimethylsilyl)- \$\$\$\$ N,o,o'-Tris-(trimethylsilyl)-2

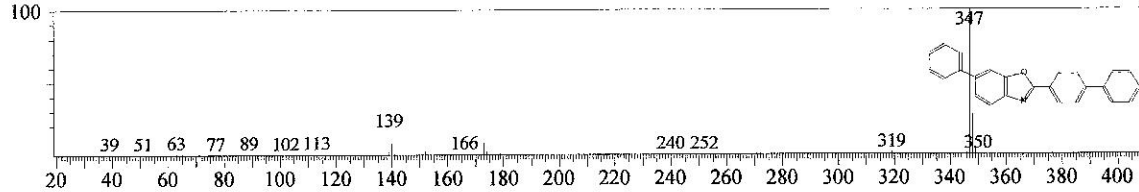


<< Target >>

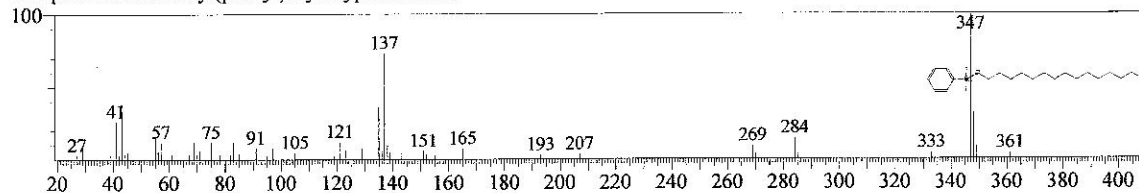
Line#:36 RTime:12.142(Scan#:1098) MassPeaks:129
RawMode:Averaged 12.133-12.150(1097-1099) BasePeak:347.20(321490)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



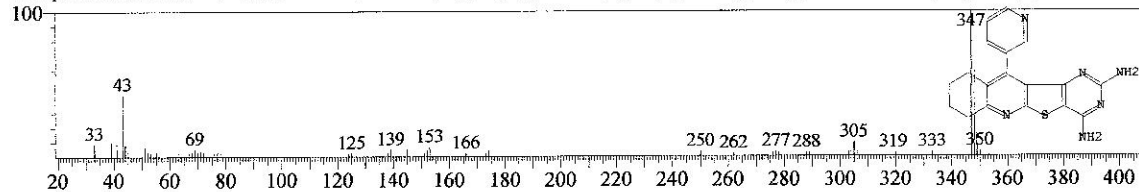
Hit#1 Entry:125923 Library:NIST05.LIB
SI:56 Formula:C25H17NO CAS:17064-47-0 MolWeight:347 RetIndex:3092
CompName:2-(4-Biphenyl)-6-phenylbenzoxazole \$\$ PBBO \$\$ Benzoxazole, 2-[1,1'-biphenyl]-4-yl-6-phenyl- \$\$ 2-[1,1'-Biphenyl]-4-



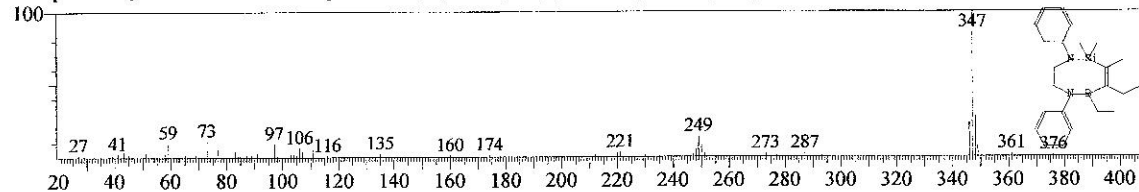
Hit#2 Entry:132380 Library:NIST05.LIB
SI:55 Formula:C23H42OSi CAS:0-00-0 MolWeight:362 RetIndex:2370
CompName:1-Dimethyl(phenyl)silyloxy pentadecane



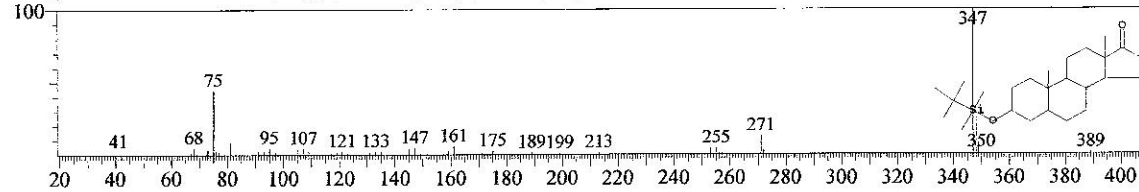
Hit#3 Entry:126194 Library:NIST05.LIB
SI:54 Formula:C18H16N6S CAS:159717-99-4 MolWeight:348 RetIndex:3283
CompName:2,4-Diamino-7,8,9,10-tetrahydro-11-(3-pyridinyl)pyrimido[5',4':2,3]thieno[5,4-b]quinoline \$\$ 11-(3-Pyridinyl)-7,8,9,10-tet



Hit#4 Entry:137770 Library:NIST05.LIB
SI:51 Formula:C23H33BN2Si CAS:0-00-0 MolWeight:376 RetIndex:0
CompName:4,7-Diaza-8-bora-3-silacyclooctene, 1,8-diethyl-2,3,3-trimethyl-4,7-diphenyl-

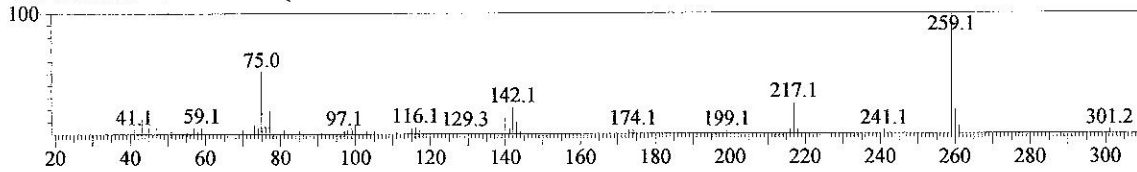


Hit#5 Entry:145763 Library:NIST05.LIB
SI:51 Formula:C25H44O2Si CAS:57711-44-1 MolWeight:404 RetIndex:2400
CompName:Androstan-17-one, 3-[[[(1,1-dimethylethyl)dimethylsilyloxy]-, (3.beta.,5.alpha.)-]] 3-.beta.-tert-butyl dimethylsilyloxy-5-

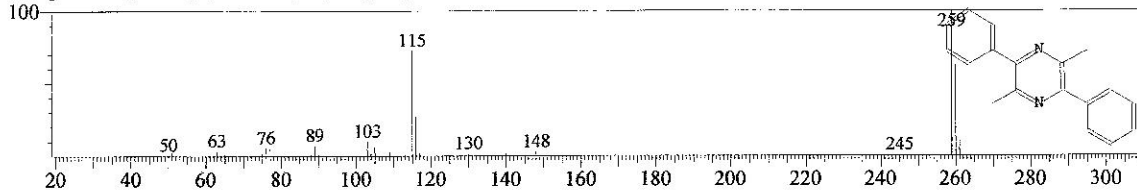


<< Target >>

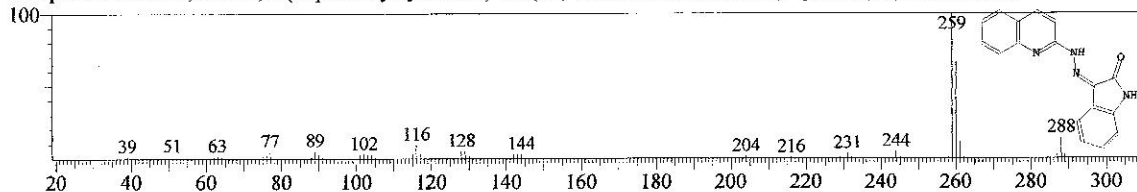
Line#:37 RTime:12.333(Scan#:1121) MassPeaks:52
RawMode:Averaged 12.325-12.342(1120-1122) BasePeak:259.05(31541)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



