

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**

**AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE  
ESGOTOS SANITÁRIOS: UMA PROPOSTA METODOLÓGICA**

**ANDREA BANDEIRA SANCHES**

**Porto Alegre  
2009**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE  
ESGOTOS SANITÁRIOS: UMA PROPOSTA METODOLÓGICA**

**ANDREA BANDEIRA SANCHES**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

**Orientador:** Prof. Dr. Luiz Fernando Cybis

**Banca Examinadora**

Prof. Dr. Gino Roberto Gehling	IPH/UFRGS
Prof. Dr. Miguel Aloysio Sattler	Depto. de Eng. Civil/UFRGS
Prof. Dr. Jorge O. Cuellar Noguera	Centro Tecnológico/UFSM

Porto Alegre, outubro de 2009

**ANDREA BANDEIRA SANCHES**

**AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE  
ESGOTOS SANITÁRIOS: UMA PROPOSTA METODOLÓGICA**

Esta tese foi analisada e julgada adequada para obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental e aprovada em forma final pelo orientador e pela banca examinadora designada pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

---

Orientador Prof. Dr. Luiz Fernando Cybis

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Jorge Orlando Cuellar Noguera  
Centro Tecnológico/UFSM

Prof. Dr. Miguel Aloysio Sattler  
PPGEC/UFRGS

Prof. Dr. Gino Roberto. Gehling  
IPH/UFRGS

Porto Alegre, outubro de 2009.

Para Carolina Sanches Mallmann, uma das razões deste Doutorado.

Para o Eng. Sergio L. Mallmann, por sua paixão e dedicação ao Saneamento.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que me ajudaram de alguma forma e, em especial:

À Deus, por me proporcionar condições para que eu mantivesse a persistência.

Ao Prof. Luiz Fernando Cybis, meu orientador, pela receptividade para iniciar um novo projeto, em um momento difícil.

Ao Eng. Sergio Luiz Mallmann, pelo incentivo no início das minhas atividades profissionais, bem como por todo o material disponibilizado junto à CORSAN, que foram fundamentais para a realização desta Tese.

À Prof. Edith Beatriz Camaño Schettini por sua consideração em um momento de transição, bem como ao colega Leandro P. Conceição, pela gentileza e simpatia.

À Sra. Nadir Solari, eterna secretária do Programa de Pós-Graduação do IPH, por sua amizade, dedicação e competência.

Ao Prof. Luiz Olinto Monteggia, pelo apoio quando do ingresso no IPH.

Às colegas Andrea Castro, Herenice Serrano, Simone Oliveira, Viviane Juliano, Lucia Ribeiro, Eliete Canterle e Vanessa Gazulha pelos hilários momentos que compartilhamos no IPH, principalmente, nos anos de 2005 e 2006.

*“A história dos homens reflete-se na história dos esgotos ...  
O esgoto é a consciência de uma cidade.”*

Victor Hugo (Os Miseráveis)

## RESUMO

A sustentabilidade pode ser encarada como uma nova disciplina do conhecimento humano, agregando em seu escopo o conflito entre as dimensões ambiental, econômica e social.

Esta Tese desenvolveu uma Metodologia de Avaliação da Sustentabilidade, aplicada a sistemas de tratamento de esgotos, bem como a sua aplicação na forma de um estudo de caso.

A referida metodologia insere-se como uma ferramenta que pode ampliar o processo decisório, quando de um Estudo de Concepção, etapa anterior ao desenvolvimento de um projeto de uma estação de tratamento de esgotos, indo além dos critérios técnicos e econômicos. Ainda, dentro de sua estrutura, foi implementada uma plataforma participativa composta pela comunidade em estudo e por especialistas na área de saneamento ambiental.

Foram comparadas três alternativas de processos de tratamento passíveis de serem implantadas em uma estação de tratamento de esgotos, situada no município de Capão da Canoa: reator anaeróbio e banhados construídos, lagoas de estabilização e banhados construídos, assim como o sistema de lodos ativados seguidos por uma etapa de desinfecção. Da análise dos referidos processos, a alternativa que contemplou as lagoas de estabilização associadas aos banhados construídos mostrou o melhor desempenho à luz das três dimensões da sustentabilidade.

Com base nos resultados obtidos, observou-se que a Metodologia de Avaliação proposta, pode, efetivamente, elucidar os projetistas sobre a questão da sustentabilidade associada aos sistemas de tratamento de esgotos, bem como promover um processo decisório participativo, onde resultem soluções técnicas mais justas e transparentes.

Palavras-chave: Sustentabilidade. Estações de Tratamento de Esgotos. Decisão Participativa.

## ABSTRACT

The sustainability can be seen as a new discipline of human knowledge, adding to the scope of the conflict between the environmental, economic and social dimensions.

This Thesis developed a methodology for assessment of the sustainability applied to wastewater treatment systems and its application as a case study.

The methodology should be seen as a tool that can extend the decision making process, starting from a preliminary study of design, the stage preceding the development of a project from a wastewater treatment plant, going beyond the technical and economical criteria. More, inside its structure was implemented a participatory platform, compound by the community under study and by experts in the field of environmental sanitation.

Were compared three alternatives of procedures that can be implanted in a wastewater treatment plant, located in Capão da Canoa: UASB reactor and constructed wetlands, stabilization ponds and constructed wetlands, as well as the activated sludge system followed by a stage of disinfection. From the analyses of those cases, the alternative that included the stabilization ponds associated with constructed wetlands showed the best performance under the perspective of the three dimensions of sustainability.

Based on the results, it was observed that the assessment methodology proposed can, indeed, elucidate the designers on the issue of sustainability associated with wastewater treatment systems and promote a participatory decision process with more fair and transparent technical solutions.

Keywords: Sustainability. Wastewater Treatment Plant. Participatory Decision.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Conflito das dimensões da sustentabilidade .....	10
Figura 2: Dimensões da sustentabilidade e suas interfaces .....	10
Figura 3: Estágios do ciclo de vida do produto .....	17
Figura 4: <i>Framework</i> de uma LCC - abordagem em produto .....	25
Figura 5: Dimensão econômica - estratégias e ações para o desenvolvimento sustentável ....	26
Figura 6: Cenário de envolvimento e efeito das atividades empresariais.....	30
Figura 7: Visão geral dos elementos do framework do modelo ECP-Social .....	32
Figura 8: Matriz de correlação entre pressão da estrutura e a conduta.....	33
Figura 9: Modelos conceituais de sustentabilidade e ferramentas .....	34
Figura 10: Ciclo do processo de decisão .....	39
Figura 11: Abordagens das escolas de decisão multicriterial.....	41
Figura 12: Alguns métodos de análise multicriterial.....	42
Figura 13: Árvore hierárquica .....	45
Figura 14: Fluxograma geral da AHP .....	46
Figura 15: Escala fundamental proposta por Saaty .....	47
Figura 16: Dimensões do envolvimento da participação pública.....	52
Figura 17: <i>Framework</i> para avaliação participativa.....	53
Figura 18: Operações, processos ou sistemas de tratamento e poluentes.....	63
Figura 19: Sistemas de disposição no solo .....	65
Figura 20: Sistemas de lagoas de estabilização.....	66
Figura 21: Sistemas de lodos ativados.....	67
Figura 22: Sistemas aeróbios com biofilmes.....	68
Figura 23: Sistemas anaeróbios .....	69
Figura 24: Desempenho de processos de tratamento de esgotos sanitários .....	71
Figura 25: Tecnologias do grupo A - sistemas de disposição no solo.....	72
Figura 26: Tecnologias do grupo B - sistemas de lagoas de estabilização.....	74
Figura 27: Tecnologias do grupo C - sistemas de lodos ativados .....	74
Figura 28: Tecnologias do grupo D - sistemas aeróbios com biofilmes .....	75
Figura 29: Tecnologias do grupo E - sistemas anaeróbios .....	76
Figura 30: Enfoque produtivo e possíveis usos do produto .....	82
Figura 31: Ciclo de vida da água do ponto de vista urbano .....	83

Figura 32: Riscos abientais em ETES .....	84
Figura 33: Modelo de avaliação de sustentabilidade de ETES .....	93
Figura 34: <i>Framework</i> do modelo de avaliação de sustentabilidade de ETES .....	94
Figura 35: Categorias de impacto e fatores de caracterização.....	98
Figura 36: Estrutura hierárquica do problema.....	104
Figura 37: Critérios para avaliação social da tecnologia.....	108
Figura 38: Matriz social da tecnologia .....	109
Figura 39: Estrutura do vetor social na etapa de operação .....	110
Figura 40: Campo das soluções possíveis .....	113
Figura 41: Plano de sustentabilidade.....	114
Figura 42: Situação e localização do município de Capão da Canoa.....	118
Figura 43: Sistema existente.....	129
Figura 44: Alternativa 1 - delimitação do sistema na fase de operação .....	137
Figura 45: Alternativa 2 - delimitação do sistema na fase de operação .....	138
Figura 46: Alternativa 3 - delimitação do sistema na fase de operação .....	138
Figura 47: Sub-bacias contribuintes à ETE Araçá.....	154
Figura 48: Caracterização da amostra da comunidade .....	158
Figura 49: Perfil ambiental da alternativa 1 .....	161
Figura 50: Perfil ambiental da alternativa 2 .....	162
Figura 51: Perfil ambiental da alternativa 3 .....	162
Figura 52: Comparativo dos perfis ambientais dos processos de tratamento.....	163
Figura 53: Comparativo dos perfis ambientais com a ponderação.....	163
Figura 54: Comparativo do perfil social das alternativas .....	175
Figura 55: Plano da ecoeficiência.....	176
Figura 56: Plano socioeconômico .....	177

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Verificação de consistência .....	49
Tabela 2: Conversão de CF (NMP/100mL) para cloro residual.....	103
Tabela 3: Dados da população permanente e taxas de crescimento .....	122
Tabela 4: Estimativa da população global, permanente e temporária .....	122
Tabela 5: Área contribuinte às sub-bacias hidrossanitárias.....	123
Tabela 6: População inserida nas sub-bacias contribuintes à ETE Araçá.....	123
Tabela 7: Projeção das vazões médias.....	125
Tabela 8: Características da alternativa 1- reator anaeróbio + banhados construídos.....	135
Tabela 9: Características da alternativa 2 - lagoas de estabilização (facultativa + maturação) + banhados construídos .....	135
Tabela 10: Características da alternativa 3 - lodos ativados (aeração prolongada)+ desinfecção.....	136
Tabela 11: Alternativa 1 e emissões para a água.....	144
Tabela 12: Alternativa 1- energia elétrica e transporte rodoviário (emissões para o ar).....	145
Tabela 13: Alternativa 1 e processo anaeróbio (emissões para o ar).....	146
Tabela 14: Alternativa 2 e emissões para a água.....	147
Tabela 15: Alternativa 2 e processo anaeróbio (emissões para o ar).....	148
Tabela 16: Alternativa 3 e emissões para a água.....	149
Tabela 17: Alternativa 3 - energia elétrica e transporte rodoviário (emissões para o ar).....	151
Tabela 18: Cálculo do desvio padrão a partir da variabilidade observada nos resultados (médias) dos questionários .....	156
Tabela 19: Distribuição dos questionários para a população fixa segundo as sub-bacias.....	157
Tabela 20: Peso dos problemas ambientais na visão da comunidade .....	159
Tabela 21: Peso dos problemas ambientais no enfoque dos especialistas.....	160
Tabela 22: Peso final dos problemas ambientais.....	161
Tabela 23: Alternativa 1 e impacto ambiental.....	164
Tabela 24: Alternativa 2 e impacto ambiental.....	164
Tabela 25: Alternativa 3 e impacto ambiental.....	165
Tabela 26: Alternativa 1 e custo de pessoal .....	166
Tabela 27: Alternativa 2 e custo de pessoal .....	167
Tabela 28: Alternativa 3 e custo de pessoal .....	167
Tabela 29: Estimativa dos custos de manutenção .....	168

Tabela 30: Alternativa 1 e impacto econômico .....	170
Tabela 31: Alternativa 2 e impacto econômico .....	171
Tabela 32: Alternativa 3 e impacto econômico .....	172
Tabela 33: Vetor social resultante - alternativa 1 .....	173
Tabela 34: Vetor social resultante - alternativa 2 .....	174
Tabela 35: Vetor social resultante - alternativa 3 .....	174
Tabela 36: Resumo dos impactos .....	175
Tabela 37: Impactos normalizados .....	176
Tabela 38: Critérios de análise do impacto ambiental.....	178
Tabela 39: Critérios de análise e limiares de indiferença.....	179

**LISTA DE QUADROS**

Quadro 1: Estimativas numéricas do PAG para 100 anos.....	99
Quadro 2: Estimativas numéricas do PA.....	100
Quadro 3: Estimativas numéricas do PE .....	100
Quadro 4: Fatores de conversão para resíduos sólidos.....	101
Quadro 5 Fatores de conversão para metais - emissões para água.....	101
Quadro 6: Parâmetros de entrada e saída dos esgotos sanitários em Capão da Canoa.....	134
Quadro 7: Processos de tratamento e problemas ambientais.....	139
Quadro 8: Emissões atmosféricas – geração de energia elétrica.....	140
Quadro 9: Emissões atmosféricas geradas pelo transporte rodoviário .....	142
Quadro 10: Descrição das sub-bacias contribuintes à ETE Araçá .....	155

**LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS**

AA 1000: *Account Ability*

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

AC: Acidificação

ACCV: Análise do Custo do Ciclo de Vida

ACV: Análise do Ciclo de Vida

AG: Aquecimento Global

AHP: *Analytic Hierarchy Process*

BC: Banhados construídos

BID: *Banco Interamericano de Desarrollo*

BOVESPA: Bolsa de Valores de São Paulo

BS 8800: *Specification for Occupational Health and Safety Management Systems*

BS 7750: *Specification for Environmental Management Systems*

c= Coeficiente de retorno água e esgoto

CERES: *Coalition for Environmentally Responsible Economies*

CETESB: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CF: Coliformes fecais

CNTL: Centro Nacional de Tecnologias Limpas

CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente

CONSEMA: Conselho Estadual do Meio Ambiente

CETESB: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CORSAN: Companhia Riograndense de Saneamento

CT: Custo total

DBO<sub>5</sub>: Demanda Bioquímica de Oxigênio total após 5 dias de incubação a 20°C, da amostra sem filtração.

DES: Desinfecção

DM: *Design* Macroergonômico

DOD: Depleção do Oxigênio Dissolvido

DQO: Demanda Química de Oxigênio.

ECP-Social: Estrutura, Conduta e Performance Social

EIA: Estudos de Impacto Ambiental

ELECTRE: *Elimination Et Choix Traduisant la Réalité*

ETE: Estação de Tratamento de Esgotos  
EBE: Estação de Bombeamento de Esgotos  
EPS: *Environmental Priority System*  
EUT: Eutrofização  
EVR: *Eco-costs/value ratio*  
GEAF: Grupo Especial de Apoio à Fiscalização  
GRI: *Global Reporting Initiative*  
IA: Impacto Ambiental  
IBASE: Instituto Brasileiro de Análises Sociais e Econômicas  
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
IDH: Índice de Desenvolvimento Humano  
IE: Impacto Econômico  
IFC: *Institucional Finance Corporation*  
IOS: Instituto Observatório Nacional  
IS: Impacto Social  
IPCC: *Intergovernmental Panel on Climate Change*  
ISO: *International Organization Standardization*  
LA: Lodos ativados  
LCC: *Life Cycle Costs*  
LE: Lagoas de estabilização  
LF: Lagoa facultativa  
LM: Lagoa de maturação  
MACBETH: *Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique*  
MAUT: Teoria da Utilidade Multiatributo  
MP: Material particulado  
NMP/100mL: Número mais provável de coliformes em 100mL.  
NR: Norma Regulamentadora  
Nt: Nitrogênio total  
NTK: Nitrogênio Total *Kjeldhal*  
OHSAS 18001: *Occupational Health and Safety Assessment Series*  
PA: Potencial de Acidificação  
PAG: Potencial de Aquecimento Global  
PC: Consumo *per capita*

PE: Potencial de Eutrofização  
pH: Potencial Hidrogeniônico  
PNUMA: Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente  
POP: População contribuinte  
PROMETHEE: *Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations*  
Pt: Fósforo total  
PT: Potencial de Toxicidade  
Qd: Vazão Doméstica Média  
QI: Vazão Industrial  
Qi: Vazão de Infiltração  
QT: Vazão Total  
QFD: *Quality Function Deployment*  
RA: Reator anaeróbio  
SA 8000: *Social Accountability*  
SMAM: Secretaria Municipal do Meio Ambiente  
TB: Toxicidade Biológica  
TO: Toxicidade  
TQ: Toxicidade Química  
UASB: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*  
UNEP: *United Nations Environmental Programme*  
UNDP: Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento  
VP: Valor presente  
WBSCD: *World Business Council of Sustainable Development*  
WLC: *Whole Life Costing*  
ZERI: *Zero Emissions Research Initiative*



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	01
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA .....	01
1.2 TEMA E OBJETIVOS .....	03
1.3 JUSTIFICATIVA .....	03
1.4 MÉTODO .....	04
1.5 LIMITAÇÕES .....	04
1.6 ESTRUTURA DO TRABALHO .....	05
<b>2 REVISÃO BIBLIGRÁFICA</b> .....	06
2.1 SUSTENTABILIDADE .....	06
<b>2.1.1 Antecedentes</b> .....	06
<b>2.1.2 Sustentabilidade e o conflito de suas dimensões</b> .....	08
<b>2.1.3 Filosofias sustentáveis dos sistemas produtivos</b> .....	11
<b>2.1.4 Estratégias e ferramentas do desempenho sustentável</b> .....	14
2.1.4.1 Dimensão ambiental .....	15
2.1.4.2 Dimensão econômica .....	22
2.1.4.3 Dimensão social .....	28
<b>2.1.5 Avaliação da sustentabilidade</b> .....	34
2.2 PROCESSOS DE DECISÃO NO ESCOPO DA SUSTENTABILIDADE E ACV .....	36
<b>2.2.1 Processo de decisão</b> .....	38
<b>2.2.2 Metodologias multicritério de apoio à decisão</b> .....	39
2.2.2.1 AHP - Analytic hierarchy process .....	44
2.2.2.2 Trabalhos desenvolvidos envolvendo as ferramentas multicriteriais aplicadas à sustentabilidade e ACV .....	50
<b>2.2.3 Participação pública</b> .....	51
2.2.3.1 Metodologias para avaliação participativa .....	54
2.2.3.2 Outras experiências que levam em conta a participação pública .....	56

2.3 SUSTENTABILIDADE DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO .....	58
<b>2.3.1 Esgotos sanitários e sua composição</b> .....	59
<b>2.3.2. Operações e processos de tratamento de esgotos</b> .....	61
2.3.2.1 Operações e processos de tratamento de esgotos vinculados à remoção de poluentes	63
<b>2.3.3 Subprodutos gerados no tratamento de esgotos</b> .....	69
<b>2.3.4 Desempenho dos processos de tratamento</b> .....	71
<b>2.3.5 Análise comparativa dos sistemas de tratamento convencionais do ponto de vista técnico</b> .....	72
<b>2.3.6 Legislação e normas aplicadas</b> .....	77
<b>2.3.7 Análise e seleção de processos de tratamento de esgotos</b> .....	78
<b>2.3.8 Impactos ambientais de uma ETE</b> .....	79
<b>2.3.9 A ETE sob o ponto de vista industrial</b> .....	82
<b>2.3.10 Sustentabilidade de ETEs</b> .....	85
2.3.10.1 Enfoque na sustentabilidade da água .....	85
2.3.10.2 Tecnologias sustentáveis de tratamento de esgotos: aspecto conceitual .....	86
2.3.10.3 Enfoque dos trabalhos existentes sobre sustentabilidade de ETEs .....	88
<b>3 METODOLOGIA</b> .....	92
3.1 GENERALIDADES .....	92
3.2 ALGUNS CONCEITOS E PREMISSAS .....	92
3.3 PROPOSTA METODOLÓGICA .....	94
<b>3.3.1 Cálculo do impacto ambiental (IA)</b> .....	95
3.3.1.1 Determinação dos problemas ambientais .....	98
3.3.1.2 Cálculo do impacto ambiental .....	103
3.3.1.3 Determinação dos pesos para possibilitar a avaliação do impacto ambiental .....	104
<b>3.3.2 Cálculo do impacto econômico (IE)</b> .....	105
3.3.2.1 Estrutura do fluxo de caixa .....	105
<b>3.3.3 Cálculo do impacto social (IS)</b> .....	108
<b>3.3.4 Determinação dos índices de desempenho e avaliação da sustentabilidade</b> .....	112
<b>3.3.5 Análise de sensibilidade</b> .....	115
<b>4 APLICAÇÃO: ESTUDO DE CASO DA ETE ARAÇÁ</b> .....	117
4.1 GENERALIDADES .....	117

4.2 BREVE CARACTERIZAÇÃO DO MUNICÍPIO.....	117
<b>4.2.1 Sistema de esgotamento sanitário existente.....</b>	<b>118</b>
4.3 POPULAÇÃO ATUAL E PROJEÇÕES .....	121
4.4 BACIAS E SUB-BACIAS HIDROSSANITÁRIAS DO SISTEMA.....	122
4.5 SUB-BACIAS CONTRIBUINTES À ETE ARAÇÁ .....	123
4.6 VAZÕES MÉDIAS TOTAIS AFLUENTES AO SISTEMA.....	124
<b>4.6.1 Vazões domésticas médias (Qd) .....</b>	<b>124</b>
<b>4.6.2 Vazões industriais (QI).....</b>	<b>124</b>
<b>4.6.3 Vazões de infiltração (Qi) .....</b>	<b>124</b>
<b>4.6.4 Vazões totais (Qt).....</b>	<b>125</b>
4.7 PROJETO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DA ETE ARAÇÁ.....	126
4.8 ALTERNATIVAS A SEREM ESTUDADAS.....	127
<b>4.8.1 Descritivo dos processos.....</b>	<b>128</b>
4.8.1.1 Reator anaeróbio.....	128
4.8.1.2 Banhados construídos de fluxo superficial.....	129
4.8.1.3 Lagoas de estabilização .....	130
4.8.1.4 Lodos ativados.....	132
4.8.1.5 Desinfecção através do hipoclorito de sódio .....	133
4.9 PRÉ-DIMENSIONAMENTO DAS ALTERNATIVAS.....	134
4.10 APLICAÇÃO DO MODELO DE AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE DE ETEs .....	136
<b>4.10.1 Dimensão ambiental .....</b>	<b>136</b>
4.10.1.1 Inventário das alternativas de tratamento .....	139
4.10.1.2 Determinação do peso da variável ambiental.....	152
4.10.1.3 Perfil ambiental dos processos .....	161
4.10.1.4 Cálculo do impacto ambiental (IA) .....	164
<b>4.10.2 Dimensão econômica .....</b>	<b>165</b>
4.10.2.1 Custos de administração, operação e manutenção.....	165
4.10.2.2 Custos de pessoal.....	166
4.10.2.3 Custos com energia elétrica.....	168
4.10.2.4 Custos com produtos químicos.....	168
4.10.2.5 Custos de manutenção .....	168
<b>4.10.3 Dimensão social.....</b>	<b>172</b>

<b>4.10.4 Planos da eco-eficiência e socioeconômico .....</b>	<b>175</b>
<b>4.10.5 Resultados e discussão .....</b>	<b>177</b>
<b>5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>182</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>185</b>
<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>206</b>
<b>APÊNDICE B.....</b>	<b>247</b>

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA

Na atualidade, a sociedade vem despertando para a necessidade de reavaliar os reais ganhos obtidos através do crescimento econômico, a partir de um balanço que vem demonstrando elevados índices de prejuízos sociais e ambientais.

Os principais problemas decorrentes de uma política de desenvolvimento que privilegia apenas a dimensão econômica trazem como conseqüência a deteriorização dos recursos naturais, além das questões relativas a discriminações de toda a natureza, implementando um quadro de miséria e pobreza em países menos desenvolvidos economicamente.

A principal mudança observada na última década foi a visão dos consumidores que vem requerendo, progressivamente, um comportamento mais abrangente das empresas, indo além do processo produtivo propriamente dito, alterando, desta forma, a relação produção-consumo.

Estas novas relações estabeleceram diretrizes para a ética do mundo dos negócios, englobando, além da questão ambiental, o gerenciamento adequado dos recursos humanos internos da estrutura produtiva, em face à implementação de políticas de segurança e saúde ocupacional, bem-estar e qualidade de vida.

Anteriormente a esta alteração de paradigma, começaram a surgir eventos mundiais evocando uma mudança de consciência sobre os rumos da sociedade industrial, tais como os estudos efetuados pelo Clube de Roma, culminando com a publicação do livro “Limites de Crescimento”, a Conferência sobre o Meio Ambiente Humano, realizada em Estocolmo em 1972, assim como a Conferência sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento no Rio de Janeiro, em 1992, onde foi criada a Agenda 21.

A adoção formal por parte da ONU (Organização das Nações Unidas) do conceito de Desenvolvimento Sustentável começa com a criação, em 1972, da Comissão Mundial sobre Ambiente e Desenvolvimento (WCED) que, em 1987, publicou um relatório intitulado “Nosso Futuro Comum”. Este relatório apontava que a pobreza dos países do sul e o

consumismo extremo dos países do norte seriam as causas fundamentais da insustentabilidade do desenvolvimento e das crises ambientais.

Para Kinlaw (2000), o Desenvolvimento Sustentável é a macrodescrição, de larga escala, de como as nações precisam agir em plena cooperação com os recursos e ecossistemas da terra para manter e melhorar as condições econômicas gerais dos povos tanto atuais, quanto no futuro. Para o mesmo autor, o desempenho sustentável está em menor escala nas empresas e indústrias, de forma a traduzir o conceito mais amplo do Desenvolvimento Sustentável em aplicações empresariais práticas, revisando e substituindo processos, produtos e serviços de modo a compatibilizá-los com os ecossistemas da natureza.

Alguns autores têm estudado e discutido a sustentabilidade de estações de tratamento de esgotos (ETEs), buscando uma forma adequada e exequível de avaliá-las. Entretanto, os estudos ainda mostram-se incipientes e restritos a uma avaliação comparativa dos processos de tratamento, no que se refere à variável ambiental. (HOSPIDO *et al.*, 2007).

Von Sperling e Chernicharo (1996) afirmam que, uma ETE deve ser encarada como uma indústria que transforma uma matéria-prima (esgoto bruto) em um produto final (esgoto tratado) e, desta forma, os mesmos cuidados e a busca pela otimização e qualidade dos serviços das indústrias modernas devem estar presentes neste tipo de empreendimento.

Assim, se a ETE antes era vista como um meio de diminuir o incômodo dentro de uma comunidade, na atualidade, passa a representar o processo de produção de um produto, sendo este de fundamental importância para a manutenção da saúde dos indivíduos da sociedade atendida pelo tratamento, bem como para o equilíbrio ecológico das áreas adjacentes ao sistema (LA ROVÈRE *et al.*, 2002).

As tecnologias disponíveis para uma ETE abrangem uma enorme opções de processos. No entanto, convencionalmente, a escolha de uma alternativa de projeto está condicionada à legislação ambiental pertinente ao assunto, bem como vinculada a outros critérios determinantes, tais como o investimento disponível, espaço físico, consumo energético e mão-de-obra necessária, além da própria expectativa da comunidade afetada.

Dentro do contexto da sustentabilidade, aumentam as atribuições do projetista no desenvolvimento dos produtos e processos, indo além dos requisitos custo, qualidade, desempenho e função. Cabe, a luz deste novo conceito, agregar a estes itens a questão

ecológica ao produto, bem como uma perspectiva social ao processo, como forma de viabilizá-lo e, desta forma, atender as novas demandas da sociedade.

## 1.2 TEMA E OBJETIVOS

Esta Tese de Doutorado preconiza a questão da sustentabilidade vinculada a sistemas de tratamento de esgotos. O objetivo principal reside em desenvolver uma metodologia de avaliação que contemple os indicadores de sustentabilidade sob os pilares ambiental, econômico e social, de modo a encontrar a melhor alternativa no que diz respeito aos processos de tratamento.

Como objetivos específicos citam-se:

- Estabelecer o *framework* do Modelo de Avaliação de Sustentabilidade de ETEs;
- Identificar e definir os indicadores de sustentabilidade nos âmbitos ambiental, econômico e social para ETEs;
- Agregar e compatibilizar ferramentas de avaliação para os indicadores ambiental, econômico e social;
- Estabelecer uma metodologia de ponderação da variável ambiental por meio de um processo participativo;
- Aplicar o Modelo de Avaliação de Sustentabilidade de ETEs, em Estudos de Concepção, realizados em etapa anterior ao projeto de sistemas de tratamento de esgotos.

## 1.3 JUSTIFICATIVA

Na maioria dos estudos de alternativas, quando do projeto de ETEs, normalmente as opções de processo são tratadas apenas quanto às questões técnicas e econômicas, aliada ao atendimento da legislação vigente. Desta forma, as questões ambientais e sociais vinculadas a este tipo de empreendimento, na maioria das vezes, não são levadas em conta.

Dentro deste cenário, a aplicação de uma metodologia que enfoque a sustentabilidade em opções tecnicamente viáveis para a implantação de um empreendimento desta natureza, pode

fornecer elementos mais consistentes para o projeto, de tal forma que se possam minimizar os impactos sócio-ambientais de uma ETE. Ainda, por outro lado, pode-se buscar benefícios com a implantação do sistema de tratamento de esgotos dentro da comunidade em estudo.

A metodologia proposta irá trabalhar com índices econômico, social e ambiental tratados com a mesma hierarquia. Associado a isto, parte do processo decisório, contará com a participação da comunidade e de especialistas, tornando, assim, o cotejo de alternativas de projeto mais abrangente e justo, à luz das diretrizes da sustentabilidade.

#### 1.4 MÉTODO

O desenvolvimento deste trabalho seguiu cinco etapas. A primeira delas envolveu uma revisão de literatura de modo a respaldar a concepção da metodologia proposta.

A segunda etapa do estudo envolveu a construção teórica do Modelo de Sustentabilidade de ETEs, tendo em vista a consolidação dos parâmetros a serem utilizados nos indicadores.

A etapa seguinte consistiu na operacionalização destes índices e na compatibilização das ferramentas utilizadas.

A quarta etapa levou em conta a aplicação das ferramentas propriamente ditas, como forma de verificar a plena aplicabilidade da metodologia proposta, na forma de um estudo de caso.

A última etapa serviu como análise e discussão acerca dos resultados obtidos, dentro do escopo da metodologia proposta, bem como serviu de elemento chave para elucidar outras perspectivas para ampliar a formação do Modelo de Avaliação de Sustentabilidade de ETEs.

#### 1.5 LIMITAÇÕES

A concepção do modelo proposto diz respeito à abordagem de processos de tratamento de esgotos sob o enfoque da sustentabilidade. Desta forma, todo o referencial técnico e teórico, além das questões vinculadas à legislação, fundamentais para a seleção de alternativas passíveis de serem implementadas, quando do projeto de uma unidade de tratamento, estão fora do escopo deste estudo.



## 1.6 ESTRUTURA DO TRABALHO

Esta Tese de Doutorado está dividida em cinco capítulos:

Capítulo 1: É um capítulo introdutório, onde se encontram a abordagem do problema da pesquisa, os objetivos gerais e específicos, bem como a justificativa.

Capítulo 2: Neste capítulo foi feita uma revisão de literatura que engloba a sustentabilidade de forma bastante ampla, bem como um detalhamento mais aprofundado acerca dos pilares econômico, social e ambiental. Também foi realizada uma breve revisão acerca de processos de tratamento de esgotos convencionais e sua possível vinculação com o tema da sustentabilidade, além de uma abordagem acerca dos Métodos Multicriteriais de Decisão.

Capítulo 3: Este capítulo contemplou a proposta metodológica deste trabalho, bem como a concepção teórica do Modelo de Avaliação de Sustentabilidade de ETEs.

Capítulo 4: Apresentou o desenvolvimento metodológico da pesquisa e os resultados obtidos.

Capítulo 5: No capítulo final foram apresentadas as considerações finais e sugestões para futuros trabalhos que, por ventura, possam contribuir para dar continuidade a este.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 SUSTENTABILIDADE

#### 2.1.1 Antecedentes

Em função do desenvolvimento industrial observado nas últimas décadas, associado ao crescimento populacional, são percebidos evidentes sinais de desequilíbrio nos quadros social e ambiental a nível global, que estão diretamente ligados ao modelo econômico vigente.

Até o início da década de 80, a idéia de desenvolvimento esteve quase que totalmente desconectada dos princípios da sustentabilidade, sendo que a influência das discussões e ações promovidas no âmbito mundial, começou a transformar alguns paradigmas.

Na visão da economia clássica, desenvolvimento significa a manutenção ou melhoria dos padrões da vida humana, ao passo que, na visão da ecologia, o desenvolvimento está vinculado à manutenção das funções dos sistemas ecológicos (CAVALCANTI, 1998).

Segundo a definição do Relatório *Brundtland*, publicado em 1987, desenvolvimento sustentável é aquele capaz de atender às necessidades presentes sem, no entanto, comprometer a capacidade das gerações futuras em atender as suas próprias necessidades (CMMAD, 1991).

Em Jara (1998), o conceito de desenvolvimento sustentável é abrangente e integral, englobando múltiplas dimensões que traduzem preocupações, tais como o presente e o futuro das pessoas, a produção e o consumo de bens e serviços, a necessidade de subsistência, os recursos naturais e o equilíbrio ecossistêmico, as práticas decisórias e a distribuição do poder, bem como questões vinculadas aos valores pessoais e a cultura.

Conforme Kammerbauer (2001), o conceito de sustentabilidade carrega, além das dimensões econômica, social e ambiental, um caráter político-normativo incorporado de uma preocupação ética sobre a necessidade de manter uma infra-estrutura ecológica para as gerações futuras.

A Segunda Conferência Mundial do Meio Ambiente, realizada no Rio de Janeiro em 1992, com a presença de oitenta países, priorizou, em seu escopo, a busca do desenvolvimento

sustentável. A Agenda 21, documento resultante desta conferência, estabeleceu diretrizes e procedimentos que visam promover o equilíbrio de interesses conflitantes entre si, tais como o desenvolvimento econômico, a proteção ambiental e a justiça social.

Dentro deste contexto, um grande número de normas certificadoras surgiu, nas áreas ambiental e social, como forma de operacionalizar e viabilizar a questão da sustentabilidade nas organizações.

Ainda em 1992, o Reino Unido promulgou a BS 7750 - *Specification for Environmental Management Systems* (Especificação para Sistemas de Gestão Ambiental), norma que se constitui em uma orientação básica para atender a uma demanda mundial por serviços e produtos dotados de qualidade ambiental. A comunidade europeia, desta forma, pode antever as novas imposições de qualidade para participar ou permanecer participando de seus mercados.

Em 1996, a ISO (*International Organization Standardization*) sediada em Genebra, oficializou, com base na BS 7750, as primeiras normas da Série ISO 14000, procurando, assim, estabelecer diretrizes para a implementação de Sistemas de Gestão Ambiental nas diversas atividades econômicas que possam afetar o meio ambiente, bem como para a avaliação e certificação destes sistemas com metodologias uniformes e aceitas internacionalmente. O desenvolvimento de uma linguagem internacional comum, além de aumentar a capacidade das organizações em alcançar e medir melhorias no desempenho ambiental visou facilitar a integração dos mercados removendo possíveis barreiras comerciais.

A BS 8800 - *Specification for Occupational Health and Safety Management Systems*, surgiu em sua primeira versão, também, no ano de 1996. O principal objetivo destas normas foi auxiliar as empresas a gerenciar a sua dimensão social interna, através da valorização do seu capital humano.

O GRI - *Global Reporting Initiative* teve suas origens em 1997, como uma proposta da ONG CERES - *Coalition for Environmentally Responsible Economies*, em parceria com a UNEP *United Nations Environmental Programme*. A sua missão consiste em estabelecer indicadores de sustentabilidade para as áreas econômica, ambiental e social.

A norma SA 8000, elaborada pela SAI - *Social Accountability Int.*, em 1998, surgiu com o intuito de incentivar as empresas a buscarem melhores condutas e resultados. A referida

norma propõe o desenvolvimento voluntário de padrões mínimos de responsabilidade social, incentivando a promoção destes aspectos, através do compromisso dos varejistas, do poder da marca das empresas, da postura e das condições justas e descentes de trabalho em toda a cadeia do negócio.

A OHSAS 18.001 - *Occupational Health and Safety Assessment Series* foi criada em 1999, pela *Occupational Safety and Health Act.*, com o objetivo de ser compatível com as normas ISO 9001 (qualidade) e a ISO 14000 (meio ambiente) integrando, assim, a qualidade e o meio ambiente em um sistema de gerenciamento da saúde ocupacional e segurança do trabalho.

Em 1999, foi desenvolvida, na Inglaterra, uma série de normas denominadas de AA 1000 - *Account Ability*, como forma de propor melhorias de responsabilidade e performance empresarial através do aprendizado e o compromisso com os afetados e interessados (*stakeholders*).

Em 2002, a Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável (Rio + 10) foi realizada em Johanesburgo, com o objetivo de renovar compromissos e revelar áreas da Agenda 21 que necessitavam revisão, ou que não estavam previstas na Rio 92. Como resultado, foi elaborado o chamado Plano de Implementação, documento com diretrizes e recomendações específicas dos novos compromissos assumidos para a implementação do desenvolvimento sustentável.

### **2.1.2 Sustentabilidade e o conflito de suas dimensões**

Kasemir<sup>1</sup> *et al.* (2003 apud Ness *et al.* 2007) apontam que a sustentabilidade pode ser encarada como uma nova área do conhecimento humano, porque combina a ciência ambiental junto com as ciências econômica e social e, desta forma, busca desenvolver estudos e ferramentas que propiciem o entendimento da dinâmica de interação entre estas três dimensões.

Em termos sociais, o desenvolvimento sustentável propõe a repartição mais justa das riquezas produzidas, a universalização do acesso à educação e à saúde, a equidade entre sexos, grupos étnicos, sociais e religiosos, entre outros aspectos (PASA, 2004).

---

<sup>1</sup> KASEMIR, B., JAEGER, C.C., JÄGER, J. **Citizen Participation in Sustainability Assessment**. In: KASEMIR, B., JÄGER, J., JAEGER, C.C. *Public Participation in Sustainability Science*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, p. 3-36, 2003.

Do ponto de vista ambiental, o desenvolvimento sustentável apregoa a utilização parcimoniosa dos recursos naturais, considerando-se a sua capacidade de renovação, de forma a garantir o seu uso pelas gerações futuras (PEREIRA, 2008).

Em termos econômicos, o desenvolvimento sustentável preconiza o aumento da eficiência no uso das energias e recursos naturais e a mudança no padrão de consumo observando-se, assim, menor desperdício e maior consciência dos impactos causados pelo uso destes recursos (FERRAZ, 2003).

A idéia de objetivar o desenvolvimento sustentável revela, inicialmente, uma crescente insatisfação com a situação criada e imposta pelos modelos vigentes de desenvolvimento e de produção das atividades antrópicas, resultando, assim, emergentes pressões sociais pelo estabelecimento de uma maior equidade social (SOUZA, 2005).

Toman (1992) argumenta que, existe uma discordância entre estas visões que em muito prejudica a definição de respostas adequadas para conduzir ações concretas para atingir o desenvolvimento sustentável. Desta forma, alcançar uma harmonização entre objetivos considerados com princípios opostos, tais como a conservação ambiental e a promoção do desenvolvimento sócioeconômico, apresentam uma complexidade inerente bastante grande.

Através da Figura 1 é possível sinalizar estes conflitos. Nela, estão representadas as três dimensões básicas dispostas em torno de um centro de convergência hipotético de sustentabilidade. Assim, quanto mais próximo está o centro da dimensão deste centro, mais sustentáveis são as ações e projetos naquela dimensão, muito embora, não haja nenhuma ação de qualquer uma das dimensões que contemple a outra componente (STROBEL, 2004).

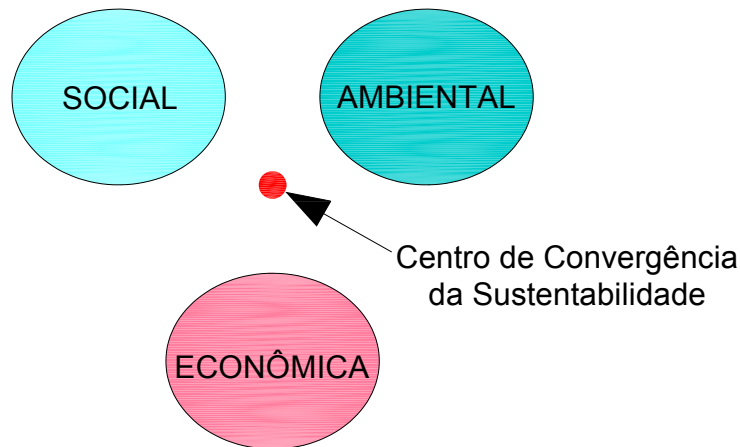


Figura 1: Conflito das dimensões da sustentabilidade

Fonte: Strobel (2004)

No entanto, a Figura 2 mostra a interface entre as dimensões e as conseqüências resultantes destas interfaces. Conforme Strobel (2004), o desafio reside na promoção de ações conjuntas e simultâneas sobre as dimensões da sustentabilidade que as integrem de forma gradual e equilibrada. Ações isoladas e muito rápidas, segundo o referido autor, em qualquer dimensão, podem trazer desequilíbrios às outras dimensões.

Complementando, Ness *et al.* (2007) colocam que, em função dos conflitos inerentes às dimensões ambiental, econômica e social, a realização de uma avaliação de sustentabilidade pode fornecer resultados relevantes aos tomadores de decisão, quando da busca de ações que promovam a sustentabilidade.

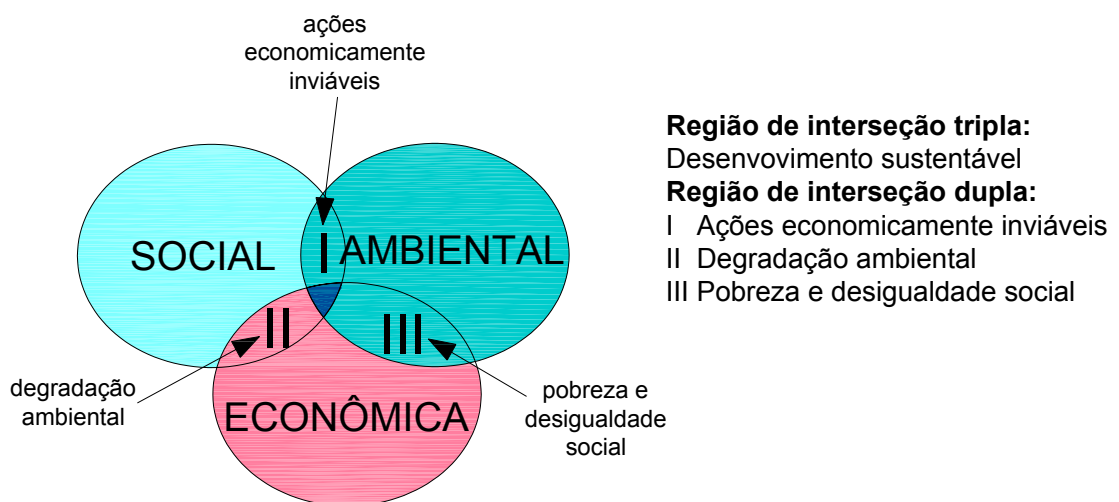


Figura 2: Dimensões da sustentabilidade e suas interfaces

Fonte: Strobel (2004)

### 2.1.3 Filosofias sustentáveis dos sistemas produtivos

Biazin e Godoy (1999) abordam que a discussão da problemática ambiental encontra-se a nível das empresas em fases distintas, tendo em vista a convivência de paradigmas opostos: lucro *versus* questão social, para o respaldo das tomadas de decisão a nível gerencial.