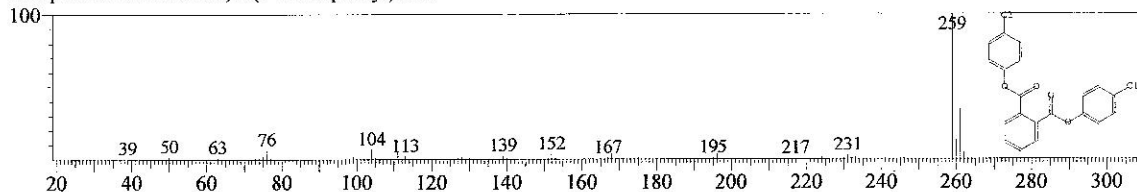
Hit#:1 Entry:77341 Library:NIST05.LIB
SI:58 Formula:C18H16N2 CAS:0-00-0 MolWeight:260 RetIndex:2268
CompName:Pyrazine, 3,6-dimethyl-2,5-diphenyl-



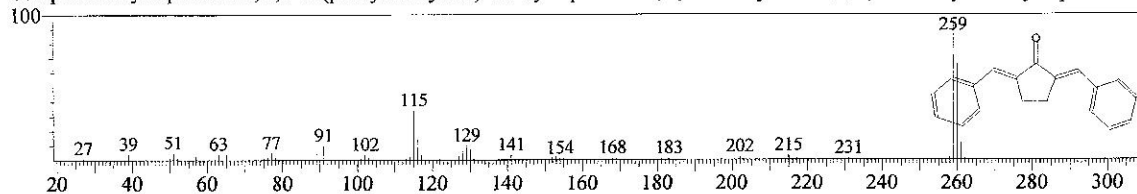
Hit#:2 Entry:94023 Library:NIST05.LIB
SI:58 Formula:C17H12N4O CAS:79922-31-9 MolWeight:288 RetIndex:2819
CompName:Indole-2,3-dione, 3-(2-quinolinylhydrazone)- (3Z)-1H-Indole-2,3-dione 3-(2-quinolinylhydrazone) # \$\$



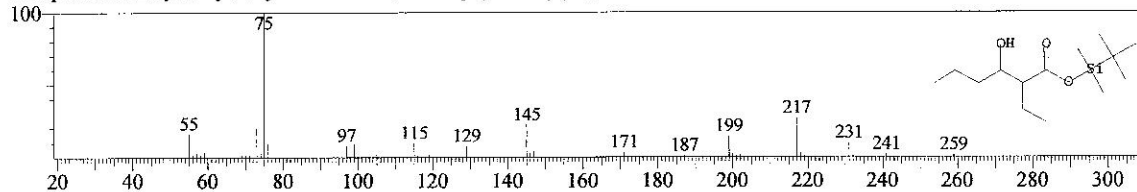
Hit#:3 Entry:140779 Library:NIST05.LIB
SI:57 Formula:C20H12Cl2O4 CAS:0-00-0 MolWeight:386 RetIndex:2947
CompName:Phthalic acid, di(4-chlorophenyl) ester



Hit#:4 Entry:77360 Library:NIST05.LIB
SI:57 Formula:C19H16O CAS:895-80-7 MolWeight:260 RetIndex:2286
CompName:Cyclopentanone, 2,5-bis(phenylmethylene)- (E)-Cyclopentanone, 2,5-dibenzylidene- (E)-2,5-Dibenzylidenecyclopentanone

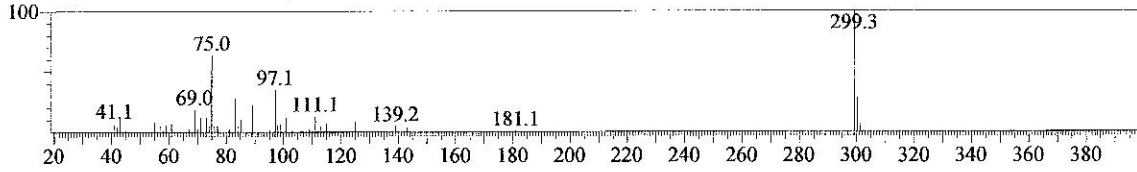


Hit#:5 Entry:85686 Library:NIST05.LIB
SI:57 Formula:C14H30O3Si CAS:0-00-0 MolWeight:274 RetIndex:1504
CompName:2-Ethyl-3-hydroxyhexanoic acid, dimethyl(tert-butyl)silyl ester

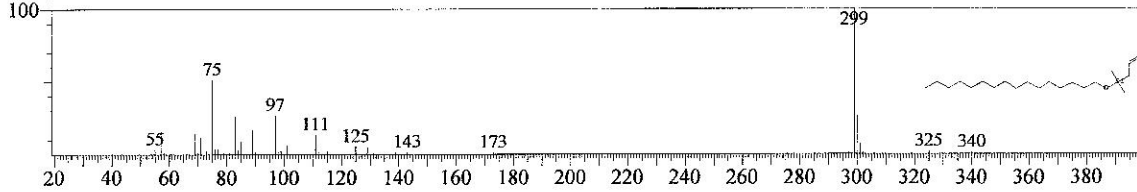


<< Target >>

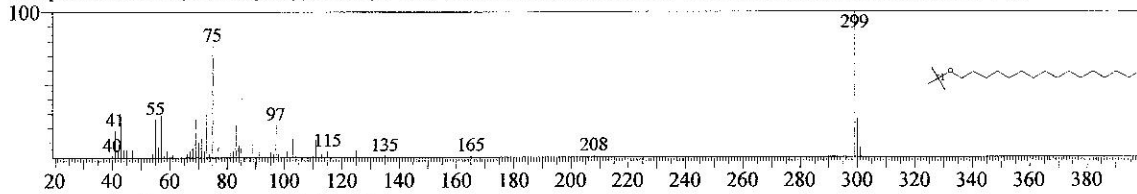
Line#:38 RTime:12.800(Scan#:1177) MassPeaks:42
RawMode:Averaged 12.792-12.808(1176-1178) BasePeak:299.25(24337)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



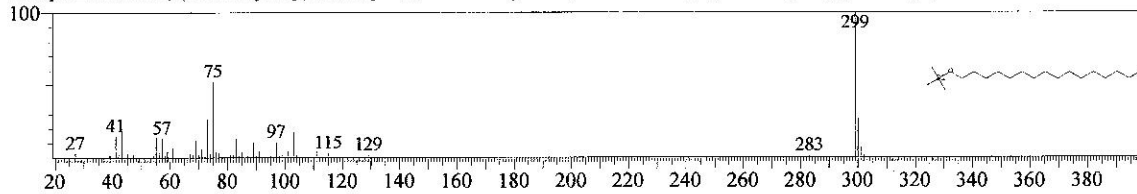
Hit#:1 Entry:122660 Library:NIST05.LIB
SI:87 Formula:C21H44OSi CAS:77572-87-3 MolWeight:340 RefIndex:2085
CompName:Silane, (hexadecyloxy)dimethyl-2-propenyl- \$\$ Allyldimethylsilyl hexadecyl ether \$\$ Allyl(hexadecyloxy)dimethylsilane



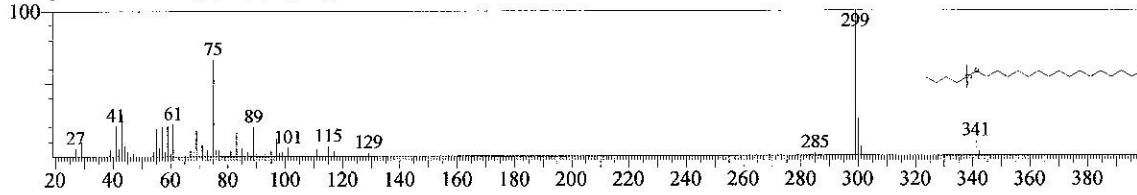
Hit#:2 Entry:24373 Library:NIST05s.LIB
SI:85 Formula:C19H42OSi CAS:6221-90-5 MolWeight:314 RefIndex:1896
CompName:Silane, (hexadecyloxy)trimethyl- \$\$ 1-Trimethylsilyloxyhexadecane \$\$ (Hexadecyloxy)(trimethyl)silane # \$\$



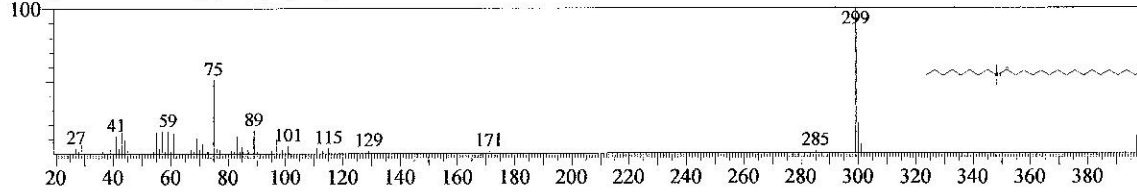
Hit#:3 Entry:109133 Library:NIST05.LIB
SI:85 Formula:C19H42OSi CAS:6221-90-5 MolWeight:314 RefIndex:1896
CompName:Silane, (hexadecyloxy)trimethyl- \$\$ 1-Trimethylsilyloxyhexadecane \$\$ (Hexadecyloxy)(trimethyl)silane # \$\$



Hit#:4 Entry:129864 Library:NIST05.LIB
SI:85 Formula:C22H48OSi CAS:0-00-0 MolWeight:356 RefIndex:2194
CompName:1-Dimethyl(butyl)silyloxyhexadecane

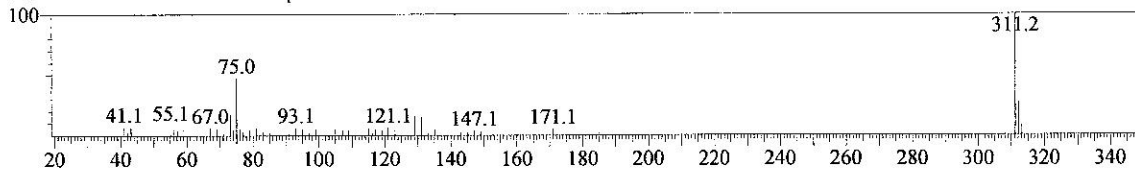


Hit#:5 Entry:147216 Library:NIST05.LIB
SI:83 Formula:C26H56OSi CAS:0-00-0 MolWeight:412 RefIndex:2592
CompName:1-Dimethyl(octyl)silyloxyhexadecane

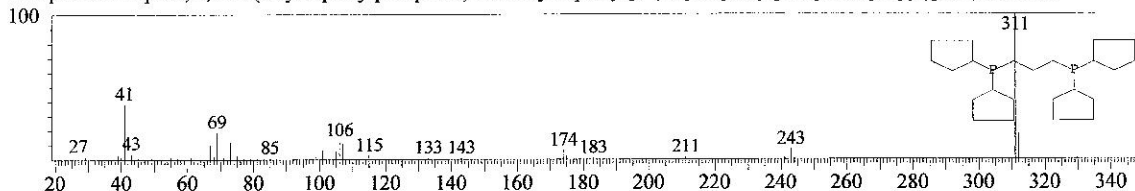


<< Target >>

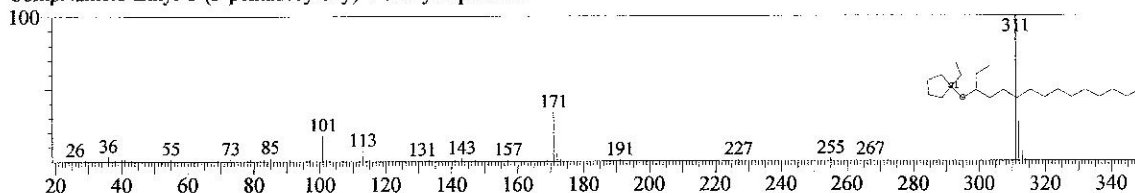
Line#:39 RTime:13.517(Scan#:1263) MassPeaks:48
RawMode:Averaged 13.508-13.525(1262-1264) BasePeak:311.20(29744)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



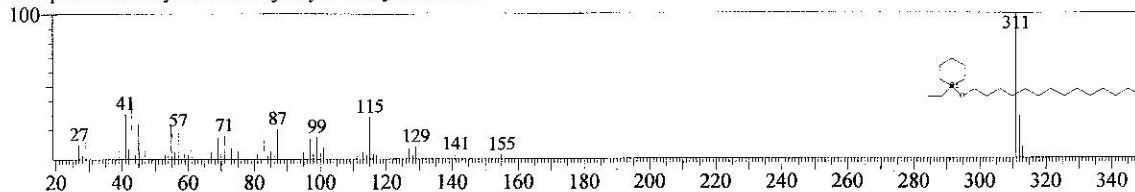
Hit#:1 Entry:139075 Library:NIST05.LIB
SI:66 Formula:C23H42P2 CAS:149081-88-9 MolWeight:380 RetIndex:2733
CompName:Propane, 1,3-bis(dicyclopentylphosphino)- \$\$ Dicyclopentyl[3-(dicyclopentylphosphino)propyl]phosphine # \$\$



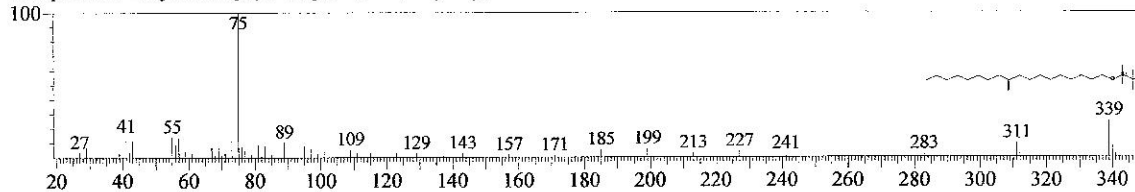
Hit#:2 Entry:122664 Library:NIST05.LIB
SI:65 Formula:C21H44OSi CAS:0-00-0 MolWeight:340 RetIndex:2080
CompName:1-Ethyl-1-(3-pentadecyloxy)-1-silacyclopentane



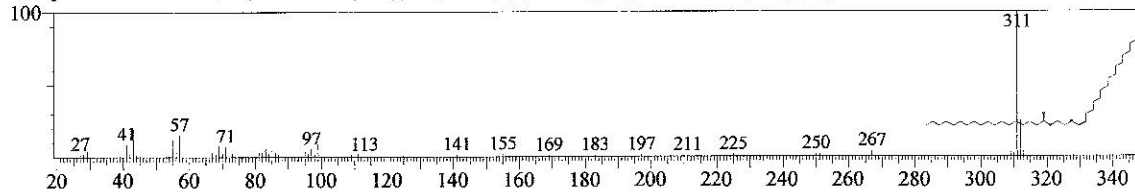
Hit#:3 Entry:122661 Library:NIST05.LIB
SI:65 Formula:C21H44OSi CAS:0-00-0 MolWeight:340 RetIndex:2165
CompName:1-Ethyl-1-tetradecyloxy-1-silacyclohexane