Para Macedo (1994), o desempenho e os resultados operacionais de uma organização são aferíveis através dos benefícios e adversidades ambientais que ela acarreta na região em que se insere e influencia tanto em sua implantação, quanto em sua operação.

Para o mesmo autor, os impactos ambientais são decorrentes das relações de ordem física, biológica, social, comercial, econômica, tecnológica e cultural mantidos entre a organização e o ambiente que a circunscreve. Ainda, enfatiza que a análise destes impactos deverá ser priorizada segundo os atributos relativos à intensidade ou magnitude da transformação, duração em que são previstos os seus efeitos, bem como a amplitude dos mesmos sobre os fatores ambientais, aliado ao tempo em que o evento leva para ser percebido.

Complementando, Donaire (1999) coloca que, na atualidade, a responsabilidade social das corporações excede a produção dos bens e serviços. Desta forma, para o autor, o crescimento econômico não está mais ligado, como antigamente se apregoava, ao progresso social. Estaria, também, ligado à deteriorização física do ambiente, a condições insalubres de trabalho, exposição à substâncias tóxicas, discriminação a certos grupos sociais, deteriorização urbana e outros problemas de ordem social. O novo conceito agrega, também, aspectos sociais e ambientais.

A indústria do século 21 deverá optar pelo modelo de prevenção da geração de resíduos ao invés do controle e tratamento de poluição na fábrica (FURTADO *et al.*, 1998). Os novos padrões industriais, respaldados pelas chamadas tecnologias limpas, serão representados por:

- Melhoria na eficiência do processo, através da diminuição dos custos com água e energia, dos custos com a matéria-prima, de redução das pressões extrativas sobre as fontes naturais renováveis e dos custos para tratamento de efluentes;
- Redução do consumo e conseqüente custo de matérias-primas, através do uso de materiais simples e renováveis, de menor consumo material e energético, com reaproveitamento de materiais reciclados;

- Redução de resíduos gerados ao invés do tratamento e contenção para conformidade aos limites das regulamentações ambientais locais;
- Redução do potencial de poluição de determinado processo ou produto;
- Melhoria das condições de trabalho nas fábricas em conformidade com as exigências legais e medidas pró-ativas (antecipadas), envolvendo aspectos de segurança e saúde no trabalho e prevenção de riscos em cada unidade, operação ou no processo produtivo como um todo;
- Redução dos custos de tratamento de resíduos através de modificações no processo e no fechamento de ciclos nas operações industriais.

Para atender a tais condições, deverão ocorrer mudanças nos paradigmas atuais de produção e consumo, com foco nas tecnologias limpas e *redesign* de produtos, como forma de reduzir os impactos ambientais (RAMOS, 2001).

Amaral (2002) amplia estas condições argumentando que a empresa estará criando condições para permanecer no mercado, se for economicamente viável, ambientalmente compatível e socialmente justa.

A Agenda 21, no tópico padrões de produção e consumo, estabelece o compromisso de estimular e promover programas de apoio a iniciativas regionais e nacionais para acelerar a mudança de comportamento das organizações, dando o incentivo a práticas de produção mais limpa e eco-eficiência, além do comprometimento nas questões relativas a energia, resíduos e produtos químicos.

Entre as diversas abordagens existentes sobre a sustentabilidade das organizações produtivas, merecem destaque a Produção Limpa, Produção Mais Limpa, o ZERI, Ecologia Industrial, o Desempenho Sustentável e a Eco-eficiência.

A abordagem do Greenpeace (1997), acerca da Produção Limpa (*Clean Production*) propõe a substituição do modelo linear clássico *end of pipe* de contenção de poluição na fábrica para posterior tratamento e descarte, pelo modelo circular, com maiores preocupações ambientais, principalmente, no que se refere aos consumos de água e energia. A Produção Limpa assume como pressuposto que a maioria dos problemas ambientais é causada pelo forte ritmo no qual são produzidos e consumidos os recursos.



O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) desenvolveu o conceito da Produção Mais Limpa (*Cleaner Production*) como sendo uma estratégia ambiental contínua aos processos e produtos de uma indústria com a finalidade de reduzir riscos ao meio ambiente e ao ser humano. Na sua implantação, é estruturado um *housekeeping* de modo a estabelecer um balanço de massas com vistas a racionalizar os insumos e otimizar o processo como um todo. A segunda fase, engloba uma análise mais específica do processo, visando sugerir a adoção de tecnologias limpas. Na última fase de implantação, é utilizada a ferramenta do *ecodesign*, e a atuação restringe-se mais em termos do projeto de produtos concebidos à luz da eco-eficiência, orientação mercadológica, tecnológica e da mudança dos processos produtivos (CNTL, 2003).

Conforme Lerípio (2001), a Produção Limpa ultrapassa os elementos técnicos e econômicos previstos na conceituação apregoada pela Produção Mais Limpa, pois incorpora componentes jurídicos, políticos e sociais. Gonçalves e Nascimento (1997) reforçam esta visão holística da Produção Limpa, quando referem-se que a introdução desta, dentro da estrutura da empresa, agrega um diferencial competitivo que pode ser explorado tanto no processo produtivo quanto a nível mercadológico.

A Produção Limpa está intimamente relacionada à expressão do “berço ao túmulo”, que leva em conta os aspectos ambientais que envolvem toda a análise da cadeia produtiva. Diversos princípios e critérios passaram a fazer parte do conceito de Produção Limpa. Atenção especial vem sendo dada aos princípios da precaução, prevenção, integração, controle democrático, direito de acesso a informações sobre riscos e impactos de produtos e processos e responsabilidade continuada do produtor (FURTADO *et al.*, 1998).

O ZERI (*Zero Emissions Research Initiative*) foi lançado em 1994, pela Universidade das Nações Unidas, como resultado da convergência de três correntes de pensamento que dominaram o cenário mundial: a desenvolvimentista que apregoava o crescimento econômico e a expansão industrial; a social com enfoque para o bem estar humano individual e coletivo e a ecológica que defendia os sistemas naturais e a qualidade do meio ambiente (LERÍPIO, 2001).

Ainda, o ZERI propõe uma abordagem sistêmica contrapondo-se à visão tradicional da empresa na qual o processo produtivo se resumia em três estágios: insumo, processo e produto, além de agregar as estratégias da Qualidade Total, com os requisitos da qualidade

ambiental e imitando o equilíbrio ecológico da natureza como suporte para promover o Desenvolvimento Sustentável.

O termo eco-eficiência foi criado pelo WBSCD (*World Business Council of Sustainable Development*) em 1992 e pode ser aplicado amplamente nas empresas, desde o desenvolvimento de produtos e serviços até a sua distribuição. O conceito de eco-eficiência envolve três objetivos principais: redução do uso dos recursos naturais, redução dos impactos ambientais e valorização de produtos e serviços por meio do aumento da sua funcionalidade e flexibilidade (PIOTTO, 2003).

A ecologia industrial aplica as leis da natureza nas relações da indústria e do meio onde a mesma está inserida e, tal como a natureza, visa a otimizar o ciclo total dos materiais e energia, desde a matéria-prima em estado bruto até o produto e sua valorização como resíduo ou disposição final (ARAÚJO *et al.*, 2003). Segundo os autores, a ecologia industrial apregoa que os sistemas industriais se comportem de forma parecida como fazem os ecossistemas biológicos, buscando, assim, criar autênticos ecossistemas industriais, onde cada empresa ocupe seu respectivo nicho, de tal forma que os resíduos de um processo sejam os insumos de uma outra produção.

O ZERI e a Ecologia Industrial, conforme cita Cabeda (1999), apresentam muitas afinidades em sua concepção geral, sendo que a idéia sistêmica destas duas propostas exigiria um planejamento prévio estratégico, quando da implantação de um pólo industrial. Enquanto as indústrias estiverem fragmentadas e distantes uma das outras, segundo o autor, a alternativa mais viável residirá no combate ao desperdício sugerido pela implantação das tecnologias limpas.

#### **2.1.4 Estratégias e ferramentas do desempenho sustentável**

As ferramentas do desempenho sustentável apóiam os mecanismos ou filosofias de desenvolvimento limpo, sendo que as políticas e projetos que visam o desenvolvimento sustentável devem identificar estratégias para a inclusão das três dimensões da sustentabilidade.

A dimensão ambiental deverá manter a base produtiva dos recursos naturais e os sistemas de suporte à vida. A dimensão econômica deverá manter um fluxo de benefícios para satisfazer

as necessidades humanas e a social deverá, em sua estrutura, prever o sentido da equidade distributiva e respeitar os valores culturais da sociedade (KAMMERBAUER, 2001).

#### 2.1.4.1 Dimensão ambiental

A preocupação mais recente com a prevenção da poluição na indústria deve ser encarada tanto a montante como a jusante do processo produtivo, abrangendo todo o ciclo de vida dos produtos e seus constituintes.

Kinlaw (2000) cita que, as estratégias ou ferramentas que apóiam as filosofias produtivas de desempenho sustentável, vão desde a modificação ou substituição dos processos produtivos ou serviços, recuperação dos resíduos e produtos secundários do processo, passando pela redução do uso de materiais ou insumos do processo. Ainda, segundo o autor, se insere neste contexto a descoberta de novos nichos de mercado, que criam serviços ou produtos que atendam à crescente demanda ambiental.

O *design* voltado para o meio ambiente, ou *Ecodesign*, são as principais denominações da atividade de projeto que busca a redução dos impactos ambientais dos produtos. Neste tipo de projeto, a relação do produto com o meio ambiente, durante todo o seu ciclo de vida, é levada em conta na definição das diretrizes para a tomada de decisões.

Segundo Prates (1998), as escolhas que os projetistas fazem durante o desenvolvimento de um produto novo ou melhorado, determinarão o impacto ambiental durante cada fase do ciclo de vida do produto, desde a aquisição de materiais, passando pela manufatura, uso, reúso e, finalmente, o descarte final do mesmo.

A análise do ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta que considera o impacto ambiental ao longo de todo o ciclo de vida do produto: da extração das matérias-primas utilizadas, à produção, ao uso e à disposição final do produto.

O conceito de ciclo de vida tem se estendido para além de um simples método para comparar produtos, sendo, atualmente, visto como parte essencial para conseguir objetivos mais abrangentes, tais como a sustentabilidade (CURRAN, 1999).

- Análise do ciclo de vida (ACV)

Os primeiros estudos sobre a avaliação do ciclo de vida foram realizados na Europa e nos EUA, nos anos 70, onde foram observados os efeitos ambientais de todas as fases da vida de um produto.

Conforme Chehebe (1998), os primeiros estudos envolvendo, ainda de forma embrionária, o que hoje chamamos ACV de produtos, tiveram início durante a primeira crise do petróleo. Nesta época, vários estudos foram realizados buscando avaliar os processos produtivos e racionalizar o consumo de fontes energéticas esgotáveis. O autor cita que o grande enfoque foi dado às questões energéticas sendo que, alguns deles, começaram a considerar timidamente aspectos ligados a questão ambiental, incluindo estimativas de emissões sólidas, gasosas ou líquidas.

A ACV, segundo a Norma ISO 14040, apresenta-se como uma técnica para determinar os aspectos ambientais e os impactos potenciais associados a um produto, compilando um inventário de entradas e saídas relevantes do sistema, avaliando impactos ambientais associados a estas entradas e saídas, e interpretando os resultados das fases do inventário e o impacto relacionado aos objetivos do estudo.

A ACV possibilita que as pequenas e médias empresas levem em consideração não apenas os aspectos ambientais da sua fase na cadeia de fornecimento, mas também das fases anteriores e posteriores, fornecendo produtos ou serviços melhores do ponto de vista ambiental, com os conseqüentes benefícios diretos e indiretos daí advindos (TAKAHASHI e MORAIS, 2006).

Ferreira (2004) aponta que a metodologia ACV tem numerosas aplicações, desde o desenvolvimento de produtos, passando pela rotulagem ecológica e regulação, até a definição de cenários de prioridade e de política ambiental. O mesmo autor comenta que a referida metodologia é a única que permite identificar a transferência de impactos ambientais de um meio para o outro, ou de um estágio do ciclo de vida para o outro.

O termo “ciclo de vida” refere-se à maioria das atividades ao longo do decurso da vida do produto, desde a sua fabricação, utilização, manutenção e disposição final, incluindo a aquisição da matéria-prima necessária para a fabricação do produto (USEPA, 2001).

A Figura 3 ilustra as fases do ciclo de vida do produto associadas às entradas e saídas.

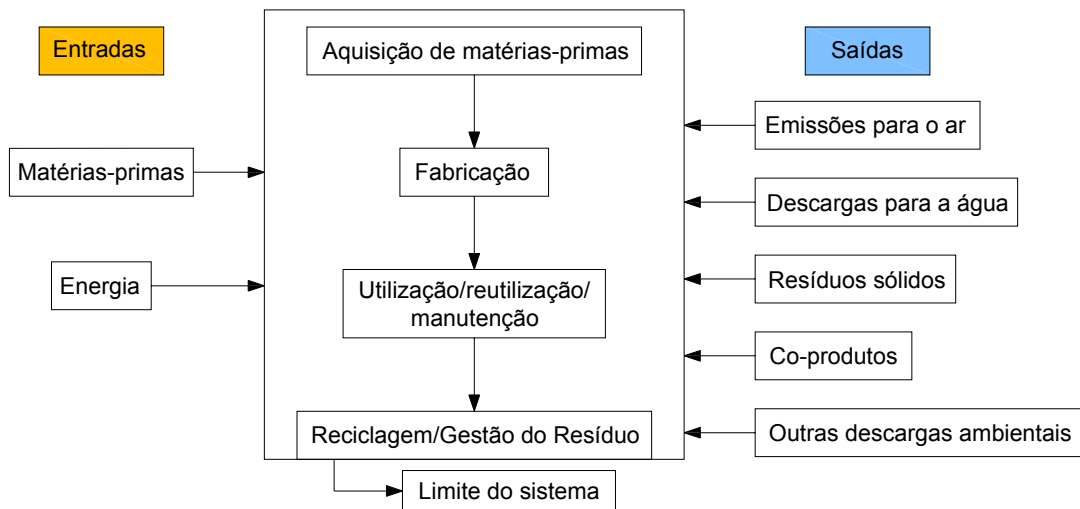


Figura 3: Estágios do Ciclo de Vida do Produto

Fonte: USEPA (2001)

A ACV é hoje normalizada por um conjunto de normas da série ISO 14000. No Brasil, a NBR ISO 14040<sup>(\*\*)</sup> estabelece os princípios gerais; a NBR ISO14041<sup>(\*)</sup> aborda a definição de objetivos e escopo e análise do inventário; a NBR ISO 14042<sup>(\*)</sup> aborda a avaliação de impactos ambientais e a NBR ISO 14043<sup>(\*)</sup> é voltada para a interpretação do ciclo de vida.

No plano internacional, além das quatro normas citadas, são acrescentadas a ISO/TR 14047, que apresenta exemplos de aplicação levando em conta a avaliação do impacto ambiental, a ISO/TS 14048 que considera o formato de apresentação de dados, e, finalmente, a ISO/TR 14049 que fornece ilustrações práticas mais centradas nas etapas iniciais da ACV.

O processo de uma ACV é uma abordagem sistemática composta por quatro fases: definição dos objetivos e alcance, análise do inventário, análise do impacto e interpretação dos resultados.

De forma simplificada, na fase da definição do escopo, é estabelecida a extensão da análise, os subsistemas que serão abordados, bem como os detalhes mais específicos do estudo. Na análise do inventário é feita a coleta e quantificação de todas as variáveis (matéria-prima,

<sup>(\*\*)</sup> Está em revisão pelo ABNT/CE-38.

<sup>(\*)</sup> Foram canceladas e substituídas, em 2009, pelas novas edições da ISO 14040 e 14044.

energia, emissões, efluentes e resíduos envolvidos durante o ciclo de vida de um produto, processo ou atividade), segundo uma unidade funcional estabelecida.

A unidade funcional refere-se à quantidade de produtos ou serviços necessários para cumprir a função que se compara, servindo também de base para a comparação entre sistemas e, a partir dela, se quantificam as entradas e saídas funcionais de um sistema (HERNÁNDEZ, 2006).

De acordo com a ISO 14040, o levantamento do inventário, bem como os balanços ambientais (balanço de massa ou balanço energético) servem como base para a análise dos aspectos ambientais envolvidos e sua valoração subsequente.

A avaliação do impacto ambiental representa um processo qualitativo/quantitativo para caracterizar e avaliar os efeitos das cargas ambientais identificadas na fase do inventário.

Hernández (2006) coloca que, na prática, a avaliação do impacto ambiental é uma extensa lista de emissões e recursos utilizados, sendo que o propósito da avaliação dos impactos tem como objetivo determinar a importância relativa de cada elemento do inventário, bem como agregar as intervenções em um conjunto de indicadores ou, se possível, em um único indicador global, permitindo assim, a identificação dos processos que mais contribuem para o impacto ambiental ou, então comparar produtos e serviços.

A literatura aponta várias metodologias de avaliação de impacto, com diferentes abordagens, citando-se, assim, alguns métodos, tais como: CML2 (Holanda), Eco-indicator 99 (Holanda), Ecopontos Suíço (Suíça) e EPS 2000 (Suécia), TRACI (EUA) e LIME (Japão). Dentro do contexto das metodologias de avaliação de impacto, a linha europeia mostra-se a mais avançada (SOARES *et al.*, 2006).

A avaliação do impacto ambiental consta de três elementos obrigatórios e três opcionais. A norma ISO 14042 define os elementos obrigatórios da seguinte forma: seleção de categorias, classificação e caracterização.

- Seleção de categorias: este passo contempla a seleção de categorias de impacto e os métodos de caracterização que vão ser considerados no estudo. Santos (2002) respalda que o método para interpretação do ecobalanço que tem maior aceitabilidade é a utilização de categorias de impacto e fatores de equivalência, sendo que há um consenso de que as categorias de impacto

sejam definidas em três tipos de problemas ambientais: consumo de recursos, impactos à saúde humana e impactos ecológicos.

A norma ISO 14031 tem como objetivo avaliar a performance ambiental das organizações, selecionando indicadores tanto para as áreas gerencial e operacional, como para a área ambiental. Para esta última, ela propõe os seguintes indicadores, ainda que permita às empresas selecionarem os indicadores mais pertinentes aos seus produtos e processos: acidificação, uso da terra, ecotoxicidade, eutrofização, formação de oxidantes fotoquímicos, destruição da camada de ozônio e aquecimento global.

- Classificação: é a alocação dos dados do inventário nas diferentes categorias de impacto, tais como aquecimento global, diminuição da camada de ozônio, etc. As categorias de impacto que representam os processos ambientais devem ser selecionadas englobando as escalas local, regional e global.

- Caracterização: Refere-se ao cálculo do indicador de impacto para cada uma das categorias de impacto selecionadas, usando fatores de caracterização ou de equivalência, os quais são estimados usando modelos de caracterização. A estrutura matemática da fase de caracterização, segundo Heijungs *et al.* (1992) é dada pela seguinte expressão:

$$S_j = \sum Q_{ji} \times n_i$$

Onde:

$S_j$  = representa o resultado do impacto na categoria de impacto  $j$ .

$n_i$  = representa a quantidade de carga ambiental do tipo  $i$  que é, geralmente, uma massa expressa em kg podendo, no entanto, ser também expressa em outras unidades, tais como  $m^3$ ,  $m^2$ , ano, etc.

$Q_{ji}$  = representa o fator de caracterização que liga a carga ambiental  $i$  à categoria de impacto  $j$ .

Através dos elementos obrigatórios, que compõe a etapa de avaliação dos impactos ambientais, obtém-se o perfil ambiental do produto. Os elementos opcionais da avaliação do impacto ambiental também são definidos pela ISO 14042 em: normalização, agregação e ponderação.

- Normalização: é o cálculo da magnitude do indicador de impacto. Para tal se usa a informação de referência como as emissões em uma determinada área, previamente caracterizadas pelo mesmo método de caracterização.
- Agregação: é o processo de classificar as categorias de impacto por grupos de impacto similares ou por categoria em uma hierarquia determinada.
- Ponderação: consiste em estabelecer pesos que outorgam uma importância relativa às distintas categorias de impacto para depois somá-las e obter um resultado ponderado em forma de um único índice global do sistema.

Os métodos para definição de pesos, segundo Lindeijeir (1996), para as categorias de impacto ambiental podem ser classificados em: votação, tecnologia, monetarização, distância de um objetivo e consulta à especialistas.

O mesmo autor aponta que a definição de pesos é uma etapa importante da ACV e conclui que um conjunto de pesos genéricos, incluindo preferências sociais, poderia formar uma ponte entre pesos de casos específicos e pesos genéricos.

Algumas metodologias de avaliação de impacto já contém em seu escopo a ponderação. No *Dutch Problem Approach*, os pesos de cada categoria de impacto são recomendados; no *Environmental Priority System (EPS)*, os pesos de cada categoria são determinados em termos da disposição da sociedade em pagar pela restauração do dano ambiental; ao passo que no *Dutch Ecoindicator 95*, os pesos são determinados baseando-se na taxa entre a contribuição atual a um problema, durante um ano, e o nível em que nenhum efeito seria observado para uma substância (SANTOS, 2002).

Hernández (2006) coloca que há subjetividade na etapa de ponderação porque a mesma pode envolver elementos ideológicos e valores éticos que não podem ser determinados de forma objetiva. A mesma autora desenvolveu uma proposta metodológica que realiza ao mesmo tempo a normalização e a ponderação no âmbito da ACV, através da lógica difusa, como forma de tratar a imprecisão dos dados, assim como a subjetividade contida nesta etapa.

Santos (2002), em seu trabalho, propôs uma solução gráfica para a determinação dos pesos entre os vários índices ambientais, utilizando os valores coletados no inventário e os máximos



valores de emissão ou de disponibilidade do recurso caracterizando, assim, um dinamismo na ponderação.

A interpretação dos resultados consiste na identificação e análise dos resultados do inventário e da análise do impacto ambiental, de acordo com os objetivos previamente estabelecidos no escopo. Os resultados desta fase podem tomar a forma de conclusões e recomendações para possibilitar, assim, a tomada de decisão.

Santos (2002) coloca que, nesta fase, ainda estão incluídas a análise de melhorias onde as opções para reduzir os impactos ou cargas ambientais do sistema, em estudo, são identificadas e avaliadas. Ainda ressalta que esta fase difere das etapas anteriores porque está implícita a subjetividade, sendo que os resultados podem, muitas vezes, ser afetados pelas escolhas dos tomadores de decisão e pelas circunstâncias de onde a decisão é aceita.

As limitações de uma ACV não são difíceis de serem percebidas, pois a obtenção dos dados para toda a cadeia produtiva, além de complexa, é exaustiva e onerosa. De qualquer forma, é uma ferramenta de uso crescente e, à medida que as técnicas de avaliação do impacto ambiental evoluírem, esta tende a se tornar uma poderosa arma para a melhoria do desempenho ambiental de qualquer organização (CHEHEBE, 1998).

Os estudos de ACV têm sido realizados com diferentes objetivos e para os mais diversos produtos e serviços, desde fornecimento de energia das mais diversas fontes à produção de bens de consumo.

Finnveden (1999) discute em seu estudo algumas questões metodológicas quando utiliza a ferramenta ACV, no gerenciamento dos resíduos sólidos.

Santos e Cybis (2000) utilizaram a ACV para avaliar os impactos ambientais associados à indústria da construção civil. Foram utilizadas seis categorias de impacto ambiental, que foram normalizadas por fatores de emissão global. Em seu trabalho, os autores não entraram no mérito de ponderar os impactos ambientais.

A produção integrada de laranjas na Espanha foi estudada por Sanjuán *et al.* (2003). O objetivo do estudo era avaliar os impactos ambientais associados à produção de laranja e avaliar a utilização da ACV em produtos agrícolas. Os principais impactos associados a esta cultura foram a eutrofização e o consumo de fosfato de rocha.

Mendes *et al.* (2004) compararam, através da ACV, os impactos ambientais relativos às alternativas de implantação de aterro sanitário e incineração dos resíduos sólidos para diferentes cenários, na cidade de São Paulo.

Munõz *et al.* (2006) compararam diferentes processos oxidativos avançados para remoção do carbono orgânico, presente no efluente de indústria de celulose, sob o enfoque da ACV.

A ferramenta ACV foi utilizada por Passuello e Cybis (2007) na indústria de embalagens descartáveis utilizadas para frutas, com o intuito de comparar o desempenho ambiental de caixas de madeira em contrapartida com as de papelão ondulado. Os resultados da avaliação evidenciaram que os processos que mais contribuíram para os impactos, nos dois ciclos de vida analisados, estavam relacionados à extração da madeira, produção de energia e disposição dos resíduos sólidos.

Xing *et al.* (2008) utilizaram a técnica da ACV para comparar estruturas de aço e concreto na construção de prédios comerciais, sob a perspectiva da energia consumida e emissões ambientais ao longo do ciclo de vida.

Vince *et al.* (2008) utilizaram a ACV como ferramenta de avaliação de impactos ambientais na etapa de projeto, sob a perspectiva de alguns cenários viáveis para sistemas de produção de água tratada.

#### 2.1.4.2 Dimensão econômica

O GRI aborda uma estratégia mais abrangente da dimensão econômica, nas suas diretrizes para a realização dos relatórios de sustentabilidade.

A avaliação dos impactos econômicos diretos avaliam os fluxos monetários entre a empresa e seus clientes, fornecedores, funcionários, investidores e o governo em todas as esferas. Esta abordagem é caracterizada também por uma abrangência maior do que aquelas utilizadas para os relatórios feitos para a gestão interna das empresas. Dentro de uma visão sustentável da variável econômica, os relatórios de sustentabilidade visam avaliar, além dos custos tradicionais diretos em termos de receitas e despesas, os impactos econômicos no entorno da área de atuação da empresa, incluindo, também, os ativos e passivos ambientais e trabalhistas (GRI, 2002).

Gibberd<sup>2</sup> (2003 apud John *et al.* 2005b) coloca que a sustentabilidade econômica deverá ser promovida através da priorização de algumas questões vinculadas a maior equidade e diversidade do sistema econômico, assim como na ênfase da economia local.

Em países em desenvolvimento, a escassez de recursos financeiros coloca, potencialmente, os custos como prioridade no desenvolvimento de projetos e construções. Este fato tende a forjar uma cultura de curto prazo, que prioriza o valor dos custos iniciais, negligenciando as implicações futuras, ao longo do ciclo de vida dos materiais, ou seja, nas etapas de aquisição, construção, uso, manutenção e disposição final (JOHN *et al.*, 2005a).

O *Life Cycle Costs* (LCC) é uma abordagem econômica que trata do custo total do produto, processo ou atividade ao longo do seu ciclo de vida (GLUCH e BAUMANN, 2004). Conforme os mesmos autores, tradicionalmente é uma ferramenta que é usada em estudos de avaliação de projetos, servindo para ajudar na decisão da melhor alternativa em termos econômicos.

Reich (2005) aponta que os custos do ciclo de vida podem ser tomados como um meio de estabelecer um critério extra, além dos presentes na avaliação ambiental, podendo, desta forma, ser utilizado também como uma ferramenta para a ponderação dos critérios de uma ACV.

No que se refere à dimensão econômica, vinculada a projeto de produtos/processos, a ferramenta EVR (*eco-costs/Value Ratio*) apresenta um modelo baseado na ACV, e serve para analisar a estratégia do negócio ou as opções de projeto em termos da eco-eficiência. O modelo trabalha com um indicador final denominado virtual *eco-costs 99* que é composto por custos virtuais de prevenção. Estes custos estariam relacionados às medidas para trazer a poluição a um nível de sustentabilidade com relação à capacidade de carga estimada para o planeta, no que se refere às emissões, uso de energia, matéria-prima e reciclagem (VOGTLÄNDER *et al.*, 2000; VOGTLÄNDER *et al.*, 2001).

---

<sup>2</sup> GIBBERD, J. **Integrating Sustainable Development in Briefing and Design Processes of Buildings in Developing Countries**: an Assessment Tool. Thesis. Faculdade de Engenharia, Ambiente Construído e Tecnologia da Informação. Universidade de Pretória, Pretória, 2003.

A metodologia da eco-eficiência, proposta pela BASF, contempla as diretrizes contidas na ISO 14040, assim como considera o LCC ao longo do ciclo de vida de seus produtos e processos. A referida técnica tem sido amplamente utilizada na indústria química (SAILING *et al.*, 2002).

A literatura referencia, também, a metodologia de Análise do Custo do Ciclo de Vida (ACCV). Silva Jr *et al.* (2006) apontam a ACCV como sendo a fusão de três técnicas conhecidas: a Análise de Engenharia, na busca de inovações tecnológicas, o LCC e o *Payback Period*.

No que diz respeito à aplicação da ACCV, citam-se os trabalhos de Silva Jr. (2005) e Silva Jr. *et al.* (2006), vinculados à perspectiva da eficiência energética.

- LCC (*Life cycle costs*) e método do valor presente líquido

O LCC pode ser definido como uma metodologia que permite calcular o custo total dentro de uma análise holística, no que se refere aos custos totais associados ao ciclo de vida de um sistema. Ainda, os componentes de uma LCC estão associados aos investimentos iniciais para a implantação de um determinado sistema, incluindo os custos operacionais e de manutenção ao longo do seu ciclo de vida, bem como os custos associados à demolição ou desativação deste, no término de sua vida útil (DEED,1999).

A Figura 4 mostra o *framework* da metodologia LCC.

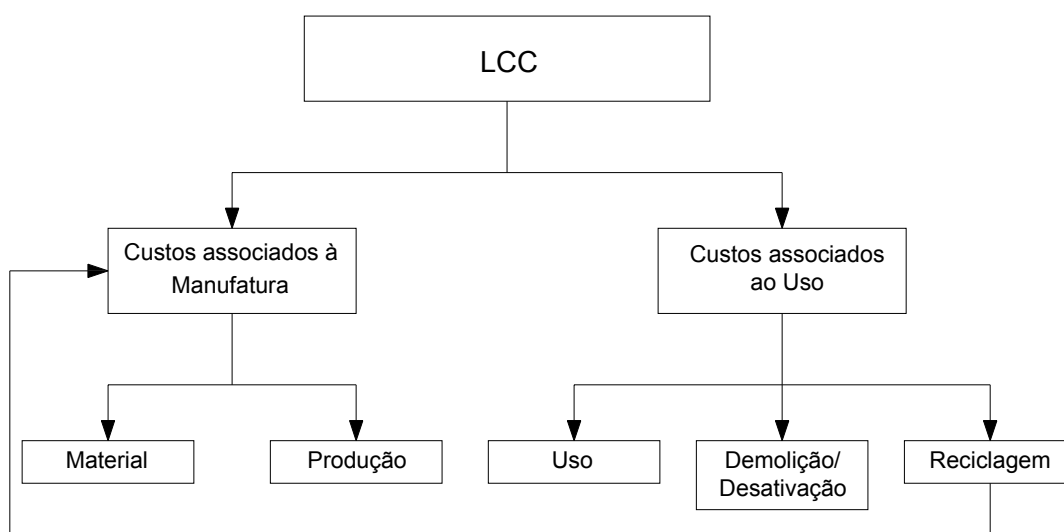


Figura 4: *Framework* de uma LCC - abordagem em produto

Fonte: Baseado em Yu *et al.* (2007)

Segundo Gluch e Baumann (2004), o uso da LCC pode trazer esclarecimentos ao tomador de decisão, em função das questões ambientais serem bastante complexas, associadas ao fato que a dimensão monetária é mais familiar no mundo dos negócios. Aliado a isto, para os mesmos autores, o envolvimento dos tomadores de decisão, no processo de elaboração de uma LCC, promove benefícios em termos de capacitação em relação às implicações de suas decisões no que se refere à sustentabilidade.

A ISO 15686-5, publicada em 2004, atribui uma diferença entre as expressões WLC “*whole life costing*” e LCC “*life cycle costs*”, sendo que a diferença é que a WLC engloba os custos referentes às externalidades. Na maioria dos estudos, no entanto, a LCC é aplicada em um sentido mais amplo, abrangendo os custos ambientais em contrapartida aos conceitos apregoados pela ISO 15686-5 (SCHADE, 2004).

Esta abrangência entra em consonância com o Princípio 16, da “Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento”, documento resultante da Rio-92, que sugere que as autoridades locais devem promover a internalização de custos ambientais e o uso de instrumentos econômicos, levando em consideração que o poluidor deve arcar com os custos da poluição.

Para John *et al.* (2005a) a introdução de custos ambientais neste processo de avaliação tende a introduzir novos valores, antes negligenciados, encarecendo os custos tradicionais, ou criando, possivelmente, uma barreira à consolidação deste conceito como prática corrente no

setor. Os mesmos autores ressaltam que a introdução destes custos deverá ocorrer, portanto, em um horizonte de longo prazo, assim como os critérios que se prestem a avaliar tal aspecto.

Gluch e Baumann (2004), em seus trabalhos, diferenciam a LCC tradicional da LCC ambiental, a qual inclui os custos ambientais. Neste sentido, Reich (2005) propõe uma combinação dos conceitos e ferramentas de ACV e LCC, resultando em uma LCC ambiental que é calculada com base no estabelecimento de valores para as emissões, utilizando a LCC como uma ferramenta de ponderação para a avaliação ambiental.

No que se refere às estratégias e ações com enfoque na sustentabilidade econômica, Silva (2003), em seus estudos voltados para o setor da construção civil, sugere algumas alternativas, tendo como respaldo a Agenda 21. A Figura 5 mostra algumas possibilidades de ações, levando em conta a dimensão econômica.

<i>Tema</i>	<i>Sub-tema</i>	<i>Possibilidades de ação</i>
Estrutura econômica	Recursos e mecanismos de financiamento	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Criar linhas de financiamento para iniciativas políticas e programas para o aumento da sustentabilidade.</li> <li>- Aumentar os investimentos em alternativas que visem o aumento da sustentabilidade, incluindo tecnologias mais eficientes e limpas.</li> </ul>
	Desempenho Econômico	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aumentar a qualidade de produtos e processos.</li> <li>- Aumentar a vida útil das edificações (durabilidade e adaptabilidade).</li> <li>- Aumentar a eficiência na alocação de recursos para a produção de materiais, construção e uso das edificações.</li> <li>- Internalizar os custos ambientais no estabelecimento de preços para estimular a opção por produtos com melhor valor em termos de sustentabilidade.</li> </ul>
Padrões de produção e consumo	Consumo de materiais	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aumentar a eficiência na produção e uso de materiais.</li> <li>- Reduzir resíduos (construção e operação).</li> <li>- Aumentar a durabilidade da construção.</li> <li>- Aumentar o planejamento da manutenção.</li> <li>- Reduzir o desperdício.</li> <li>- Aumento do uso de reciclados como material de</li> </ul>

		construção. - Modular e otimizar o dimensionamento.
--	--	--

Figura 5: Dimensão econômica - estratégias e ações para o desenvolvimento sustentável.

Fonte: Silva (2003)

Dentro deste contexto, como forma de ilustrar as estratégias que visam promover o desenvolvimento sustentável levando em conta a dimensão econômica, cita-se o *Equator Principles*, criado em 2002 pela IFC - *Institucional Finance Corporation*, junto aos dez maiores bancos do mundo. Os chamados Princípios do Equador são um conjunto de regras que estabelecem critérios mínimos ambientais e sociais que deverão ser atendidos para concessão de crédito em financiamento de projetos acima de US\$ 50 milhões (MOTTA *et al.*, 2005).

Estudos de LCC vinculados à construção civil podem ser encontrados em Schade (2004), John *et al.* (2005a), John *et al.* (2005b), Reich (2005) e Gluch e Baumann (2004).

Quanto ao uso desta ferramenta econômica vinculada à otimização de estações elevatórias, cita-se o *Pump Life Cycle Costs: a Guide to LCC Analysis for Pumping Systems*, publicado pelo *Hydraulic Institute, Europump e US Department of Energy's Office of Industrial Technologies* (2001), assim como os estudos de Hodgson e Walters (2002).

No que se refere aos métodos de avaliação econômica para o cálculo do LCC, a literatura apresenta diferentes propostas que se apoiam em ferramentas provenientes da Engenharia Econômica, tais como: o método do valor presente líquido, método da taxa interna de retorno, método do custo anual, entre outros (SCHADE, 2004).

Conforme os estudos de Schade (2004), o método do valor presente líquido é o mais utilizado, atualmente, nos estudos que envolvem o LCC, sendo que a maior parte dos trabalhos vinculados à indústria da construção civil, se utilizam, também, do referido método.

A expressão matemática que determina o valor presente é dada por:

$$VP_i = \frac{V_i}{\left(1 + \frac{T}{100}\right)^n}$$

$VP_i$  = valor presente da variável no ano  $i$ ;

$V_i$  = valor da variável no ano  $i$ ;

$T$  = taxa de desconto anual;

$n$  = número de anos em relação ao ano base.

O valor presente líquido é obtido através do valor atual das receitas e das despesas do fluxo de caixa representativo de cada alternativa de investimento, empregando-se a taxa mínima de atratividade ou taxa de desconto.

O valor característico de cada alternativa é a diferença entre os valores atuais das receitas e despesas. Se essa diferença for positiva, a taxa de retorno do capital é maior do que a taxa mínima de atratividade. Se, entretanto, a diferença for negativa, o investimento não terá atrativo, pois a taxa de retorno do capital será menor do que a taxa mínima de atratividade.

A melhor alternativa de investimento será, então, aquela que fornecer a maior diferença positiva entre os valores atuais das receitas e das despesas. (DE FRANCISCO, 1994; HIRSCHFELD, 2000).

#### 2.1.4.3 Dimensão social

A dimensão social se expressa pela complexa teia de relações sociais que se estabelecem a partir da base de recursos proporcionada pelo ambiente, tais como as relações de emprego, mercados, transferência de conhecimento, entre outras, afetando diretamente o sistema produtivo e, por conseguinte, o próprio ambiente (VASCONCELOS, 2001).

Os conceitos embrionários de performance social empresarial começaram a ser estudados a partir da metade da década de 70, através de Ackerman e Baur, Frederick e Sethi. A literatura aponta alguns modelos que tratam em seu escopo da performance social empresarial, tais como aqueles apresentados por Carroll, Wartick e Cochran, Wood e Swanson que contribuíram para a construção dos principais conceitos de avaliação da performance social empresarial (PIERICK *et al.*, 2004).

Do ponto de vista empresarial, a responsabilidade social surge como um novo paradigma cuja visão e interpretação dos negócios enfatiza uma cultura voltada às relações com todos os afetados e interessados. Este modelo surge como uma resposta direta frente às exigências dos consumidores que vem requerendo, progressivamente, padrões mais altos e diferenciados de



comportamento por parte das empresas, estabelecendo assim, uma espécie de pressão (PASA, 2004).

Para Queiroz (2000), a responsabilidade social vai além dos compromissos compulsórios da empresa, como a legislação e obrigações trabalhistas. A responsabilidade social expressa a inserção de valores, conduta e procedimentos, que induzem à melhoria da qualidade de vida dos funcionários e de seus familiares, o desenvolvimento social da comunidade local, regional e nacional, práticas justas e éticas dos negócios, qualidade dos produtos e meio ambiente.

A avaliação do desempenho social goza de menos consenso que a do desempenho ambiental. O desempenho social pode ser avaliado através de uma análise do impacto da organização sobre as partes interessadas a nível local, nacional e global. Em alguns casos, os indicadores sociais influenciam os bens intangíveis da organização, tais como capital humano e reputação (GRI, 2002).

A proposta do Balanço Social do IBASE (Instituto Brasileiro de Análises Sociais e Econômicas) é a de tornar pública a responsabilidade social e a transparência das empresas a partir de um balanço social divulgado ao público interno e externo.

Além destes, existem o índice americano do *Dow Jones Sustainability Index* e seus derivativos, que conduzem os investidores a analisar a rentabilidade das ações das empresas em termos de sustentabilidade corporativa (metas sociais, ambientais e econômicas), o canadense *Jantzi Social Index*, e o britânico *NPI Social Index*.

No Brasil, a BOVESPA - Bolsa de Valores do Estado de São Paulo, classifica as empresas em níveis de governança (Nível 1 e 2), a partir da demonstração do comprometimento empresarial frente à melhoria na prestação de informações ao mercado e com a dispersão acionária e de empresas que adotam um conjunto de práticas de governança e de direitos adicionais para os acionistas minoritários.

Os indicadores do Instituto ETHOS, apóiam a gestão da empresa através de um diagnóstico da situação com relação à responsabilidade social e empresarial, abrangendo os temas relativos a valores, transparência, governança, público interno, meio ambiente, fornecedores, consumidores e clientes, comunidade, governo e sociedade.

O modelo Estrutura, Conduta e Performance, ECP-Social, proposto por Pasa (2004) configura-se como uma proposta de avaliação do perfil de conduta social empresarial como forma de diminuir o grau de incerteza na tomada de decisão no que se refere à gestão social.

- ECP-Social

Pasa (2004) estabeleceu o modelo ECP-Social com base no modelo ECP-Econômico desenvolvido, em 1990, por Scherer e Ross e o ECP-Ambiental, desenvolvido por Abreu (2001). A autora também associou ao mesmo as idéias de Carroll, Wartick e Cochran, Wood e Swanson, tirando partido da prescrição de pontos identificados pelos referidos autores e agregou uma ferramenta de avaliação que não existia nos referidos modelos.

A construção do modelo ECP-Social teve como princípio básico que a performance social empresarial é o reflexo das ações e reações empresariais frente à competição, decorrentes dos padrões de conduta social. Estes, por sua vez, dependem reciprocamente da estrutura de mercado em que a empresa está inserida, considerando-se que ela atua em um sistema no qual interage com os demais elementos do ambiente externo, influenciando-os e recebendo suas influências, conforme a Figura 6.