Hit#:4 Entry:143763 Library:NIST05.LIB
SI:63 Formula:C25H52OSi CAS:0-00-0 MolWeight:396 RetIndex:2375
CompName:t-Butyldimethyl(10-octylundec-10-enyloxy)silane

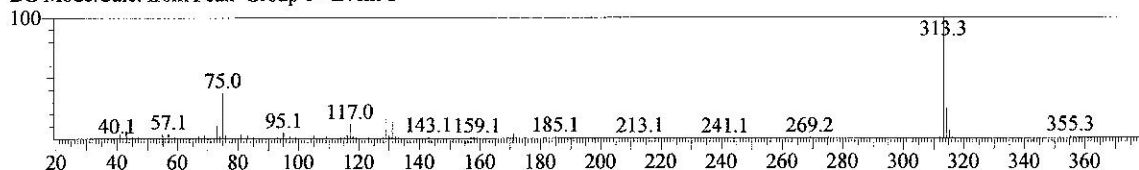


Hit#:5 Entry:160440 Library:NIST05.LIB
SI:63 Formula:C38H74O3 CAS:30760-05-5 MolWeight:578 RetIndex:4050
CompName:Stearic acid, 2-(1-octadecenyloxy)ethyl ester, (Z)- \$\$ 2-[(1Z)-1-Octadecenyloxy]ethyl stearate # \$\$

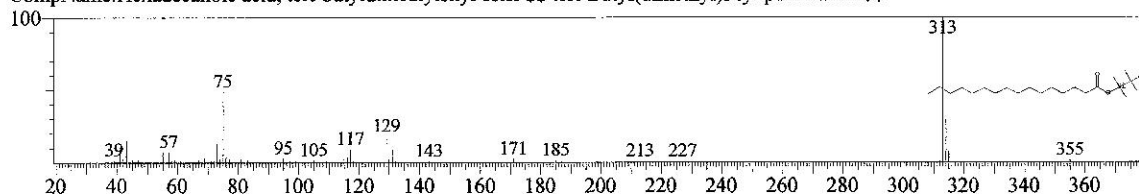


<< Target >>

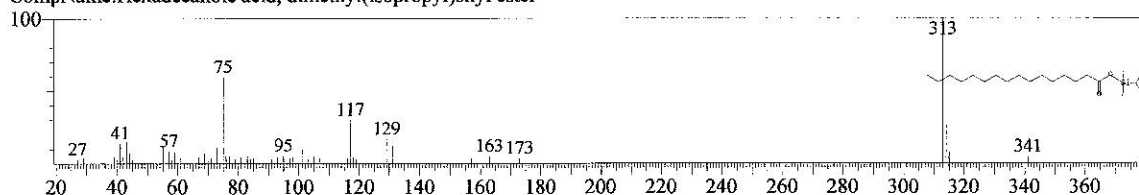
Line#:40 R.Time:13.675(Scan#:1282) MassPeaks:106
RawMode:Averaged 13.667-13.683(1281-1283) BasePeak:313.25(482983)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



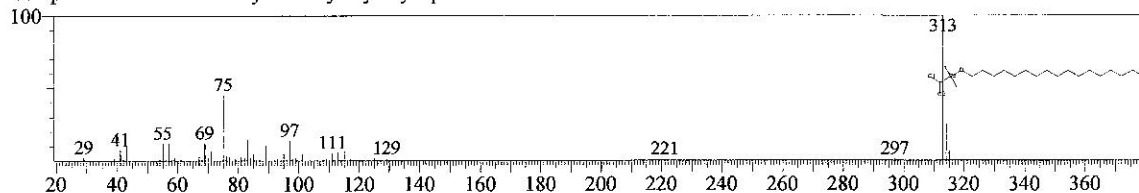
Hit#:1 Entry:135463 Library:NIST05.LIB
SI:94 Formula:C22H46O2Si CAS:58160-87-5 MolWeight:370 RetIndex:2201
CompName:Hexadecanoic acid, tert-butyl(dimethyl)silyl ester \$\$ tert-Butyl(dimethyl)silyl palmitate # \$\$



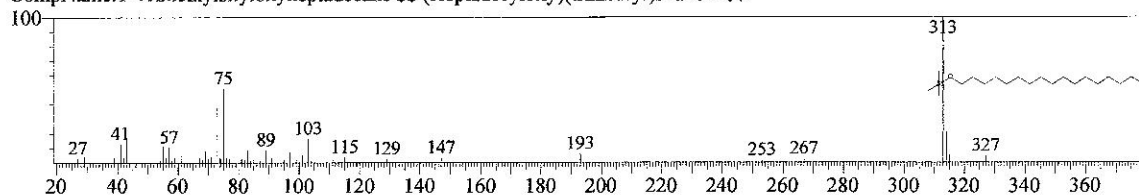
Hit#:2 Entry:129810 Library:NIST05.LIB
SI:80 Formula:C21H44O2Si CAS:0-00-0 MolWeight:356 RetIndex:2122
CompName:Hexadecanoic acid, dimethyl(isopropyl)silyl ester



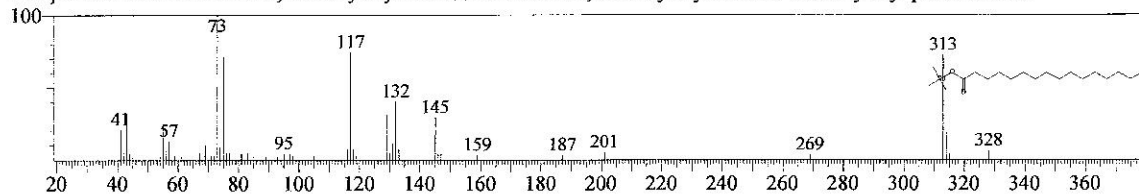
Hit#:3 Entry:143615 Library:NIST05.LIB
SI:76 Formula:C20H42Cl2OSi CAS:0-00-0 MolWeight:396 RetIndex:2341
CompName:1-Dichloromethyl dimethylsilyloxyheptadecane



Hit#:4 Entry:116580 Library:NIST05.LIB
SI:73 Formula:C20H44OSi CAS:144363-02-0 MolWeight:328 RetIndex:1995
CompName:1-Trimethylsilyloxyheptadecane \$\$ (Heptadecyloxy)(trimethyl)silane # \$\$

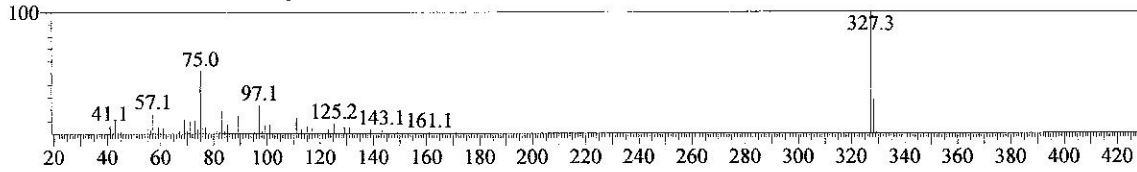


Hit#:5 Entry:116476 Library:NIST05.LIB
SI:70 Formula:C19H40O2Si CAS:55520-89-3 MolWeight:328 RetIndex:1987
CompName:Hexadecanoic acid, trimethylsilyl ester \$\$ Palmitic acid, trimethylsilyl ester \$\$ Trimethylsilyl palmitate # \$\$

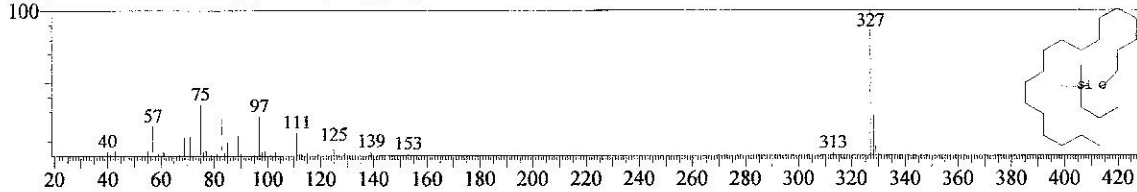


<< Target >>

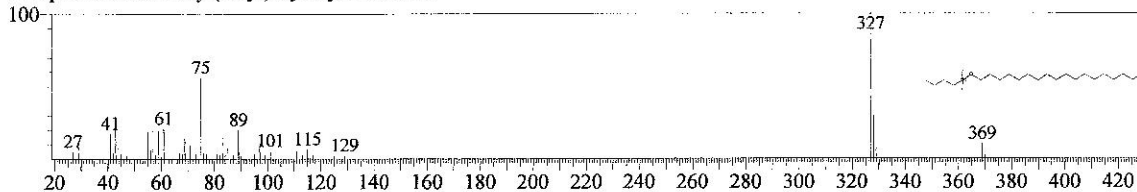
Line#:42 R.Time:14.567(Scan#:1389) MassPeaks:52
RawMode:Averaged 14.558-14.575(1388-1390) BasePeak:327.30(36759)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



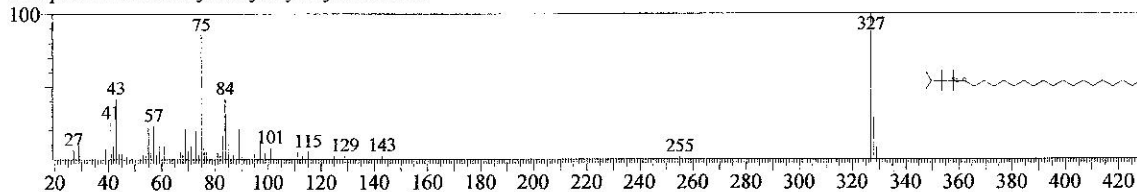
Hit#:1 Entry:135530 Library:NIST05.LIB
SI:88 Formula:C23H50OSi CAS:65597-99-1 MolWeight:370 RefIndex:2293
CompName:Silane, dimethyl(octadecyloxy)propyl- \$\$ Dimethyl(octadecyloxy)propylsilane # \$\$



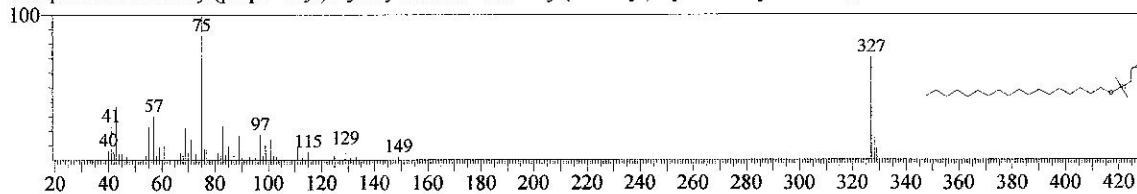
Hit#:2 Entry:140313 Library:NIST05.LIB
SI:86 Formula:C24H52OSi CAS:0-00-0 MolWeight:384 RefIndex:2393
CompName:1-Dimethyl(butyl)silyloxyoctadecane



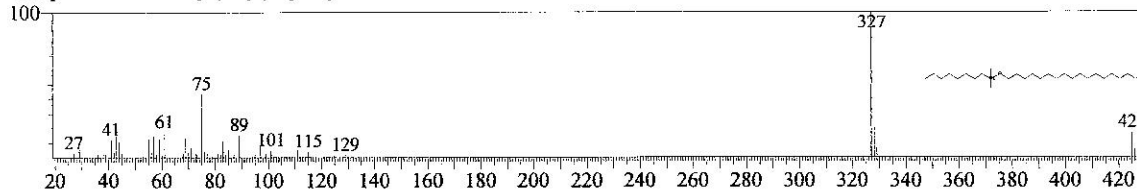
Hit#:3 Entry:147217 Library:NIST05.LIB
SI:84 Formula:C26H56OSi CAS:0-00-0 MolWeight:412 RefIndex:2443
CompName:1-Dimethylhexylsilyloxyoctadecane



Hit#:4 Entry:134681 Library:NIST05.LIB
SI:83 Formula:C23H48OSi CAS:65597-98-0 MolWeight:368 RefIndex:2283
CompName:1-Dimethyl(prop-2-enyl)silyloxyoctadecane \$\$ Allyl(dimethyl)silyl octadecyl ether # \$\$

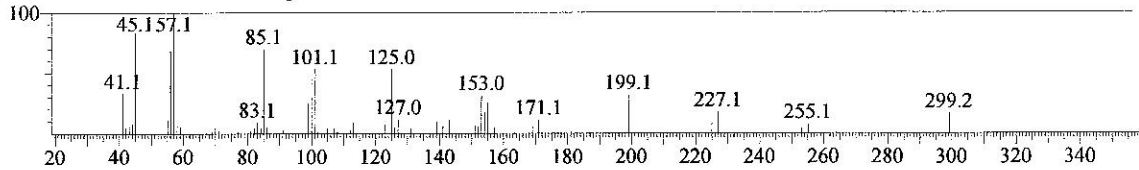


Hit#:5 Entry:151736 Library:NIST05.LIB
SI:83 Formula:C28H60OSi CAS:0-00-0 MolWeight:440 RefIndex:2790
CompName:1-Dimethyl(octyl)silyloxyoctadecane

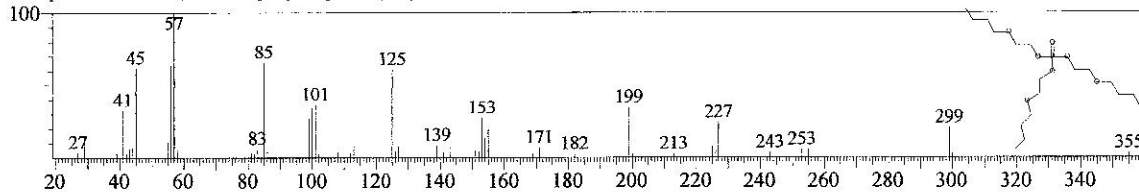


<< Target >>

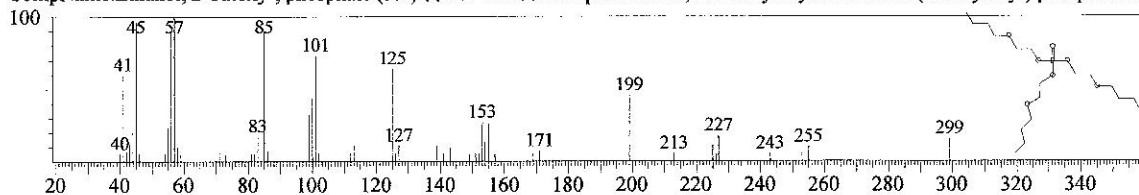
Line#:43 R.Time:14.842(Scan#:1422) MassPeaks:60
RawMode:Averaged 14.833-14.850(1421-1423) BasePeak:57.10(25254)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