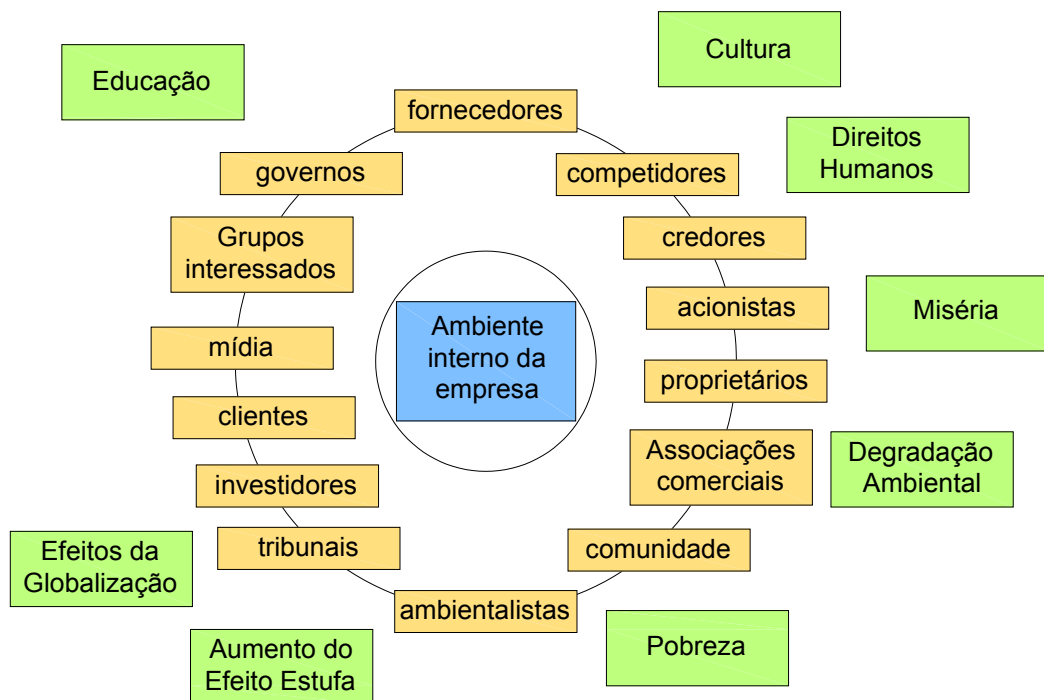


Figura 6: Cenário do envolvimento e efeitos das atividades empresariais

Fonte: Pasa (2004)

Para a construção do modelo, a autora considerou que cada uma das três categorias (Estrutura, Conduta e Performance) é composta por dimensões, grupos de elementos e/ou indicadores específicos que, por sua vez, são compostos por elementos e/ou indicadores que objetivam mensurar, individualmente, as características de cada um deles. A Figura 7 apresenta o framework do modelo ECP-Social. O modelo proposto identifica as relações entre as variáveis de causa e efeito apontando as causas do desempenho ruim e os elos que deveriam ser trabalhados permitindo, assim, estabelecer metas de melhoria para que a empresa aumente o seu desempenho social.

<i>Choques</i>	<i>Estrutura de Mercado</i>	<i>Conduta Social</i>	<i>Performance Social</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Inovações tecnológicas</li> <li>- Mudanças de comportamento da sociedade</li> <li>- Ação governamental</li> </ul>	<p><u>Afetados e Interessados</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Categoria;</li> <li>- Status.</li> </ul> <p><u>Economia de Demanda</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Concentração de clientes;</li> <li>- Taxa de crescimento;</li> <li>- Volatilidade/ciclicidade;</li> <li>- Preferência de clientes.</li> </ul> <p><u>Economia de Oferta</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Concentração de produtores;</li> <li>- Disponibilidade de produtos substitutos;</li> <li>- Diferenciação de produtos;</li> <li>- Competição importados x nacionais;</li> <li>- Estrutura de custos fixos x variáveis;</li> <li>- Oportunidades tecnológicas;</li> <li>- Forma da curva de oferta;</li> <li>- Barreiras de entrada/saída.</li> </ul> <p><u>Economia da Cadeia Industrial</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Poder de barganha dos fornecedores;</li> <li>- Poder de barganha dos clientes;</li> <li>- Informações de mercado;</li> <li>- Integração vertical do mercado;</li> <li>- Preço.</li> </ul>	<p><u>Administração Geral</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Valores e compromissos éticos;</li> <li>- Estrutura organizacional;</li> </ul> <p>Controles sociais.</p> <p><u>Marketing e Comunicação</u></p> <p>Comunicação com as partes afetadas e interessadas.</p> <p><u>Gestão da Cadeia Logística</u></p> <p>Relacionamento da Cadeia Logística.</p> <p><u>Pesquisa e Desenvolvimento</u></p> <p>Design de produtos.</p> <p><u>Manufatura</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Qualidade dos produtos;</li> <li>- Segurança dos produtos.</li> </ul> <p><u>Finanças</u></p> <p>Gestão de recursos financeiros.</p> <p><u>Gestão de Pessoas</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Relações humanas;</li> <li>- Recursos humanos.</li> </ul> <p><u>Assuntos Políticos</u></p> <p>Governo e assuntos políticos.</p>	<p><u>Impacto sobre os afetados e interessados internos</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Retenção de talentos novos;</li> <li>- Nível de satisfação no trabalho;</li> <li>- Nível de segurança e saúde ocupacional.</li> </ul> <p><u>Impacto sobre os afetados e interessados</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Envolvimento com a comunidade;</li> <li>- Liderança e influência social;</li> <li>- Imagem organizacional;</li> <li>- Preocupação com as gerações futuras.</li> </ul>

Figura 7: Visão geral dos elementos do *framework* do modelo ECP-Social

Fonte: Pasa (2004)

A definição de perfis de conduta social e o entendimento das pressões da estrutura das indústrias, segundo o modelo proposto por Pasa (2004), permitem construir uma matriz de correlação. Esta matriz, apresentada na Figura 8, foi ampliada a partir dos estudos desenvolvidos por Abreu (2001) e mostra nove tipos de posicionamentos estratégicos em que a empresa pode estar enquadrada.

A matriz [3]x[3] estabelece “rótulos” que caracterizam o posicionamento estratégico das empresas, classificando-as, como: *indiferente, desafiadora, precursora, perdedora, acomodada, oportunista, derrotada, sofredora e ativa*. Estes “rótulos” mostram-se adequados e suficientes para definir a estratégia social, sendo que a matriz de correlação está estruturada nas seguintes hipóteses, conforme Abreu (2001):

- A conduta social e a pressão da estrutura da indústria são variáveis fundamentais para compreender como e porque as estratégias sociais das empresas evoluem com o tempo;
- A ocorrência de choques implica em mudanças na conduta social das empresas resultando, assim, em ajustes nos posicionamentos estratégicos.

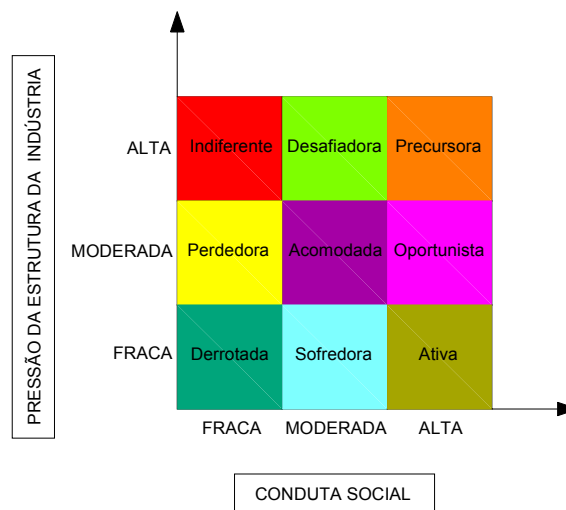


Figura 8: Matriz de correlação entre a pressão da estrutura da indústria e a conduta

Fonte: Pasa (2004)

O ECP-Social foi aplicado em indústrias calçadistas e avícolas na região sul do Brasil, obtendo bons resultados e demonstrando fácil operacionalização, através de entrevistas estruturadas. Ainda, os resultados obtidos possibilitaram a projeção de metas de melhorias para estas empresas.

### 2.1.5 Avaliação da sustentabilidade

Os parâmetros e conceitos estabelecidos pela Comissão *Brundtland* tem sido utilizados como ponto de partida para a definição do conceito de sustentabilidade, bem como para o desenvolvimento de metodologias que visam à avaliação desta, nas diferentes atividades da sociedade.

Kammerbauer (2001) aponta que o debate científico sobre a sustentabilidade mostra três grandes vertentes sobre o pensamento científico, estando de um lado a visão analítica em contrapartida com a visão sistêmica, cercada de incertezas e a visão normativa, que abarca uma aproximação prática orientada para o alcance de objetivos dentro de um processo consensual entre as partes envolvidas. A Figura 9 apresenta com detalhes os modelos conceituais da sustentabilidade e algumas ferramentas vinculadas aos mesmos.

<i>Modelos Analíticos</i>	<i>Modelos Sistêmicos</i>	<i>Modelos Normativos</i>
Tradição científica das ciências naturais e da economia neo-clássica.	Visão holística da ecologia, política e economia ecológica.	Visão multidimensional considerando aspectos ecológicos, econômicos e sociais.
Baseia-se na capacidade racional humana de entender os fenômenos naturais em sua totalidade.	Aceitação de limites da percepção humana sobre a totalidade.	Interpretação heurística das dimensões e definição de objetivos.
Situação de risco.	Situação de incerteza.	Situação de complexidade.
Indicadores de causa-estado-efeito-resposta. Exemplo: quantidade e qualidade da água em uma bacia hidrográfica, número de espécies em extinção.	Indicadores sistêmicos de aspectos fundamentais. Exemplo: Pegada Ecológica, Índices Globais de Impacto Ambiental.	Indicadores de causa-estado-efeito-resposta e sistêmicos. Exemplo: como nos modelos analíticos e sistêmicos. Índices com ponderação.
Prático e apropriado para sistemas de monitoramento local, regional e global.	Pouco prático, apropriado para estudos científicos.	Prático e apropriado para afetados e interessados ( <i>stakeholders</i> )
Princípio do manejo racional dos recursos naturais e ambientais.	Princípio da precaução no manejo dos recursos naturais e ambientais.	Princípio do consenso.

Figura 9: Modelos conceituais de sustentabilidade e ferramentas

Fonte: Kammerbauer (2001)

O propósito da análise de sustentabilidade, portanto, é fornecer aos tomadores de decisão e governantes uma avaliação de ordem global e local de sistemas integrados natureza-sociedade, considerando tanto a perspectiva de longo como de curto prazo, de forma a ajudá-los na definição de ações que devem, ou que não devem, ser tomadas na busca da sociedade sustentável (DEVUYST, 2000; KATES *et al.*, 2001; NESS *et al.*, 2007).

As metodologias de avaliação devem buscar a integração das três abordagens de sustentabilidade: a econômica, a ambiental e a social. Sobretudo, as metodologias de análise de sustentabilidade devem considerar os sistemas a serem sustentados, ou seja, os ecossistemas. Da mesma forma, devem conter a análise dos sistemas a serem desenvolvidos, que englobam os seres humanos, as sociedades e as economias. Por último, devem incluir o componente inter-gerações e levar em conta o horizonte de tempo de transição para a sustentabilidade (PIORR, 2003).

Ness *et al.* (2007) classificaram as diferentes metodologias existentes, no que se refere à sustentabilidade, em três grandes grupos, de acordo com a abordagem adotada.

O primeiro grupo é formado por aquelas metodologias baseadas em “índices e indicadores”. Estas metodologias podem abordar somente um aspecto da sustentabilidade, as quais os autores denominam de não-integrativas, ou as integrativas que combinam os parâmetros sócioeconômicos com os parâmetros ambientais, cobrindo, assim, as três dimensões da sustentabilidade.

Como metodologia não-integrativas cita-se o Índice de Pressão Ambiental (Environmental Pressure Indicator - EPIs), utilizado pela União Européia, para avaliação e comparação da situação ambiental dos países membros (EUROPARL, 1995).

O IDH (Índice de Desenvolvimento Humano), utilizado pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento desde 1975, é um exemplo de índice que integra as dimensões ambientais e sociais em um único número. Utiliza três parâmetros gerais para a avaliação do desenvolvimento social e econômico em diferentes países: a longevidade, o acesso ao conhecimento e o acesso aos recursos necessários para uma vida digna (UNDP, 2004).

A Pegada Ecológica (*Ecological Footprinter*), através de um índice, expressa o nível de consumo de bens e serviços de uma determinada população (CIDIN e SILVA, 2004).

O segundo grupo de metodologias, segundo Ness *et al.* (2007), são aquelas que avaliam o sistema produtivo ou a cadeia produtiva de um determinado bem, concentrando a sua análise nos fluxos de entrada e saída de materiais e de energia. Assim, o foco destas metodologias está na análise de diferentes fluxos em relação aos produtos e serviços, ao invés da análise regional proposta por aquelas baseadas em índices ou indicadores.

Dentro deste grupo podem ser citadas a Análise de Fluxo de Materiais desenvolvida pelo Instituto *Wuppertal* para Clima, Meio Ambiente e Energia, metodologias que avaliam o gasto energético direto e indireto para produzir determinado bem, assim como a ACV (Análise do Ciclo de Vida) e Análise Emergética de Produtos (PEREIRA, 2008). Nesta categoria, inclusive, Ness *et al.* (2007) referendam a integração do LCC, que é uma ferramenta de avaliação econômica, à dimensão ambiental dentro de uma abordagem “berço ao túmulo”.

O terceiro grupo de metodologias, conforme os referidos autores, são as integrativas. Estas são usadas para auxiliar na definição de políticas ou projetos, incluindo-se nesta categoria os Estudos de Impacto Ambiental (EIA), assim como as metodologias multicritérios de apoio à tomada de decisão, que muito são utilizadas em situações que envolvem a avaliação de critérios concorrentes ou conflitantes dentro do seu escopo de análise.

## 2.2 PROCESSOS DE DECISÃO NO ESCOPO DA SUSTENTABILIDADE E ACV

A sustentabilidade requer uma integração holística dos sistemas abordados, onde processos bio-físicos têm de ser considerados dentro do seu contexto sócioeconômico. Além disto, às vezes, a sustentabilidade requer uma transformação pessoal e institucional para o seu entendimento e prática, requerendo também, a participação e colaboração dos cidadãos e *stakeholders* no processo de tomada de decisão (BLACKSTOCK *et al.*, 2007).

Na seção III, da Agenda 21, que trata do fortalecimento do papel dos grupos principais, fica estabelecida a ampla participação da opinião pública no processo de tomada de decisão, principalmente no que se refere aos problemas que possam afetar as comunidades nas quais estes grupos vivem e trabalham, sendo este pré-requisito fundamental para alcançar o desenvolvimento sustentável (IOS, 2004).

Falconí e Burbano (2004) abordam que a análise de temas que são de natureza multidimensional, requer instrumentos analíticos que captem as diversas dimensões do



problema, bem como as distintas visões e interesses dos atores envolvidos. Assim, os autores ressaltam que a utilização de ferramentas de decisão multicriteriais aplicadas em problemas que incluam conflitos em sua essência, assim como diversas escalas de medição mostram-se adequadas.

Na fase de ponderação ou atribuição dos pesos para o cálculo do impacto ambiental, na perspectiva da ACV, podem surgir problemas de tomada de decisão na hora da priorização de questões relativas ao impacto ambiental. Estas questões muitas vezes apresentam-se no seguinte formato: o que é mais importante, a chuva ácida ou o aquecimento global? (CHEHEBE, 1998).

Seppällä *et al.* (2002) respaldam que a etapa de ponderação da ACV incorpora, ainda, preferências subjetivas na análise entre vários critérios ambientais. Para Hernández (2006) a análise de decisão nesta fase da ACV apresenta-se bastante crítica, sendo este o ponto mais controverso dentro deste processo, justamente porque se juntam a subjetividade e a interferência do tomador de decisão.

Até o momento presente, não há consenso sobre qualquer método de ponderação em termos de ACV, podendo, então, ser enquadrada a análise multicriterial para o desenvolvimento de um conjunto de fatores de ponderação, através da investigação e análise das preferências de um determinado grupo de referência constituído, por exemplo, de profissionais experientes, de políticos e de empresários conceituados (HERNÁNDEZ, 2006).

Schmidt (1995) comenta que, até a década de 40 do século passado, as decisões eram tomadas com auxílio de análises baseadas em princípios econômicos e que, no início dos anos 70 do mesmo século, surgiram duas correntes científicas de análise da decisão: a Escola Francesa e a Escola Americana que, em sua concepção, consideram a necessidade de incorporar outros valores na análise, além dos econômicos e financeiros.

Gomes (2007) enfoca que o apoio multicritério à decisão não pretende uma solução ótima para determinado problema, como acontece na pesquisa operacional tradicional, mas sim a solução de compromisso, na qual deve, preferencialmente, prevalecer o consenso entre as partes envolvidas, permitindo tratar o processo decisório de forma transparente, aumentando assim, a sua credibilidade.

### 2.2.1 Processo de decisão

O processo de decisão em um ambiente complexo, normalmente, envolve informações imprecisas e/ou incompletas, múltiplos critérios de escolha e vários agentes de decisão (GOMES e MOREIRA, 1998). Além disso, os problemas de decisão envolvem múltiplos objetivos que, geralmente, são conflitantes entre si, sendo que a escolha por um deles implica em prejuízo do outro (HAHN, 2003; HUIZINGH e VROLIJK, 1997).

A tomada de decisão, por conseguinte, deve buscar a opção que apresente o melhor resultado, a melhor avaliação, ou ainda, o melhor acordo entre as expectativas do decisor e a sua disponibilidade em adotá-la, considerando a relação entre elementos objetivos e subjetivos (SOARES, 2003). Segundo Fernandes (1996), este é um sistema aberto, composto pelos atores (*stakeholders*), seus valores e seus objetivos.

Pode-se definir, ainda, a tomada de decisão como um esforço para resolver o dilema dos objetivos conflitantes, cuja presença impede a existência da "solução ótima" e conduz para a procura da "solução de melhor acordo" (SCHMIDT, 1995).

Os atores são identificados como "facilitadores" e "decisores". O papel do "facilitador" é esclarecer o processo de avaliação e/ou negociação inerente à tomada de decisões e construir um modelo que considere os pontos de vistas dos atores e seus juízos de valores (MARTINS, 1996). Os "decisores" são aqueles a quem foi, formalmente ou moralmente, delegado o poder de decisão, podendo intervir na construção e na utilização do modelo como ferramenta de avaliação (FERNANDES, 1996).

A complexidade da tomada de decisão requer um tratamento qualificado e justifica a utilização de métodos de apoio à decisão destacando-se, assim, os métodos multicritérios de apoio à decisão. Estes métodos permitem avaliar critérios que não podem ser transformados em valores financeiros. Sua aplicação é apropriada para comparar alternativas de projetos, políticas e cursos de ação e, também, para analisar projetos específicos, identificando seu grau de impacto global, as ações mais eficazes e as que devem ser modificadas (FERNANDES, 1996).

As abordagens multicritérios apresentam, ainda, outros pontos fortes, tais como a consideração de uma grande variedade de critérios, independentemente do tipo de dados

(quantitativos ou qualitativos) e da escala de medida, envolvimento de todos os decisores, motivação para os decisores refletirem sobre os conflitos, levando em conta outros pontos de vista e argumentos antagônicos e a multidisciplinaridade, que está implícita em questões mais complexas de análise (MELLO *et al.*, 2003a).

Buede e Maxwell (1995), em seu trabalho, analisaram diversos modelos e algoritmos multicritérios usados para tomada de decisão quando se tem problemas complexos mas, independentemente do método de análise, o processo decisório passa por três etapas básicas: estruturação do problema, construção do modelo de decisão/preferência e análise de sensibilidade.

A Figura 10 mostra esquematicamente as etapas básicas do processo de decisão como um sistema cíclico denotando, assim, um caráter interativo na análise, que se considera concluído quando o tomador de decisão sente-se satisfeito com as conclusões (HERNÁNDEZ, 2006).

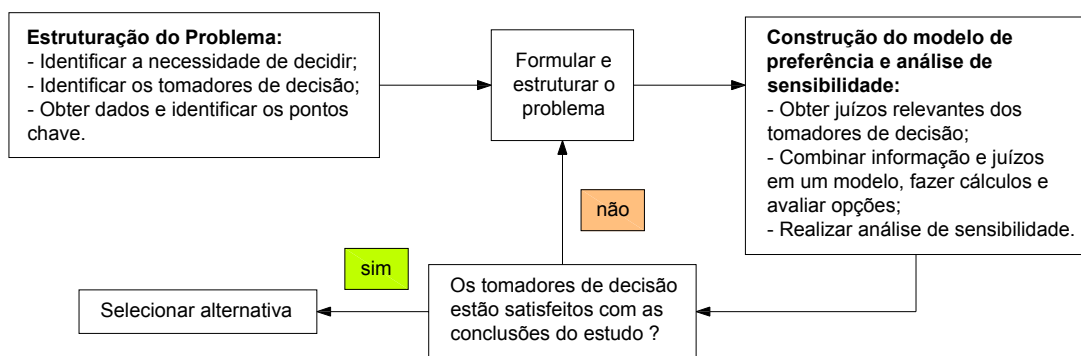


Figura 10: Ciclo do processo de decisão

Fonte: Hernández (2006)

## 2.2.2 Metodologias multicritério de apoio à decisão

As metodologias multicritério de apoio à decisão objetivam auxiliar analistas e decisores, em situações nas quais há a necessidade de identificação de prioridades, sob a ótica de múltiplos critérios, o que ocorre, normalmente, quando coexistem interesses em conflito (GOMES, 1999).

Em um problema multicritério é necessário, em primeiro lugar, estabelecer claramente qual o objetivo da análise. Podem ser definidas quatro problemáticas multicritério: correta descrição do problema, ordenação, escolha e alocação em classes. Deve-se, ainda, definir as alternativas, os critérios, o método a ser usado e quem atua como decisor (MELLO *et al.*, 2003b).

Os problemas de decisão multicriteriais podem ser classificados em contínuos e discretos. Os primeiros implicam em um conjunto finito de alternativas, ao passo que o segundo caracteriza-se por um número infinito de alternativas factíveis. Os problemas discretos são estudados pelos chamados métodos de análise de decisão multiatributos (MADA) e os problemas contínuos pela otimização multi-objetivos (HERNÁNDEZ, 2006).

Entre os problemas multiatributo é comum a classificação dos métodos usados em Escola Americana e Escola Européia ou, este último, mais conhecido como Escola Francesa de Análise de Decisão. Os métodos da Escola Francesa visam construir uma relação de sobreclassificação, superação ou prevalência, que representa as preferências estabelecidas pelo decisor e explorá-las a fim de ajudar a resolver seu problema. Na Escola Francesa destacam-se os métodos das famílias ELECTRE e PROMETHEE (VILAS BOAS, 2006). Os métodos da Escola Americana reduzem os vários critérios a um critério síntese, na grande maioria das vezes através de uma soma ponderada. Nesta linha destacam-se os métodos AHP, MAUT, TODIM e MACBETH (MELLO *et al.*, 2003a).

Roy<sup>3</sup> (1985) *apud* Zuffo (1998) aborda que as diferentes escolas de decisão multicriterial se baseiam "nos princípios subjacentes aos processos de modelização das preferências" e se diferenciam entre si os três grandes tipos de abordagem de síntese: abordagem do julgamento local interativo, abordagem do critério único de síntese, abordagem da subordinação de síntese, conforme Figura 11.

---

<sup>3</sup> Roy, B. (1985) – Méthodologie multicritère d'aide la décision. Economica, Paris

<i>Abordagem de Síntese</i>	<i>Descrição</i>
Julgamento local interativo	O processo de modelação das preferências consiste em uma seqüência de interações entre o analista e o decisor, alternadas com fases de cálculo, em que o analista seleciona de acordo com as respostas anteriores do decisor, uma alternativa que submete no diálogo seguinte à sua apreciação. No entanto, muitos métodos interativos apresentam o inconveniente de resultarem em uma convergência para uma solução, independente do decisor.
Critério único de síntese	Na qual se insere fundamentalmente a Escola Americana. Basicamente a abordagem de critério único de síntese, postula que o indivíduo deverá identificar uma função, utilidade marginal para cada critério. Função esta, que deverá permitir representar a utilidade subjetiva apercebida pelo decisor, através de uma agregação única de consenso.
Subordinação de síntese	Foi introduzida pela Escola Francesa, na modelagem das preferências através da construção de uma relação binária. O princípio subjacente à abordagem da subordinação de síntese é expresso pelo axioma de comparabilidade parcial segundo o qual, três situações fundamentais de preferência podem ser encontradas: Incomparabilidade (R), preferência estrita (P) e indiferença (I), e ainda, em algumas circunstâncias admite a preferência fraca (Q), que leva em conta casos de indecisão entre P e I.

Figura 11: Abordagens das escolas de decisão multicriterial

Fonte: Adaptado de Zuffo (1999) e Schmidt (1995)

Gomes (2007) coloca que há dois enfoques possíveis ao apoio multicritério à decisão: o construtivo ou construtivista e o prescrito. Na visão construtivista, os modelos são construídos durante o processo decisório, sua estruturação avança de forma interativa e coerente com os objetivos e valores do decisor. No enfoque prescrito, desenvolvem-se os modelos apresentados ao decisor, cabendo a ele aceitá-los ou não.

A Figura 12 mostra a divisão de alguns métodos multicriteriais tendo como fundamento a sua estrutura conceitual para a resolução do problema.

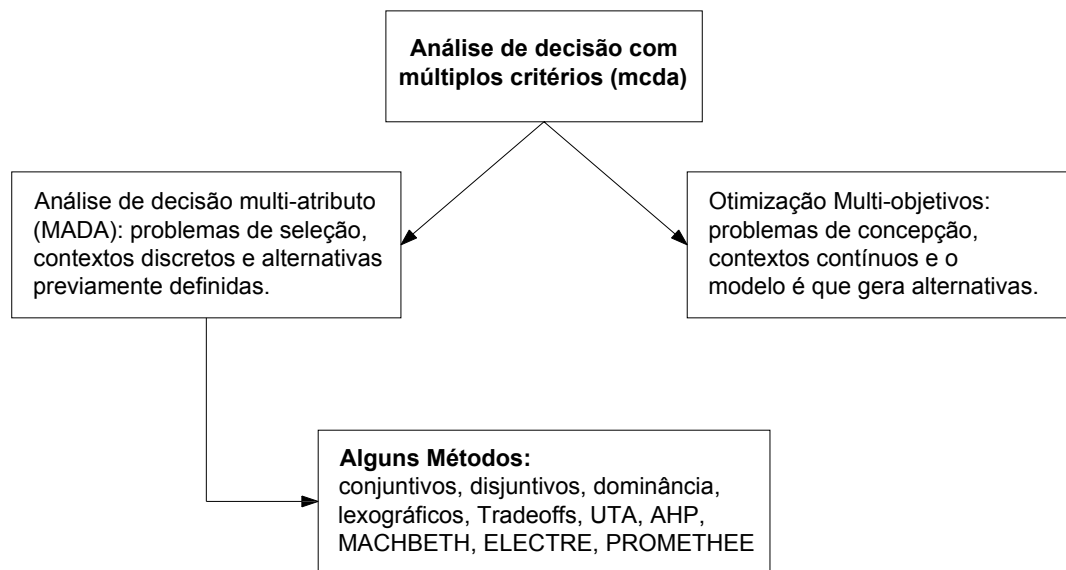


Figura 12: Alguns métodos de análise multicriterial

Fonte: adaptado de Hernández (2006)

Conforme Dias *et al.* (1996), os métodos conjuntivos e disjuntivos são métodos de filtragem que classificam as alternativas em dois grupos: aceitável e inaceitável, segundo uma alternativa padrão, para que, então, o decisor verifique qual é a melhor.

O método de dominância leva ao conceito de Ótimo de Pareto, no qual busca-se o ótimo possível em contraponto ao ótimo absoluto da programação matemática. Uma alternativa é um Ótimo de Pareto, se for impossível passar desta alternativa para outra, melhorando um critério sem piorar, pelo menos, um outro critério. Mostra-se que um Ótimo de Pareto é uma alternativa não dominada (MELLO *et al.*, 2003a).

Os métodos lexográficos pertencem à categoria dos métodos que comparam as alternativas para um único critério, partindo do pressuposto que o decisor é capaz de ordenar os critérios por ordem de importância. Neste caso, uma alternativa é preferível a outra se o seu desempenho for superior segundo o critério mais importante, independentemente dos outros critérios (DIAS *et al.*, 1996).

Os métodos da escola francesa admitem um modelo flexível de resolver o problema, pois, não pressupõem, necessariamente, a comparação entre as alternativas e não impõem ao analista de decisão uma estruturação hierárquica dos critérios existentes (GOMES *et al.*, 2004).

ELECTRE (*Elimination Et Choix Traduisant la Réalité*) são métodos baseados em relações de superação para decidir sobre a determinação de uma solução, que mesmo sem ser ótima pode ser considerada satisfatória, e obter uma hierarquização das ações (FLAMENT 1999). Eles se sustentam em três conceitos fundamentais: concordância, discordância e valores-limite (*outranking*), utilizando um intervalo de escala no estabelecimento das relações-de-troca na comparação aos pares das alternativas (GONÇALVES, 2001).

Os métodos PROMETHEE (*Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations*) têm como objetivo proporcionar aos decisores um melhor entrosamento e entendimento da metodologia de apoio à decisão com a qual estarão envolvidos (GARTNER, 2001). Eles atuam na construção de relações de superação valorizadas, incorporando conceitos e parâmetros que possuem alguma interpretação física ou econômica facilmente compreensível pelo decisor. Esta abordagem faz uso abundante do conceito de pseudocritério, já que constrói o grau de superação entre cada par de ações ordenadas, levando em conta a diferença de pontuação que essas ações possuem a respeito de cada atributo (FLAMENT,1999).

Gomes *et al.* (2004) observam que, os métodos PROMETHEE, assim como os métodos ELECTRE são vulneráveis à subjetividades, especialmente no que concerne à definição dos seus parâmetros técnicos. Gartner (2001) adverte que os métodos ELECTRE envolvem alguns conceitos complexos e requerem muitos parâmetros para a construção dos limiares de discriminação, concordância e discordância.

O método MACBETH (*Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique*) é uma metodologia que ajuda na racionalização dos recursos e sistematização de procedimentos em contextos problemáticos complexos, propondo uma escala numérica, baseada em juízos semânticos sobre a diferença de atratividade sentida pelo decisor, entre pares de elementos de um conjunto. É um método interativo, e uma das vantagens de procedimentos interativos é o estabelecimento do processo de aprendizagem, que permite gerar consenso entre os indivíduos envolvidos com o processo (SCHIMITD, 1995).

O método AHP (*Analytic Hierarchy Process*) é um dos métodos mais amplamente utilizados no apoio à tomada de decisão, permitindo estruturar, hierarquicamente, qualquer problema complexo, com múltiplos critérios, decisores e períodos. O ingrediente principal, que tem levado as aplicações com o AHP a terem sucesso, é o poder de incluir e medir fatores

importantes, qualitativos e/ou quantitativos, sejam eles, tangíveis ou intangíveis, e a facilidade de uso (THOMAZ, 2006; SCHIMITD, 1995).

#### 2.2.2.1 AHP - Analytic hierarchy process

O Método da Análise Hierárquica (AHP - *Analytic Hierarchy Process*) é um método de apoio à decisão, baseado na lógica multicritério, tendo sido desenvolvido por Saaty, no final da década de 70.

Algumas das vantagens deste método é que, através dele, é possível retratar a opinião de uma determinada pessoa (julgador ou decisor) em relação a aspectos não quantificáveis e, ainda, comparar elementos que, inicialmente, seriam incomparáveis entre si (CARVALHO e MINGOTI, 2005).

O método tem sido empregado para situações de definição de prioridades, avaliação de custos e benefícios, alocação de recursos, mensuração de desempenho, avaliação ou pesquisa de mercado, determinação de requisitos, decisões estratégicas, planejamento e seqüenciação de atividades, previsão de cenários, negociação e resolução de conflitos, decisões e previsões políticas ou sociais, bem como, análise de decisão sob risco (VILAS BOAS, 2006).

O AHP é um método onde o problema analisado é estruturado hierarquicamente sendo que, no nível mais alto, está o objetivo principal do estudo, nos níveis seguintes estão os critérios e, no nível mais baixo, estão as alternativas a serem decididas. A partir daí, tem-se, de maneira simplificada, a estrutura hierárquica apresentada na Figura 13 (CARVALHO e MINGOTTI, 2005). Através da Figura 13, é possível uma visualização do fluxograma geral da ferramenta.



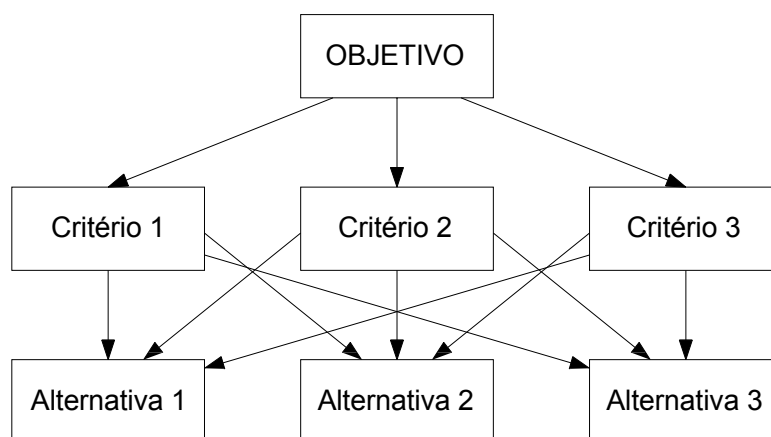


Figura 13: Árvore hierárquica

Fonte: Carvalho e Mingotti (2005)

Contudo, Carvalho (1997) adverte que, apesar do amplo e crescente espectro de aplicações do AHP, existem algumas restrições quanto ao uso deste método, tais como: a quantidade de comparações pareadas necessárias, que cresce muito rapidamente com o tamanho da matriz. O outro problema está vinculado à inversão de ordem, pois ocorre uma alteração das alternativas dominantes em função da inclusão ou exclusão de alternativas irrelevantes (MORITA *et al.*, 1999; DYER, 1990).

Gomes *et al.* (2004) argumentam que, para evitar problemas de inversão de ordem, quando da formulação tradicional do AHP, é útil a adoção de uma escala absoluta, sendo que, neste tipo de abordagem, surgiram três versões do método que resolvem esta problemática. Estas versões são o Método AHP Multiplicativo, proposto por Lootsma, o Método AHP Referenciado proposto por Watson e Freeling e o Método AHP B-G, proposto por Belton e Gear.

Salomon *et al.* (1999) colocam que a utilização do AHP fornece, além da ordenação das alternativas, uma medida de desempenho que representa uma vantagem em relação aos métodos apregoados pela Escola Francesa. Além disso, a estrutura lógica do método, tendo em vista os passos iniciais de hierarquização do problema, ajudam os decisores a verificar a inconsistência dos seus julgamentos.

A Figura 14 apresenta um fluxograma básico do método AHP clássico, proposto por Saaty.

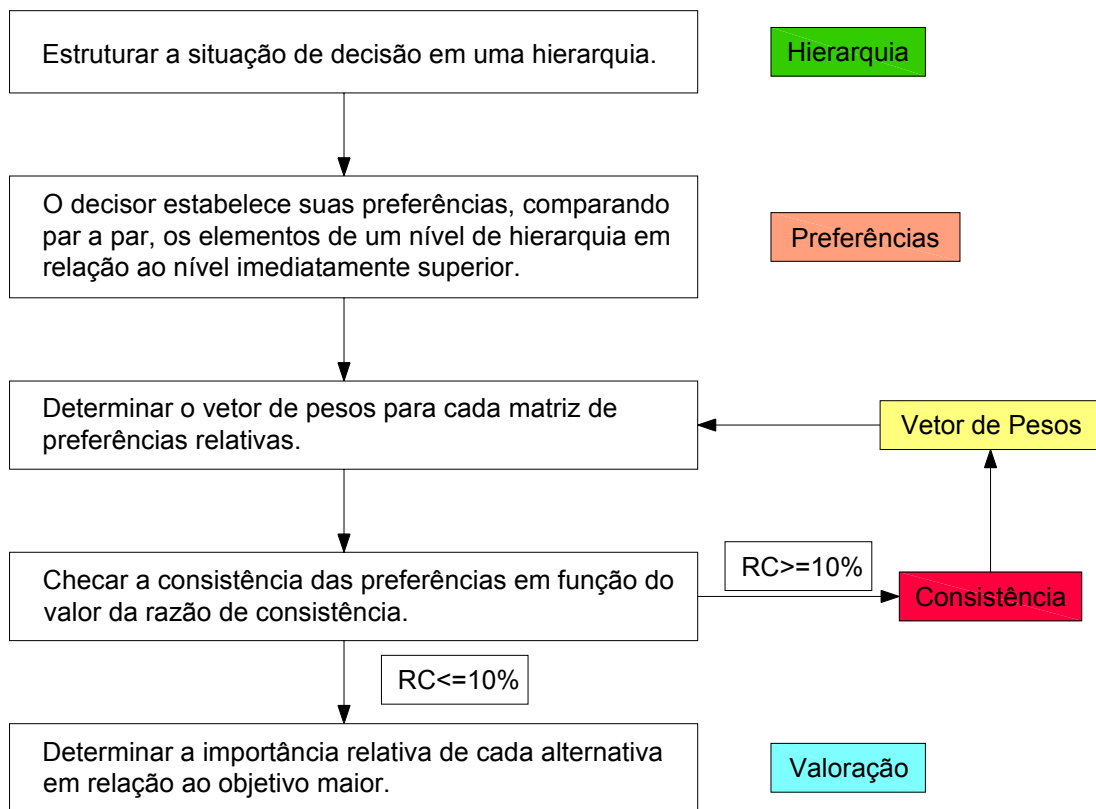


Figura 14: Fluxograma geral da AHP

Fonte: Villas Boas (2006)

A etapa de estruturação do problema e construção da hierarquia é de extrema importância, pois é a partir daí, que será possível realizar o processo de comparação dos critérios e, posteriormente, das alternativas.

O método de análise hierárquica permite atribuir pesos onde valores numéricos não podem ser obtidos diretamente. Sendo assim, trabalha-se com uma matriz de comparação onde é avaliada a importância de uma característica sobre a outra, utilizando-se, para isto, uma escala adequada.

Definida a estrutura hierárquica, realiza-se a comparação, par a par, de cada alternativa dentro de cada critério do nível imediatamente superior, isto é, para cada critério serão relacionadas as alternativas devidamente aplicadas na escala verbal apresentada na Figura 15. Desta forma, o juízo verbal será transformado em uma escala de valores numéricos.

<i>Intensidade de Importância</i>	<i>Definição</i>	<i>Explicação</i>
1	Igual importância	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo.
3	Fraca importância de uma sobre a outra	A experiência e o juízo favorecem uma atividade em relação a outra.
5	Essencial ou forte importância	A experiência ou juízo favorece fortemente uma atividade em relação a outra.
7	Importância muito grande	Uma atividade é muito fortemente favorecida em relação a outra. Pode ser demonstrado na prática.
9	Absoluta importância	A evidência favorece uma atividade em relação a outra com o mais alto grau de segurança.
2, 4, 6, 8	Valores intermediários entre dois julgamentos sucessivos	Quando se procura uma condição de compromisso entre duas definições.
Recíprocos dos valores acima	Se uma atividade $i$ tem um dos valores não zero acima quando comparado com a atividade $j$ , então $j$ tem um valor recíproco quando comparado com $i$ .	Uma designação razoável

Figura 15: Escala fundamental proposta por Saaty

Fonte: Carvalho e Mingotti (2005)

Na matriz “A”, mostrada a seguir, os elementos obedecem à seguinte regra:  $a_{ji} = 1/a_{ij}$ , onde  $a_{ij}$  são valores reais positivos,  $i$  é o índice que representa a linha e  $j$  a coluna. Estas características fazem com que a matriz “A” seja denominada como recíproca positiva.

### Matriz A

1	$a_{12}$	...	$a_{1n}$
$1/a_{12}$	1	...	$a_{2n}$
...	...	...	...
$1/a_n$	$1/a_{2n}$	...	1

Para a solução do problema, seria ideal ter as notas/pesos ( $W_i$ ) atribuídas pelo julgador a cada atributo. Contudo, a matriz “A” fornece apenas a razão  $a_{ij} = W_i/W_j$ .

Na prática, no entanto, os valores  $a_{ij}$  são baseados em julgamentos subjetivos, podendo existir uma diferença entre estes valores e as razões teóricas  $W_i/W_j$ . Sendo assim, para resolver este problema e estimar os pesos  $W_i$ 's, utiliza-se a seguinte relação:

*Existem  $\lambda_i$ ,  $i = 1, \dots, n$ , tal que satisfaça a equação  $Ax = \lambda x$ , onde  $x$  é um vetor de pesos.*

A matriz “A” possui linhas linearmente dependentes, por isso ela fornecerá autovalores iguais a zero, com exceção de um, que será o maior valor de  $\lambda_i$ .

Considerando os resultados acima para uma matriz “A” bem estimada, espera-se que as pequenas variações nos  $a_{ij}$  mantenham o maior autovalor  $\lambda_{\max}$  próximo de  $n$ . Portanto, se faz necessário encontrar o autovetor  $w$  de pesos que satisfaça a equação:

$$Aw = \lambda_{\max} \cdot w$$

O autovetor  $w$  fornecerá a ordenação por nível de importância dos atributos correspondentes à matriz “A”, pois, estará estimando os pesos reais dados aos atributos ou itens que estão sendo comparados.

Como as comparações são de caráter subjetivo, existe a necessidade de avaliar a proximidade entre  $\lambda_{\max}$  e  $n$ . Para tal, utiliza-se a razão de consistência (RC), que é calculada da seguinte forma:

$$RC = IC/CR$$

Onde:

$$IC = (\lambda_{\max} - n)/(n-1)$$

CR = índice de consistência randômico

O índice de consistência randômico é proveniente de uma amostra aleatória de 500 matrizes recíprocas positivas, de dimensão 11 por 11. Na Tabela 1 existe uma limitação no número de itens ou atributos a serem comparados, uma vez que o mesmo fornece valores até  $n$  igual a 9.

Tabela 1: Verificação de consistência

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9
CR randômico	0	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45

Fonte: Gomes *et al.* (2004)

Considera-se uma matriz consistente quando o valor da razão de consistência é menor que 0,10. Caso contrário, é recomendável rever a matriz de comparação.

Se a consistência da matriz de comparação dos atributos for confirmada, o próximo passo é verificar qual dos atributos é o mais importante na opinião do julgador. Para isto, estima-se o autovetor  $w$ . Entretanto, é mais conveniente trabalhar com um autovetor normalizado denominado de T que é o autovetor  $w$  normalizado pela soma de suas entradas. Sendo assim, calcula-se T através da seguinte fórmula:

$$T = w_i / \sum w_i$$

Onde:

$$w_i = [\prod a_{ij}]^{1/n}$$

Desta forma, o autovalor correspondente é dado por:

$$\text{Max} = T \times v$$

Onde:

$v$  é o somatório das colunas da matriz recíproca.

Após a análise dos atributos, realiza-se uma comparação das alternativas duas a duas em relação a cada atributo. Então, o número de matrizes de comparação das alternativas será igual ao número de atributos.

As comparações das alternativas são feitas com base na escala fundamental proposta por Saaty, conforme a Figura 15, gerando matrizes com as mesmas características da matriz “A”, bem como os autovetores correspondentes.

Por fim, para alcançar o objetivo de verificar qual das alternativas é a melhor, ou seja, a mais importante na opinião do julgador deve-se obter a ordenação final das mesmas. Para isso,

após realizar a comparação das alternativas, forma-se uma matriz com os seus respectivos autovetores em forma de coluna. Essa matriz será multiplicada pelo autovetor T.

O resultado dessa multiplicação é um novo vetor, onde se terá uma resposta de qual é a melhor alternativa comparada, considerando-se todos os atributos. A melhor alternativa é aquela que possuir maior peso no vetor final.

Tal como ocorre em qualquer modelo de decisão, é importante examinar o quanto é sensível a alternativa preferida quanto às mudanças nos juízos emitidos pelo decisor. Para a aplicação do Método AHP foi desenvolvido um *software* comercial, denominado *Expert Choice*, que permite realizar a análise de sensibilidade, alterando os pesos dos elementos de um dado nível de hierarquia, sendo possível observar as alterações nas pontuações das alternativas (Gomes *et al.*, 2004).

#### 2.2.2.2 Trabalhos desenvolvidos envolvendo as ferramentas multicriteriais aplicadas à sustentabilidade e ACV

A programação linear, combinada com a ACV, mostrou-se uma ferramenta poderosa de análise e gerenciamento do desempenho ambiental de um produto, podendo agregar critérios econômicos e sociais, ajudando assim, na solução de demandas conflitantes (AZAPAGIC e CLIFFT, 1995).

Azapagic (1999) analisou diversas alternativas no âmbito da ACV, utilizando o Ótimo de Pareto para a seleção da melhor alternativa do ponto de vista ambiental. Esta abordagem mostrou-se eficiente para o rastreio de um grande número de alternativas.

Sepalla *et al.* (2002) fizeram uma ampla revisão das diferentes ferramentas de análise de decisão multicritérios vinculadas à ACV, tais como: AHP, MAUT, ELECTRE e PROMETHEE.

Silva (2003) estruturou um modelo de avaliação de sustentabilidade voltado para a construção de edifícios de escritórios, no Brasil, utilizando a metodologia AHP para a ponderação das alternativas.

Hernández (2006) desenvolveu um método de valoração, no âmbito da ACV, aplicada à gestão dos resíduos sólidos que combina o método de valoração da distância ao objetivo com as teorias de Valor Multi-atributos e a Lógica Difusa.

Strager e Rosenberger (2006), assim como Duke e Aull-Hyde (2002) utilizaram o Método AHP com muito sucesso para medir as preferências dos *stakeholders*, no que diz respeito às possíveis alternativas de uso da terra em áreas de preservação.

Brent *et al.* (2007) aplicaram o Método AHP no contexto da sustentabilidade, no que se refere ao gerenciamento dos resíduos sólidos de serviços de saúde, em áreas rurais, com vistas a minimizar os riscos de infecção de pacientes e trabalhadores, para a avaliação de alguns cenários propostos.

### **2.2.3 Participação pública**

Lucena (1999) aponta que a escolha de um determinado curso de ação afeta os grupos envolvidos no processo decisório de forma e intensidades diferentes, destacando-se, portanto, a necessidade inerente de se considerar, neste processo, todos os grupos de interesse, tanto os envolvidos diretamente na tomada de decisão, quanto os grupos afetados pela mesma.

No quadro de um processo de decisão, a participação pública pode ser definida como o envolvimento de indivíduos e grupos que são afetados positiva ou negativamente por uma intervenção planejada, ou, os que nela estão interessados (ANDRÉ *et al.*, 2005).

Existem muitas interpretações possíveis, científicas e políticas, acerca do que é a participação pública, sendo que a sua intensidade está diretamente ligada ao sistema político vigente.

No contexto da democracia participativa, identificam-se três dimensões fundamentais na análise deste envolvimento e, em função dos quais, é possível avaliar o grau de participação pública em um determinado domínio de atividade (LIMA e PATO, 2006).

A Figura 16 aborda as dimensões do envolvimento da participação pública.

<i>Dimensão do Envolvimento</i>	<i>Definição</i>	<i>Instrumentos</i>
Informação	Representa um nível básico de envolvimento público. Trata-se de um processo de comunicação unidirecional visando à divulgação de fatos.	Sessões de esclarecimento; disponibilização formal de material contendo dados sobre um projeto ou programa.
Consulta	Representa um processo comunicativo em que se procura ouvir as partes interessadas sobre uma questão ou processo particular.	Sessões de consulta pública, questionários, sessões de trabalho, entrevistas.
Ativo	Representa um processo de envolvimento dos cidadãos ou entidades nos processos de planejamento, tomada de decisão ou gestão.	Criação de comissões, canais de comunicação diretos para críticas/sugestões, emissão de pareceres em processos decisórios ou de gestão.

Figura 16: Dimensões do envolvimento da participação pública

Fonte: Lima e Pato (2006)

No escopo da sustentabilidade, existem muitos argumentos a favor da inserção dos cidadãos e das partes interessadas no processo decisório resultando, assim, em soluções mais justas e transparentes (BLACKSTOCK *et al.*, 2007).

Para Blackstock *et al.* (2007) existem poucos trabalhos na literatura que tratam da abordagem participativa da sustentabilidade e, por esta razão, os mesmos propuseram um *framework*, que serve como guia para uma pesquisa de avaliação participativa, dentro do escopo deste tema. A Figura 17 ilustra o *framework* proposto.



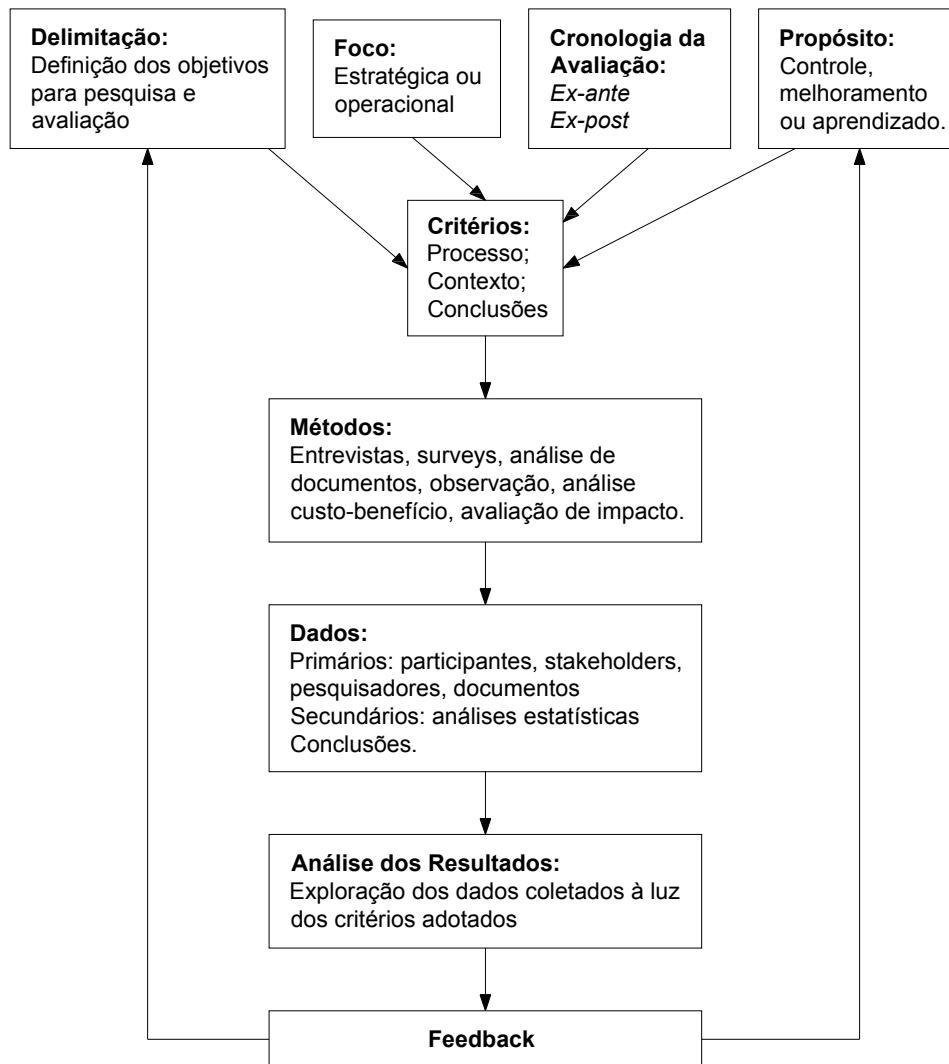


Figura 17: *Framework* para avaliação participativa

Fonte: Blackstock *et al.* (2007)

A proposta de Blackstock *et al.* (2007) foi aplicada, com sucesso, em zonas rurais no nordeste da Austrália, onde foi feita uma abordagem qualitativa, por meio de entrevistas semi-estruturadas, que forneceram o detalhamento necessário à pesquisa, no que diz respeito às percepções individuais, bem como do grau de envolvimento dos entrevistados acerca do projeto denominado *Douglas Shire Sustainable Futures*, que visou implementar a sustentabilidade da indústria agrícola da região.

Schenini (1998) afirma que a participação popular é importante, porém, em certos momentos, o aprofundamento técnico se faz, também, necessário. Desta forma, este tipo de participação deverá ser complementada por trabalhos técnicos para melhor quantificar e qualificar os estudos.

Moura (1997) respalda a questão do papel da comunidade e dos especialistas e chegam à conclusão de que, a integração entre estes atores, é fundamental nos processos de planejamento e gestão.

### 2.2.3.1 Metodologias para avaliação participativa

O Survey tem por objetivo a coleta de dados por meio de entrevistas ou questionários projetados para tal fim, sendo que o pesquisador não intervém em nenhum momento (BRYMAN, 1989).

Segundo Gallina e Rotondaro (2004), é o método de coleta mais utilizado e conhecido sendo, extensamente, utilizado em diversos tipos de pesquisa, conseguindo um instantâneo das práticas e atitudes de um determinado grupo em um ponto do tempo. Ainda, segundo os mesmos autores, o método tem validade estatística.

A entrevista é um procedimento utilizado para a realização de coleta de dados gerais, bem como apta a objetivos voltados para investigação científica, diagnóstico e orientação utilizada nas Ciências Sociais, Antropologia, Psicologia, Pedagogia e Medicina. (GIL, 2008; NOGUEIRA, 1973).

Como vantagens do uso desta técnica, citam-se a possibilidade de um maior número de respostas com maior profundidade, além da flexibilidade de dirimir dúvidas que possam existir em algumas questões. Quanto às desvantagens, salientam-se o alto custo para a produção de roteiros de entrevistas, treinamento e aplicação das mesmas, associados às possíveis influências de opiniões pessoais do entrevistador, consciente ou inconsciente, sobre as respostas do entrevistado (LÜDEKE e ANDRE, 1986).

Um questionário é um instrumento de investigação que visa recolher informações baseando-se, geralmente, na inquirição de um grupo representativo da população em estudo. Para tal, coloca-se uma série de questões que abrangem um tema de interesse para os investigadores, não havendo interação direta entre estes e os inquiridos.

A importância dos questionários passa, também, pela facilidade com que se interroga um elevado número de pessoas, em um espaço de tempo relativamente curto.

Existem dois tipos de questões: as questões de resposta aberta e as de resposta fechada. O questionário do tipo aberto proporciona respostas de maior profundidade, ou seja, dá ao sujeito uma maior liberdade de resposta, podendo esta ser redigida pelo próprio. No entanto, a interpretação e o resumo deste tipo de questionário é mais difícil, dado que se pode obter um variado tipo de respostas, dependendo da pessoa que responde ao questionário.

O questionário do tipo fechado tem, na sua construção, questões de resposta fechada, permitindo obter respostas que possibilitam a comparação com outros instrumentos de coleta de dados. Este tipo de questionário facilita o tratamento e análise da informação, exigindo menos tempo.

As escalas utilizadas nos questionários devem ser usadas quando o investigador tem como objetivo obter respostas que possam ser comparáveis umas com as outras (ALRECK e SETTLE, 1995). As escalas mais usadas são as de Thurstone, de Likert, de Guttman e de diferencial semântico.

As escalas de Thurstone são muito usadas para medir atitudes. De forma geral, apresentam aos sujeitos um certo número de afirmações, às quais devem responder selecionando uma opção “verdadeiro” ou “falso” ou “concordo” “discordo”.

As escalas de diferencial semântico utilizam um número de adjetivos para avaliar o significado de três fatores básicos: avaliativos (mau x bom), potência (grande x pequeno) e atividade (rápido x lento).

As escalas de Likert, ou escala somatória, tem semelhança com as escalas de Thurstone, pois dizem respeito a uma série de afirmações relacionadas com o objeto pesquisado, isto é, representam várias assertivas sobre um assunto. Porém, ao contrário das escalas de Thurstone, os respondentes não apenas respondem se concordam ou não com as afirmações, mas também informam o seu grau de concordância ou discordância.

As escalas de Likert são mais populares que as escalas de Thurstone, porque além de serem confiáveis, são mais simples de construir e permitem obter informações sobre o nível dos sentimentos dos respondentes, já que não precisam ficar restritas ao simples concordo/discordo, usado pela escala de Thurstone.

Outra vantagem das escalas de Likert é o fato de permitirem a transformação numérica do grau de acordo, o que permite trabalhar com valores médios, mínimos, máximos, desvios padrão etc, possibilitando, assim, uma análise estatística.

#### 2.2.3.2 Outras experiências que levam em conta a participação pública

- QFD e projetos de produtos e processos

Segundo AKAO (1996), QFD é a conversão dos requisitos do consumidor em características de qualidade do produto e o desenvolvimento da qualidade de projeto para o produto acabado, através de desdobramentos sistemáticos das relações entre os requisitos do consumidor e as características do produto. Esses desdobramentos iniciam-se com cada mecanismo e se estendem para cada componente ou processo. A qualidade global do produto será formada através desta rede de relações.

O QFD é um modelo que pode ser empregado durante todo o processo de desenvolvimento de um produto ou serviço. Seu objetivo é auxiliar a equipe de desenvolvimento a incorporar, no projeto, as necessidades reais dos clientes. Com isso, por meio de um conjunto de matrizes, parte-se dos requisitos expostos pelos clientes e realiza-se um processo de desdobramento, transformando-os em especificações do produto ou serviço (ENGEL, 2004).

As matrizes servem de apoio para a equipe de desenvolvimento, orientando o trabalho, permitindo avaliações e priorizando os requisitos e características e, ao final, será uma importante fonte de informações para execução do projeto (CARVALHO, 1997).

O QFD usa, como ferramenta básica, a Pesquisa de Mercado, orientada para o levantamento da qualidade demandada, para levantar os requisitos do cliente (RIBEIRO *et al.*, 2001).

Os principais benefícios do uso do QFD é o aumento da satisfação do cliente, melhoria da comunicação interfuncional, melhoria do trabalho em grupo, aumento da qualidade e confiabilidade (CARNEVALLI *et al.*, 2004).

A ferramenta QFD pode ser aplicada a qualquer processo ou produto. Muitas empresas nos Estados Unidos, tais como: Procter & Gamble, Hewlett-Packard, GM e Ford, por exemplo, aplicaram a metodologia para melhorar a comunicação, desenvolver produtos e dimensionar

processos e sistemas. No Japão, tem sido utilizada em vários tipos de indústrias, empresas de serviço, construção civil e na engenharia agrícola (ENGEL, 2004).

- Gestão de bacias hidrográficas

A Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/97) em consonância com a Agenda 21, tem como objetivo principal assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, evidenciando o compromisso na busca de um modelo de desenvolvimento sustentável.

Em seu caráter inovador, a lei institucionaliza a gestão participativa em um modelo descentralizado por bacia hidrográfica (SAITO, 2001).

Berlinck e Saito (2003) colocam que a figura do comitê da bacia hidrográfica é apresentada como um elemento central desta nova concepção política de gestão participativa, em matéria de recursos hídricos, pautada na promoção de uma negociação social em torno dos demandados.

Desta forma, o comitê de uma bacia hidrográfica funciona como um parlamento com representações do poder público, usuários passíveis de outorga e sociedade civil organizada.

- Estudos de impacto ambiental

Em 1981, a Lei de Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938) considerou o Estudo de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da política ambiental do país. Passou a ser exigido, de forma mais ampla do que era no contexto da Lei nº 6.803/80, tanto nos projetos públicos quanto nos particulares, industriais ou não industriais, urbanos ou rurais, em áreas críticas ou não.

A audiência pública, na gestão ambiental, ocorre como uma das fases do licenciamento ambiental, dentro de um processo de análise do Estudo de Impacto Ambiental, ou, em momento anterior, quando se procurar definir a necessidade do mesmo, nas chamadas reuniões técnicas preliminares. Constitui importante espaço de participação da sociedade civil e elemento de democratização da gestão dos recursos ambientais, adotado em vários países do mundo, nos processos de licenciamento ambiental (FURRIELA, 2002).

- Orçamento participativo e estatuto da cidade

A partir de 1989, e por quatro administrações sucessivas até 2004, o Partido dos Trabalhadores governou o município de Porto Alegre, introduzindo inovações, tal como o Orçamento Participativo.

O Orçamento Participativo tem sido um dos principais instrumentos de democratização da gestão municipal, concorrendo com a participação direta da população na definição de prioridades para os investimentos públicos (LAHORGUE, 2007).

O Estatuto da Cidade estabelece diretrizes gerais da política urbana, assuntos de interesse social que dizem respeito ao uso da propriedade em defesa dos interesses coletivos, o equilíbrio ambiental e a promoção do pleno desenvolvimento das funções sociais das mesmas.

O grande avanço do referido estatuto é contar com a participação da sociedade no processo de planejamento público, prevendo uma série de instrumentos para a indução ao desenvolvimento, o financiamento da política urbana, democratização da gestão urbana, bem como de regularização fundiária (SAMPAIO, 2005).

- Metodologia de design macroergonômico (DM)

A metodologia de design macroergonômico (DM), proposta por Fogliatto e Guimarães (1999), utilizada para auxiliar no projeto ergonômico de postos de trabalho, baseia-se em preceitos da Macroergonomia, faz uso de técnicas estatísticas, bem como de ferramentas de análise de decisão. Segundo os autores, a principal característica da ferramenta proposta é a promoção da participação dos usuários no projeto do seu posto de trabalho.

A participação do trabalhador tem tido uma grande diversidade de significados e formas. Muitos termos diferentes são usados para descrever ou prescrever o envolvimento ativo do trabalhador na tomada de decisão no trabalho. Esta diversidade reflete não somente períodos históricos, tradições nacionais ou teorias acadêmicas, mas a realidade do conflito e significado, discutidos sobre a natureza do trabalho, a distribuição do poder e, muito freqüentemente, o futuro da própria sociedade industrial (SIRIANI, 1987).

### 2.3 SUSTENTABILIDADE DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

O tratamento de esgotos, ainda é, um grande desafio no Brasil. De acordo com Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000 (PNSB 2000), realizada pelo IBGE, 47,8% dos

municípios brasileiros não coletam e não tratam os esgotos. Entre os 52,2% dos municípios que têm o serviço de coleta, apenas 20,2% tratam o esgoto coletado. Os municípios que não tratam o esgoto possuem tubulações que o conduzem para despejo *in natura*, transformando rios e mares em focos para disseminação de doenças, afetando a qualidade da água e o ecossistema ambiental (IBGE, 2002).

Os sistemas de tratamento de águas residuárias têm sido concebidos para minimizar o impacto no ambiente da descarga de efluentes não tratados, sendo que a tecnologia oferece uma vasta gama de soluções alternativas. Contudo, diferentes opções para o tratamento de águas residuárias têm diferentes características de desempenho e diferentes impactos diretos no ambiente (DIXON *et al.*, 2003).

Desta forma, a sustentabilidade vinculada aos sistemas de tratamento de esgotos gera o desafio da reflexão. Como a minimização dos impactos ambientais é uma das principais funções de uma ETE, estes sistemas devem ser concebidos para reduzir o seu impacto total no ambiente, ao longo do seu ciclo de vida, tendo em vista que os impactos ambientais e benefícios podem ocorrer em diferentes fases deste ciclo (AZAPAGIC, 1999; MORRISSEY e BROWNE, 2004).

### **2.3.1 Esgotos sanitários e sua composição**

As questões vinculadas aos sistemas de esgotos sanitários incorporam uma conjugação crítica de fatores interdependentes, cuja combinação se dá em função do histórico de uso e ocupação do espaço urbano, das características do meio físico e ambiental, da tecnologia empregada e do meio sócioeconômico, entre outros fatores. Desta forma, a análise das condições históricas e atuais dos sistemas de esgotos sanitários recai não só em aspectos técnicos, mas também, na configuração do espaço urbano, nas especificidades do meio físico e ambiental, na infraestrutura disponível e na população atendida ou prejudicada com a falta de atendimento (BERNARDES e SOARES, 2004).

Os efluentes líquidos originados em uma área urbana, passíveis de serem transportados para uma ETE, podem ser classificados como:

- Esgotos domésticos ou domiciliares: originados principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições e outras edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas ou quaisquer dispositivos de utilização da água para fins domésticos.
- Águas de infiltração: são águas subterrâneas, originárias do subsolo que penetram na rede coletora de esgotos, principalmente quando situadas abaixo do nível do lençol freático.
- Esgotos industriais: são os efluentes líquidos das indústrias, provenientes da utilização da água como matéria-prima, meio de transporte, agente de limpeza, fonte de vapor e produção de energia.
- Águas pluviais: é a parcela de água das chuvas que, não se infiltrando, nem evaporando, tende a escoar superficialmente.
- Esgotos combinados: é o efluente resultante da mistura, em maior ou menor grau, entre os esgotos sanitários e as águas pluviais, possuindo características quantitativas e qualitativas intermediárias.

Balkema *et al.* (2001) comentam que, atualmente, a literatura internacional classifica os esgotos domésticos em águas cinzas (*greywater*) e em águas negras (*blackwater*). As primeiras não levam em conta a contribuição dos sanitários ao passo que, as águas negras, são provenientes destes e resultam de uma mistura entre as águas amarelas (*yellowwater*), que contém urina e das águas marrons (*brownwater*), que contém as fezes.

As águas negras são compostas por matéria fecal e urina, possuindo, desta forma, elevado teor de matéria orgânica e microrganismos patogênicos. As águas cinzas, provenientes de águas de limpeza, têm origem nas águas de cozinha, banhos e na limpeza em geral, sendo caracterizadas por elevado teor de gorduras, sabões e partículas minerais, que englobam as poeiras das habitações, respectivamente (BERNARDES e SOARES, 2004).

O esgoto sanitário possui mais de 98% de sua composição constituída por água, porém, percebe-se a existência de contaminantes entre os quais, destacam-se, os sólidos suspensos, compostos orgânicos (proteínas, carboidratos, óleos e graxas), nutrientes (fósforo e nitrogênio, principalmente), metais, sólidos dissolvidos inorgânicos, sólidos inertes, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis, organismos patogênicos e, eventualmente, contaminantes tóxicos, decorrentes de atividades industriais ou acidentais ou, no caso de



esgotos combinados, onde uma variedade de poluentes são carregados pelas águas pluviais (BASSANI, 2005).

Em se tratando do projeto e operação de uma ETE, normalmente, não há o interesse de se determinar todos os compostos presentes no efluente bruto, tendo em vista a complexidade das análises de laboratório, assim como a pequena utilização prática nas atividades anteriormente referendadas (VON SPERLING, 1996). Para o mesmo autor, merece destaque especial uma caracterização qualitativa dos esgotos sanitários no que diz respeito aos seguintes parâmetros: sólidos, indicadores de matéria carbonácea e de contaminação fecal, nitrogênio e fósforo.

### **2.3.2 Operações e processos de tratamento de esgotos**

Uma ETE transforma o esgoto bruto em esgoto tratado, através de uma série de operações e processos interligados entre si, com o objetivo de transformar a água proveniente de diversos usos em um produto compatível com a qualidade do corpo receptor que vai recebê-la.

O tratamento de esgotos sanitários traz benefícios ambientais, mas como em qualquer indústria de transformação, os processos utilizados podem, de alguma forma, impactar o ambiente de modo positivo ou negativo, mesmo quando a missão básica da ETE seja a de conservação da qualidade dos recursos hídricos da localidade atendida (LA ROVÈRE *et al.*, 2002).

Os efluentes tratados de uma ETE, normalmente, são encaminhados para os corpos receptores. O processo e o grau de tratamento são função dos usos previstos dos corpos hídricos, contemplados na legislação que define o grau de tratamento a que deverá ser submetido o esgoto sanitário, de modo que não se alterem as características físicas, químicas e biológicas dos mesmos (BRITTO, 2004).

De modo geral, os sistemas de tratamento dos esgotos podem ser classificados em operações físicas e processos químicos e biológicos, que são empregados para a remoção de substâncias indesejáveis ou para transformar estas em outras, que se tornem mais aceitáveis, do ponto de vista ambiental.

As operações físicas são, assim, definidas pela predominância dos fenômenos físicos presentes nos sistemas de tratamento.

Os processos químicos são responsáveis pela modificação da natureza química dos compostos presentes no esgoto, de modo a facilitar a sua remoção. Estes processos exigem, portanto, a adição de produtos químicos que podem ter várias funções no sistema de tratamento.

Cabe a um processo biológico de tratamento oxidar constituintes biodegradáveis dissolvidos e particulados, transformando-os em produtos finais aceitáveis, captar e incorporar sólidos coloidais suspensos e não sedimentáveis, transformando-os em floco ou biofilme, transformar ou remover nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo, assim como remover traços constituintes de orgânicos específicos e compostos (METCALF & EDY, 2004).

Os principais processos biológicos utilizados no tratamento de esgotos urbanos são os aeróbios, que ocorrem na presença de oxigênio e, os anaeróbios, que ocorrem na ausência de oxigênio. Ambos fazem uso de microrganismos, especialmente as bactérias, que são responsáveis pela decomposição e estabilização da matéria orgânica.

As operações físicas que compõem os chamados tratamentos preliminar e primário, são caracterizadas pela remoção de substâncias fisicamente separáveis dos líquidos e que não se encontram dissolvidas no esgoto.

O tratamento preliminar tem como objetivo a redução dos sólidos em suspensão, sendo realizado por meio de grades e caixas de areia ou, ainda, por processos de peneiramento.

O tratamento primário promove a remoção dos sólidos dissolvidos, em suspensão, óleos e graxas. Ocorre através da decantação simples, por meio da ação da força da gravidade, ou por meio de precipitação química. Para esta etapa de tratamento, são usados decantadores, flutadores, adensadores de lodo, leitos de secagem, centrifugação, etc.

O tratamento secundário visa à conversão da matéria orgânica em materiais inorgânicos, assim como em material biológico sedimentável.

Os processos biológicos aeróbios mais comuns são os lodos ativados e suas variantes, filtros aeróbios e lagoas de maturação. Já os processos biológicos anaeróbios mais utilizados são os reatores anaeróbios de fluxo ascendente ou de manta de lodo, lagoas anaeróbias e tanques sépticos.

Os processos químicos são aplicados de forma complementar ou em substituição aos processos físicos e biológicos, quando necessários. Comumente, são adotados, nas ETEs os

processos de floculação, precipitação química, oxidação química, cloração, neutralização e correção do pH.

De acordo com MUJERIEGO e ASANO (1999), os tratamentos preliminares, primários e secundários são, geralmente, considerados para o controle de poluição das águas e, os tratamentos adicionais, requeridos para o reúso de água, são, normalmente, designados como terciário ou avançado.

O tratamento terciário pode ser empregado na redução de sólidos suspensos, carga orgânica residual, micropoluentes, cor, sais minerais, nutrientes, metais tóxicos e compostos recalcitrantes. Para o caso dos esgotos sanitários, este tratamento, está bastante associado à redução das concentrações de nitrogênio e fósforo, sendo, geralmente, estas fundamentadas nos processos biológicos e realizadas em fases subseqüentes à remoção da matéria orgânica.

As tecnologias de tratamento avançado dos esgotos estão vinculadas, principalmente, às lagoas de maturação, adsorção em carvão ativo, resinas de troca iônica, processos oxidativos avançados, processos por membranas semipermeáveis e osmose reversa.

### 2.3.2.1 Operações e processos de tratamento de esgotos vinculados à remoção de poluentes

Em se tratando de esgotos domésticos, a Figura 18 apresenta as operações e processos de tratamento mais utilizados no que se refere aos poluentes comumente encontrados neste tipo de efluente.

<i>Poluente</i>	<i>Operação, Processo ou Sistema de Tratamento</i>
Sólidos em suspensão	gradeamento, remoção de areia, sedimentação, disposição no solo
Matéria orgânica biodegradável	lagoas de estabilização e variações, lodos ativados e variações, filtros biológicos e variações, tratamento anaeróbio, disposição no solo
Organismos patogênicos	lagoas de maturação, disposição no solo, desinfecção com produtos químicos, desinfecção com radiação ultravioleta.
Nitrogênio	nitrificação e desnitrificação biológica, disposição no solo, processos físico-químicos
Fósforo	remoção biológica, processos físico-químicos

Figura 18: Operações, processos ou sistemas de tratamento e poluentes

Fonte: Von Sperling (1996)

Um destaque maior será dado às tecnologias de tratamento de esgotos domésticos a nível secundário, levando em conta que estas são as mais utilizadas no Brasil (VON SPERLING, 1996).

Os fluxogramas apresentados nas Figuras 19, 20, 21, 22 e 23 estão vinculados a estes processos.

- Disposição no solo

Os esgotos são aplicados no solo fornecendo água e nutrientes para o crescimento das plantas. Parte do líquido é evaporada e, a outra parte, percola no solo. Basicamente as diferenças entre as variantes do processo estão vinculadas, principalmente, à forma de aplicação do líquido.

Dentro desta categoria, ainda, poderiam ser citados os banhados construídos (*wetlands*). Estes são considerados como um método de tratamento de disposição no solo que utiliza tecnologia simples, de fácil operação e custo baixo. Neles ocorrem, principalmente, boa ciclagem de nutrientes, a remoção da matéria orgânica e a diminuição dos microrganismos patogênicos, presentes nas águas residuárias (BRIX, 1994).

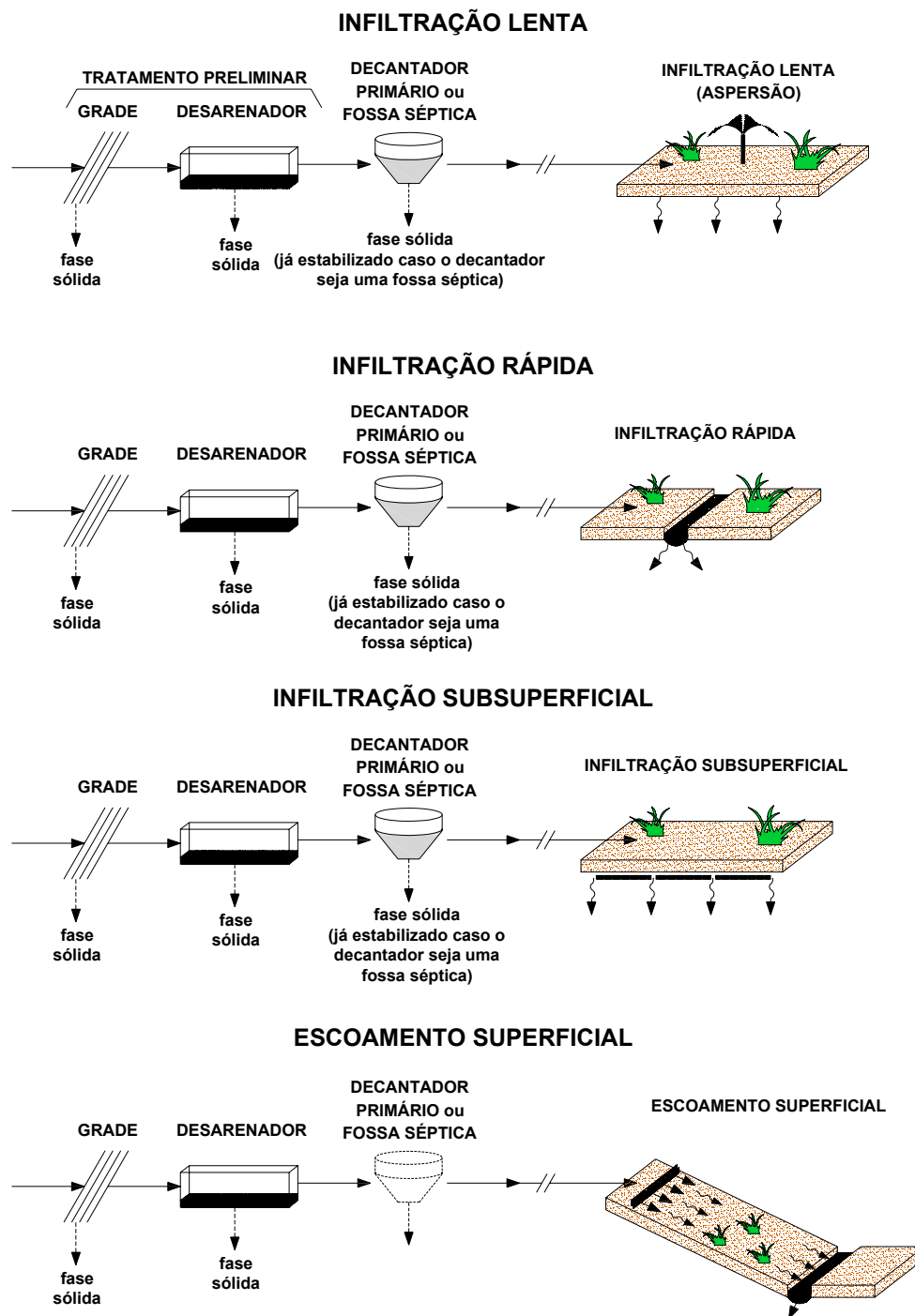


Figura 19: Sistemas de disposição no solo

Fonte: Von Sperling (1996)

- Lagoas de estabilização e variações

A matéria orgânica solúvel é estabilizada aerobicamente por bactérias dispersas no meio líquido, enquanto que a fração suspensa tende a sedimentar. A estabilização da fração de

matéria orgânica suspensa ocorrerá, anaerobicamente, por bactérias presentes no fundo da lagoa.

As configurações apresentadas estão vinculadas as diferentes formas de introdução de oxigênio no processo de tratamento para que ocorram as reações, bem como pela presença de outras operações ou processos, a montante ou a jusante.

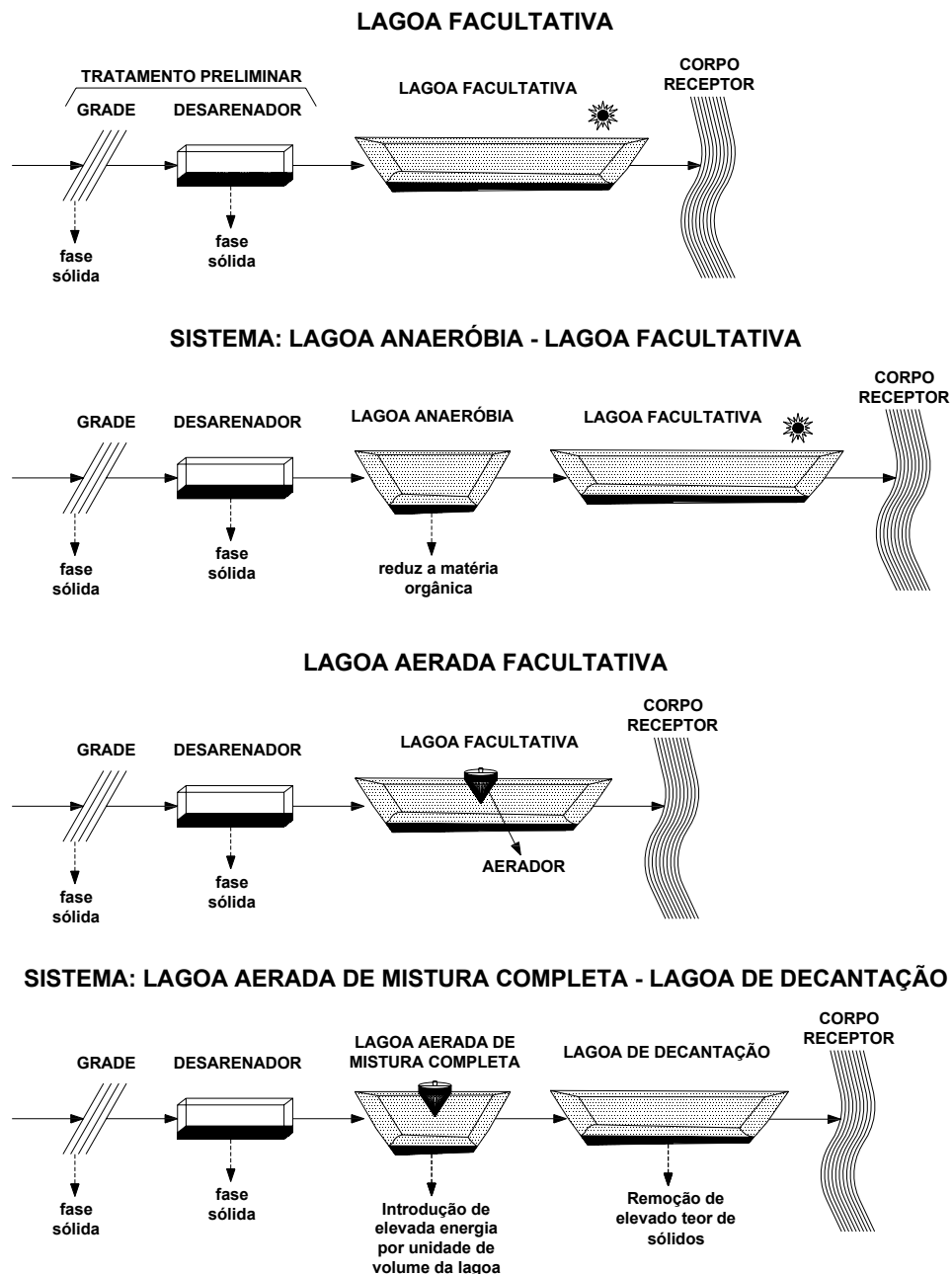


Figura 20: Sistemas de lagoas de estabilização

Fonte: Von Sperling (1996)

- Lodos ativados e variações

A estabilização da matéria orgânica é feita aerobicamente através de oxigênio introduzido no processo, por meio de equipamentos. As configurações do sistema convencional e suas variantes estão vinculadas à presença ou não de algumas unidades, bem como na operação do sistema.

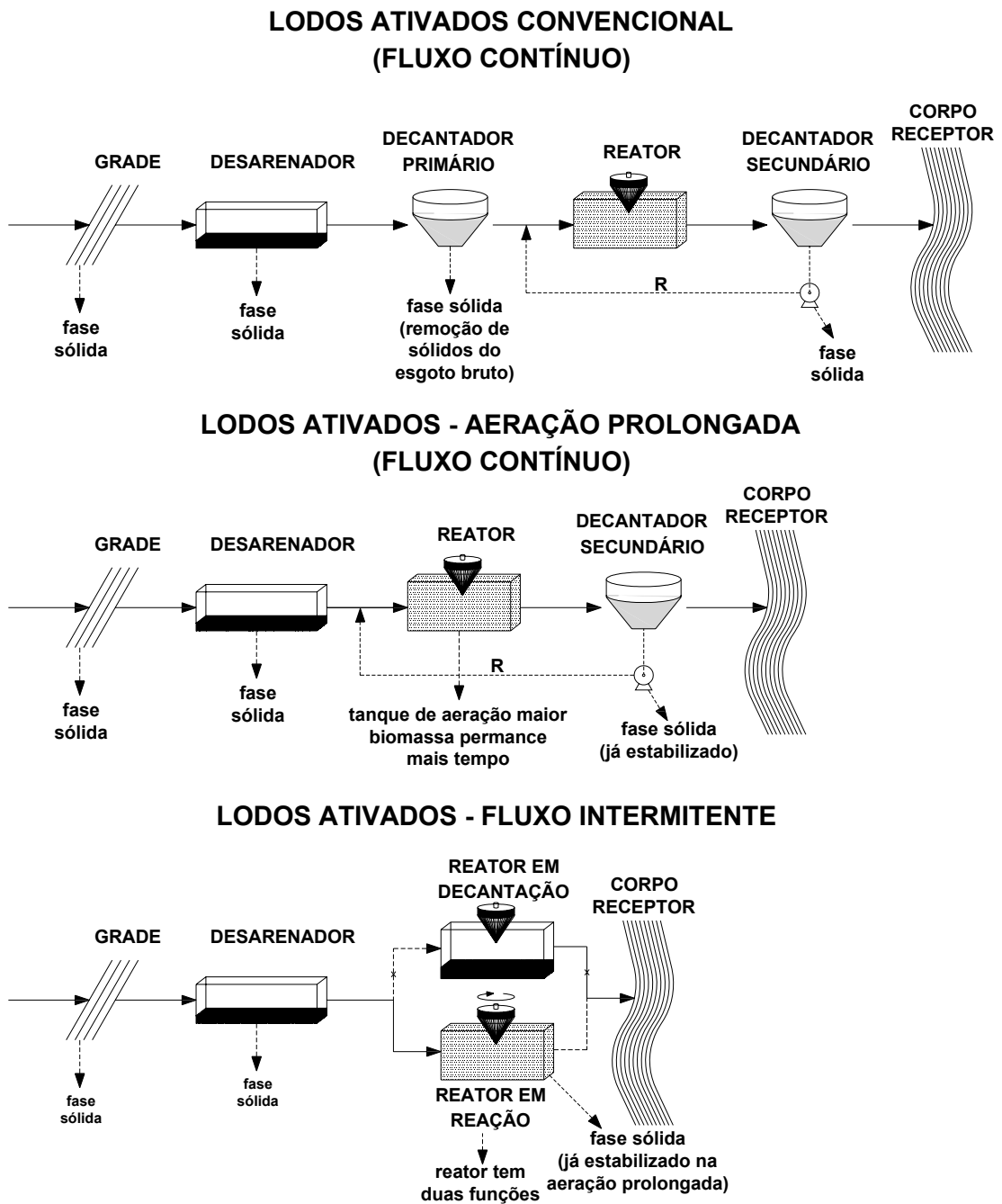


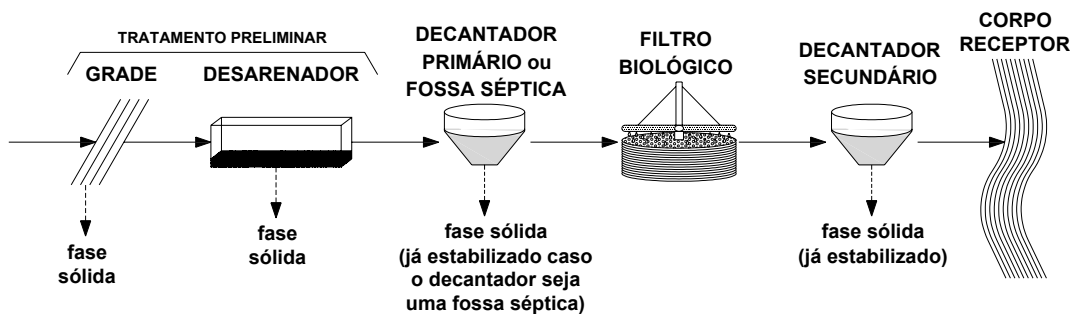
Figura 21: Sistemas de lodos ativados

Fonte: Von Sperling (1996)

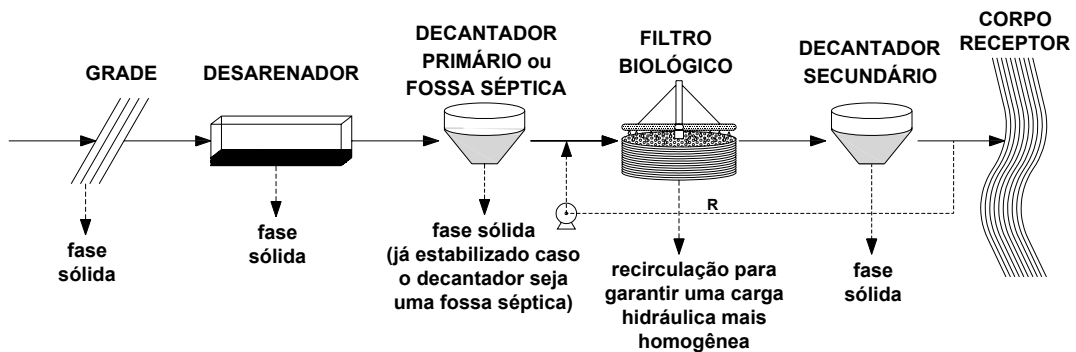
- Sistemas aeróbios com biofiltros

A matéria orgânica é estabilizada aerobicamente por bactérias que crescem aderidas ao meio suporte. O esgoto é aplicado na superfície do tanque através de distribuidores rotativos. Enquanto o líquido percola pelo tanque, a matéria orgânica fica retida pelas bactérias aderidas. Os espaços livres são vazios que permitem a circulação de ar no processo.