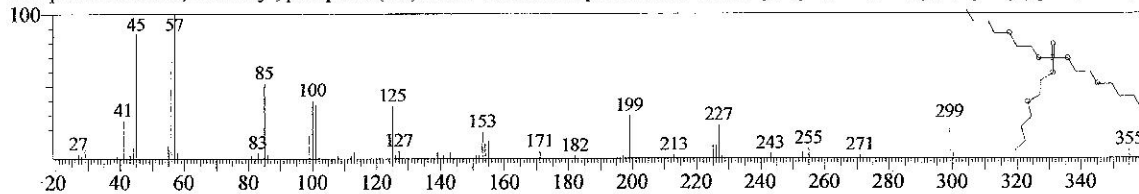
Hit#:1 Entry:26502 Library:NIST05s.LIB
SI:92 Formula:C18H39O7P CAS:78-51-3 MolWeight:398 RetIndex:0
CompName:Ethanol, 2-butoxy-, phosphate (3:1) \$\$ KP 140 \$\$ Phosphoric Acid, tributoxyethyl ester \$\$ Tri(butoxyethyl) phosphate \$\$



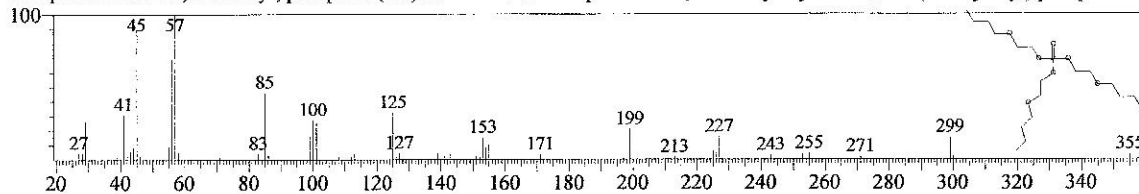
Hit#:2 Entry:26500 Library:NIST05s.LIB
SI:91 Formula:C18H39O7P CAS:78-51-3 MolWeight:398 RetIndex:0
CompName:Ethanol, 2-butoxy-, phosphate (3:1) \$\$ KP 140 \$\$ Phosphoric Acid, tributoxyethyl ester \$\$ Tri(butoxyethyl) phosphate \$\$



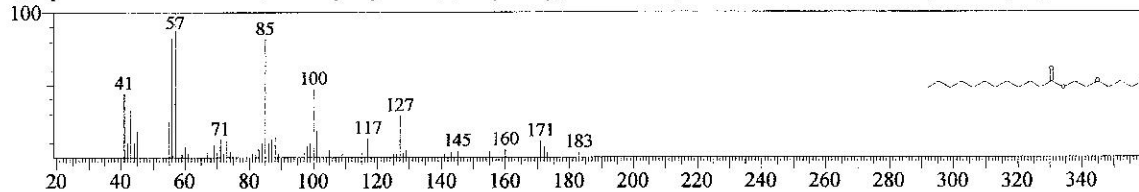
Hit#:3 Entry:144122 Library:NIST05.LIB
SI:88 Formula:C18H39O7P CAS:78-51-3 MolWeight:398 RetIndex:0
CompName:Ethanol, 2-butoxy-, phosphate (3:1) \$\$ KP 140 \$\$ Phosphoric Acid, tributoxyethyl ester \$\$ Tri(butoxyethyl) phosphate \$\$



Hit#:4 Entry:26501 Library:NIST05s.LIB
SI:87 Formula:C18H39O7P CAS:78-51-3 MolWeight:398 RetIndex:0
CompName:Ethanol, 2-butoxy-, phosphate (3:1) \$\$ KP 140 \$\$ Phosphoric Acid, tributoxyethyl ester \$\$ Tri(butoxyethyl) phosphate \$\$

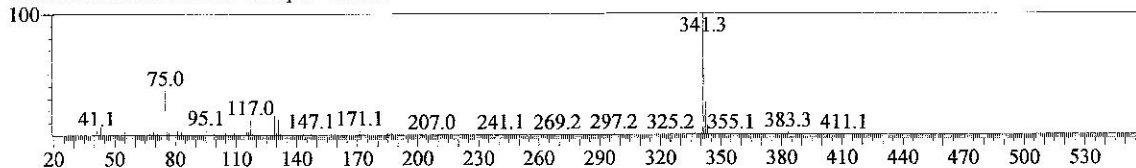


Hit#:5 Entry:101157 Library:NIST05.LIB
SI:69 Formula:C18H36O3 CAS:109-37-5 MolWeight:300 RetIndex:2054
CompName:Dodecanoic acid, 2-butoxyethyl ester \$\$ Ethylene glycol monobutyl ether laurate \$\$ Lauric acid, 2-butoxyethyl ester \$\$ 2-

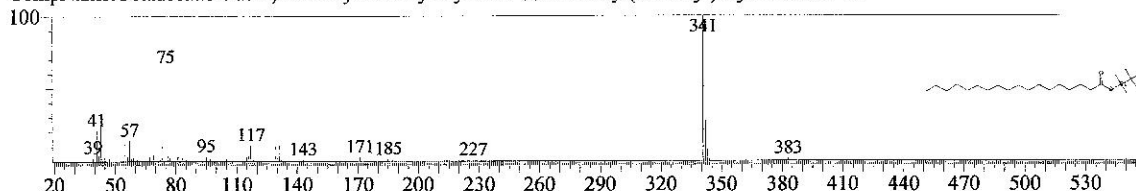


<<Target >>

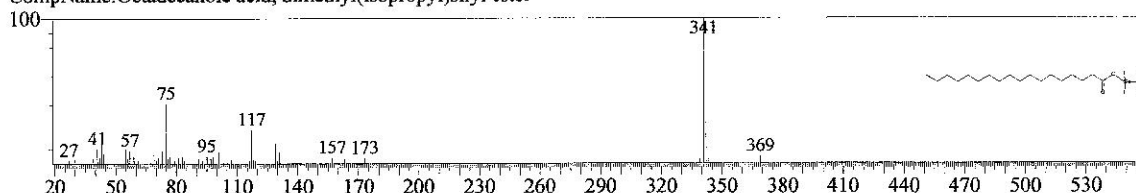
Line#:45 R.Time:15.392(Scan#:1488) MassPeaks:120
RawMode:Averaged 15.383-15.400(1487-1489) BasePeak:341.25(355509)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



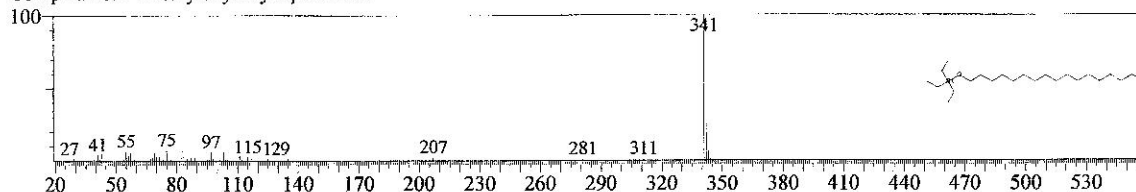
Hit#:1 Entry:144262 Library:NIST05.LIB
SI:90 Formula:C₂₄H₅₀O₂Si CAS:87020-51-7 MolWeight:398 RetIndex:2400
CompName:Octadecanoic acid, tert-butylidimethylsilyl ester \$\$ tert-Butyl(dimethyl)silyl stearate # \$\$



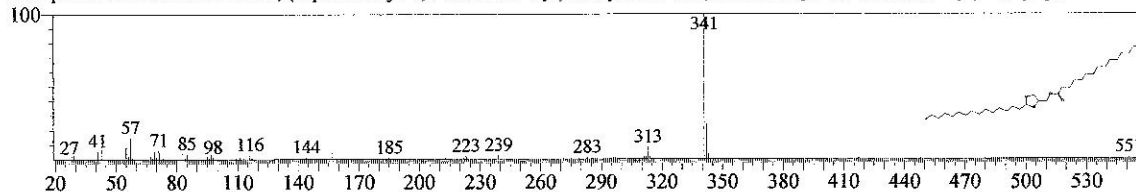
Hit#:2 Entry:140263 Library:NIST05.LIB
SI:82 Formula:C₂₃H₄₈O₂Si CAS:0-00-0 MolWeight:384 RetIndex:2321
CompName:Octadecanoic acid, dimethyl(isopropyl)silyl ester



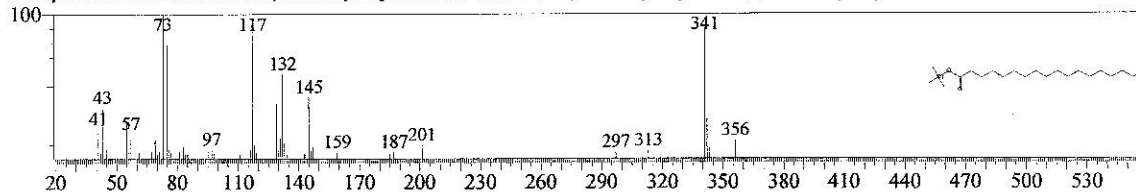
Hit#:3 Entry:135532 Library:NIST05.LIB
SI:76 Formula:C₂₃H₅₀O₂Si CAS:0-00-0 MolWeight:370 RetIndex:2293
CompName:1-Triethylsilyloxyheptadecane



Hit#:4 Entry:159637 Library:NIST05.LIB
SI:70 Formula:C₃₅H₆₈O₄ CAS:41563-11-5 MolWeight:552 RetIndex:3849
CompName:Hexadecanoic acid, (2-pentadecyl-1,3-dioxolan-4-yl)methyl ester \$\$ (2-Pentadecyl-1,3-dioxolan-4-yl)methyl palmitate # \$

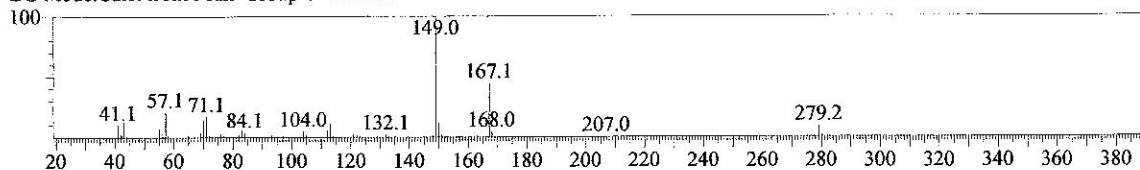


Hit#:5 Entry:25624 Library:NIST05s.LIB
SI:68 Formula:C₂₁H₄₄O₂Si CAS:18748-91-9 MolWeight:356 RetIndex:2186
CompName:Octadecanoic acid, trimethylsilyl ester \$\$ Stearic acid, trimethylsilyl ester \$\$ Trimethylsilyl ester of Octadecanoic acid \$\$

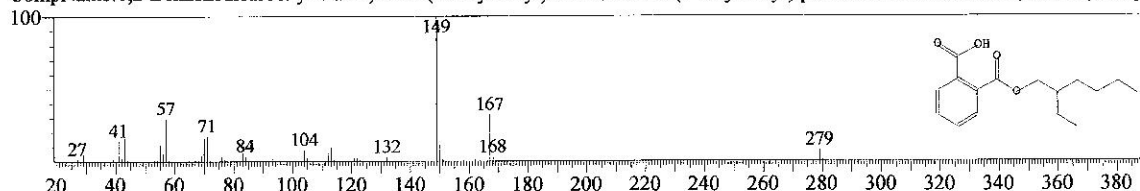


<< Target >>

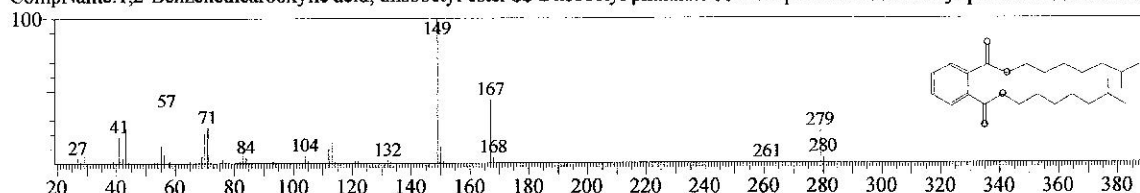
Line#:46 R.Time:16.000(Scan#:1561) MassPeaks:64
RawMode:Averaged 15.992-16.008(1560-1562) BasePeak:149.00(148981)
BG Mode:Calc. from Peak Group 1 - Event 1



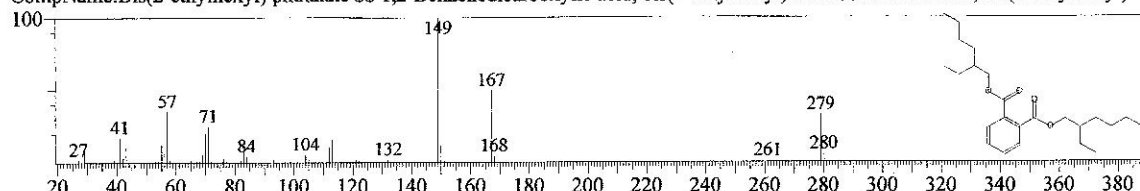
Hit#:1 Entry:88004 Library:NIST05.LIB
SI:95 Formula:C16H22O4 CAS:4376-20-9 MolWeight:278 RefIndex:2162
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, mono(2-ethylhexyl) ester \$\$ Mono(2-ethylhexyl) phthalate \$\$ Phthalic acid, mono-(2-ethyl



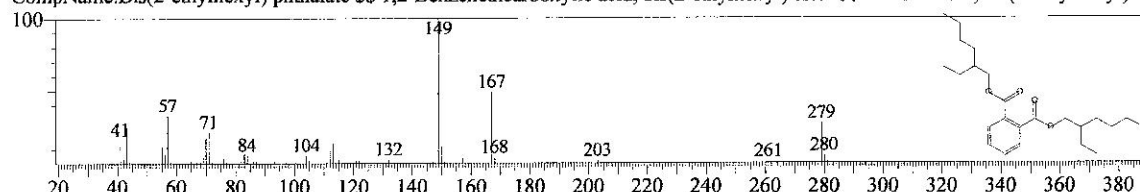
Hit#:2 Entry:142153 Library:NIST05.LIB
SI:92 Formula:C24H38O4 CAS:27554-26-3 MolWeight:390 RefIndex:2704
CompName:1,2-Benzenedicarboxylic acid, diisooctyl ester \$\$ Diisooctyl phthalate \$\$ Hexaplas M/O \$\$ Isooctyl phthalate \$\$ Corflex I