### FILTRO BIOLÓGICO DE BAIXA CARGA



### FILTRO BIOLÓGICO DE ALTA CARGA



### BIODISCO

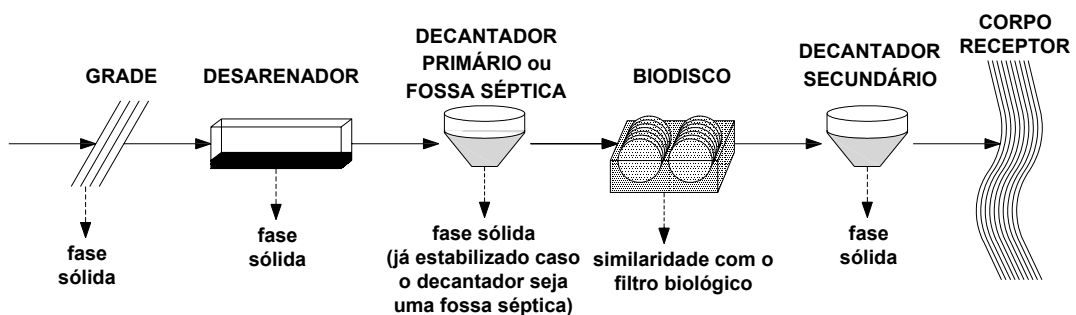


Figura 22: Sistemas aeróbios com biofilmes

Fonte: Von Sperling (1996)



- Sistemas anaeróbios

A estabilização da matéria orgânica ocorre, anaerobicamente, por meio de bactérias dispersas no reator. No filtro anaeróbio, a estabilização da matéria orgânica ocorre por meio de bactérias aderidas em um meio suporte no interior do reator.

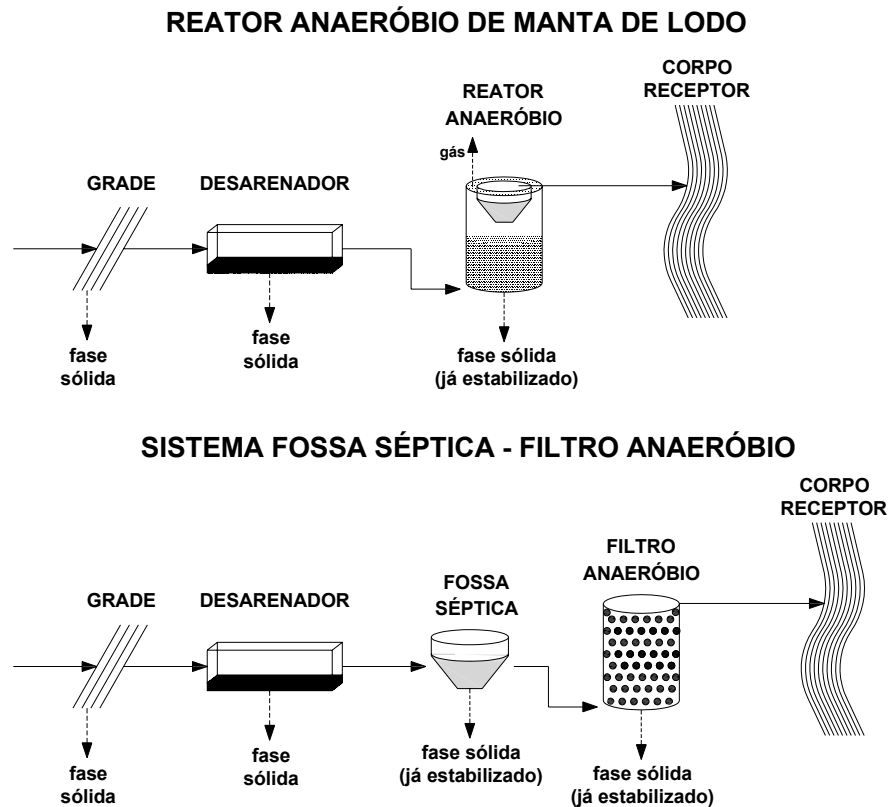


Figura 23: Sistemas anaeróbios

Fonte: Von Sperling (1996)

### 2.3.3 Subprodutos gerados no tratamento de esgotos

O tratamento de esgotos sanitários, normalmente, é feito pela separação de sólidos sedimentáveis (tratamento primário), e a conversão de sólidos dissolvidos e coloidais por processos biológicos (tratamento secundário) em metabólicos, apresentando como produtos finais o efluente tratado, o lodo, que contém grande parte da carga orgânica do esgoto bruto original, e gases que são lançados na atmosfera (DAVIS, 1989).

O lodo de esgoto apresenta-se tipicamente com 98% de água. Dos sólidos contidos, 70 a 80% são matéria orgânica, incluindo óleos e graxas. Podem ser encontradas quantidades

apreciáveis de contaminantes, refletindo as características do esgoto bruto do qual ele foi derivado.

O volume de lodo gerado depende de alguns fatores, tais como a composição da água residuária a ser tratada, o tipo de tratamento, o grau de estabilização ou mineralização, assim como, o tipo de processo. Nos últimos anos, a produção de lodo tem aumentado consideravelmente devido à construção de novas estações de tratamento e ao aumento do número de conexões na rede de esgoto, levando as autoridades a se preocuparem com as alternativas possíveis de disposição (VAN VOORNEBURG e VAN VEEN, 1993).

Existem várias alternativas tecnicamente aceitáveis para o tratamento do lodo. A mais comum envolve a digestão anaeróbia que pode ser seguida pela destinação final em aterros sanitários exclusivos, seguida de outras alternativas, tais como a disposição de superfície, a disposição oceânica, lagoas de armazenagem, a incineração ou a reciclagem agrícola. Esta última tem se destacado, a nível mundial, do ponto de vista técnico, econômico e ambiental, por viabilizar a reciclagem de nutrientes, promover melhorias físicas, especialmente na estruturação do solo e por apresentar uma solução definitiva para a disposição do lodo (ANDREOLI *et alli*, 1998). Ainda, Guedes (2005) complementa que do ponto de vista social, o uso agrícola beneficia as grandes cidades por criar uma forma de saída para um dos resíduos mais problemáticos gerados nas áreas urbanas.

A digestão anaeróbia é um processo fermentativo microbiano, de flora mista, onde a matéria orgânica, na ausência de oxigênio livre, é convertida a gases compostos, predominantemente, por metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (CHERNICHARO, 1997). Ocorre, naturalmente, em diversos ecossistemas como, por exemplo, em pântanos, sedimentos de lagos e rios, aparelho digestivo de animais superiores e em regiões profundas do subsolo onde leva à formação de grandes quantidades de biogás (RUIZ, 1992).

No tratamento de efluentes, este tipo de processo é utilizado para a estabilização de grande parte da matéria orgânica promovendo vários benefícios, tais como: higiênicos (eliminação de vírus, parasitas e bactérias) e energéticos (produção de energia renovável e limpa), remoção da poluição, assim como, a produção de biofertilizantes estabilizados (BORJA e BANKS, 1994).

O aproveitamento energético do lodo, proveniente do tratamento de esgotos, objetiva a melhoria do desempenho global do processo, reduzindo a emissão de gases do efeito estufa, bem como colaborando para aumentar a eficiência energética global da estação de tratamento e, conseqüentemente, aumentando a viabilidade do saneamento básico (BURANI *et al.*, 2004).

Existem, no Brasil, casos isolados de estações de tratamento que fazem o aproveitamento do gás metano gerado pelo processo. Cita-se, como exemplo, a ETE Ouro Verde, situada em Foz do Iguaçu, no Paraná. Este caso, ilustra a geração de energia elétrica, a partir do processamento do gás metano, para a operação da referida estação e com possibilidades de ligação das sobras desta energia à rede elétrica de baixa tensão (CRQ-MG, 2008).

### 2.3.4 Desempenho dos processos de tratamento

As características das ETEs dependem de algumas condições prévias que devem ser atendidas, tais como a classe do rio que receberá o efluente final, as exigências legais de disposição e qualidade, condições e capacidade de depuração do corpo receptor, além da definição da eficiência necessária para o tratamento propriamente dito (BASSANI, 2005). A Figura 24 apresenta as eficiências esperadas para os principais sistemas de tratamento, levando em conta os parâmetros remoção de matéria orgânica ( $DBO_5$ ), remoção de nitrogênio (N), remoção de fósforo (P), assim como a remoção de organismos patogênicos (coliformes fecais).

<i>Sistema de Tratamento</i>	<i>Eficiências de Remoção (%)</i>			
	<i>DBO<sub>5</sub></i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>Coliformes Fecais</i>
Preliminar	0-5	0	0	0
Primário	35-40	10-25	10-20	30-40
Lagoa Facultativa	70-85	30-50	20-60	60-99
Lagoa Anaeróbia Facultativa	70-90	30-50	20-60	60-99,9
Lagoa Aeróbia Facultativa	70-90	30-50	20-60	60-96
Lodos Ativados Convencional	85-93	30-40	30-45	60-99
Lodos Ativados - Aeração Prolongada	93-98	15-30	10-20	65-90
Lodos Ativados - Fluxo Intermitente	85-95	30-40	30-45	60-90
Filtro Biológico de Baixa Carga	85-93	30-40	30-35	60-90
Filtro Biológico de Alta Carga	80-90	30-40	30-45	60-90
Biodisco	85-93	30-40	30-45	60-90

<i>Sistema de Tratamento</i>	<i>Eficiências de Remoção (%)</i>			
	<i>DBO<sub>5</sub></i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>Coliformes Fecais</i>
Reator Anaeróbio Manta de Lodo	60-80	30-40	30-45	60-90
Tanque Séptico/Filtro Anaeróbio	70-90	10-25	10-20	60-90
Infiltração Lenta	94-99	65-95	75-99	>99
Infiltração Rápida	86-98	10-80	30-99	>99
Escoamento Superficial	85-95	10-80	20-50	90>99

DBO<sub>5</sub>: Demanda Bioquímica de Oxigênio; N: nitrogênio; P: fósforo.

Figura 24: Desempenho de processos de tratamento de esgotos sanitários

Fonte: Von Sperling (1996)

### 2.3.5 Análise comparativa dos sistemas de tratamento convencionais do ponto de vista técnico

Cada sistema de tratamento de esgotos possui características típicas que levam em conta requisitos, tais como a área necessária para a implantação, ausência ou produção de lodo, consumo ou não de energia elétrica, bem como características operacionais. Desta forma, as Figuras 25, 26, 27, 28 e 29, apresentadas a seguir, foram propostas por Bassani (2005), sendo que a classificação das tecnologias está em consonância com o item 2.3.2.1 deste trabalho.

<i>Sistema</i>	<i>Vantagens</i>	<i>Desvantagens</i>
Infiltração Lenta	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Elevada eficiência na remoção de DBO<sub>5</sub> e coliformes;</li> <li>- Satisfatória remoção de N e P;</li> <li>- Método de tratamento e disposição final combinados;</li> <li>- Requisitos energéticos nulos;</li> <li>- Construção, operação e manutenção simples;</li> <li>- Boa resistência à variação de carga;</li> <li>- Ausência de lodo;</li> <li>- Proporciona fertilização e condicionamento do solo;</li> <li>- Retorno financeiro na irrigação de áreas irrigáveis;</li> <li>- Recarga do lençol freático.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Elevados requisitos de área;</li> <li>- Possibilidade de maus odores, insetos e vermes;</li> <li>- Dependência do clima;</li> <li>- Dependência do tipo de solo;</li> <li>- Risco de contaminação dos vegetais;</li> <li>- Possibilidade de contaminação dos trabalhadores na agricultura;</li> <li>- Possibilidade de contaminação do solo, vegetais e da água subterrânea se houver despejos industriais;</li> <li>- A aplicação deverá ser suspensa ou reduzida em períodos chuvosos.</li> </ul>

<i>Sistema</i>	<i>Vantagens</i>	<i>Desvantagens</i>
Infiltração Rápida	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Menor eficiência na remoção de poluentes se comparada com a infiltração lenta;</li> <li>- Requisitos de área bem inferiores à infiltração lenta;</li> <li>- Aplicação o ano inteiro.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Idem à infiltração lenta, exceto quanto aos requisitos de área e possibilidade de aplicação o ano todo.</li> </ul>
Escoamento Superficial	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Idem à infiltração rápida, porém, existe a geração de efluente final;</li> <li>- Tem dependência da declividade do terreno e menor dependência das características do solo.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Idem à infiltração rápida, porém, há dependência da declividade do solo, bem como a geração de efluente final.</li> </ul>

Figura 25: Tecnologias do grupo A- sistemas de disposição no solo

Fonte: Bassani (2005)

<i>Sistema</i>	<i>Vantagens</i>	<i>Desvantagens</i>
Lagoa Facultativa	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Média eficiência na remoção de DBO<sub>5</sub>;</li> <li>- Eficiência na remoção de patogênicos;</li> <li>- Construção, operação e manutenção simples;</li> <li>- Ausência de equipamentos mecânicos;</li> <li>- Requisitos energéticos praticamente nulos;</li> <li>- Satisfatória resistência à variação de carga;</li> <li>- Remoção de lodo necessária apenas após períodos superiores a 20 anos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Elevados requisitos de área;</li> <li>- Dificuldade em satisfazer padrões de lançamento bem restritivos;</li> <li>- A simplicidade operacional pode trazer descaso na manutenção (crescimento de vegetação);</li> <li>- Possível necessidade de remoção de algas do efluente para cumprimento de padrões rigorosos;</li> <li>- Desempenho variável com as condições climáticas (temperatura e insolação);</li> <li>- Possibilidade de crescimento de insetos.</li> </ul>
Lagoas Anaeróbias + Lagoas Facultativas	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Idem à lagoa facultativa;</li> <li>- Requisitos de área inferiores aos das lagoas facultativas únicas.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Idem à lagoa facultativa;</li> <li>- Possibilidade de odores na lagoa anaeróbia. Eventual necessidade de elevatória de recirculação de efluentes para o controle</li> </ul>

<i>Sistema</i>	<i>Vantagens</i>	<i>Desvantagens</i>
		de maus odores. - Necessidade de afastamento razoável das residências circunvizinhas.
Lagoa Aerada Facultativa	- Construção, operação e manutenção relativamente simples. Requisitos de área inferiores aos sistemas de lagoas facultativas e anaeróbias-facultativas. - Maior independência das condições climáticas do que os sistemas de lagoas facultativas e anaeróbias-facultativa. - Eficiência de remoção de DBO <sub>5</sub> ligeiramente superior à lagoa facultativa. Satisfatória resistência à remoção de carga. - Reduzidas possibilidades de maus odores.	- Necessidade de equipamentos; - Ligeiro aumento no nível de sofisticação, requisitos de área elevados, requisitos de energia relativamente elevados.
Sistema de lagoas aeradas de mistura completa - Lagoa de Decantação	- Idem à lagoa aerada facultativa, menores requisitos de área de todos os sistemas de lagoas.	- Idem às lagoas aeradas facultativas, exceto quanto ao requisito área. Preenchimento rápido da lagoa de decantação com lodo (2 a 5 anos). - Necessidade de remoção contínua ou periódica (2 a 5 anos) do lodo.

Figura 26: Tecnologias do grupo B - sistemas de lagoas de estabilização

Fonte: Bassani (2005)

<i>Sistema</i>	<i>Vantagens</i>	<i>Desvantagens</i>
Lodos Ativado Convencional	- Elevada eficiência na remoção de DBO <sub>5</sub> ; - Nitrificação usualmente obtida; - Possibilidade de remoção biológica de N e P; - Baixos requisitos de área; - Processo confiável desde que supervisionado, reduzidas possibilidades de maus odores, insetos e vermes;	- Elevados custos de implantação e operação, e elevado consumo de energia. Necessidade de operação sofisticada; - Elevado índice de mecanização, relativamente sensível a descargas tóxicas, necessidade do tratamento completo do lodo e sua disposição final;

<i>Sistema</i>	<i>Vantagens</i>	<i>Desvantagens</i>
	- Flexibilidade operacional.	- Possíveis problemas ambientais com ruídos e aerossóis.
Aeração Prolongada	- Idem a lodos ativados convencional; - Sistema com maior eficiência na remoção de DBO <sub>5</sub> ; - Nitrificação consistente; - Mais simples na concepção e operação do que os lodos ativados convencional; - Menor geração de lodos se comparado com o sistema convencional; - Estabilização do lodo no próprio reator; - Elevada resistência à variações da carga e cargas tóxicas; - Independe das condições climáticas.	- Elevados custos de implantação e operação; - Sistema com maior consumo de energia; - Elevado índice de mecanização, porém, inferior ao sistema convencional; - Necessidade da remoção de umidade do lodo e da disposição final.
Sistema de Fluxo Intermitente	- Elevada eficiência de remoção de DBO <sub>5</sub> ; - Satisfatória remoção de nitrogênio e fósforo; - Baixos requisitos de área; - Conceitualmente mais simples e com menos equipamentos que o sistema de lodos ativados convencional; - Flexibilidade operacional pela variação de ciclos; - Decantador secundário e elevatória de recirculação de lodo não são necessários.	- Elevados custos de implantação; - Potência instalada maior que os demais sistemas de lodos ativados; - Necessidade de tratamento e disposição final do lodo; - Mais competitivo do ponto de vista econômico para comunidades menores.

Figura 27: Tecnologias do grupo C - sistemas de lodos ativados

Fonte: Bassani (2005)

<i>Sistema</i>	<i>Vantagens</i>	<i>Desvantagens</i>
Filtro Biológico de Baixa Carga	- Elevada eficiência de remoção de DBO <sub>5</sub> ; - Nitrificação freqüente; - Requisitos de área relativamente baixos; - Conceitualmente mais simples	- Menor flexibilidade operacional se comparado com o processo de lodos ativados; - Requisitos de área mais elevados que os filtros biológicos de alta carga;

	<p>que os lodos ativados;</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Índice de mecanização relativamente baixo e uso de equipamentos simples;</li> <li>- Estabilização do lodo no próprio filtro.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Relativa dependência da temperatura do ar;</li> <li>- Relativamente sensível às descargas tóxicas;</li> <li>- Necessidade de remoção de umidade do lodo e da sua disposição final;</li> <li>- Possíveis problemas com moscas nas imediações do tratamento.</li> </ul>
Filtro Biológico de Alta Carga	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Boa eficiência na remoção de <math>DBO_5</math>, porém, inferior aos filtros de baixa carga;</li> <li>- Conceitualmente são sistemas mais simples do que os lodos ativados;</li> <li>- Maior flexibilidade operacional do que os filtros de baixa carga;</li> <li>- Melhor resistência a variações de carga do que os filtros de baixa carga;</li> <li>- Reduzidas possibilidades de maus odores.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Operação ligeiramente mais sofisticada do que os filtros de baixa carga;</li> <li>- Relativamente dependentes da temperatura do ar;</li> <li>- Necessidade do tratamento completo do lodo e disposição final.</li> </ul>
Biodisco	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Elevada eficiência na remoção de <math>DBO_5</math>;</li> <li>- Nitrificação freqüente;</li> <li>- Requisitos de área bem baixos;</li> <li>- Mais simples que os lodos ativados e equipamentos mecânicos mais simples;</li> <li>- Reduzidas possibilidades de maus odores;</li> <li>- Reduzida perda de carga.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Elevados custos de implantação;</li> <li>- Adequado para comunidades pequenas;</li> <li>- Cobertura dos discos normalmente é necessária;</li> <li>- Relativa dependência da temperatura do ar;</li> <li>- Necessidade de tratamento completo do lodo e disposição final.</li> </ul>

Figura 28: Tecnologias do grupo D - sistemas aeróbios com biofilmes

Fonte: Bassani (2005)

<i>Sistema</i>	<i>Vantagens</i>	<i>Desvantagens</i>
Reator Anaeróbio de Manta de Lodo	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Média eficiência na remoção de lodo;</li> <li>- Baixos requisitos de área;</li> <li>- Baixos custos de operação e implantação;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Dificuldade em satisfazer padrões de lançamento bem restritivos;</li> <li>- Possibilidade de o efluente possuir aspecto desagradável;</li> </ul>



<i>Sistema</i>	<i>Vantagens</i>	<i>Desvantagens</i>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Reduzido consumo de energia;</li> <li>- Não necessita de meio suporte;</li> <li>- Construção, manutenção e operação simples;</li> <li>- Baixíssima produção de lodo;</li> <li>- Estabilização de lodo no próprio reator;</li> <li>- Boa desidratabilidade do lodo;</li> <li>- Necessidade de secagem e disposição final do lodo;</li> <li>- Rápido reinício após períodos de paralisação.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Remoção de N e P insuficiente;</li> <li>- Possibilidade de maus odores;</li> <li>- Partida do processo geralmente é lenta;</li> <li>- Relativamente sensível a variações de carga;</li> <li>- Usualmente é necessário um pós-tratamento.</li> </ul>
Tanque Séptico/Filtro Anaeróbico	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Idem ao reator de fluxo ascendente, com exceção da necessidade de meio suporte;</li> <li>- Boa adaptabilidade a diferentes tipos e concentrações de esgoto;</li> <li>- Boa resistência a variações de carga.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Dificuldade em satisfazer padrões de lançamento bem restritivos;</li> <li>- Possibilidade de efluentes com aspecto desagradável;</li> <li>- Remoção de N e P insatisfatórias;</li> <li>- Possibilidade de maus odores;</li> <li>- Risco de entupimento.</li> </ul>

Figura 29: Tecnologias do grupo E - sistemas anaeróbios

Fonte: Bassani (2005)

### 2.3.6 Legislação e normas aplicadas

O enquadramento em classes de uso previsto para os corpos receptores é dado pela Resolução nº 357/2005, do CONAMA, assim como, os padrões de lançamento de efluentes nos corpos receptores. Porém, em cada estado ou município do Brasil, o órgão estadual ou municipal, responsável pelas diretrizes do meio ambiente pode aplicar os mesmos padrões estabelecidos na Resolução CONAMA, complementar, ou então, adotar padrões mais restritivos.

No Rio Grande do Sul, a Resolução CONSEMA nº 128/2006, que “Dispõe sobre a fixação dos padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lançam seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul” apresenta diretrizes específicas acerca do tema, abordando os padrões de lançamento de parâmetros gerais, tais como: temperatura, cor, odor, espumas, materiais flutuantes, sólidos sedimentáveis, pH,

dureza, óleos e graxas de origens animal, vegetal e mineral, bem como coliformes fecais. No escopo da referida portaria, ainda, são contempladas as concentrações máximas para produtos químicos e metais pesados, assim como a DBO<sub>5</sub> (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio) e SS (Sólidos Suspensos) a serem lançados, por classe de vazões, tendo em vista a potencialidade de fontes poluidoras.

No que se refere ao município de Porto Alegre, a SMAM (Secretaria Municipal do Meio Ambiente), regulamenta o controle da poluição hídrica no município através do Decreto nº 12.961/2000, que regulamentou a Lei Complementar nº 65/81. O escopo do decreto em vigor, em sua estrutura, é bastante semelhante à Portaria do CONSEMA.

No que diz respeito ao projeto de ETEs, a NBR nº 12.209/1992, da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), fixa condições exigíveis para a elaboração de projetos hidráulico/sanitário destas unidades. Na realidade, além de algumas diretrizes básicas, a norma fica restrita ao estabelecimento de parâmetros relativos aos processos de separação de sólidos por meios físicos, filtro biológico, lodos ativados e tratamento do lodo propriamente dito.

### **2.3.7 Análise e seleção de processos de tratamento de esgotos**

De acordo com Britto (2004), tratar esgotos é adequar convenientemente o efluente sanitário ao corpo receptor, buscando tecnologias que permitam atingir estes objetivos ao menor custo possível. Ainda, segundo o mesmo autor, todas as tecnologias são compatíveis, mas deve-se buscar àquelas que melhor se adaptem às condições locais, agregando, também, os custos de implantação e operação, aliado à simplicidade operacional.

Os primeiros trabalhos que surgiram com o enfoque na seleção de processos de tratamento de águas residuárias apoiaram-se em técnicas de otimização e fundamentos de análise econômica (CARNEIRO *et al.*, 2001).

Conforme Von Sperling (1996), se a decisão entre duas ou mais alternativas incorrer somente do ponto de vista econômico, pode haver uma discrepância nos resultados. Aliado a isto, os fatores técnicos muitas vezes são intangíveis e, em muitos casos, a decisão final pode assumir um caráter de subjetividade. Para que a decisão leve à alternativa mais adequada para a

configuração em análise, critérios e pesos devem ser definidos quanto a diversos aspectos, estando vinculados à realidade em foco.

Ainda, o mesmo autor ressalta a importância dos requisitos de operação e manutenção do processo escolhido, questões vinculadas à confiabilidade e complexidade das unidades projetadas, compatibilidade com unidades existentes, se for o caso, e a disponibilidade de áreas para implantar o processo.

Na década de 70, surgiu um modelo que introduziu o conceito de Tecnologia Apropriada para a solução do problema. Também, desta mesma época, é o modelo do Banco Mundial, direcionado aos países em desenvolvimento. Posteriormente, os trabalhos na área começaram a agregar as técnicas de análise de decisão com múltiplos objetivos, como uma alternativa à excessiva monetarização das variáveis decisórias envolvidas nestes estudos alcançando, desta forma, um “ponto de equilíbrio” com outros objetivos delineados (CORDEIRO NETTO *et al.*, 2000).

O trabalho de Carneiro *et al.* (2001), na seleção de alternativas de tratamento, está embasado, fundamentalmente, nos conceitos de Tecnologia Apropriada associado aos métodos multicriteriais. Os autores consideraram, para fins de seus estudos, a definição de Tecnologia Apropriada como sendo aquela que melhor se enquadra no contexto psico-social e biofísico do local onde será implantada, em um período particular de tempo.

Von Sperling (1994) estruturou alguns critérios e dados para a seleção preliminar de sistemas de tratamento de esgotos.

A CETESB (Companhia Tecnológica de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo) desenvolveu um modelo para a seleção de alternativas de tratamento para comunidades de pequeno porte (GASI, 1988).

Harada (1999) estabeleceu uma metodologia para a seleção de alternativas de tratamento e disposição de esgotos em condomínios situados no Distrito Federal e, Silveira (1999), formulou um modelo de seleção de tecnologias de tratamento vinculadas aos efluentes provenientes de abatedouros.

### **2.3.8 Impactos ambientais de uma ETE**

Genericamente, pode-se classificar os impactos ambientais de uma ETE em positivos e negativos. Os impactos positivos são resultantes do próprio objetivo de uma ETE, tal como proteger o meio ambiente ao remover ou reduzir as substâncias nocivas presentes nos esgotos.

Como aspectos negativos, o comum de todas as soluções de engenharia adotadas, é a quebra do curso natural das águas e do seu fluxo normal, resultando em necessidade de drenagem para evitar enchentes, desmoronamento e assoreamento decorrentes do impedimento da infiltração natural das águas no solo, além do aumento das vazões superficiais. As ETEs apresentam, ainda, problemas de odores decorrentes da concentração de efluentes contaminados, aspecto desagradável, proliferação de mosquitos, riscos sanitários para os homens e animais (LA ROVÈRE *et al.*, 2002).

O tratamento de efluentes líquidos, através de processos biológicos, gera subprodutos que são responsáveis por emissões de maus odores em função da produção de constituintes pertencentes às famílias de compostos químicos, tais como enxofre (H<sub>2</sub>S, mercaptanas, e outros polienxofres), nitrogênio (NH<sub>3</sub> e aminas), fenóis, aldeídos, cetonas, álcoois e ácidos graxos voláteis (BELLI FILHO *et al.*, 2000).

Moraes *et al.* (2000) argumentam que, além do desconforto que os odores podem causar às áreas circunvizinhas, os mesmos prejudicam a saúde, principalmente, daqueles que tenham uma exposição aos gases com mais frequência, tal como os operadores de ETE. Aliado a isto, o controle de odores, em muitas instalações de águas residuárias, está mais difícil de ser alcançado, devido à vizinhança ter se tornado menos tolerante (MORTON e CABALLERO, 1996).

Pol (2003) argumenta que as intervenções realizadas na área da gestão ambiental nem sempre agradam por igual a todos os cidadãos, cabendo à administração pública encontrar um local para a implantação de determinados serviços que precisam ser executados por serem necessários e imprescindíveis à população, ainda que tenham uma imagem social negativa.

Lollo e Röhm (2005), em seu trabalho abordando as questões associadas ao impacto de vizinhança, enfatizam que um empreendimento cujos impactos serão avaliados, precisa ser muito bem caracterizado para delimitação de sua área de influência, sendo que as análises devem englobar, além do impacto dos recursos naturais, a emissão de ruídos, a emanação de gases e vapores, assim como, a geração de resíduos.

Na Europa, nos EUA e, principalmente, no Japão existem dificuldades para instalação de ETEs devido ao efeito conhecido como “Not In My Back Yard” (N.I.M.B.Y.), que em português significa “não em meu quintal” (ANDRADE *et al.*, 2000).

O tipo de rejeição ou resistência de um grupo de pessoas ou de uma comunidade em relação à implantação de projetos polêmicos, que possam prejudicar o entorno, ficou conhecido como efeito NIMBY e outros acrônimos similares, estando relacionados diretamente à percepção social de risco, desconfiança da tecnologia e sua forma de gestão, além do medo dos potenciais efeitos sobre a saúde (POL, 2003).

O NIMBY sempre surge de uma história própria e específica, sendo que as soluções para este problema estão embasadas em ações e estratégias construtivas para cada caso, onde a informação, a participação e o controle social dos processos tecnológicos e de gestão são aspectos cruciais para a diluição das distorções perceptivas associadas ao risco (IBITAYO e PIJAWKA, 1999).

Ainda, a literatura aponta como possíveis impactos ambientais àqueles provocados pela operação de uma ETE, tais como as emissões de gases contribuintes ao efeito estufa e acidificação, bem como a depleção dos recursos naturais associada ao uso de energia elétrica. O lançamento do efluente tratado, com a presença de traços de toxicidade, matéria orgânica ou nutrientes podem estar vinculados a efeitos danosos à saúde humana e ao ecossistema (ROELVELD *et al.*, 1997; BALKEMA *et al.*, 2001).

Balkema *et al.* (2001) citam, ainda, a área utilizada para a implantação do processo como um potencial impacto ambiental. Vogtländer *et al.* (2004) e Hendriks *et al.* (2006), expressam o problema em termos das transformações da biodiversidade que podem ocorrer em áreas industriais, implantação de estradas ou de qualquer outro uso em áreas urbanas.

Cowell e Clift (2000), no que se refere às questões vinculadas à área, fazem uma abordagem mais voltada para as transformações das características do solo, como resultado direto de atividades econômicas. Consideram, estes autores, que os parâmetros mais relevantes nestas mudanças são a perda de massa de solo por erosão, perda de nutrientes, aumento de organismos patogênicos, assim como mudanças do pH, salinização, textura e estrutura do solo.

### 2.3.9 A ETE sob o ponto de vista industrial

A percepção do tratamento de esgotos como um processo industrial é um passo fundamental para compreendê-lo em seu sentido mais amplo, bem como vinculá-lo à produção de um produto de vital importância para a manutenção da saúde da população atendida, associado ao equilíbrio ecológico de áreas adjacentes (LA ROVÈRE *et al.*, 2002).

A Figura 30 mostra, esquematicamente, o processo de tratamento sob o enfoque da produção e o produto resultante.

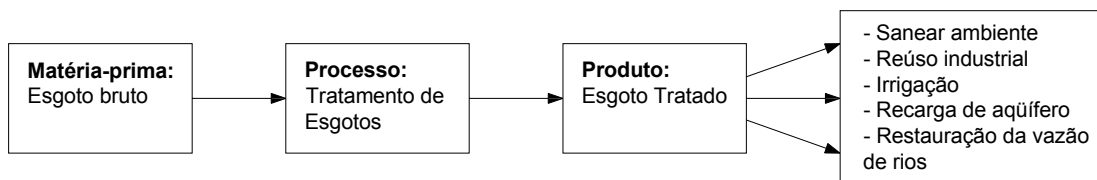


Figura 30: Enfoque produtivo e possíveis usos do produto

Fonte: Adaptado de La Rovère (2002) e Hespanhol (2003)

Por se tratar de um mesmo produto, à luz do conceito do ciclo de vida, La Rovere *et al.* (2002) salientam que os investimentos em sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário não devem ser alocados em etapas distintas, sob pena de serem majorados os custos de potabilização da água para o suprimento humano. A Figura 31 mostra o ciclo de vida da água sob a perspectiva urbana.

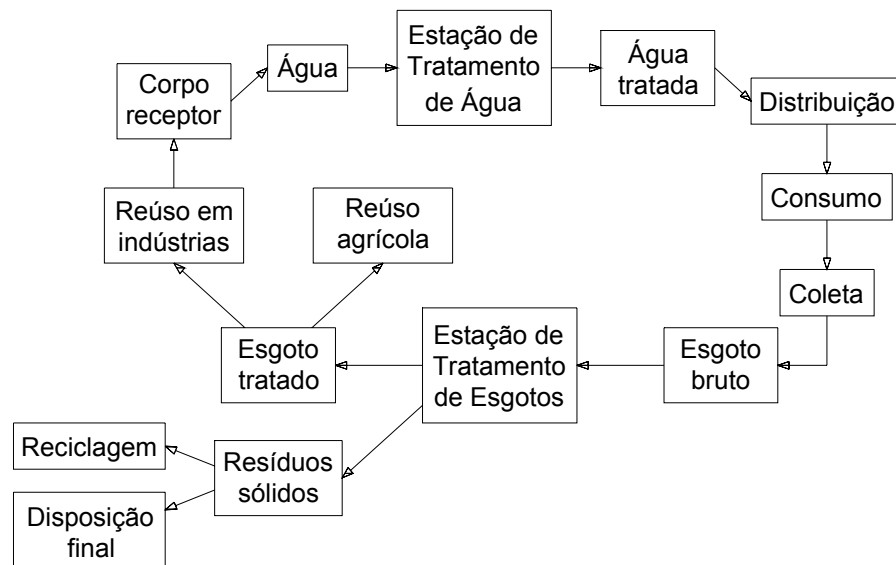


Figura 31: Ciclo de vida da água do ponto de vista urbano

Fonte: La Rovère *et al.* (2002)

Buda (2004) aponta que, interpretar ETEs como plantas industriais que prestam serviços a uma comunidade, por meio de um sistema produtivo e de transformação, reflete que estas enfrentem problemas como qualquer outra indústria nas questões de higiene e segurança do trabalho.

Este mesmo autor adverte que os trabalhadores das ETEs estão expostos a riscos decorrentes das máquinas, equipamentos, produtos e subprodutos dos processos de tratamento do esgoto.

A Norma Regulamentadora NR-9, em seu item 9.1.5, define como risco ambiental, os agentes físicos, químicos e biológicos existentes no meio de trabalho que, em função de sua natureza, concentração e intensidade e tempo de exposição são capazes de causar danos à saúde do trabalhador. Também se incluem nestes riscos, os agentes ergonômicos e mecânicos.

O GEAF - Grupo Especial de Apoio à Fiscalização no Setor de Saneamento e Urbanismo, em novembro de 2002, publicou um trabalho apresentando um diagnóstico das condições de riscos dos trabalhadores nas Estações de Tratamento de Água, Tratamento de Esgoto e de Resíduos Sólidos. A conclusão final deste trabalho gerou a elaboração do “*Manual de Procedimentos para Auditoria no Setor de Saneamento Básico*”, onde constam registrados os riscos levantados e as recomendações para cada setor. A Figura 32 mostra um resumo dos riscos levantados pelo GEAF no que diz respeito às ETEs (GEAF, 2002).

<i>Tipo de Agente</i>	<i>Descrição do Agente</i>
Físico	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Radiação não-ionizante pela exposição do trabalhador ao sol nos trabalhos a céu aberto durante manutenção e fiscalização.</li> <li>- Ruídos de máquinas e equipamentos.</li> <li>- Umidade.</li> <li>- Situações em que o IBUTG pode estar acima do limite de tolerância, conforme a NR 15, nos locais de trabalhos a céu aberto e ambientes com pouca ventilação.</li> </ul>
Químico	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Pelo uso de cloro líquido (HCl) ou gasoso (Cl<sub>2</sub>) no processo de coagulação, condensação, desinfecção e tratamento de lodos. O cloro gasoso pode ocasionar alterações em vias aéreas em decorrência da formação do ácido clorídrico. A exposição a este tipo de cloro pode ser fatal se for superior a 1 hora a concentrações de 50 a 100 ppm. Vapores provenientes do cloro líquido podem causar lesões oculares, conjuntivite, queimaduras cáusticas e necrosantes, alterações digestivas, emagrecimento, anemia, vertigens e cefaléias.</li> <li>- O uso de ozônio nos processos de tratamento de lodos pode provocar irritações oculares, nasais e de pulmões.</li> <li>- Exposição ao gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) e metano (CH<sub>4</sub>) - o H<sub>2</sub>S pode causar irritações oculares, conjuntivite, perda do olfato e em concentrações muito altas (acima de 900 ppm) pode levar à morte; o CH<sub>4</sub> compete com o oxigênio provocando asfixia, bem como o perigo de explosão.</li> <li>- Produtos químicos dos laboratórios presentes nas estações de tratamento.</li> <li>- Contato com óleos, graxas e solventes presentes nas atividades de manutenção.</li> <li>- Exposição a inseticidas presentes nas tarefas de limpeza e manutenção de redes e da planta industrial.</li> </ul>
Biológico	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Riscos decorrentes da exposição a microrganismos presentes nos resíduos. Quando da utilização de tratamentos aeróbios, estes podem estar dispersos no ar, representando riscos de contaminação. Estes agentes podem ser vírus, bactérias, fungos que podem causar doenças infecciosas diarreicas, hepáticas e respiratórias.</li> </ul>
Mecânicos ou de Acidentes	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Explosões em locais que apresentam concentrações de H<sub>2</sub>S e metano (CH<sub>4</sub>), como nos reatores anaeróbios, tanques de sedimentação e espaços confinados.</li> <li>- Operação de máquinas.</li> <li>- Contusões e quedas.</li> <li>- Soterramento dos operários que trabalham na escavação de valas.</li> <li>- Acidente de atropelamento nos trabalhos em vias públicas.</li> <li>- Acidentes de trânsito com o veículo da empresa e próprio.</li> <li>- Choques elétricos nos trabalhos em vias públicas e máquinas sem</li> </ul>



<i>Tipo de Agente</i>	<i>Descrição do Agente</i>
	aterramento. - Picadas de animais peçonhentos. - Afogamento por queda no tanque de tratamento. - Traumas por quedas de equipamentos e/ou materiais.
Ergonômicos	- Esforço físico excessivo e de forma repetitiva na limpeza de equipamentos e gradeamentos. - Trabalho noturno nas centrais de controle.

Figura 32: Riscos ambientais em ETEs

Fonte: GEAF (2002)

### 2.3.10 Sustentabilidade de ETEs

#### 2.3.10.1 Enfoque na sustentabilidade da água

A Agenda 21 respaldou a implementação de políticas de gestão dirigidas, especificamente, para o uso e reciclagem de efluentes através de práticas ambientalmente adequadas. Na mesma, consta um capítulo que trata da gestão ambientalmente adequada dos resíduos, destinando atenção especial à maximização do reúso e da reciclagem, bem como propiciando a disponibilização de tecnologias e instrumentos de gestão apropriados a encorajar e tornar operacionais os sistemas de reciclagem e uso de águas residuárias.

Até o final da década de 70, as ações governamentais na administração das águas enfocaram, prioritariamente, os problemas causados pela seca na região nordeste do Brasil.

Frente à vulnerabilidade dos recursos hídricos, tendo em vista o excesso do lançamento de cargas poluidoras, bem como o uso irracional da água, foi criada, em 1997, a Lei nº 9.433, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos. A sustentabilidade da Política Nacional de Recursos Hídricos está fundamentada, basicamente, na disponibilidade da água, uso racional e uso integrado.

Para SOHUIBINE (2000), foi tardia a inclusão do tratamento das águas no ordenamento jurídico brasileiro, trazendo como consequência, graves atrasos no que concerne às decisões relacionadas com a conservação e melhoria dos aspectos quantidade e qualidade do recurso em questão.

O conceito do reúso de água doce se introduz, na atualidade, como uma consequência das implicações práticas da realidade da escassez, incluindo o aumento da demanda, assim como, a contaminação dos recursos hídricos, associado às restrições ambientais promovidas pela atual legislação.

O reúso da água pode ser considerado como parte de uma atividade mais abrangente de gestão que engloba o uso racional ou eficiente desta, abrangendo o controle de perdas e desperdícios, bem como a minimização da produção de efluentes e do respectivo consumo (MACHADO, 2004).

Para Tundisi (2003) o reúso, além de agregar um componente econômico importante, elimina uma fonte de desperdício de água tratada e retarda, até certo ponto, o ciclo hidrológico regional. Machado (2004) corrobora, quando cita que o reúso proporciona um ganho econômico com a redução das captações de água, diminuição das quantidades de produtos químicos utilizados para o tratamento da mesma e, conseqüentemente, minimiza o lançamento de efluentes.

Hespanhol (2003) argumenta, entretanto, que é necessário, institucionalizar, regulamentar e promover o reúso de água no Brasil, fazendo com que a prática se desenvolva de acordo com os princípios técnicos adequados, seja economicamente viável, socialmente aceita, e segura, em termos de preservação ambiental e de proteção dos grupos de riscos envolvidos.

#### 2.3.10.2 Tecnologias sustentáveis de tratamento de esgotos: aspecto conceitual

Observam-se diferentes abordagens na literatura no que se refere à sustentabilidade vinculada aos sistemas de tratamento de esgotos. O principal foco do saneamento básico, que ao longo de muitas décadas foi a saúde pública, está agregando um novo tipo de preocupação vinculada à redução dos impactos ambientais (LANGERGRABER e MUELLEGGER, 2005).

Brix (1999) salienta que é necessário priorizar o que é “verde” em termos de tecnologias de tratamento de esgotos e adequar ferramentas que, efetivamente, propiciem o comparativo entre as mesmas. O autor sugere alguns parâmetros a serem considerados, tais como o desempenho do tratamento com relação aos padrões da legislação, emissões do processo ao meio ambiente, produção de lodo, reciclagem ou reúso potencial, consumo de energia, área

utilizada, grau de mecanização do processo, bem como os benefícios ambientais advindos da implantação destes sistemas dentro de uma comunidade.

Motta Marques (2002) salienta que, a maioria das soluções de engenharia, no que concerne ao tratamento de águas residuárias, são muito caras e usam quantidades exorbitantes de energia e outros recursos, sendo que, muitos processos podem ser considerados redundantes uma vez que repetem o trabalho da natureza. O citado autor sugere o desenvolvimento de projetos que criem uma interface do ambiente construído com os ecossistemas existentes visando, assim, a uma redução de custos e a máxima eficiência.