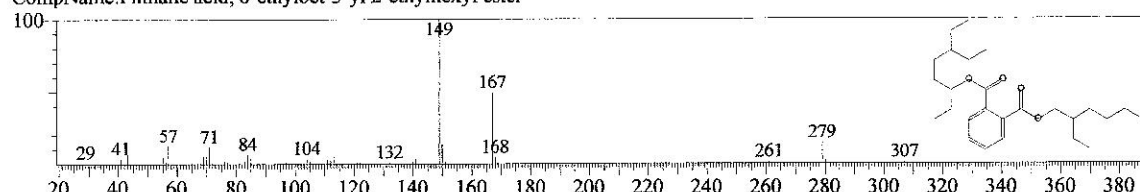
Hit#:3 Entry:142152 Library:NIST05.LIB
SI:91 Formula:C24H38O4 CAS:117-81-7 MolWeight:390 RefIndex:2704
CompName:Bis(2-ethylhexyl) phthalate \$\$ 1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-ethylhexyl) ester \$\$ Phthalic acid, bis(2-ethylhexyl) es



Hit#:4 Entry:26378 Library:NIST05s.LIB
SI:91 Formula:C24H38O4 CAS:117-81-7 MolWeight:390 RefIndex:2704
CompName:Bis(2-ethylhexyl) phthalate \$\$ 1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-ethylhexyl) ester \$\$ Phthalic acid, bis(2-ethylhexyl) es

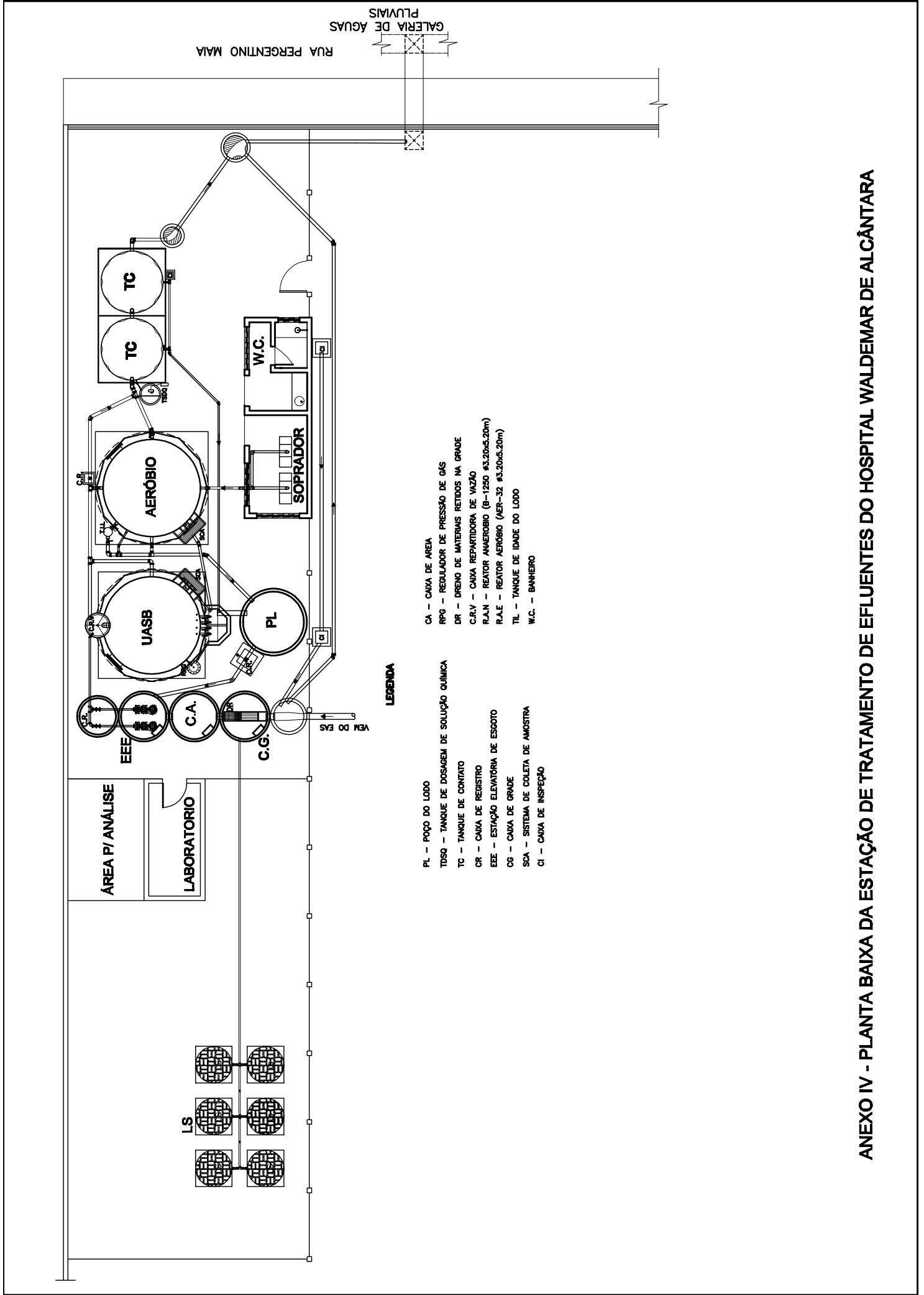


Hit#:5 Entry:148423 Library:NIST05.LIB
SI:90 Formula:C26H42O4 CAS:0-00-0 MolWeight:418 RefIndex:2838
CompName:Phthalic acid, 6-ethyloct-3-yl 2-ethylhexyl ester



ANEXO III – QUESTIONARIO UTILIZADO NO LEVANTAMENTO DE DADOS
NO EAS.

- 1 - Quantos leitos possui o hospital hoje?
- 2 - Qual a quantidade de funcionários?
- 3 - Qual o regime de trabalho? Quantos turnos?
- 4 - Quantas refeições são produzidas?
- 5 - O hospital possui lavanderia?
- 6 - Quais os saneantes, detergentes e bactericidas utilizados? Quais as diluições?
Qual a quantidade em termos de despejo?
- 7 - Quais as análises realizadas no laboratório? Que tipo de resíduo é gerado? Como
é feito o descarte?
- 8 - Qual a predominância das doenças (doenças acometidas) na unidade?
- 9- Quais os medicamentos? Qual o mais utilizado?
- 10 - Como é feito o descarte dos medicamentos vencidos?
- 11- È feito gerenciamento para os resíduos radioativos?
- 12 - Como é feita a estocagem, manuseio ou disposição de materiais biológicos,
químicos ou radioativos?
- 13 - Existe coleta seletiva? A unidade conta com algum programa de gerenciamento
de RSS?
- 14 - Como é feita a gestão da segurança do trabalho e o controle de riscos nos setores
e na unidade?
- 15 - Existe programa de minimização de resíduos na unidade?



- LEGENDA**
- PL - POÇO DO LODO
 - TDSQ - TANQUE DE DOSAGEM DE SOLUÇÃO QUÍMICA
 - TC - TANQUE DE CONTATO
 - CR - CAIXA DE REGISTRO
 - EEE - ESTATION ELEVATORIA DE ESGOTO
 - CG - CAIXA DE GRADE
 - SCA - SISTEMA DE COLETA DE AMOSTRA
 - CI - CAIXA DE INSPEÇÃO

- CA - CAIXA DE AREA
- RPG - REGULADOR DE PRESSÃO DE GÁS
- DR - DRENO DE MATERIAIS RETIDOS NA GRADE
- C.R.V - CAIXA REPARTIDORA DE VAZÃO
- R.A.N - REATOR ANAEROBIO (8-1250 43.20x5.20m)
- R.A.E - REATOR AEROBIO (AER-32 43.20x5.20m)
- TL - TANQUE DE IDADE DO LODO
- W.C. - BANHEIRO

ANEXO IV - PLANTA BAIXA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DO HOSPITAL WALDEMAR DE ALCÂNTARA

Livros Grátis

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

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

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

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

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