Segundo Wang (1991), a China como um país em desenvolvimento, não tinha condições de implantar e operar as caras estações de tratamento convencionais, particularmente as etapas secundárias e tratamentos avançados de polimento de efluentes. Segundo o mesmo autor, as causas iam desde a energia insuficiente para atender a estas demandas, além de pessoal não qualificado. Por esta razão, a China enfatizou bastante a adoção de tecnologias alternativas com baixos custos de implantação, sem utilização de energia, facilidade operacional e de manutenção, bem como eficientes na remoção de diversos poluentes em pequenas áreas rurais.

Brostel *et al.* (2001) abordam o aspecto da biodiversidade vinculada ao processo de tratamento de esgotos, dentro de uma perspectiva ambiental ampliada. Para os autores, percebe-se claramente a diferença entre uma planta de lodos ativados em comparação com uma planta de *wetlands*, dentro desta perspectiva. Pois, enquanto o primeiro processo está muito próximo de uma unidade industrial cercada por um ambiente estéril, o segundo, pode ser considerado como um refúgio ecológico com poder de atração e reprodução para espécies animais e vegetais. Ainda, afirmam que a escolha de processos naturais de tratamento, próximo às áreas urbanas, pode abrandar, de certa forma, a aridez de ocupação através da criação de um pulmão com grande potencialidade de biodiversidade.

O saneamento ecológico (*ecological sanitation*) segue a idéia de separar as diferentes formas de esgotos nas suas origens, como água cinza (lavagem, banho), água amarela (urina), água preta/marrom (fezes), com o objetivo de valorizá-los. O uso do esgoto e do lixo orgânico tem suas raízes na história de todas as culturas primitivas do mundo, sendo que a novidade seria a reintegração desta idéia na cultura moderna, utilizando técnicas avançadas (LANGERGRABER e MUELLEGGER, 2005). Para Benetto *et al.* (2009) o saneamento

ecológico aparece como uma excelente alternativa para plantas de tratamento em pequena escala.

Sezerino *et al.* (2005) colocam que as bases do saneamento descentralizado estão apoiadas nos princípios da redução da água, da quantidade de esgoto a ser coletada e transportada, distâncias de transporte, bem como com os custos com escavação e infra-estrutura.

Por muito tempo, sistemas centralizados de tratamento foram concebidos para atender às áreas densamente povoadas, sendo que, esta centralização, resulta em altos custos de investimentos em interceptores e emissários, assim como em elevados custos de manutenção e operação. A experiência de muitos países desenvolvidos prova que a centralização das estações nem sempre é a alternativa mais econômica e a mais ecológica (WILDERER e SCHREFF, 2000).

### 2.3.10.3 Enfoque dos trabalhos existentes sobre sustentabilidade de ETES

A grande maioria dos estudos existentes, que levam em conta a sustentabilidade de ETES, aborda apenas o enfoque ambiental utilizando, em seu escopo, a ferramenta ACV. Normalmente são estudos comparativos no que diz respeito às tecnologias existentes e que, muitas vezes, não levam em conta os benefícios gerados pelos subprodutos do tratamento dentro da comunidade em foco.

Na Holanda, entretanto, estudos têm sido realizados utilizando a ferramenta ACV como metodologia para avaliar ambientalmente o desempenho de diferentes tecnologias de tratamento, com o intuito de avaliar a sobrecarga ambiental destes sistemas a nível nacional. Os estudos realizados foram conclusivos no que diz respeito a relacionar a sustentabilidade com a efetiva minimização de descargas de efluentes para a água, bem como através da redução de produção de lodo (ROEVELD, 1997).

A pesquisa de Ludin *et al.* (2000) contempla os conceitos do saneamento ecológico ao aplicar a metodologia ACV para comparar sistemas convencionais de esgotos com sistemas que separam e acondicionam a urina (*yellowwater*) em reservatórios, em pequenas comunidades na Suíça. Após seis meses, o produto resultante é aplicado diretamente em solos e utilizado como fertilizante. Estes sistemas que separam o fluxo dos esgotos apresentaram grandes vantagens ambientais em relação aos sistemas convencionais e, segundo os autores anteriormente referenciados, há poucos estudos na literatura com tal abordagem.

Outra questão importante refere-se ao enfoque da etapa do ciclo de vida abordado, no que diz respeito aos sistemas de tratamento de esgotos. Alguns estudos focam mais as etapas construtivas e de desativação de ETEs do que a sua operação propriamente dita. Entretanto, em muitas instalações, a fase construtiva é menos importante que a operacional. No entanto, a carga ambiental associada à etapa construtiva de pequenas ETEs pode contribuir de forma significativa no impacto ambiental total (LUDIN *et al.*, 2000; LUDIN *et al.*, 2002).

Para Renou *et al.* (2007) a operação é uma etapa importante dentro do ciclo de vida de uma ETE, em função de sua vida útil ser de 30 a 40 anos, sendo que a etapa de construção aparece como sendo menos impactante do que a operação.

Balkema *et al.* (2001), em seu trabalho, fizeram uma avaliação da sustentabilidade de forma similar àquela apregoada em estudos de ACV. Os autores consideram que uma abordagem sustentável, no que se refere aos processos de tratamento de esgotos, inclui ações desde novas combinações de operações e processos, assim como concepções que abarquem soluções integradas de reúso da água, reciclagem, separação da urina, etc. Definiram indicadores multidisciplinares para caracterizar a sustentabilidade dos referidos sistemas, bem como desenvolveram um modelo baseado em uma ferramenta de decisão multicriterial para otimizar a melhor alternativa.

Renou *et al.* (2007), em seus estudos, avaliaram efetivamente a influência dos métodos de avaliação de impacto em uma abordagem apenas ambiental, no que diz respeito a sistemas de tratamento de esgotos. Ao utilizarem cinco metodologias distintas para avaliação do impacto ambiental (CML 2000, Eco Indicator 99, EDIP 96, EPS e Ecopoints 97) chegaram à conclusão de que não havia muita diferença nos resultados obtidos a partir da aplicação dos referidos métodos, no que diz respeito ao efeito estufa, depleção de recursos, acidificação e eutrofização. Porém, apontaram a necessidade de serem inseridas informações nas bases de dados existentes no que se refere à questão dos organismos patogênicos e PPCPS (*Pharmaceutical and Personal Care Products*) para realmente complementar e validar a avaliação de ETEs sob o enfoque da sustentabilidade.

Roeleveld *et al.* (1997) avaliaram a sustentabilidade de sistemas municipais de esgotos apenas sob o enfoque ambiental, através da metodologia de ACV.

Hellström *et al.* (2000) propuseram um *framework* para análise e comparação de sistemas de tratamento de esgotos sob o enfoque da sustentabilidade baseado em uma avaliação envolvendo critérios multidimensionais, tais como: econômicos, ambientais, sócio-culturais, técnicos e aspectos relativos à saúde. O trabalho sugere estes indicadores, bem como metodologias de avaliação para os mesmos.

Rauch (1998), em sua pesquisa, critica a análise custo-benefício e a restrição de emissões para tratar problemas ambientais em contrapartida com o desenvolvimento sustentável, que apregoa que a melhor alternativa é aquela que apresenta o melhor desempenho do sistema dos pontos de vista ambiental e sócio-econômico. Considera, em sua avaliação o gerenciamento de quinze ETEs situadas na Inglaterra e País de Gales e sua análise recai sobre a disposição do lodo gerado nas referidas estações. A partir de um estudo ambiental inicial, para avaliação de possíveis alternativas para gestão do lodo, chega à conclusão de que apenas esta avaliação é insuficiente, agregando assim, a variável econômica para quantificar os impactos e aumentar, desta forma, a amplitude do seu estudo.

Tarantini *et al.* (2007) também enfocaram a sua pesquisa na questão do lodo gerado em uma ETE em Bologna, estudando possíveis alternativas de disposição do mesmo, através da metodologia ACV.

Através de três estudos de caso, Ludin (1999), avaliou indicadores de sustentabilidade com base na metodologia ACV, para sistemas urbanos de abastecimento de água.

Sonesson *et al.* (2000) estudaram o gerenciamento de uma ETE com enfoque nas emissões sólidas e líquidas do sistema analisado. Consideraram três cenários distintos para o tratamento da fase sólida, tais como: incineração, compostagem e digestão anaeróbia, associados a alternativas convencionais de tratamento para os esgotos sanitários. As alternativas foram analisadas com base na metodologia ACV, associada à dimensão econômica.

Tarantini e Ferri (2001) aplicaram a metodologia ACV no sistema de abastecimento de água e tratamento de esgotos na cidade de Bologna, Itália, chegando à conclusão de que o principal impacto no sistema de abastecimento de água era a energia elétrica gasta nos bombeamentos. No que se refere aos esgotos sanitários, a eutrofização do corpo receptor, mostrou-se como o impacto ambiental mais relevante do estudo.

A aplicação do conceito de eco-eficiência foi utilizada no trabalho de Garcilaso *et al.* (2006), com o intuito de selecionar um processo de tratamento de esgotos para uma planta da fábrica da Ford. Foram comparados processos físico-químicos em contrapartida com a ultra-filtração, utilizando o software *SimaPro*, conjuntamente com a metodologia LCC.

Dixon *et al.* (2003) através da ACV fizeram o comparativo de duas tecnologias de tratamento de esgotos em pequena escala: *reed beds* e filtro biológico aerado nas fases construtivas e operativas do sistema.

Ortiz *et al.* (2007) fizeram um avaliação ambiental global de um sistema de lodos ativados existentes em uma pequena comunidade e a possível adição de um tratamento terciário ao processo existente, como forma de propiciar uma solução de reúso da água por parte desta, em consonância com as diretrizes da Comunidade Européia. A técnica de ACV foi utilizada e a avaliação do impacto foi realizada segundo os métodos CML 2, Ecopoints 97 e Eco Indicator 99. Os resultados do estudo indicaram que a inclusão de alternativas de tratamento terciário não aumentou, significativamente, as cargas ambientais do sistema, tendo em vista os benefícios a serem obtidos pela comunidade em face da questão do reúso.

Suh e Russeaux (2002) utilizaram a ferramenta ACV com o intuito de comparar os impactos ambientais de cinco alternativas de tratamento de lodos (incineração, aplicação no solo como fertilizante, processos de estabilização, aterros sanitários e transporte do lodo) de uma ETE, ao longo do período de operação de 30 anos, dentro do contexto europeu. Como resultado, chegaram à conclusão de que a alternativa que contemplava a digestão anaeróbia com a aplicação do lodo no solo foi a que se mostrou mais amigável do ponto de vista ambiental.

Vlasopoulus e Menon (2006) aplicaram a ACV em vinte tecnologias passíveis de serem utilizadas, sob o enfoque técnico, no que se refere ao tratamento de um efluente industrial, ao longo de quinze anos de operação. Integraram os resultados obtidos, pela referida ferramenta, a um sistema de suporte a decisão com o intuito de selecionar a alternativa com menor impacto ambiental.

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 GENERALIDADES

A implantação de uma ETE tem como objetivo principal a minimização dos impactos ambientais advindos do lançamento dos esgotos sanitários, assim como promover a saúde pública da população e o aumento de sua qualidade de vida.

Convencionalmente, a abordagem dos estudos de alternativa, no escopo da avaliação de processos de tratamento de esgotos, está vinculada à dimensão econômica. No entanto, de forma incipiente, a literatura começa a abordar a inclusão do conceito de sustentabilidade quando do comparativo deste tipo de sistema, no que concerne à variável ambiental, com base na metodologia ACV.

Percebe-se, contudo, que à luz da sustentabilidade, torna-se imperativo a consideração das suas outras dimensões no problema analisado. Aliado a isto, a ferramenta ACV, concebida para análise de processos e produtos convencionais, mostra-se insuficiente na consideração de todo os impactos ambientais de uma ETE.

Desta forma, a construção de uma metodologia de avaliação, vinculada a sistemas de tratamento de esgotos, que agregue todas as dimensões da sustentabilidade, pode referenciar os projetistas, em fases anteriores ao projeto, na escolha da melhor tecnologia a ser implantada, em uma determinada comunidade.

Ainda, no que diz respeito à metodologia de avaliação proposta, parte do processo decisório agregou a participação da comunidade e de especialistas no assunto o que, também, corrobora para o fortalecimento das bases conceituais da sustentabilidade.

#### 3.2 ALGUNS CONCEITOS E PREMISSAS

Conforme Renou *et al.* (2007), o ciclo de vida de uma planta de tratamento começa com a escavação para construção, continua com a operação e termina com a sua desativação. Para os mesmos autores, a operação de uma ETE é uma etapa importante, em função da vida útil deste tipo de sistema girar em torno de 30 a 40 anos. Para os autores, a etapa de construção



aparece como sendo menos impactante do que a operação. Vlasopoulos *et al.* (2006), Suh e Rousseaux (2002) e Hospido *et al.* (2008) consideraram, também, nas suas pesquisas somente a fase de operação do tratamento na avaliação dos impactos.

Com respaldo na assertiva de Renou *et al.* (2007), assim como nos trabalhos dos autores anteriormente referidos, o Modelo de Avaliação de Sustentabilidade comparou alternativas tecnológicas de tratamento de esgotos a partir de sua implantação, não levando em conta os impactos gerados na etapa construtiva, assim como não foi considerada a desativação deste tipo de unidade.

A Figura 33 mostra a inserção do modelo de avaliação dentro do escopo de um estudo de alternativas e a Figura 34 apresenta o *framework* proposto para a referida ferramenta.

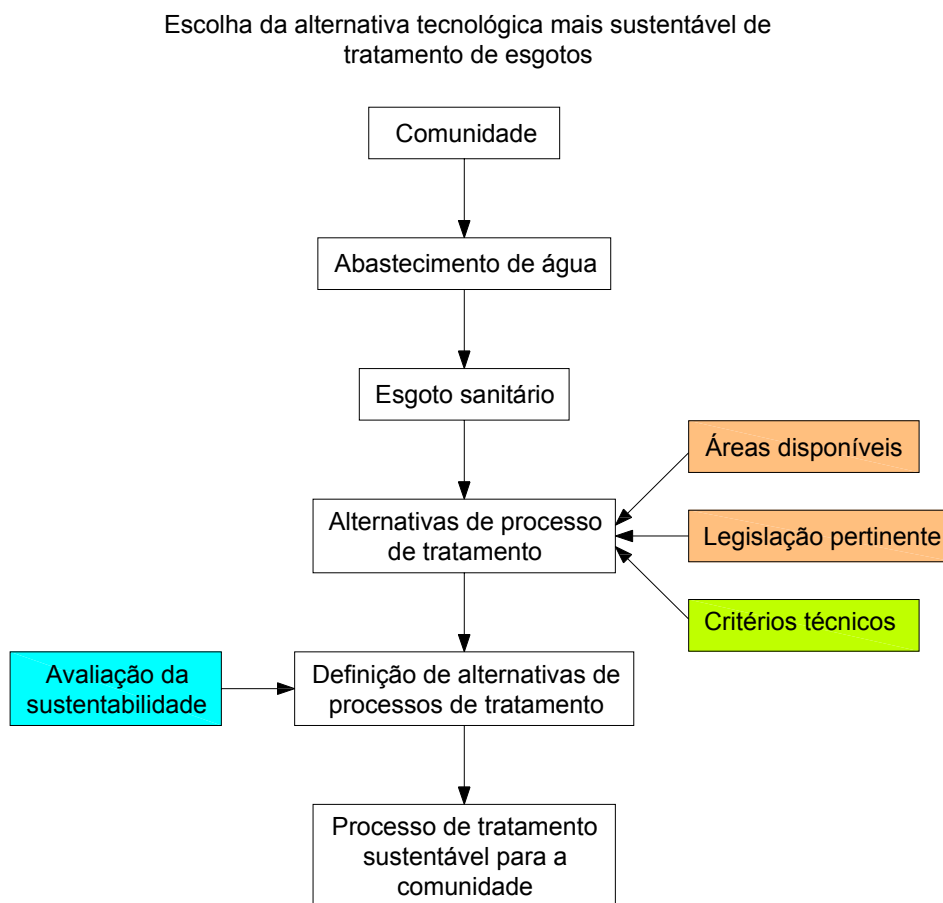


Figura 33: Modelo de avaliação de sustentabilidade de ETEs

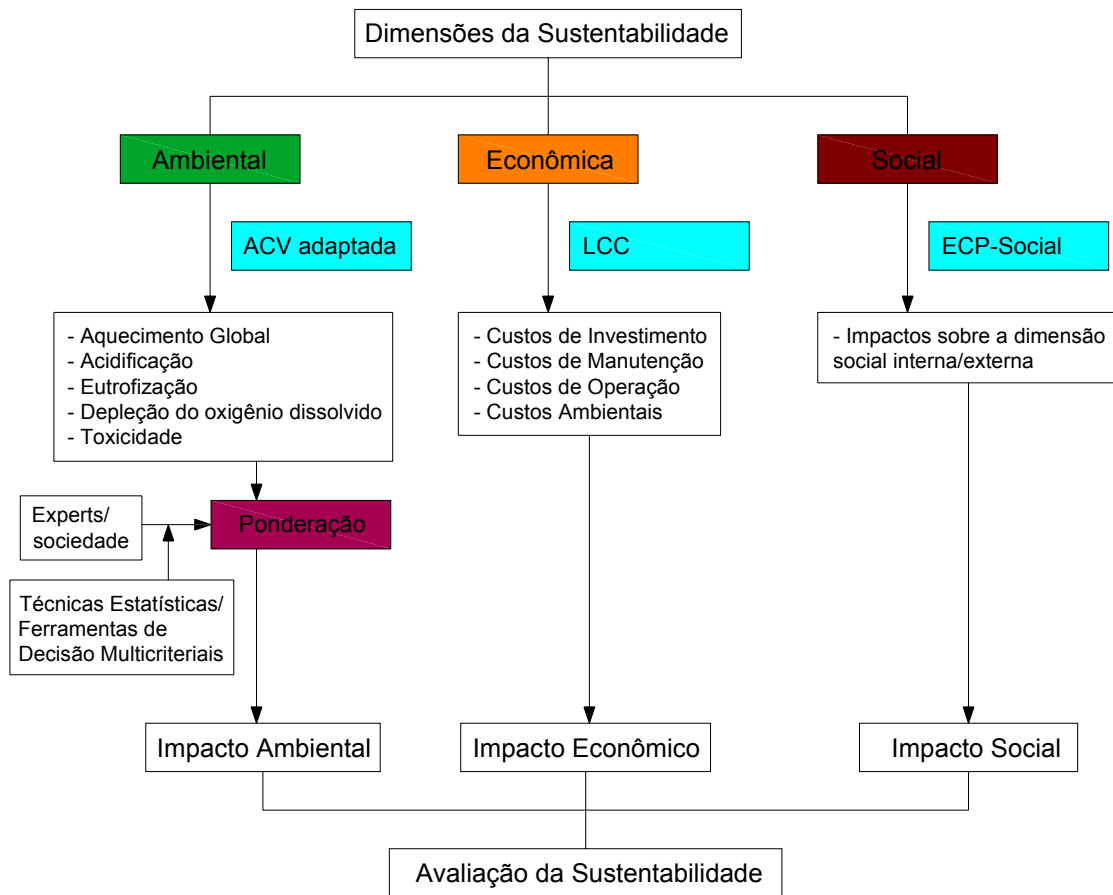


Figura 34: *Framework* do modelo de avaliação de sustentabilidade de ETes

### 3.3 PROPOSTA METODOLÓGICA

A metodologia proposta neste estudo consistiu nos seguintes passos:

- Cálculo do impacto ambiental (IA);
- Cálculo do impacto econômico (IE);
- Cálculo do impacto social (IS);
- Determinação dos planos de sustentabilidade (eco-eficiência e socioeconômico) para respaldar a avaliação da sustentabilidade das alternativas analisadas.

### 3.3.1 Cálculo do impacto ambiental (IA)

Para a determinação do Impacto Ambiental, foram utilizados alguns conceitos da metodologia ACV, tais como ciclo de vida e suas etapas, limite do sistema e alguns problemas ambientais referidos na literatura.

De acordo com as recomendações propostas por Suh e Rousseaux (2002), a vazão que entra no processo de tratamento, levando em conta um período de tempo pré-determinado, mostra-se como a melhor escolha para a definição da unidade funcional associada a estes sistemas. Desta forma, todo o levantamento de dados para a construção do inventário ambiental, foi feito levando em conta a unidade funcional de L (litro) de esgoto gerado anualmente, associada aos parâmetros de desempenho teórico dos processos, bem como os quantitativos de subprodutos obtidos no pré-dimensionamento de cada alternativa analisada.

O Impacto Ambiental foi calculado para uma etapa de operação de 30 anos, valor este comumente empregado para o dimensionamento de ETEs.

As categorias dos problemas ambientais utilizadas foram selecionadas com base nas recomendações propostas por Renou *et al.* (2007) e Brix (1999):

- Aquecimento Global (AG);
- Acidificação (AC);
- Eutrofização (EU);
- Toxicidade (TO);
- Depleção do Oxigênio Dissolvido (DOD).

O Aquecimento Global, a Acidificação e a Eutrofização foram calculadas levando em conta a estrutura matemática de Heijungs (1992), abordada no capítulo 2, bem como parâmetros obtidos no dimensionamento dos processos de tratamento. Para tanto, os dados levantados no inventário foram convertidos para substâncias equivalentes, conforme os Quadros 1, 2 e 3.

Na categoria da Toxicidade, estão contidas as substâncias químicas e os organismos patogênicos que, de alguma forma, podem prejudicar o solo, o ambiente aquático e saúde humana.

O primeiro enfoque da Toxicidade, denominado de Toxicidade Química, está voltado para a geração do lodo, associada a uma gestão ineficiente deste subproduto. Na aplicação do modelo de avaliação, as alternativas analisadas não contemplaram este tipo de problema. No entanto, a proposição de cálculo da Toxicidade Química segue as diretrizes contidas no trabalho de Santos (2002), bem como por meio dos Quadros 4 e 5.

O outro enfoque diz respeito à concentração de coliformes fecais presentes no efluente tratado, que não foram inativados, e que irão para o corpo receptor ou para o solo, no caso das tecnologias associadas ao Grupo A, conforme abordagem feita no capítulo 2.

A Toxicidade vinculada aos organismos patogênicos, considerada como Toxicidade Biológica, foi obtida a partir dos dados do dimensionamento, levando em conta a remoção dos coliformes fecais. Os coliformes fecais, por sua concentração estar vinculada à unidade NMP/100 mL, sofreu uma conversão, conforme Tabela 2, com o intuito de compatibilizá-lo com as demais categorias de problemas ambientais.

A Depleção do Oxigênio Dissolvido foi obtida diretamente dos dados do pré-dimensionamento, em termos de  $DBO_5$ , não estando associada a fatores de conversão. A  $DBO_5$  tem sido um parâmetro comumente utilizado para caracterizar efluentes de origem doméstica.

A Figura 35 mostra as categorias dos problemas ambientais utilizados e suas correlações com os dados do inventário, assim como os principais danos associados a estas e uma breve descrição dos fatores de caracterização.

<i>Categorias de Problemas Ambientais</i>	<i>Dados do Inventário</i>	<i>Principais Problemas</i>	<i>Fator de Caracterização</i>	<i>Descrição do Fator de Caracterização</i>
Aquecimento Global	Dióxido de Carbono ( $CO_2$ ) Óxido Nitroso ( $N_2O$ ) Metano ( $CH_4$ )	Mudanças climáticas globais devido ao aumento de temperatura.	Potencial de aquecimento Global	Converte os dados para equivalente de dióxido de carbono ( $CO_2$ )

<i>Categorias de Problemas Ambientais</i>	<i>Dados do Inventário</i>	<i>Principais Problemas</i>	<i>Fator de Caracterização</i>	<i>Descrição do Fator de Caracterização</i>
Acidificação	Óxidos de Enxofre (SO <sub>x</sub> ) Óxidos de Nitrogênio (NO <sub>x</sub> ) Ácido Clorídrico (HCl) Ácido Fluorídrico (HF) Amônia (NH <sub>4</sub> )	A acidificação pode estar associada aos processos de morbidez acelerada nas florestas, bem como às alterações das condições biológicas das águas em lagos interiores nos países industrializados (Santos, 2002).	Potencial de Acidificação	Converte os dados para equivalente de dióxido de enxofre (SO <sub>2</sub> ).
Eutrofização	Fosfato (PO <sub>4</sub> ) Óxidos de Nitrogênio (NO <sub>x</sub> ) Dióxido de Nitrogênio (NO <sub>2</sub> ) Nitratos Amônia (NH <sub>4</sub> )	A Eutrofização é o crescimento excessivo das plantas aquáticas a níveis tais que sejam consideradas causadoras de interferências com os usos desejáveis dos corpos d'água.	Potencial de Eutrofização	Converte os dados para equivalente de íons nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )
Toxicidade Química	Metais Pesados presentes no lodo gerado (fase sólida e líquida)	Associados aos efeitos das substâncias tóxicas nos ecossistemas aquáticos, terrestres e na saúde humana.	Potencial de Toxicidade	Converte os dados para equivalente de chumbo (Pb), no caso de emissões para água.  Quando a emissão for no solo, não há conversão de dados.
Toxicidade Biológica	Organismos patogênicos (bactérias, protozoários e vírus associados a doenças de veiculação	Associados a doenças de veiculação hídrica.	Potencial de Contaminação Fecal	Converte os dados para equivalente de cloro residual (mg/L Cl)

<i>Categorias de Problemas Ambientais</i>	<i>Dados do Inventário</i>	<i>Principais Problemas</i>	<i>Fator de Caracterização</i>	<i>Descrição do Fator de Caracterização</i>
	hídrica) presentes no efluente que são lançados no corpo receptor ou infiltrados no solo.			
Depleção do Oxigênio Dissolvido	Matéria orgânica (compostos de proteína, carboidratos, gorduras, óleos, uréia, surfactantes etc.) do efluente tratado que é lançada no corpo receptor em termos de DBO <sub>5</sub> .	Em grandes quantidades a matéria orgânica pode causar a redução do teor de oxigênio dissolvido, provocando diversos desequilíbrios ecológicos e extinção de organismos aeróbios.	Potencial de Contaminação Orgânica.	Não há conversão de dados.

Figura 35: Categorias de impacto e fatores de caracterização

Fonte: Baseado e adaptado de USEPA (2001)

### 3.3.1.1 Determinação dos problemas ambientais

Apresenta-se, a seguir, o detalhamento das categorias dos problemas ambientais utilizados, no que concerne às estruturas de cálculo ou na forma de obtenção dos dados.

- Aquecimento Global (AG)

Determinado através da seguinte expressão:

$$AG = PAG \times m$$

Onde:

AG = Aquecimento Global

m = massa da substância emitida em kg

PAG = Potencial de aquecimento global. Obtido segundo os dados contidos no Quadro 1.

<i>Composto</i>	<i>(*) PAG (kg CO<sub>2</sub> eq/kg gás)</i>
CO <sub>2</sub>	1
CH <sub>4</sub>	21
N <sub>2</sub> O	310

Quadro 1: Estimativas numéricas do PAG para 100 anos

Fonte: EPA (2002)

(\*) Guiné<sup>4</sup> *et al.* (1998 apud Santos 2002) recomenda que seja utilizado o tempo de integração de 100 anos para o cálculo dos fatores de equivalência, o que tem sido aceito mundialmente.

- Acidificação (AC)

Determinada através da seguinte expressão:

$$AC = PA \times m$$

Onde:

AC = Acidificação

m = massa da substância emitida em kg

PA = Potencial de acidificação. Obtido segundo os dados contidos no Quadro 2.

<i>Composto</i>	<i>PA (kg SO<sub>2</sub> eq/kg substância)</i>
SO <sub>2</sub>	1,00
SO <sub>3</sub>	0,80
NO <sub>2</sub>	0,70
NO <sub>x</sub>	0,70
NO	1,07
NH <sub>3</sub>	1,88
HCl	0,88
HNO <sub>3</sub>	0,51

---

<sup>4</sup> GUINÉE, J.B. et al. **Environmental Life Cycle Assessment**. Draft Backgrounds Nederland: Leiden University, October, 1998. 133p.

H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,65
H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>	0,98
HF	1,60

Quadro 2: Estimativa numérica do PA

Fonte: Heijungs *et al.*, 1992

- Eutrofização (EU)

Determinada através da seguinte expressão:

$$EU = PE \times m$$

Onde:

EU = Eutrofização

m = massa da substância emitida em kg

PE = Potencial de eutrofização. Obtido segundo os dados contidos no Quadro 3.

<i>Composto</i>	<i>PE (kgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>eq/kg substância)</i>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,00
N <sub>total</sub>	4,39
P <sub>total</sub>	31,98
NH <sub>3</sub>	3,64
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	3,64
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	10,45
P <sub>2</sub> O <sub>7</sub> <sup>2-</sup>	11,41

Quadro 3: Estimativas numérica do PE

Fonte: Heijungs *et al.*, 1992

- Toxicidade (TO)

A Toxicidade foi dividida em química e biológica.

*Toxicidade Química (TQ)*

Determinada através da seguinte expressão:

$$TQ = PT \times m$$



Onde:

TQ = Toxicidade Química

m = massa da substância emitida em kg

PT = Potencial de toxicidade. Obtido segundo os dados contidos nos Quadros 4 e 5.

<i>Substância</i>	<i>Emissão máxima permitida (PT) (mg/L)</i>
As	5,00
Ba	100,00
Cd	0,50
Pb	5,00
Crtotal	5,00
F-	150,00
Hg	0,10
Ag	5,00
Se	1,00
Aldrin	0,003
Clordano	0,03
DDT	0,10
Dieldrin	0,003
Endrin	0,02
Epóxi-heptacoloro	0,01
Heptacoloro	0,01
Hexaclorobenzeno	0,001
Lindano	0,30
Metoxicloro	3,00
Pentaclofenol	1,00
Toxafeno	0,50
Organofosforados	10,00
Carbamatos	10,00

Quadro 4: Fatores de conversão para resíduos sólidos (PT)

Fonte: ABNT- NBR 10.004, (1987)

<i>Composto</i>	<i>PT (kgPb<sub>eq</sub>/kg substância)</i>
B	0,03
Ba	0,14

<i>Composto</i>	<i>PT (kgPb<sub>eq.</sub>/kg substância)</i>
Cd	3,00
Cr	0,200
Cu	0,005
Hg	10,00
Mn	0,02
Mo	0,14
Ni	0,50
Pb	1,00
Sb	2,00

Quadro 5: Fatores de conversão para metais - emissão para água

Fonte: Goedkoop *et al.* (1995)

### *Toxicidade Biológica (TB)*

Determinada através da quantidade de coliformes fecais contidos no efluente tratado, tendo como base o dimensionamento do processo e a eficiência de remoção quanto a este parâmetro.

O valor de saída referente aos coliformes fecais foi convertido para dados equivalentes de cloro residual. Este artifício de cálculo apresenta-se como uma perspectiva de transformar a unidade de concentração do referido parâmetro.

A concentração ideal de cloro residual foi estimada a partir da equação apresentada a seguir (METCALF & EDDY, 2004).

$$N_T/N_0 = (1 + 0,23 \times C_t \times \theta_h)^{-3}$$

Onde:

$N_T$  = concentração de coliformes fecais (NMP/100 mL) no tempo “t” Foi utilizado um valor teórico de 0,1.

$N_0$  = concentração inicial de coliformes fecais (NMP/100 mL).

$C_t$  = concentração de cloro residual (mg/L).

$\theta_h$  = tempo de contato em minutos. Adotado como sendo igual a 30 minutos, valor usualmente utilizado e que apresenta bom desempenho na inativação dos coliformes.

Aplicando-se a fórmula para alguns valores de concentração de coliformes fecais ( $N_T$ ), obtém-se a quantidade equivalente de cloro residual para inativar esta carga, levando em conta a situação hipotética de colimetria tendendo a zero, no efluente final.

A Tabela 2 apresenta alguns valores do cloro residual, segundo a concentração de coliformes fecais em NMP/100 mL, tendo em vista um tempo de contato de 30 minutos.

Tabela 2: Conversão de CF (NMP/100mL) para cloro residual

NT (NMP/100 mL)	Cl residual (mg/L) para inativação
1.000	2,97
10.000	6,58
100.000	14,34
1.000.000	31,07
10.000.000	67,12

Os coliformes fecais, que ficaram no efluente tratado, para cada alternativa de processo de tratamento analisado, foram convertidos para cloro residual através da utilização da fórmula mencionada anteriormente, por ela fornecer valores mais precisos.

- Depleção do Oxigênio Dissolvido (DOD)

Determinada através da quantidade de matéria orgânica contida no efluente tratado, tendo como base o dimensionamento do processo e a eficiência obtida quanto à remoção de  $DBO_5$ .

### 3.3.1.2 Cálculo do impacto ambiental

O impacto ambiental de cada alternativa estudada foi obtido através da soma ponderada das categorias dos problemas ambientais abordados neste estudo, conforme a seguinte expressão:

$$IA = \sum(p_1AG + p_2AC + p_3EU + p_4DOD + p_5TO)$$

Onde  $p_n$  são os pesos obtidos através de um processo participativo entre uma amostra representativa da comunidade, onde o modelo de avaliação foi aplicado, assim como pela intervenção de especialistas na área de saneamento ambiental.

### 3.3.1.3. Determinação dos pesos para possibilitar a avaliação do impacto ambiental

Inicialmente, todas as categorias de problemas ambientais apresentadas no item anterior, foram submetidas a um grupo de especialistas da área de saneamento básico, com o intuito de se buscar o respaldo dos mesmos para o estudo em questão. Os problemas ambientais associados à ETEs, previamente estabelecidos, foram devidamente respaldados pelo grupo de análise.

A abordagem da ponderação foi definida com base na metodologia proposta por Guimarães e Fogliatto (1999), chamada Design Macroergonômico (DM), referenciada no capítulo 2.

Foi construída uma amostra balanceada e representativa da comunidade em estudo, de forma a caracterizá-la em um dado espaço de tempo, bem como propiciar a avaliação dos graus de importância dos problemas ambientais, anteriormente sugeridos.

Construiu-se um questionário estruturado, elaborado em uma linguagem acessível, onde foram medidos os graus de importância dos problemas ambientais associados à ETEs.

A priorização dos problemas ambientais foi baseada, então, no grau de importância que as pessoas entrevistadas atribuíram a eles.

Para evitar possíveis distorções na ponderação feita pela comunidade, a partir dos questionários, foi, então, incorporada a opinião de especialistas. Para tal avaliação, foi utilizada a matriz de comparação pareada proposta por Saaty, em 1977, descrita no capítulo 2.

A Figura 36 mostra a estrutura hierárquica do problema decisório no que se refere ao âmbito dos especialistas.

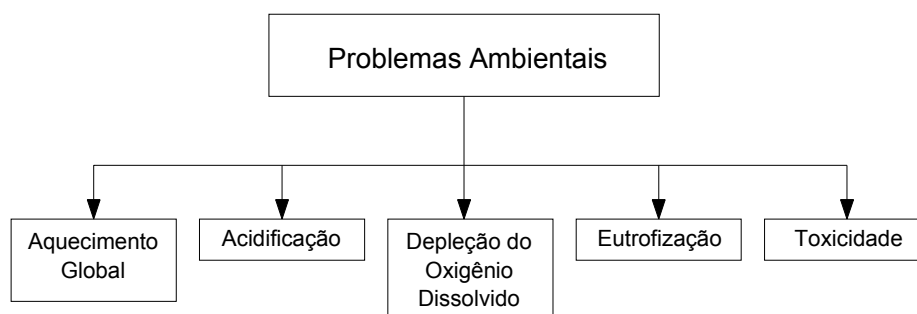


Figura 36: Estrutura hierárquica do problema

Desta forma, foi obtido um vetor com as médias de importância dos problemas ambientais associado à comunidade e outro, aos especialistas. Como o vetor resultante entre os mesmos mostrou-se conflitante, foram atribuídos pesos de importância para ambas as avaliações, e o vetor de peso final foi obtido através da média ponderada entre os dois vetores analisados.

O vetor final de pesos ( $W_{\text{final}}$ ) foi aplicado às categorias de problemas ambientais que, somadas, resultaram no impacto ambiental de cada alternativa de processo de tratamento cotejada.

### **3.3.2 Cálculo do impacto econômico (IE)**

O Impacto Econômico foi determinado com base no LCC, que leva em conta em sua estrutura conceitual os investimentos para implantação, operação e manutenção do sistema.

A metodologia do valor presente líquido foi empregada por ser aquela, normalmente, utilizada em estudos de concepção de projetos, na área de saneamento básico, pelo *Banco Interamericano de Desarrollo* (BID, 2002).

Como foi analisada a etapa operacional das alternativas de processo de tratamento, somente os custos vinculados à operação e manutenção do sistema foram levados em conta.

Os custos de operação incluíram, basicamente, o pessoal que opera a estação de tratamento, assim como os custos referentes à energia elétrica e produtos químicos.

Os custos de manutenção foram estimados, anualmente, com base em um percentual do investimento inicial necessário para a implantação das obras.

O LCC foi calculado, ao longo do ciclo de vida da ETE (30 anos), na forma de um fluxo de caixa para cada alternativa. No respectivo fluxo, somente foram levadas em conta as despesas, tendo em vista que as receitas sempre serão as mesmas, quando se analisa um processo de tratamento operado por uma mesma companhia de saneamento. A taxa de interesse utilizada foi de 12% ao ano, conforme o BID.

#### **3.3.2.1 Estrutura do fluxo de caixa**

- Despesas com operação

É a soma das despesas com energia elétrica, produtos químicos e pessoal.

$$DOP = DEE + DPQ + DPP$$

Onde:

DOP = despesas com operação (R\$/ano)

DEE = despesas com energia elétrica (R\$/ano)

DPQ = Despesa com produtos químicos (R\$/ano)

DPP = Despesas com pessoal (R\$/ano)

- Despesas com energia elétrica

É a soma das despesas com energia elétrica de consumo e de demanda.

$$DEE = DEC + DED$$

Onde:

$$DEC = BHP * NH * TEC * 0,736 * 365$$

DEC = Despesa com energia elétrica consumida (R\$/ano);

BHP = Potência consumida em equipamentos (CV);

NH = Número de horas de operação (h);

TEC = Custo de energia elétrica de consumo (R\$/KWh);

0,736 = Fator de conversão das unidades;

365 = Número de dias no ano.

$$DED = PI * TED * 0,736 * 12$$

DED = Despesa com energia elétrica de demanda (R\$/ano);

PI = Potência instalada em equipamentos (CV);

TED = Custo de energia elétrica de demanda (R\$/KWmês);

0,736 = Fator de conversão das unidades;

12 = Número de meses no ano.

- Despesas com produtos químicos

São as despesas com a utilização de produtos químicos no processo.

$$DPQ = VPROD * TPQ$$

Onde:

DPQ = Despesa com produtos químicos (R\$/ano);

VPROD = Volume produzido (m<sup>3</sup>/ano);

TPQ = Custo médio produtos químicos (R\$/ m<sup>3</sup>).

- Despesas com pessoal

São as despesas com o pessoal que está vinculado direta ou indiretamente à operação do processo de tratamento.

$$DPP = NEMP * TPP$$

Onde:

DPP = Despesas com pessoal (R\$/ano);

NEMP = Número de funcionários no ano;

TPP = Custo anual por funcionário, (R\$/funcionário).

Para cada alternativa de processo analisada foi calculado o Custo Total (CT). O CT foi definido como sendo a soma de todas as despesas operacionais anuais e as despesas de manutenção, para a situação proposta, ao longo do período analisado. Então:

$$CT = DOP + DM$$

Onde:

DOP= Despesas de operação (R\$/ano);

DM = Despesas de manutenção (R\$/ano).

Assim, o impacto econômico (IE) foi considerado como sendo igual aos custos totais de cada alternativa.

$$IE = CT$$

### 3.3.3 Cálculo do impacto social (IS)

O Impacto Social foi determinado com base em uma simplificação do modelo ECP-Social, proposto por Pasa (2004), através da chamada Matriz Social da Tecnologia.

A Matriz Social da Tecnologia é um método desenvolvido para quantificar o impacto social potencial associado a um processo de tratamento de esgotos, ao longo do seu ciclo de vida, dentro da perspectiva de um Estudo de Concepção ou de Alternativas.

Os critérios utilizados para a construção da referida metodologia estão apresentados na Figura 37.

<i>Elemento</i>	<i>Dimensão</i>	<i>Critério de Análise</i>
Nível de Segurança e Saúde Ocupacional (Riscos ambientais ao trabalhador)	<b>Interna</b>	Riscos ambientais associados ao processo (físico, químico ou biológico)
Envolvimento com a Comunidade	<b>Externa</b>	Beneficia a comunidade (lodo, gás)



Impactos de Vizinhança	<b>Externa</b>	Ruído
		Odor
		Disponibilização de áreas (tamanho da área e proximidade de residências)
Aspectos Funcionais do Processo	<b>Interna</b>	Flexibilidade do processo
		Confiabilidade
		Imagem do produto
		Manutenção e operação

Figura 37: Critérios para avaliação social da tecnologia

A Matriz Social da Tecnologia foi desenvolvida levando em conta, também, algumas diretrizes do método de *ecodesign*, amplamente abordado na literatura da área, denominado *DFE Matrix (Design for Environmental)*.

O *DFE Matrix* quantifica o impacto ambiental de um produto por meio da combinação entre os aspectos ambientais e as fases do ciclo de vida indicando, ao final, em qual fase o produto objeto da análise apresenta os maiores impactos (PIGOSSO e GUERELE FILHO, 2007). Os resultados obtidos pela aplicação do DFE podem ser utilizados para comparar um produto que está sendo desenvolvido com outro existente, ou para comparar alternativas de projeto para um novo produto em desenvolvimento.

A estrutura da Matriz Social da Tecnologia está representada na Figura 38.

<i>Fase do ciclo de vida</i>	<i>Aspecto Social</i>				
	<i>Riscos no Ambiente Laboral</i>	<i>Envolvimento com a Comunidade</i>	<i>Impactos de Vizinhança</i>	<i>Aspectos Funcionais do Processo</i>	<i>Score Final</i>
Construção	A1	A2	A3	A4	A1+A2+A3+A4
Operação	A1	A2	A3	A4	A1+A2+A3+A4
Desativação	A1	A2	A3	A4	A1+A2+A3+A4

Figura 38: Matriz social da tecnologia

O preenchimento de cada célula da matriz, definida pelo cruzamento entre aspectos sociais e as fases do ciclo de vida de uma ETE é feito através de um sistema de pontuação, guiado por

perguntas previamente definidas pelo método. A pontuação total obtida, com o preenchimento de todas as células da matriz, indica, quantitativamente, as fases do ciclo em que ocorrem os maiores impactos e, também, que aspecto social é o mais relevante para ser otimizado pelos projetistas de forma a melhorar o projeto.

Para o caso em estudo, onde somente foi analisada a etapa de operação, a Matriz Social ficou reduzida a um vetor. A descrição dos componentes do vetor, a estrutura e o sistema de pontuação é feito segundo a Figura 39.

#### **A1: Riscos no ambiente laboral**

1. O processo é ruidoso?
2. O processo utiliza componentes químicos?
3. O processo gera gases?
4. Emissão de aerossóis (contaminação biológica vinculada a processos aeróbios)?
5. Concentração de H<sub>2</sub>S ou CH<sub>4</sub> nos reatores anaeróbios (riscos de acidentes)?
6. Presença de animais peçonhentos (comumente vinculado a lagoas)?

item	Sim	Não
1	2	0
2	2	0
3	2	0
4	2	0
5	1	0
6	1	0

Não foi considerado especificamente o risco biológico no contato com os efluentes e subprodutos, tendo em vista ser este um risco inerente a qualquer tipo de processo de tratamento de esgotos.

**A2: Envolvimento com a comunidade**

1. Os subprodutos gerados podem ser reciclados e gerar benefícios para a comunidade no entorno?

Sim = 0

Não = 2

Dentro da abordagem da sustentabilidade, a geração de um subproduto não deve ser encarada simplesmente como um problema ambiental em potencial. Quando o mesmo possui um tratamento e gestão adequados, poderá trazer benefícios à comunidade.

**A3: Impacto de vizinhança**

1. O processo gera ruído que perturba a área no entorno do mesmo?
2. O processo é anaeróbio?
3. O processo ocupa uma área grande? (>1 ha)
4. Existe possibilidade de algum acidente vinculado ao processo que possa atingir a área no entorno (acidente: explosão)?
5. Existe risco de contaminação do lençol freático ou de vegetação na área no entorno ?

item	Sim	Não
1	2	0
2	2	0
3	1	0
4	1	0
5	2	0

**A4: Aspectos funcionais do processo**

1. O processo possui uma interface do ambiente construído com o ecossistema existente no entorno?
2. O processo apresenta alta taxa de mecanização?
3. O processo depende de variáveis climáticas para obter bom desempenho?
4. O processo do ponto de vista operacional é complexo?

item	Sim	Não
1	0	1
2	2	0
3	1	0
4	1	0

Figura 39: Estrutura do vetor social na etapa de operação

Ao proceder ao somatório das células, segundo os critérios estabelecidos, considerou-se que quanto mais alto o *score* obtido, mais impactante será o processo do ponto de vista social.

Quando se quiser fazer uma análise em que se supõe a minimização destes potenciais riscos, o perfil da tecnologia poderá alterar sua pontuação o que irá, conseqüentemente, melhorar o seu desempenho do ponto de vista social. No entanto, os custos relativos a estas medidas deverão ser alocados no impacto econômico.

### **3.3.4 Determinação dos índices de desempenho e avaliação da sustentabilidade**

A avaliação da sustentabilidade, quando no comparativo de alternativas, foi feita de modo gráfico, levando-se em conta algumas diretrizes propostas por Bollmann (2006) e alguns princípios das técnicas multiobjetivos.

Como foram analisadas três dimensões, que apresentam características conflitantes entre si, a solução recaiu em uma solução de compromisso, baseada na noção geométrica do melhor. Assim, foram identificadas as soluções que ficaram mais perto da solução ideal, mediante o uso de uma medida de proximidade, considerando-se esta medida como sendo a distância que a separa de uma dada solução ideal.

Como forma de estruturar os indicadores das três dimensões, foi considerado o princípio da normalização. Desta forma, os impactos ambiental, econômico e social maiores, em valor, foram considerados como tendo o valor 1,0 (maior impacto) e os demais foram referenciados em relação a este.

Considerando-se a possibilidade de trabalhar com duas grandezas que se pretende otimizar, dentro de uma análise multiobjetivo e, aplicando o princípio da normalização, pode-se delimitar um espaço cartesiano limitado pelas retas  $y=0$ ,  $y=1$ ,  $x=0$  e  $x=1$ , conforme Figura 40.

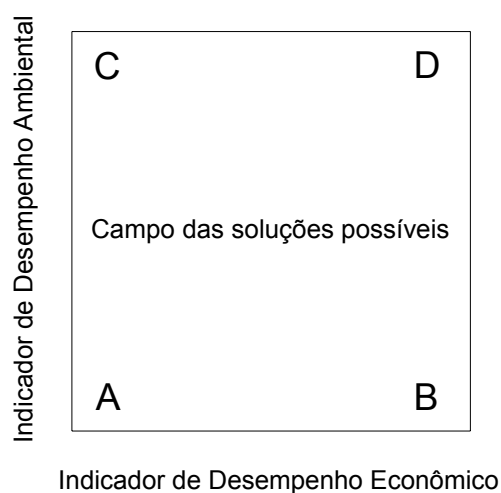


Figura 40: Campo das soluções possíveis

Fonte: Bollmann (2006)

Na Figura 40, qualquer que seja o valor normalizado obtido para os indicadores, sempre será um par cartesiano  $(x,y)$  inserido no campo das soluções possíveis. Desta forma, tendo em vista a necessidade de encontrar uma melhor solução, os pontos A e D são considerados dominantes, uma vez que representam a otimização simultânea dos dois indicadores, ou seja, o ponto A representa a máxima condição de desempenho ambiental e econômico, ao passo que o ponto D representa a mínima condição para estes dois indicadores simultaneamente. Já os pontos B e C são considerados dominados, porque representam a situação onde apenas um indicador é maximizado enquanto o outro é minimizado.

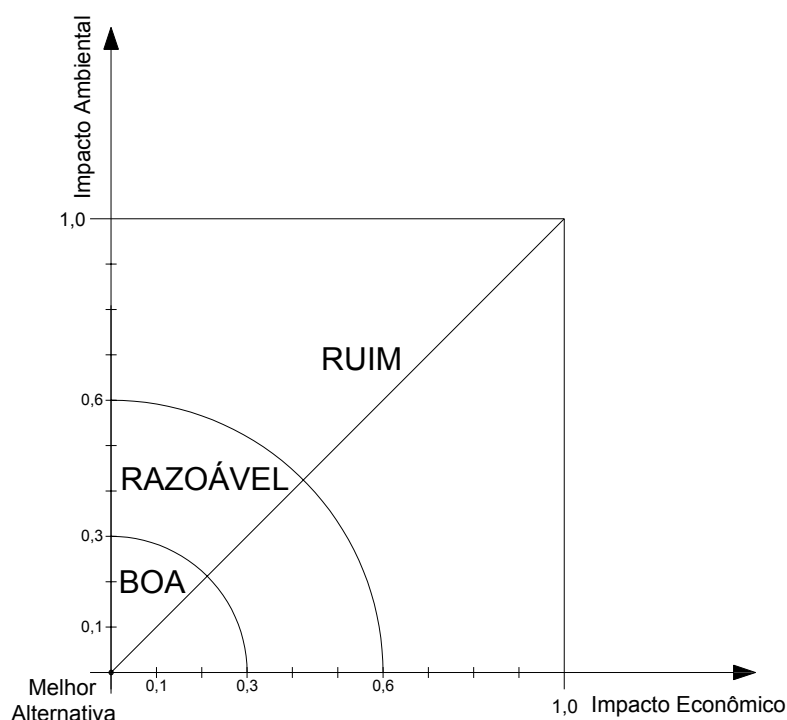


Figura 41: Plano de sustentabilidade

O ponto A representa uma situação hipotética, do ponto de vista da sustentabilidade, no que se refere a estas duas dimensões. Pela Figura 41, observa-se que quanto maior o valor da distância  $L_n$ , menor o grau de sustentabilidade, pois maior é a distância ao ponto A. Entretanto, a determinação da distância  $L_n$  não resolve integralmente a indicação da sustentabilidade, pois podem existir pontos equidistantes do ponto A, mas que representam condições de equilíbrio entre os o desempenho econômico e o desempenho ambiental. Este aspecto respalda a abordagem feita no capítulo 2, no que se refere ao equilíbrio das ações entre as dimensões da sustentabilidade.

A incorporação do equilíbrio entre as duas dimensões pode ser representada por uma linha contida no plano cartesiano, situada a  $45^\circ$  em relação aos pontos A e D, da Figura 41, permitindo um diferencial de realidades entre os referidos pontos equidistantes entre A e C.

Desta forma, quando o ângulo for igual  $45^\circ$ , o ponto estará representando o equilíbrio entre as duas dimensões; quando for menor do que  $45^\circ$ , a alternativa analisada irá representar um maior impacto na dimensão econômica, ao passo que quando for maior do que  $45^\circ$ , os impactos ambientais são preponderantes.

Quando da aplicação do modelo, no que diz respeito às alternativas de processo de tratamento, as dimensões da sustentabilidade foram comparadas duas a duas, ou seja, impacto ambiental com impacto econômico e impacto social com impacto econômico gerando, assim, os planos da eco-eficiência e socioeconômico. A definição destes planos, para cada alternativa, respaldou, então, uma análise ampliada dentro do Estudo de Concepção do processo de tratamento realizado na comunidade em estudo.

### 3.3.5. Análise de sensibilidade

Os métodos multicriteriais de agregação são desenvolvidos para construir uma solução, a partir de um conjunto de ações potenciais, de acordo com as preferências do decisor ou de um grupo de decisores. Entretanto, em muitos casos, informações adicionais são necessárias para construir a melhor solução e, a análise de sensibilidade, efetivamente, é usada para examinar se o modelo é robusto as alterações de seus parâmetros.

A análise de sensibilidade utilizada levou em conta a variável ambiental, tendo em vista que esta dimensão contemplou, em sua estrutura, um modelo de agregação aditivo com pesos. A Análise de Sensibilidade estabelecida foi estruturada e adaptada da metodologia proposta por Bana e Costa, em 1995, e aplicada por Noronha (1998), em sua pesquisa, tendo como base as relações *outraking*.

Tendo por objetivo respaldar a melhor escolha entre os processos de tratamento cotejados, foi aplicada uma análise de sensibilidade nas duas alternativas que obtiveram o melhor desempenho, quando da análise dos planos de sustentabilidade.

A abordagem adotada implicou, primeiramente, no cálculo da diferença de impactos globais entre as duas alternativas analisadas e, depois, em uma avaliação parcial dos impactos vinculados a cada critério utilizado dentro do modelo.

A diferença de impactos globais entre duas alternativas **a** e **b** é dada por:

$$V(a) - V(b) = (w_j(a) \times P_j(b) - w_j(a) \times P_j(b)), j = 1, \dots, n., \text{ em módulo.}$$

Onde:

$V(a)$ ,  $V(b)$  = impacto global das alternativas **a** e **b**.

$W_j$  = peso do  $j^{\text{ésimo}}$  critério;

$P_j(a)$  e  $P_j(b)$ : impacto parcial das alternativas a e b no  $j^{\text{ésimo}}$  critério.

A alternativa **a** será mais impactante que a alternativa **b**, se a seguinte condição for atendida:

$$\text{Se } V(a) - V(b) > 0$$

No entanto, Noronha (1998) coloca que pode ser muito útil, do ponto de vista de uma análise de sensibilidade, trabalhar com incertezas e imprecisões associadas ao modelo separadamente, em cada critério.

A introdução do conceito de limiar de indiferença, dentro da análise de sensibilidade, é usada no comparativo dos impactos parciais entre as alternativas que estão sendo comparadas. Assim, dentro da avaliação global de impactos, somente foram levados em conta aqueles critérios onde a diferença de impacto parcial for maior que o limiar de indiferença associado a cada critério.

O limiar de indiferença associado a um critério é um número positivo, de tal forma que a alternativa **a** será tão impactante quanto a alternativa **b**, se e somente se a seguinte condição for verificada:

$$V(a) - V(b) \leq q_f$$

Onde:

$V(a) - V(b)$  = diferença entre os impactos globais das alternativas a e b.

$q_f$  = limiar de indiferença.

Nos critérios onde a diferença de impactos parciais encontra-se dentro do limiar de indiferença, as ações potenciais são consideradas equivalentes.



## **4 APLICAÇÃO: ESTUDO DE CASO DA ETE ARAÇÁ**

### **4.1 GENERALIDADES**

O presente capítulo teve como objetivo aplicar o Modelo de Avaliação de Sustentabilidade de ETEs em três alternativas de processo de tratamento de esgotos, passíveis de serem implementados no município de Capão da Canoa/RS, mais especificamente na ETE Araçá que, brevemente, deverá ser ampliada. Todos os dados utilizados, relativos ao sistema de esgotamento sanitário de Capão da Canoa, foram retirados de ECOPLAN (2008).

### **4.2 BREVE CARACTERIZAÇÃO DO MUNICÍPIO**

Capão da Canoa localiza-se no Estado do Rio Grande do Sul, no Litoral Norte, junto à orla marítima, conforme mostra a Figura 42.

O Litoral Norte está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí caracterizada, basicamente, por um sistema de lagoas paralelas à linha costeira e interligadas entre si, em sua maioria. O cordão lagunar é a principal fonte de abastecimento de água da região, sendo que a Lagoa dos Quadros é o manancial supridor de Capão da Canoa.

O município apresenta uma topografia plana, com cota média de quatro metros, levando em conta a sua sede administrativa. Geologicamente, caracteriza-se pela formação quaternária recente, constituída de areias finas com pequena quantidade de silte e argila.

O clima da região é classificado como sendo do tipo temperado subtropical, com uma temperatura média anual em torno de 17°C.

Os acessos principais ao balneário são através da BR-101 e Estrada do Mar havendo, também, as vias de intercomunicação interpraias.

As principais atividades econômicas estão ligadas ao Turismo, Construção Civil e uma Indústria Moveleira de pequeno porte. Por sua condição litorânea, Capão da Canoa, possui grande flutuação de população, notadamente nos meses de verão, quando supera, segundo informações da Prefeitura Municipal, 300.000 habitantes.

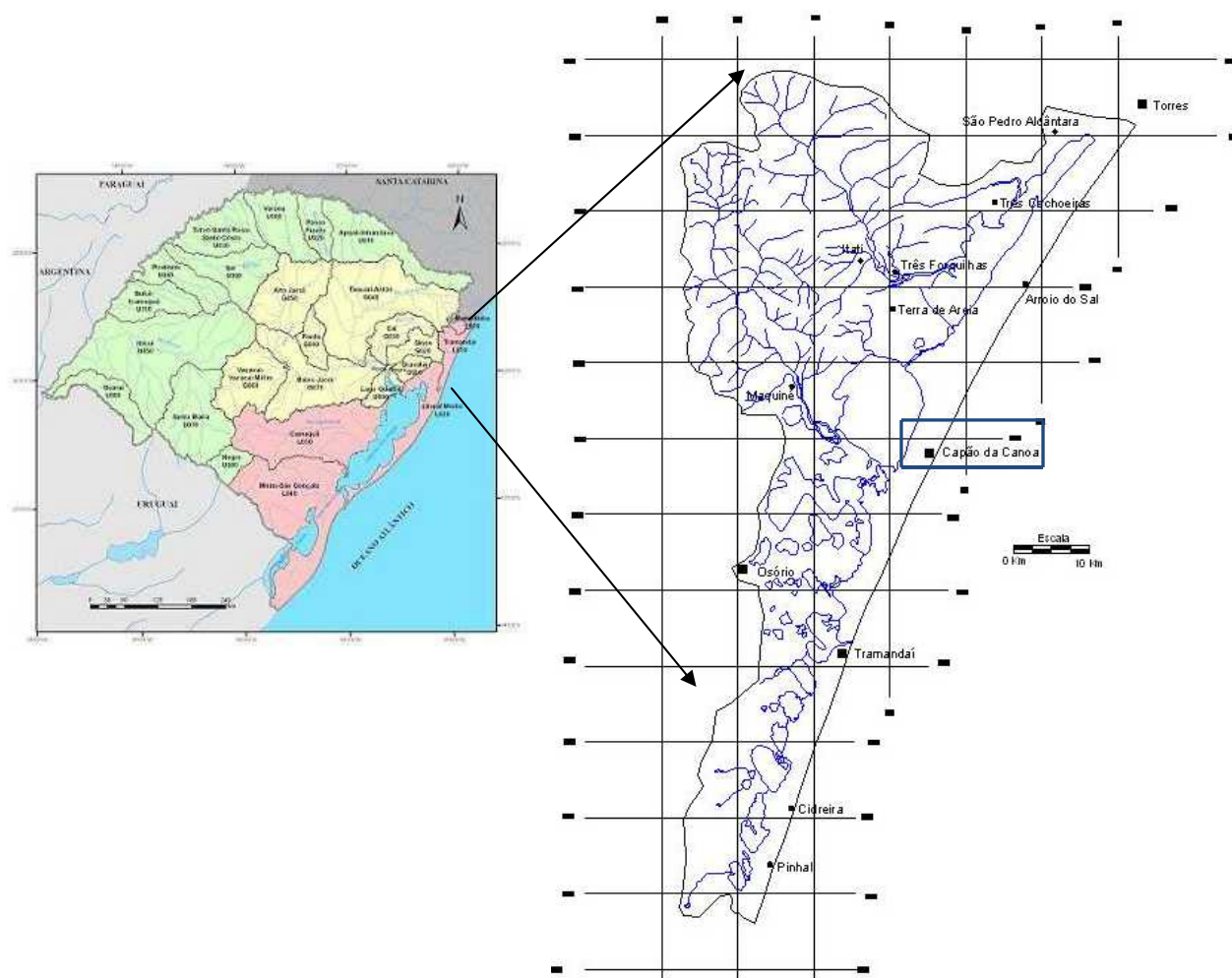


Figura 42: Situação e localização do município de Capão da Canoa

Fonte: Rangel *et al.* (2008)

#### 4.2.1 Sistema de esgotamento sanitário existente

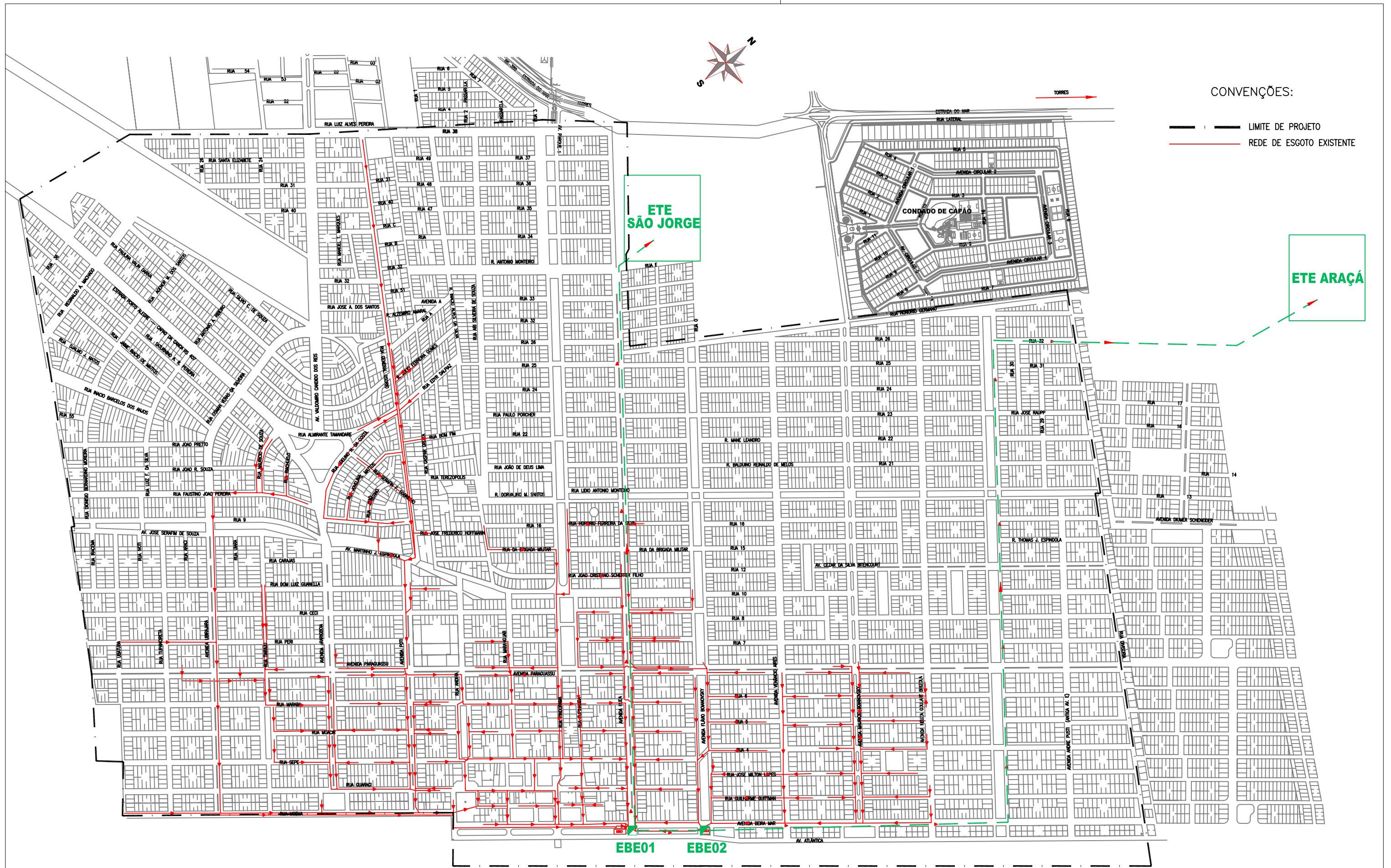
A CORSAN (Companhia Riograndense de Saneamento) é a concessionária responsável pelos sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário em Capão da Canoa.

O esgoto sanitário, em Capão da Canoa, é coletado através de rede separadora absoluta e encaminhado para duas estações de bombeamento de esgotos (EBE):

- EBE-1: localizada na confluência da Av. Rudá com a Av. Beira Mar
- EBE-2: localizada na confluência da Av. Flávio Boianovski com a Av. Beira Mar.

Das estações de bombeamento, o esgoto gerado é recalcado para o tratamento, em sua totalidade, para as duas ETEs existentes na sede urbana: a ETE-1, denominada ETE São

Jorge, localizada na Bairro São Jorge e a ETE-2, denominada ETE Araçá, localizada junto à Estrada do Mar. A Figura 43 mostra esquematicamente o sistema existente.



**Figura 43: Sistema Existente**  
**Fonte: Ecoplan (2008)**

A ETE São Jorge ocupa uma área de 6,29ha. Anteriormente a sua reforma e ampliação, era composta por 18 bacias de infiltração, que operavam a uma taxa de aplicação superficial de 450m<sup>3</sup>/ha.dia, tratando em média 32,8L/s.

A ETE Araçá, existente, ocupa uma área de 7,27ha, sendo composta por 28 bacias de infiltração, que operam a uma taxa de aplicação superficial de 700m<sup>3</sup>/ha.dia, tratando em média 58,9L/s.

Foram desenvolvidos, em 2002, os seguintes projetos:

- duplicação da capacidade nominal da ETE São Jorge, com a inclusão de unidades de tratamento primário, tendo em vista a colmatção excessiva das bacias de infiltração existentes, bem como a transformação das mesmas em banhados construídos;
- um novo projeto para a ETE Araçá, contemplando o mesmo processo que a ETE São Jorge. Porém, este novo projeto deverá ser implantado em uma área maior, nas proximidades da ETE existente.

O projeto da ETE São Jorge foi implantado, sendo que as obras foram concluídas em dezembro de 2008. A obra da nova ETE Araçá será licitada brevemente e o projeto existente sofreu, em 2008, uma revisão e adequação. O projeto revisado levou em consideração um alcance de trinta anos para a referida obra, tendo sido previstas duas datas fundamentais:

- Ano de início de operação: 2010
- Ano de alcance de projeto: 2039

#### 4.3 POPULAÇÃO ATUAL E PROJEÇÕES

Os dados utilizados para as projeções populacionais referentes ao município de Capão da Canoa foram fundamentados nos últimos censos demográficos do IBGE. A Tabela 3 apresenta os dados da população permanente do município e as respectivas taxas de crescimento.

Tabela 3: Dados da população permanente e taxas de crescimento

<i>Censo</i>	<i>População urbana (hab)</i>	<i>População rural (hab)</i>	<i>População total (hab)</i>	<i>Taxa de crescimento da População Total (%)</i>
1991	24.562	193	24.755	0,73
1996 (*)	25.476	153	25.629	4,43
2000	30.334	164	30.498	2,37

Fonte: ECOPLAN (2008)

(\*) contagem intermediária realizada pelo IBGE

A estimativa da população flutuante foi realizada com base nos dados publicados pelo IBGE, no que se refere ao número de domicílios de ocupação temporária e na taxa habitante/domicílio, adotada pela CORSAN, para empreendimentos no litoral.

As populações flutuante e permanente tiveram um tratamento diferenciado no que se refere às suas projeções, ao longo de trinta anos. Para a projeção da população permanente do município, foi adotado o Método do Crescimento Geométrico, com taxas de crescimento compatíveis com aquelas observadas na maior parte dos municípios do Rio Grande do Sul, onde percebe-se, claramente, uma tendência à desaceleração. A projeção da população flutuante foi efetuada através do Método da Curva Logística.

Através da Tabela 4, observa-se a estimativa da população global, permanente e temporária para o município de Capão da Canoa.

Tabela 4: Estimativa da população global, permanente e temporária

<i>Ano</i>	<i>Pop. Permanente (hab)</i>	<i>Pop. Temporária (hab)</i>	<i>Pop. Total (hab)</i>
2000	19.828	95.112	114.940
2010	25.382	121.755	147.137
2020	30.940	152.988	183.928
2030	36.801	188.169	224.971
2039	42.078	222.193	264.271

Fonte: ECOPLAN (2008)

#### 4.4 BACIAS E SUB-BACIAS HIDROSSANITÁRIAS DO SISTEMA

O perímetro urbano de Capão da Canoa foi dividido em seis bacias hidrossanitárias, denominadas de 1, 2, 3, 4, 5 e 6 e estas, em 15 sub-bacias. A Tabela 5 apresenta a divisão das sub-bacias e a área contribuinte a cada uma delas.

Tabela 5: Área contribuinte às sub-bacias hidrossanitárias

<i>Sub-bacia</i>	<i>Área (ha)</i>
1A	32,08
1B	53,27
1C	63,55
2A	81,65
2B	40,91
2C	68,96
3A	37,18
3B	14,30
3C	15,30
3D	40,55
3E	55,45
4A	69,50
4B	24,40
5	19,95
6	20,95
<b>TOTAL</b>	<b>638,00</b>

Fonte: ECOPLAN (2008)

#### 4.5 SUB-BACIAS CONTRIBUINTES À ETE ARAÇÁ

As sub-bacias contribuintes à ETE Araçá estão apresentadas na Tabela 6, sendo que a sub-bacia 4A apresenta, aproximadamente, 10% de sua área contribuindo para a ETE São Jorge. Assim, a Tabela 6 apresenta as sub-bacias contribuintes a ETE Araçá e a população inserida nas mesmas, ao longo do alcance de projeto.

Tabela 6: População inserida nas sub-bacias contribuintes à ETE Araçá

Sub-bacia	Área (ha)	Área corrigida (ha)	População (hab) 2010	População (hab) 2039
4A	70	62,55	7.856	13.509
4B	24	24	1.362	2.347
5	20	20	1.154	1.998
6	21	21	1.287	2.233
2C	69	69	28.978	52.773
1C	64	64	54.693	99.428

2B	41	41	4.002	7.200
Total	308	301,55	99.332	179.488

#### 4.6 VAZÕES MÉDIAS TOTAIS AFLUENTES AO SISTEMA

##### 4.6.1. Vazões domésticas médias (Q<sub>d</sub>)

Os esgotos sanitários oriundos de uma cidade e que contribuem a uma ETE, levando em conta o sistema de coleta do tipo separador absoluto, são originados de três fontes distintas:

- esgotos domésticos (residências, instituições e comércio);
- águas de infiltração;
- despejos industriais.

As contribuições domésticas médias foram determinadas segundo a fórmula:

$$Q_d \text{ (L/s)} = c \times \text{POP} \times \text{PC} / 86.400$$

Foram adotados os seguintes parâmetros para a determinação destas contribuições:

Consumo *per capita* (PC) = 150 L/hab.dia

Coefficiente de retorno água e esgoto (c) = 0,80

População contribuinte (POP), conforme Tabela 6.

##### 4.6.2 Vazões industriais (Q<sub>i</sub>)

A vocação do município de Capão da Canoa é essencialmente voltada para as atividades de turismo e comércio, não existindo, no perímetro urbano, nenhuma indústria que tenha relevância em termos de contribuição ao sistema de esgotamento sanitário.

##### 4.6.3 Vazões de infiltração (Q<sub>i</sub>)



A infiltração no sistema de esgotamento sanitário ocorre através de tubos defeituosos, conexões, juntas ou paredes de poços de visita. A taxa de infiltração é, normalmente, expressa em termos de vazão por extensão de rede coletora (VON SPERLING, 1996).

Para o caso em estudo, foi adotado um valor de 0,25L/s.km, que representa a metade do valor recomendado pela NBR 9649/86. Considerou-se que a rede coletora que contribui para a ETE Araçá é de 60.760m.

#### 4.6.4 Vazões totais (Qt)

É o somatório das contribuições domésticas, industriais e de infiltração.

$$Q_t = Q_d + Q_I + Q_i$$

A Tabela 7 apresenta as projeções das contribuições médias de esgoto ao longo do período de alcance do projeto.

Tabela 7: Projeção das vazões médias

Ano	População (hab)	Per Capita (L/hab.dia)	Infiltração (L/s)	Qmédia (L/s)
2010	99.332	150	15,19	153,15
2011	101.379	150	15,19	155,99
2012	103.469	150	15,19	158,90
2013	105.601	150	15,19	161,86
2014	107.778	150	15,19	164,88
2015	109.999	150	15,19	167,97
2016	112.267	150	15,19	171,12
2017	114.581	150	15,19	174,33
2018	116.942	150	15,19	177,61
2019	119.352	150	15,19	180,96
2020	121.812	150	15,19	184,37
2021	124.323	150	15,19	187,86
2022	126.886	150	15,19	191,42
2023	129.501	150	15,19	195,05
2024	132.170	150	15,19	198,76
2025	134.894	150	15,19	202,54
2026	137.674	150	15,19	206,40

Ano	População (hab)	Per Capita (L/hab.dia)	Infiltração (L/s)	Qmédia (L/s)
2027	140.512	150	15,19	210,35
2028	143.408	150	15,19	214,37
2029	146.364	150	15,19	218,47
2030	149.381	150	15,19	222,66
2031	152.459	150	15,19	226,94
2032	155.602	150	15,19	231,30
2033	158.809	150	15,19	235,76
2034	162.082	150	15,19	240,30
2035	165.423	150	15,19	244,94
2036	168.832	150	15,19	249,68
2037	172.312	150	15,19	254,51
2038	175.864	150	15,19	259,45
2039	179.488	150	15,19	264,48

#### 4.7 PROJETO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DA ETE ARAÇÁ

O parque da nova ETE Araçá, onde deverá ser implantado o novo projeto, possui uma área de 42,912 ha. Este projeto consiste em três módulos de vazão nominal de 88L/s sendo que, dois deverão ter implantação em uma primeira etapa e, o terceiro módulo, deverá ser implantado em etapa posterior.

Cada módulo de vazão é composto por um reator anaeróbico que possui, internamente, três câmaras de digestão e seis de decantação. Para cada módulo de reator anaeróbico a implantar, foram previstos um conjunto de oito unidades de secagem de lodo, dispostos frontalmente a estes.

O biogás produzido, em cada módulo de reator, será encaminhado a uma unidade filtrante de carvão ativado, para tratamento, visando à minimização dos odores produzidos pelo processo anaeróbico.

Para o tratamento secundário/terciário do líquido tratado, em nível primário, foi projetado, para cada módulo de vazão, um banhado construído de fluxo superficial, com vistas à redução definitiva da matéria orgânica e, principalmente, objetivando a redução de nutrientes e dos organismos patogênicos.

Foi previsto, ainda, um pré-tratamento constituído das seguintes unidades:

- Câmara de chegada ao desarenador;
- Gradeamento;
- Desarenador (composto por três canais em paralelo e ao final uma calha Parshall).

#### 4.8. ALTERNATIVAS A SEREM ESTUDADAS

Foram investigadas três alternativas de tratamento para a ETE Araçá, incluindo o processo do projeto existente. As alternativas analisadas contemplaram processos aeróbios e anaeróbios, combinados ou não, cobrindo, assim, sistemas usualmente utilizados em países tropicais, para o tratamento de esgotos domésticos.

A associação de processos utilizados, para compor as alternativas, visou adequar o efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental, bem como propiciar a proteção do corpo d'água receptor dos lançamentos dos esgotos, no que diz respeito à remoção da matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos.

Cabe ressaltar que o projeto existente da ETE Araçá não atende à legislação no que se refere ao nutriente fósforo. Por esta razão, as demais alternativas cotejadas seguem esta mesma condição.

Chernicharo *et al.* (2000) comentam que o valor limite de concentração do fósforo, apregoado pela legislação, é extremamente restritivo e difícil de ser cumprido, mesmo com a adoção de processos aeróbios convencionais, a não ser que estes sejam projetados especificamente para este objetivo ou, então, removidos através de processos químicos. Sinelli (2002) aborda, ainda, a necessidade de uma reavaliação deste limite uma vez que, na prática, há dificuldade de atingi-lo, além desta remoção apresentar custos altos.

##### - **Alternativa 1:**

A Alternativa 1 é constituída por um reator anaeróbio de leito fluidizado seguido de banhados construídos de fluxo superficial (*wetlands*). Caberá ao reator anaeróbio diminuir a matéria orgânica contida no efluente bruto. Após o reator, serão implantados os banhados construídos, para complementar o desempenho da ETE quanto à remoção da matéria orgânica e

organismos patogênicos. A remoção dos nutrientes, nesta unidade, deverá ocorrer no que diz respeito ao nitrogênio. Quanto ao fósforo, foi considerada uma remoção parcial e aquém do apregoado pela legislação ambiental. Esta será, efetivamente, a configuração dos processos que serão implantados na ETE Araçá.

**- Alternativa 2:**

A Alternativa 2 contempla o mesmo processo de tratamento de esgotos que foi implantado, em 2005, no município de Torres, sendo constituída por lagoas de estabilização (facultativas + maturação), seguidas de banhados construídos de fluxo superficial. As lagoas terão como função principal remover a matéria orgânica e os organismos patogênicos. Caberá aos banhados construídos um polimento final destes parâmetros, assim como a remoção do nitrogênio. Quanto ao fósforo, foi considerada uma remoção parcial e em desacordo com os limites mínimos da legislação ambiental.

**- Alternativa 3:**

A Alternativa 3 compreende um processo de tratamento biológico aeróbio, sendo constituído por lodos ativados, na variante aeração prolongada, seguido de um processo químico de desinfecção do efluente final. Caberá ao processo de lodos ativados a remoção da matéria orgânica e nitrogênio. Quanto ao nutriente fósforo, a remoção deverá ocorrer de forma parcial não atendendo, assim, a legislação ambiental. O referido processo será complementado por um tratamento químico, por meio de desinfecção, através do hipoclorito de sódio, para a remoção dos organismos patogênicos.

#### **4.8.1 Descritivo dos processos**

##### **4.8.1.1 Reator anaeróbio**

Atualmente, no Brasil, os sistemas anaeróbios encontram uma grande aplicabilidade. As diversas características favoráveis destes sistemas como o baixo custo, simplicidade operacional e baixa produção de sólidos, aliadas às condições ambientais do país, onde há a predominância de elevadas temperaturas, têm contribuído para a colocação destes processos de tratamento de esgotos em posição de destaque, particularmente os reatores de manta de lodo, também chamados de reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) (Chernicharo *et al.*, 2000).

O princípio do processo, nestes reatores, consiste na estabilização da matéria orgânica, anaerobiamente, por microrganismos que crescem dispersos no meio líquido. A parte superior dos reatores UASB possui um separador trifásico, que apresenta uma forma cônica ou piramidal, permitindo a saída do efluente clarificado, a coleta do biogás gerado no processo e a retenção dos sólidos dentro do sistema. Esses sólidos retidos constituem a biomassa, que permanece no reator por tempo suficientemente elevado para que a matéria orgânica seja degradada. O lodo retirado, periodicamente do sistema, já se encontra estabilizado, necessitando apenas de secagem e disposição final.

Uma das maiores objeções ao uso destes reatores em zonas urbanas é o possível odor, resultante dos processos anaeróbios. Embora seja possível minimizar tais problemas, através da cobertura dos reatores ou do tratamento do gás produzido, observou-se que o controle inadequado dos odores gerados, tem propiciado alguma rejeição ao uso dos mesmos em áreas urbanas. (ALEM SOBRINHO E JORDÃO, 2001)

#### 4.8.1.2 Banhados construídos de fluxo superficial

Os banhados construídos são sistemas artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos os quais, por meio de processos biológicos, químicos e físicos, tratam águas residuárias (SOUZA *et al.*, 2003).

Brix (1993) afirma que os sistemas tradicionais de tratamento de esgotos têm custos elevados e, frente à escassez de recursos financeiros, alternativas de menores custos, como os banhados construídos devem ser consideradas. O mesmo autor aponta que a principal desvantagem destes sistemas está associada à necessidade de uma grande extensão de área por unidade de volume de esgoto a ser tratado, aliado a possibilidade de decréscimo de seu desempenho durante períodos de inverno, em regiões de clima temperado.

A remoção dos poluentes nestes sistemas ocorre através da complexa interação entre os elementos presentes no meio, englobando a separação por gravidade, filtração, absorção, adsorção, trocas de íons e lixiviação, além de reações químicas ou bioquímicas (DUARTE, 2007).

A separação física de material orgânico particulado em sistemas de fluxo superficial pode ocorrer através da floculação/sedimentação, assim como através da filtração/interceptação. Já o material orgânico solúvel pode ser removido por adsorção/absorção ao biofilme e, na presença de oxigênio, ser convertido pelos microrganismos em CO<sub>2</sub>, formas oxidadas de nitrogênio, enxofre e água. Sob condições anaeróbias, pode ser convertido em ácidos orgânicos e álcoois e, sob condições anaeróbias muito específicas, pode ocorrer a metanogênese, convertendo o material orgânico em produtos gasosos tais como CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub> (USEPA, 2000).

Adler *et al.* (1996) consideram que os mecanismos para remoção de nitrogênio e fósforo em banhados são, respectivamente, a nitrificação e a desnitrificação biológica por microrganismos e a adsorção química do fósforo em hidróxidos minerais de Fe, Al e Ca presentes no solo.

#### 4.8.1.3 Lagoas de estabilização

Sistemas de lagoas de estabilização têm sido amplamente utilizados na prática de tratamento de esgoto sanitário em todo o Brasil, tendo sido observados resultados satisfatórios em termos da qualidade do efluente, sempre quando o projeto é tecnicamente adequado e existe um mínimo de operação e manutenção (CAVALCANTI *et al.*, 2001).

Apresentam-se como uma opção bastante atraente, mesmo quando comparadas com as técnicas mais modernas de tratamento, principalmente em países onde a disponibilidade de área não é um fator limitante, aliando o baixo custo de implantação e a facilidade operacional (NEDER *et al.*, 2000).

As lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante na degradação da matéria orgânica, podendo ser classificadas em anaeróbias, facultativas e de maturação ou aeróbias.

A formação de lodo em lagoas de estabilização tem origem na deposição do material sedimentável do esgoto no fundo do reator. A fração orgânica deste material é decomposta pelos microrganismos anaeróbios, sendo transformada em gás (CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, principalmente), produtos solúveis intermediários da decomposição e material sólido mineralizado.

Estudos realizados em diversas lagoas de estabilização existentes na Região Sudeste do Brasil indicaram que o problema de acúmulo de lodos concentra-se basicamente nas lagoas primárias, especialmente nas anaeróbias (GONÇALVES *et al.*, 1997).

Lima *et al.* (1998) abordam que os volumes de lodo gerados em lagoas e as elevadas concentrações de sólidos totais nele contidas explicam, parcialmente, porque a sua remoção das lagoas apresenta-se, ainda hoje, como um problema sem solução de engenharia com aceitação generalizada. Os mesmos autores citam técnicas de remoção que exigem a interrupção do funcionamento de lagoas, tais como o bombeamento do lodo e a remoção manual, viável para pequenas ETEs, assim como técnicas que podem ser aplicadas durante o funcionamento normal da lagoa, tais como a dragagem e bombeamento a partir de balsas.

Muitos autores colocam que, devido a estes problemas, a retirada do lodo em lagoas deverá ocorrer após 20 anos de operação, ao passo que, outros, na etapa de projeto, prevêm o acúmulo de lodo e aumentam, desta forma, a profundidade do reator para evitar a retirada deste subproduto ao longo do período de operação.

- Lagoas facultativas

São reatores dimensionados para receber tanto águas residuárias brutas (lagoa facultativa primária), quanto águas residuárias que tenham recebido algum tratamento anterior (lagoa facultativa secundária).

Estas lagoas funcionam através da atividade fotossintética das algas sob a influência da luz solar e da ação das bactérias. O surgimento das algas é função da presença de nutrientes oriundos da mineralização da matéria orgânica afluyente pelas bactérias (SOUZA, 1994). As bactérias, na presença de oxigênio, convertem a matéria orgânica a compostos simples e inertes como o dióxido de carbono e água, além de sais de nitrogênio e fósforo. Esses compostos inorgânicos são utilizados pelas algas e, através da fotossíntese, ocorre a liberação do oxigênio molecular. Este, por sua vez, é utilizado pelas bactérias aeróbias e facultativas na sintetização da matéria orgânica.

No fundo destas lagoas, em condições anaeróbias, a matéria orgânica sedimentada também necessita ser estabilizada. Porém, esta estabilização, por ser anaeróbia, não ocorre em presença de oxigênio e libera gases como metano, carbônico, sulfeto de hidrogênio e

nitrogênio amoniacal, os quais se deslocam para a superfície da lagoa e, grande parte, se desprende para a atmosfera.

- Lagoas de maturação

Este tipo de lagoa, para tratamento de águas residuárias, compreende unidades rasas para manter as condições aeróbias do reator. O desempenho da lagoa depende, exclusivamente, do oxigênio produzido pelas algas, sendo ele transferido para toda a superfície do reator através da turbulência dos ventos.

As lagoas de maturação são usadas para o tratamento de descargas orgânicas leves, provenientes de efluentes de outras lagoas. As eficiências de remoções da matéria orgânica são geralmente baixas, porém, a função principal deste tipo de lagoa, é a destruição de microrganismos patogênicos, além da redução parcial de nutrientes e sólidos em suspensão.

#### 4.8.1.4 Lodos ativados

O sistema de lodos ativados é amplamente utilizado, em nível mundial, para o tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, em situações em que uma elevada qualidade do efluente é necessária e a disponibilidade de área é limitada. No entanto, o sistema de lodos ativados inclui um índice de mecanização superior ao de outros sistemas de tratamento, implicando uma operação mais sofisticada. Outras desvantagens são o consumo de energia elétrica para aeração e a maior produção de lodo (VON SPERLING, 2002).

O processo de lodos ativados é aeróbio e consiste, primeiramente, na assimilação da matéria orgânica por uma massa ativa de microrganismos em suspensão. Posteriormente, a ocorrência de floculação dos microrganismos e outros materiais coloidais em suspensão, tornam a biomassa sedimentável, possibilitando a produção de um efluente de qualidade elevada.

O oxigênio necessário ao crescimento biológico é introduzido no “licor” através de um sistema de aeração mecânica, por ar comprimido, ou ainda, pela introdução de oxigênio puro. A aeração tem por finalidade proporcionar oxigênio aos microrganismos e evitar a deposição dos flocos bacterianos e os misturar homoganeamente ao efluente.

O “licor” é enviado, continuamente, a um decantador (decantador secundário), destinado a separar o efluente tratado do lodo. O lodo é recirculado ao tanque de aeração a fim de manter



a concentração de microrganismos dentro de uma certa proporção em relação à carga orgânica afluyente.

O sobrenadante do decantador é o efluente tratado, pronto para descarte no corpo receptor. O excesso de lodo, decorrente do crescimento biológico, é extraído do sistema sempre que a concentração do licor ultrapassar os valores de projeto. Este lodo pode ser espessado e desidratado, tendo como aplicação o uso em agricultura.

A aeração prolongada é uma variação do processo de lodos ativados, na qual a biomassa permanece no reator biológico por um período maior, implicando na necessidade de um reator de maiores dimensões. Havendo menos matéria orgânica (alimento) por unidade de volume de tanque de aeração, as bactérias passam a utilizar nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica componente de suas células para sobreviverem. Com isso, a matéria orgânica celular é convertida em gás carbônico e água, através da respiração, promovendo a estabilização da biomassa no próprio tanque de aeração, não necessitando da etapa de estabilização complementar do lodo. A aeração prolongada é um processo de tratamento de efluentes eficiente na remoção de matéria orgânica, embora exija mais área de construção e tenha maior consumo de energia elétrica, quando comparada ao processo convencional.

O sistema de lodos ativados pode ser adaptado para incluir remoções biológicas de nitrogênio e fósforo, atualmente praticadas de forma sistemática em diversos países, ainda que a remoção biológica do fósforo seja um tópico, ainda, complexo. Com relação à remoção de coliformes e organismos patogênicos, devido aos reduzidos tempos de detenção nas unidades do sistema de lodos ativados, tem-se que a eficiência é baixa e, usualmente, insuficiente para atender aos requisitos de qualidade dos corpos receptores (VON SPERLING *et al.*, 2001).

#### 4.8.1.5 Desinfecção através de hipoclorito de sódio

O principal objetivo da desinfecção de esgotos é destruir os patogênicos entéricos, que podem estar presentes no efluente tratado, para tornar a água receptora segura para o uso posterior. (OLIVEIRA, 2003).

Dentre os desinfetantes alternativos pesquisados no Brasil, o hipoclorito de sódio pode assegurar importantes resultados na desinfecção de efluentes tratados. O hipoclorito de sódio

é um composto formado por cloro, hidróxido de sódio e água e que possui diversos efeitos adversos à saúde humana e ao ambiente.

No entanto, o hipoclorito de sódio apresenta praticidade na sua utilização sendo razoavelmente econômico para pequenas comunidades e sistemas individuais de tratamento de efluentes. Quando utilizado sob a forma de solução, diminuem os riscos de armazenagem ou aplicação do cloro líquido ou gasoso (LUCA, 2003).

#### 4.9. PRÉ-DIMENSIONAMENTO DAS ALTERNATIVAS

O pré-dimensionamento das alternativas teve como base as diretrizes apregoadas pela legislação estadual referente ao assunto, mais especificamente a Resolução número 128 do CONSEMA, assim como os parâmetros característicos do esgoto bruto referente à comunidade em estudo, conforme o Quadro 6.

<i>Parâmetro</i>	<i>Entrada</i>	<i>Saída(*)</i>
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	220	40
DQO (mg/L)	440	150
NTK (mg/L)	40	20(**)
Pt (mg/L)(*)	7	1
Coliformes Fecais	1,15x 10 <sup>7</sup> NMP/100mL	10 <sup>3</sup>

Quadro 6: Parâmetros de entrada e saída do esgoto sanitário em Capão da Canoa

Fonte: Resolução 128/2006 - CONSEMA

(\*) para vazão maior ou igual 10.000 m<sup>3</sup>/dia, conforme citada resolução.

(\*\*) Limite máximo de Nitrogênio Amoniacal

NTK = Nitrogênio Total Kjeldhal

Pt = Fósforo total

Tendo como referência os parâmetros de entrada e saída, foi possível realizar o pré-dimensionamento das alternativas para a vazão média de 88L/s. Esta vazão corresponde a um módulo de tratamento, segundo as diretrizes conceptivas de implantação adotadas no projeto da ETE. A memória de cálculo para cada uma das alternativas encontra-se no Apêndice A.

As Tabelas 8, 9 e 10 apresentam um resumo das características básicas e do dimensional de cada alternativa analisada, bem como os parâmetros de saída referentes ao efluente tratado, tais como matéria orgânica, nutrientes e colimetria.

Tabela 8: Características da alternativa 1 - reator anaeróbio + banhados construídos

Unidade	Características Básicas/Dimensões	Parâmetros de Saída (*)				
		DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (**) (mg/L)	PT (mg/L)	CF (NMP/100mL)
Reator Anaeróbio	Área de Decantação = 487,4m <sup>2</sup> , altura útil = 1,65m, largura = 2,5m, comprimento = 32m Volume útil de Decantação = 2.311m <sup>3</sup>	12,70	38,10	6,58	2,1	3,67x10 <sup>4</sup>
Banhados Construídos	Área = 9ha, profundidade = 0,5m					
Tratamento do Biogás (Filtros de Carvão Ativado) para Q <sub>biogás</sub> = 555m <sup>3</sup> /dia	2 coletores/acumuladores de gás em cada câmara digestora com comprimento = 32m e largura de 0,30m para uma taxa de liberação de gás de 0,40m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h					
Elevatória de recirculação da parte líquida do lodo	Potência Instalada = 1CV Potência Consumida = 0,27CV					
Leitos de Secagem para um V <sub>lodo</sub> = 14,75m <sup>3</sup> /dia	8 leitos de secagem, sendo que cada um dos leitos possui as seguintes características: Comprimento = 25,5m Largura = 8,5m Área útil = 221m <sup>2</sup>					

(\*) Os parâmetros de saída foram calculados a partir de uma ponderação entre as condições de inverno (9 meses) e verão (3 meses).

(\*\*) O NTK é a forma predominante nos esgotos domésticos sendo assumido, no presente estudo, que o nitrogênio total é igual ao NTK.

Tabela 9: Características da alternativa 2 - lagoas de estabilização (facultativa + maturação) + banhados construídos

Unidade	Dimensões	Parâmetros de Saída				
		DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L) (*)	PT (mg/L)	CF (NMP/100 mL)
Lagoa Facultativa	Área = 8,36ha, prof = 1,5m	10	30	7,94	2,1	1,35x10 <sup>3</sup>
Lagoa de Maturação	Área = 2,28ha, prof = 1,0m					
Banhados Construídos	Área = 6,23ha, prof = 0,5m					

(\*) O NTK é a forma predominante nos esgotos domésticos sendo assumido, no presente estudo, que o nitrogênio total é igual ao NTK.

Tabela 10: Características da alternativa 3 - lodos ativados (aeração prolongada) + desinfecção

Unidade	Dimensões	Parâmetros de Saída				
		DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L) (*)	PT (mg/L)	CF (NMP/100mL)
Reator Aeróbio	V = 6.840m <sup>3</sup> (comprimento = 60m, largura = 30m, alt. útil = 3,8m). 5 aeradores com Potência Instalada = 50CV (total = 250CV) Potência Consumida = 230CV	22	66	7,89	5,95	2,8x10 <sup>3</sup>
Elevatória de lodo (Vlodo = 98,39m <sup>3</sup> /dia)	Potência Instalada = 25CV Potência Consumida = 18,77CV					
Decantador	Área = 254m <sup>2</sup> , comprimento = 21,2 m, largura = 12 m, altura = 2,0 m					
Leitos de Secagem	10 leitos de secagem, sendo que cada um possui comprimento = 24m e largura = 8m					
Tanque de Contato	Comprimento = 10m, largura = 20m, altura total interna= 1,5m					
Bomba dosadora de hipoclorito de sódio	Potência Instalada = 1CV Potência Consumida = 0,23CV					

(\*) O NTK é a forma predominante nos esgotos domésticos sendo assumido, no presente estudo, que o nitrogênio total é igual ao NTK.

#### 4.10 APLICAÇÃO DO MODELO DE AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE DE ETEs

A metodologia desenvolvida no capítulo 3 foi aplicada para verificar se a alternativa proposta e que será, efetivamente, implantada para o tratamento de esgotos da ETE Araçá, em Capão da Canoa, é sustentável em contrapartida com outras duas alternativas analisadas.

As alternativas selecionadas para o cotejo possuem, em seu escopo, desempenhos semelhantes e atendem as diretrizes normativas da legislação ambiental vigente, exceção feita para o fósforo total que, em nenhuma tecnologia proposta nas alternativas, atende integralmente a este parâmetro.

##### 4.10.1 Dimensão ambiental

A dimensão ambiental segue os preceitos da metodologia ACV. Por esta razão, foi definido o objetivo, a função, a delimitação do sistema a ser analisado, assim como a unidade funcional, como forma de estabelecer o inventário de cada alternativa. Assim, tem-se que:

- Objetivo: comparar diferentes processos de tratamento de esgotos para produzir um efluente compatível, segundo as diretrizes da legislação, para a comunidade de Capão da Canoa;
- Função: produzir um efluente tratado adequado para a referida comunidade;
- Unidade Funcional: litro de esgoto tratado ao longo de um ano, tomando como referência um módulo da vazão de tratamento;
- Delimitação do Sistema: o sistema estudado, para cada alternativa, contemplou as unidades de tratamento, excetuando-se o pré-tratamento que é o mesmo para todas as alternativas. Desta forma, as unidades de pré-tratamento não fizeram parte do estudo. As Figuras 44, 45 e 46, a seguir, mostram o sistema estudado para as alternativas 1, 2 e 3.

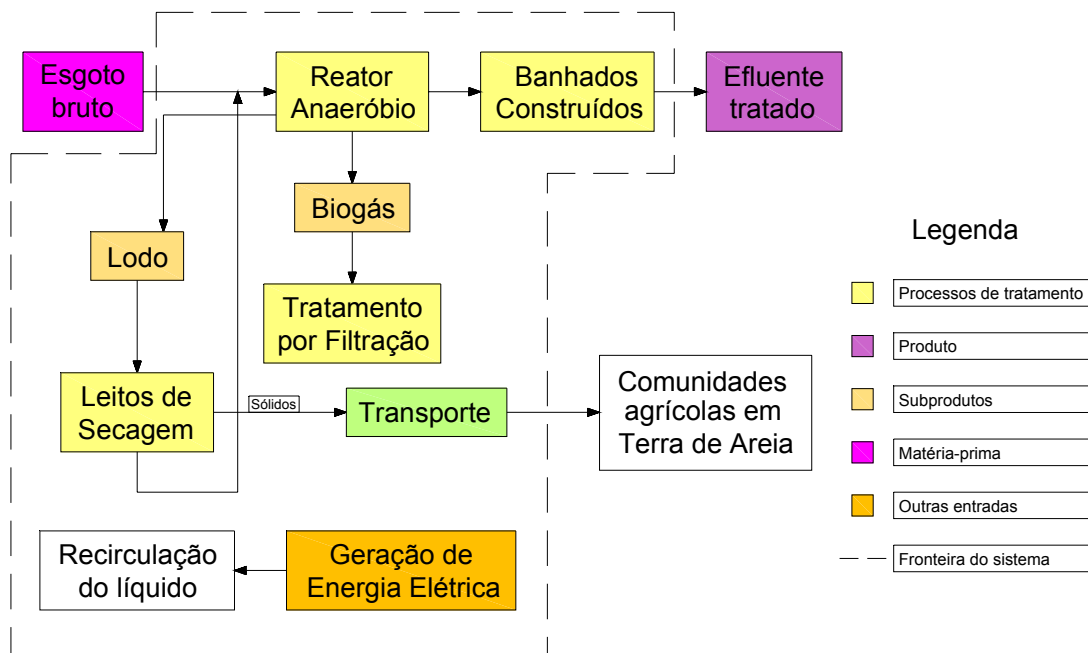


Figura 44: Alternativa 1 - delimitação do sistema na fase de operação

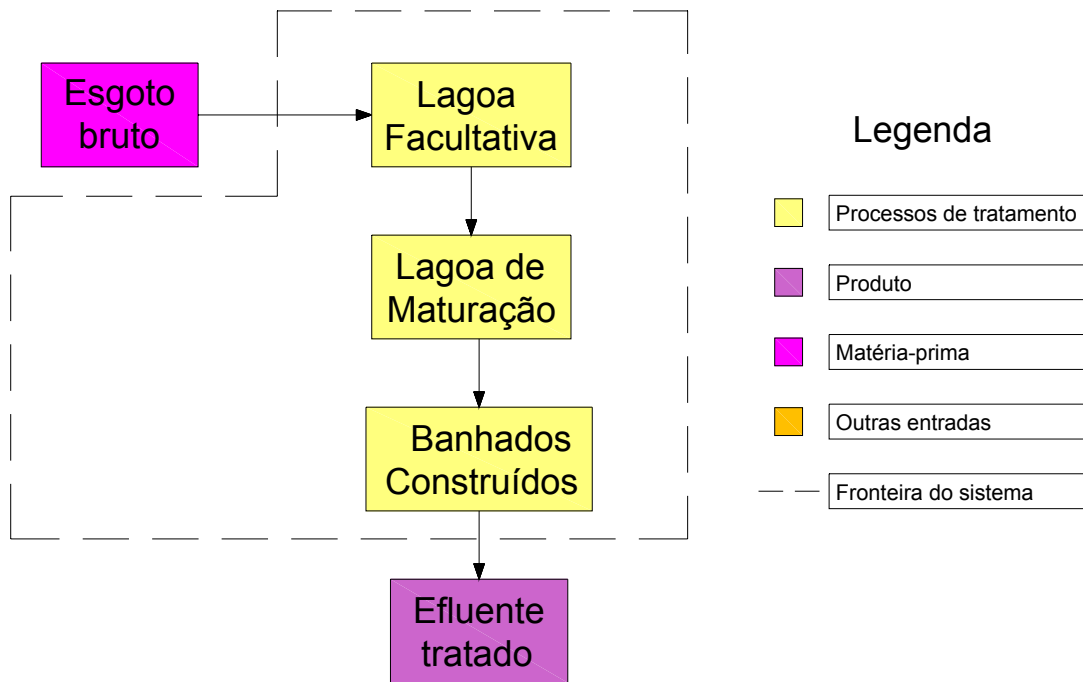


Figura 45: Alternativa 2 - delimitação do sistema na fase de operação

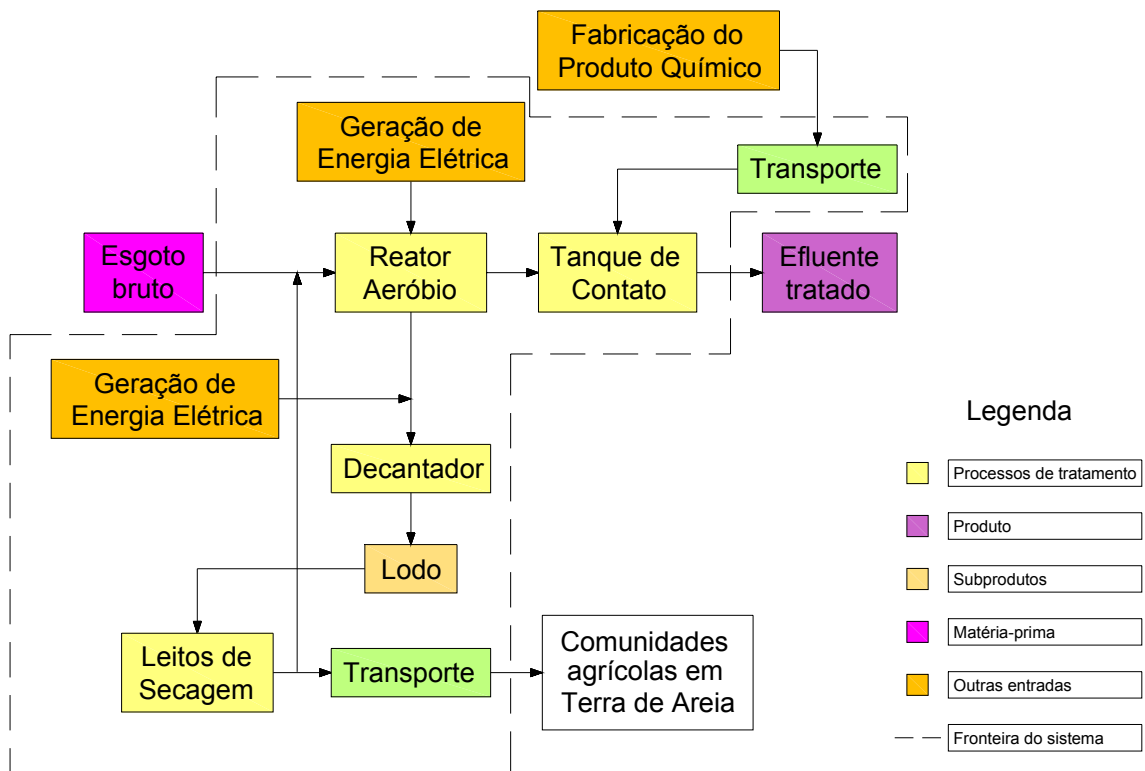


Figura 46: Alternativa 3 - delimitação do sistema na fase de operação

Com base em uma análise dos três processos de tratamento que foram estudados e que estão representados nas Figuras 44, 45 e 46, observou-se que os problemas ambientais advindos são:

- Aquecimento Global;
- Acidificação;
- Eutrofização;
- Depleção do Oxigênio Dissolvido;
- Toxicidade Biológica.

#### 4.10.1.1 Inventário das Alternativas de Tratamento

Tomando como referência os dados de saída dos parâmetros obtidos no pré-dimensionamento e os esquemas anteriores, representativos dos processos de tratamento, foi possível estabelecer o inventário ambiental para as alternativas propostas, analisadas para o período de operação de trinta anos (alcance do projeto).

O Quadro 7 mostra a vinculação dos problemas ambientais com os processos analisados.

Problema Ambiental	Parâmetro	Ocorrência	Etapa do Ciclo de Vida	Carga Ambiental
Depleção do Oxigênio Dissolvido	DBO <sub>5</sub> do efluente tratado	Efluente tratado	Operação (2010- 2039)	kgDBO <sub>5</sub>
Eutrofização	NTK = Nt do efluente tratado (*)	Efluente tratado	Operação (2010- 2039)	kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> eq
	P <sub>T</sub> do efluente tratado (*)	Efluente tratado		
Toxicidade Biológica	Coliformes Fecais presentes no efluente tratado	Efluente tratado	Operação (2010- 2039)	kgCl <sub>eq</sub>

Aquecimento Global	N <sub>2</sub> O,CO <sub>2</sub> ,CH <sub>4</sub>	-Energia elétrica consumida no processo; - Consumo de combustível em transportes; - Presença de processos anaeróbios, - Reações de nitrificação e desnitrificação nos processos de tratamento.	Operação (2010-2039)	kg CO <sub>2eq</sub>
Acidificação	SO <sub>2</sub> e NO <sub>x</sub>	- Energia elétrica consumida no processo; - Consumo de combustível em transporte.	Operação (ano de 2010 ao ano de 2039)	kg SO <sub>2eq</sub>

Quadro 7: Processos de tratamento e problemas ambientais

(\*) Conservadoramente adotou-se para fins de inventário o nitrogênio total e fósforo total, por possuírem um fator de caracterização maior, aliado ao fato de, na etapa de pré-dimensionamento, ficar difícil prever outras formas de nitrogênio e fósforo.

- Energia elétrica consumida no processo

Nos pontos do processo, onde há consumo de energia elétrica, foi feita a conversão da potência consumida para kWh, levando em conta os dados apontados por Ribeiro (2003). O Quadro 8 apresenta as emissões atmosféricas vinculadas à geração de 1kW de eletricidade.

Emissões Atmosféricas	Quantidade
CO <sub>2</sub>	0,625kg
CO	0,000029kg
Hidrocarbonetos (*)	0,000053kg
NO <sub>x</sub> (**)	0,000012kg
SO <sub>2</sub> (**)	0,000078kg

Quadro 8: Emissões atmosféricas - geração de energia elétrica

Fonte: Ribeiro (2003)

(\*) Adotou-se como hidrocarboneto o gás metano.

(\*\*) As emissões referente ao NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub> estão relacionadas à Acidificação.



- Processos anaeróbios

Segundo as diretrizes publicadas pelo IPCC (2006), as águas residuárias podem ser uma fonte de emissão de  $\text{CH}_4$  quando o tratamento destas está associado a processos anaeróbios. Ainda que, a digestão anaeróbia libere  $\text{CO}_2$ , o IPCC (2006) não o considera na contabilização das emissões de gases contribuintes ao efeito estufa, quando vinculado a este tipo de sistema, por este gás ser de origem biogênica.

A contabilização do  $\text{CH}_4$  está relacionada aos processos anaeróbios presentes nas Alternativas 1 e 2. No que se refere a estas duas alternativas, o procedimento de cálculo para a quantificação do referido gás encontra-se no Apêndice A. Utilizou-se, também, as seguintes considerações feitas por Silva (1998) na composição do biogás, em volume:

- 60 a 70% de  $\text{CH}_4$ ,
- 30 a 40% de  $\text{CO}_2$ ,
- 0-3% de nitrogênio ( $\text{N}_2$ ),
- 0-1% de hidrogênio ( $\text{H}_2$ ),
- 0-1% de oxigênio ( $\text{O}_2$ ),
- 0-1% de gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ).

Considerou-se, então, que 60% do volume gerado de biogás é composto por  $\text{CH}_4$ , 35% por  $\text{CO}_2$  e 5% por outros gases que não possuem relevância para este estudo.

Para a conversão dos valores do metano gerados em volume adotou-se a densidade do referido gás como sendo igual a  $0,796\text{kg/m}^3$ .

Na Alternativa 2, parte das reações na lagoa facultativa são anaeróbias e estão vinculadas ao lodo acumulado no fundo da mesma. Cavalcanti *et al.* (2001) consideram que 20% da matéria orgânica que entra em uma lagoa facultativa vai para o efluente com o predomínio de algas, 40% estaria vinculada a fração digerida, representada pela eficiência do processo, sendo que a fração restante ficaria acumulada no fundo da mesma.

Foi adotado, então, um valor de 30% da matéria orgânica, em termos de DQO, que estaria submetida efetivamente à degradação anaeróbia. A determinação do volume de CH<sub>4</sub> seguiu o mesmo modelo e parâmetros considerados na Alternativa 1, quando de sua quantificação, conforme pré-dimensionamento contido no Apêndice A.

- Transporte

Tipicamente os dados de emissões veiculares referenciados na literatura englobam o CO<sub>2</sub>, CO, HC (hidrocarbonetos), NO<sub>x</sub>, MP (material particulado) e SO<sub>x</sub> (ROSA *et al.*, 2008). Para os valores de emissão associados ao transporte rodoviário foram usados os dados de Economy and Energy (2001), Erikson *et al.* (1996), assim como Valt (2004), de acordo com o Quadro 9, a seguir, que relaciona a quantidade de emissão por quilômetro rodado. Os valores contidos no quadro levaram em conta o transporte realizado por meio rodoviário, em caminhões de 27,2 t de capacidade de carga e desempenho de 2,2km/h de óleo diesel.

Emissão atmosférica	kg/km
CO	0,025
CO <sub>2</sub>	1,21
SO <sub>2</sub> (*)	0,003
NO <sub>x</sub> (*)	0,033

Quadro 9: Emissões atmosféricas geradas pelo transporte rodoviário

Fonte: Valt (2004)

(\*) As emissões referentes ao SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> estão relacionadas à Acidificação.

Para o estágio de transporte, foram contabilizadas as distâncias entre localidades para o fornecimento de insumos ou aquelas vinculadas ao destino final de subprodutos gerados pelos processos. Desse modo, levou-se em conta os seguintes aspectos:

- foram considerados, também, os trajetos de retorno dos meios de transportes;
- não foram considerados os gastos e emissões referentes à manutenção dos meios de transporte.

Foram adotadas duas situações para o uso de transportes vinculados diretamente aos processos de tratamento analisados:

- Transporte do lodo estabilizado, a cada 30 dias, para ser utilizado como biofertilizante em pequenas propriedades rurais

Segundo Accurso (2002), o Litoral Norte tem uma representatividade baixa no valor da produção da lavoura do Estado, sendo que o maior destaque estaria vinculado às culturas da banana, abacaxi e tomate. Segundo o mesmo autor, os municípios de Dom Pedro de Alcântara, Mampituba, Maquiné, Morrinhos do Sul, Três Cachoeiras, Três Forquilhas e Terra de Areia são aqueles que apresentam uma população predominantemente rural e que vive das atividades vinculadas ao setor primário.

Desta forma, optou-se por adotar como referência, para o destino final da torta de lodo gerada, que poderá ser utilizada como adubo nas plantações, o município de Terra de Areia, pela proximidade de Capão da Canoa. A distância média entre os municípios é de 16km e este transporte estaria vinculado as Alternativas 1 e 3, que possuem a geração de lodo nos processos.

- Transporte do hipoclorito de sódio a cada 30 dias

Considerou-se que o fornecedor deste produto químico estaria situado a 135km da ETE Araçá, mais especificamente, no município de Sapucaia do Sul. O fornecimento do Hipoclorito de Sódio seria na forma líquida, em caminhão-tanque. Este transporte estaria relacionado à Alternativa 3, em função do processo de desinfecção adotado.

- Reações de nitrificação e desnitrificação associadas aos processos de tratamento

O óxido nitroso ( $N_2O$ ) está associado à degradação de compostos nitrogenados e o mesmo está diretamente ligado às reações de nitrificação e desnitrificação, quando se analisam processos biológicos de remoção. Este gás é um contribuinte ao efeito estufa e está associado às diretrizes do IPCC (2006), no que diz respeito às águas residuárias.

O IPCC (2006) apresenta uma metodologia simplificada para calcular a quantidade  $N_2O$  gerada por uma planta de tratamento, onde trabalha com dados médios norte-americanos relativos à geração *per capita*/ano deste composto. Optou-se por não utilizar a referida metodologia por duas razões básicas:

- os dados médios referem-se a uma população que possui características distintas da brasileira;

- pela concepção do modelo, as três alternativas analisadas teriam o mesmo valor para o óxido nitroso o que, comparativamente, não agregaria nada ao Modelo de Avaliação de Sustentabilidade proposto.

Desta forma, pela dificuldade de estabelecer parâmetros para outras formas de nitrogênio resultantes das citadas reações biológicas de remoção do nitrogênio, não foi contabilizado o N<sub>2</sub>O no Aquecimento Global.

As Tabelas 11, 12, 13, 14, 15, 16 e 17 apresentam o inventário ambiental de cada alternativa analisada levando em conta as emissões para a água e o ar. No escopo deste trabalho não foram contabilizadas as emissões para o solo, porque admitiu-se que, nas Alternativas 1 e 3, o gerenciamento do lodo ocorre de maneira adequada não causando, assim, impactos ambientais para este meio.

Tabela 11: Alternativa 1 e emissões para a água

Ano	Q <sub>média</sub> (L/s)	Horas de Operação (h)	DBO <sub>5</sub> (kg/ano)	DQO (kg/ano)	NT (kg/ano)	PT (kg/ano)	CF (kg/ano)
2010	51,05	13,92	20.446,04	61.338,12	10.593,30	3.380,84	16.743,21
2011	52,00	14,18	20.825,66	62.476,97	10.789,99	3.443,61	17.054,08
2012	52,97	14,45	21.213,10	63.639,29	10.990,72	3.507,68	17.371,36
2013	53,95	14,71	21.608,52	64.825,57	11.195,60	3.573,06	17.695,17
2014	54,96	14,99	22.012,10	66.036,30	11.404,69	3.639,80	18.025,66
2015	55,99	15,27	22.423,99	67.271,98	11.618,10	3.707,90	18.362,96
2016	57,04	15,56	22.844,38	68.533,13	11.835,91	3.777,42	18.707,21
2017	58,11	15,85	23.273,43	69.820,28	12.058,20	3.848,36	19.058,55
2018	59,20	16,15	23.711,32	71.133,95	12.285,08	3.920,77	19.417,14
2019	60,32	16,45	24.158,24	72.474,71	12.516,63	3.994,67	19.783,12
2020	61,46	16,76	24.614,36	73.843,09	12.752,95	4.070,09	20.156,64
2021	62,62	17,08	25.079,89	75.239,68	12.994,15	4.147,07	20.537,87
2022	63,81	17,40	25.555,02	76.665,05	13.240,32	4.225,63	20.926,94
2023	65,02	17,73	26.039,93	78.119,80	13.491,56	4.305,82	21.324,04
2024	66,25	18,07	26.534,85	79.604,54	13.747,98	4.387,65	21.729,32
2025	67,51	18,41	27.039,96	81.119,88	14.009,68	4.471,17	22.142,96
2026	68,80	18,76	27.555,48	82.666,45	14.276,78	4.556,42	22.565,12
2027	70,12	19,12	28.081,63	84.244,90	14.549,38	4.643,42	22.995,98
2028	71,46	19,49	28.618,63	85.855,88	14.827,60	4.732,21	23.435,72
2029	72,82	19,86	29.166,69	87.500,06	15.111,56	4.822,84	23.884,53
2030	74,22	20,24	29.726,04	89.178,13	15.401,37	4.915,33	24.342,59
2031	75,65	20,63	30.296,93	90.890,79	15.697,15	5.009,73	24.810,09

2032	77,10	21,03	30.879,58	92.638,75	15.999,03	5.106,07	25.287,22
2033	78,59	21,43	31.474,25	94.422,74	16.307,13	5.204,40	25.774,19
2034	80,10	21,85	32.081,16	96.243,49	16.621,58	5.304,76	26.271,19
2035	81,65	22,27	32.700,59	98.101,78	16.942,51	5.407,18	26.778,44
2036	83,23	22,70	33.332,79	99.998,36	17.270,06	5.511,72	27.296,14
2037	84,84	23,14	33.978,01	101.934,04	17.604,36	5.618,41	27.824,51
2038	86,48	23,59	34.636,54	103.909,61	17.945,54	5.727,30	28.363,78
2039	88,16	24,04	35.308,63	105.925,90	18.293,76	5.838,44	28.914,16

Coluna 1: Ano= do início de operação (2010) ao alcance de projeto (2039)

Coluna 2: Vazão Média=  $(0,8 \times \text{População no ano} \times \text{Per Capita})/86.400 + Q_i$

Coluna 3: Horas de Funcionamento de ETE= Vazão média no ano/Vazão da ETE x 24h

Coluna 4: Quantidade de DBO<sub>5</sub>=(quantidade de DBO<sub>5</sub> contida no efluente tratado (g/L) x Q<sub>média</sub> (L/s) x 86.400 (s/dia) x 365 dias)/1000

Coluna 5: Quantidade de DQO=(quantidade de DQO contida no efluente tratado (g/L) x Q<sub>média</sub> (L/s) x 86.400 (s/dia) x 365 dias)/1000

Coluna 6: Quantidade de Nt=(quantidade de NTK contida no efluente tratado (g/L) x Q<sub>média</sub> (L/s) x 86.400 (s/dia) x 365 dias)/1000

Coluna 7: Quantidade de Pt=(quantidade de Pt contida no efluente tratado (g/L) x Q<sub>média</sub> (L/s) x 86.400 (s/dia) x 365 dias)/1000

Coluna 8: Quantidade de Coliformes Fecais=(quantidade de cloro residual contido no efluente tratado (g/L) x Q<sub>média</sub> (L/s) x 86.400 (s/dia) x 365 dias)/1000 (\*)

(\*) artifício de cálculo

Tabela 12: Alternativa 1 - energia elétrica e transporte rodoviário (emissões para o ar)

Ano	EEC (kW/ano)	CO <sub>2</sub> (kg/ano)	CH <sub>4</sub> (kg/ano)	SO <sub>2</sub> (kg/ano)	NO <sub>x</sub> (kg/ano)	Distância de Transporte (D) (km/ano)	CO <sub>2</sub> (kg/ano)	SO <sub>2</sub> (kg/ano)	NO <sub>x</sub> (kg/ano)
2010	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2011	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2012	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2013	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2014	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2015	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2016	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2017	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2018	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2019	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2020	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2021	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2022	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2023	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2024	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2025	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2026	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2027	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67

Ano	EEC (kW/ano)	CO <sub>2</sub> (kg/ano)	CH <sub>4</sub> (kg/ano)	SO <sub>2</sub> (kg/ano)	NO <sub>x</sub> (kg/ano)	Distância de Transporte (D) (km/ano)	CO <sub>2</sub> (kg/ano)	SO <sub>2</sub> (kg/ano)	NO <sub>x</sub> (kg/ano)
2028	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2029	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2030	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2031	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2032	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2033	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2034	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2035	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2036	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2037	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2038	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67
2039	580,26	362,66	0,03	0,05	0,01	384	464,64	1,15	12,67

Coluna 1: Ano= do início de operação (2010) ao alcance de projeto (2039)

Coluna 2: Energia Elétrica de Consumo= Potência Consumida (CV) x 0,736 (fator de conversão) x Horas de Funcionamento (h) x 365 dias

Coluna 3: Quantidade de CO<sub>2</sub>= EEC x 0,625

Coluna 4: Quantidade de CH<sub>4</sub>= EEC x 0,000053

Coluna 5: Quantidade de SO<sub>2</sub>= EEC x 0,000078

Coluna 6: Quantidade de NO<sub>x</sub>= EEC x 0,000012

Coluna 7: Distância de Transporte (D)= distância percorrida por transporte rodoviário ao longo de um ano.

Coluna 8: Quantidade de CO<sub>2</sub> devido ao transporte= D x 1,21

Coluna 9: Quantidade de SO<sub>2</sub> devido ao transporte= D x 0,003

Coluna 10: Quantidade de NO<sub>x</sub> devido ao transporte= D x 0,033

Tabela 13: Alternativa 1 e processo anaeróbio (emissões para o ar)

Ano	Q <sub>média</sub> (L/s)	DQO <sub>CH4</sub>	Q <sub>CH4</sub> (m <sup>3</sup> /dia)	Q <sub>biogás</sub> (m <sup>3</sup> /dia)	CH <sub>4</sub> (kg/ano)
2010	51,05	661,61	242,35	323,13	56.329,67
2011	52,00	673,90	246,85	329,13	57.375,52
2012	52,97	686,43	251,44	335,25	58.442,94
2013	53,95	699,23	256,13	341,50	59.532,35
2014	54,96	712,29	260,91	347,88	60.644,22
2015	55,99	725,62	265,79	354,39	61.779,01
2016	57,04	739,22	270,78	361,04	62.937,18
2017	58,11	753,10	275,86	367,82	64.119,23
2018	59,20	767,27	281,05	374,74	65.325,64
2019	60,32	781,74	286,35	381,80	66.556,91
2020	61,46	796,50	291,76	389,01	67.813,56
2021	62,62	811,56	297,27	396,37	69.096,11
2022	63,81	826,93	302,91	403,87	70.405,10
2023	65,02	842,63	308,65	411,54	71.741,07

Ano	Q <sub>média</sub> (L/s)	DQO <sub>CH4</sub>	Q <sub>CH4</sub> (m <sup>3</sup> /dia)	Q <sub>biogás</sub> (m <sup>3</sup> /dia)	CH <sub>4</sub> (kg/ano)
2024	66,25	858,64	314,52	419,36	73.104,57
2025	67,51	874,99	320,51	427,34	74.496,18
2026	68,80	891,67	326,62	435,49	75.916,46
2027	70,12	908,69	332,85	443,81	77.366,03
2028	71,46	926,07	339,22	452,29	78.845,46
2029	72,82	943,80	345,72	460,95	80.355,40
2030	74,22	961,90	352,35	469,79	81.896,45
2031	75,65	980,38	359,11	478,82	83.469,26
2032	77,10	999,23	366,02	488,03	85.074,50
2033	78,59	1.018,47	373,07	497,42	86.712,81
2034	80,10	1.038,11	380,26	507,02	88.384,90
2035	81,65	1.058,16	387,60	516,80	90.091,45
2036	83,23	1.078,61	395,10	526,80	91.833,17
2037	84,84	1.099,49	402,74	536,99	93.610,79
2038	86,48	1.120,80	410,55	547,40	95.425,05
2039	88,16	1.142,55	418,52	558,02	97.276,70

Coluna 1: Ano= do início de operação (2010) ao alcance de projeto (2039)

Coluna 2: Vazão Média== (0,8 x População no ano x *Per Capita*)/86.400 + Q<sub>i</sub>

Coluna 3: Produção Teórica de Metano= DQO<sub>CH4</sub>= Q<sub>ETE</sub> \* [(S<sub>o</sub> - S) - Y<sub>obs</sub> x S<sub>o</sub>]

Coluna 4: Vazão de Metano= DQO<sub>CH4</sub>/2,73

Coluna 5: Vazão de Biogás= Q<sub>CH4</sub>/0,75

Coluna 6: Quantidade de CH<sub>4</sub>= Q<sub>Biogás</sub> x 0,6 (quantidade de CH<sub>4</sub> contida no Biogás) x 0,796 (densidade do CH<sub>4</sub>) x 365 dias

Tabela 14: Alternativa 2 e emissões para água

Ano	Q <sub>media</sub> (L/s)	Horas de Operação (h)	DBO <sub>5</sub> (kg/ano)	DQO (kg/ano)	NT (kg/ano)	PT (kg/ano)	CF (kg/ano)
2010	51,05	13,92	16.099,24	48.297,73	12.782,80	3.380,84	5.312,75
2011	52,00	14,18	16.398,16	49.194,47	13.020,14	3.443,61	5.411,39
2012	52,97	14,45	16.703,23	50.109,68	13.262,36	3.507,68	5.512,06
2013	53,95	14,71	17.014,59	51.043,76	13.509,58	3.573,06	5.614,81
2014	54,96	14,99	17.332,36	51.997,09	13.761,90	3.639,80	5.719,68
2015	55,99	15,27	17.656,69	52.970,07	14.019,41	3.707,90	5.826,71
2016	57,04	15,56	17.987,70	53.963,10	14.282,23	3.777,42	5.935,94
2017	58,11	15,85	18.325,53	54.976,60	14.550,47	3.848,36	6.047,43
2018	59,20	16,15	18.670,33	56.010,99	14.824,24	3.920,77	6.161,21
2019	60,32	16,45	19.022,23	57.066,70	15.103,65	3.994,67	6.277,34
2020	61,46	16,76	19.381,39	58.144,17	15.388,82	4.070,09	6.395,86
2021	62,62	17,08	19.747,95	59.243,84	15.679,87	4.147,07	6.516,82
2022	63,81	17,40	20.122,06	60.366,18	15.976,92	4.225,63	6.640,28

Ano	Q <sub>média</sub> (L/s)	Horas de Operação (h)	DBO <sub>5</sub> (kg/ano)	DQO (kg/ano)	NT (kg/ano)	PT (kg/ano)	CF (kg/ano)
2023	65,02	17,73	20.503,89	61.511,66	16.280,09	4.305,82	6.766,28
2024	66,25	18,07	20.893,58	62.680,74	16.589,50	4.387,65	6.894,88
2025	67,51	18,41	21.291,31	63.873,92	16.905,30	4.471,17	7.026,13
2026	68,80	18,76	21.697,23	65.091,69	17.227,60	4.556,42	7.160,09
2027	70,12	19,12	22.111,52	66.334,56	17.556,55	4.643,42	7.296,80
2028	71,46	19,49	22.534,35	67.603,05	17.892,27	4.732,21	7.436,34
2029	72,82	19,86	22.965,90	68.897,69	18.234,92	4.822,84	7.578,75
2030	74,22	20,24	23.406,33	70.219,00	18.584,63	4.915,33	7.724,09
2031	75,65	20,63	23.855,85	71.567,55	18.941,55	5.009,73	7.872,43
2032	77,10	21,03	24.314,63	72.943,90	19.305,82	5.106,07	8.023,83
2033	78,59	21,43	24.782,87	74.348,61	19.677,60	5.204,40	8.178,35
2034	80,10	21,85	25.260,76	75.782,28	20.057,04	5.304,76	8.336,05
2035	81,65	22,27	25.748,50	77.245,49	20.444,31	5.407,18	8.497,00
2036	83,23	22,70	26.246,29	78.738,87	20.839,55	5.511,72	8.661,28
2037	84,84	23,14	26.754,34	80.263,02	21.242,95	5.618,41	8.828,93
2038	86,48	23,59	27.272,86	81.818,59	21.654,65	5.727,30	9.000,04
2039	88,16	24,04	27.802,07	83.406,22	22.074,85	5.838,44	9.174,68

Coluna 1: Ano= do início de operação (2010) ao alcance de projeto (2039)

Coluna 2: Vazão Média=  $(0,8 \times \text{População no ano} \times \text{Per Capita})/86.400 + Q_i$

Coluna 3: Horas de Funcionamento de ETE=  $\text{Vazão média no ano}/\text{Vazão da ETE} \times 24\text{h}$

Coluna 4: Quantidade de DBO<sub>5</sub>= $(\text{quantidade de DBO}_5 \text{ contida no efluente tratado (g/L)} \times Q_{\text{média}} \text{ (L/s)} \times 86.400 \text{ (s/dia)} \times 365 \text{ dias})/1000$

Coluna 5: Quantidade de DQO= $(\text{quantidade de DQO contida no efluente tratado (g/L)} \times Q_{\text{média}} \text{ (L/s)} \times 86.400 \text{ (s/dia)} \times 365 \text{ dias})/1000$

Coluna 6: Quantidade de Nt= $(\text{quantidade de NTK contida no efluente tratado (g/L)} \times Q_{\text{média}} \text{ (L/s)} \times 86.400 \text{ (s/dia)} \times 365 \text{ dias})/1000$

Coluna 7: Quantidade de Pt= $(\text{quantidade de Pt contida no efluente tratado (g/L)} \times Q_{\text{média}} \text{ (L/s)} \times 86.400 \text{ (s/dia)} \times 365 \text{ dias})/1000$

Coluna 8: Quantidade de Coliformes Fecais= $(\text{quantidade de cloro residual contido no efluente tratado (g/L)} \times Q_{\text{média}} \text{ (L/s)} \times 86.400 \text{ (s/dia)} \times 365 \text{ dias})/1000$  (\*)

(\*) artifício de cálculo

Tabela 15: Alternativa 2 e processo anaeróbio (emissões para o ar)

Ano	Q <sub>média</sub> (L/s)	DQO <sub>CH4</sub>	Q <sub>CH4</sub> (m <sup>3</sup> /dia)	Q <sub>biogás</sub> (m <sup>3</sup> /dia)	CH <sub>4</sub> (kg/ano)
2010	51,05	176,43	64,62	86,16	15.021,24
2011	52,00	179,71	65,82	87,76	15.300,14
2012	52,97	183,05	67,05	89,40	15.584,78
2013	53,95	186,46	68,30	91,06	15.875,29
2014	54,96	189,94	69,57	92,76	16.171,79
2015	55,99	193,50	70,87	94,50	16.474,40
2016	57,04	197,13	72,20	96,27	16.783,25
2017	58,11	200,83	73,56	98,08	17.098,46



Ano	Q <sub>média</sub> (L/s)	DQO <sub>CH4</sub>	Q <sub>CH4</sub> (m <sup>3</sup> /dia)	Q <sub>biogás</sub> (m <sup>3</sup> /dia)	CH <sub>4</sub> (kg/ano)
2018	59,20	204,61	74,94	99,92	17.420,17
2019	60,32	208,46	76,36	101,81	17.748,51
2020	61,46	212,40	77,80	103,73	18.083,62
2021	62,62	216,42	79,27	105,69	18.425,63
2022	63,81	220,52	80,77	107,70	18.774,69
2023	65,02	224,70	82,30	109,74	19.130,95
2024	66,25	228,97	83,87	111,82	19.494,55
2025	67,51	233,33	85,46	113,95	19.865,65
2026	68,80	237,78	87,09	116,13	20.244,39
2027	70,12	242,32	88,76	118,34	20.630,94
2028	71,46	246,95	90,45	120,61	21.025,46
2029	72,82	251,68	92,19	122,92	21.428,11
2030	74,22	256,51	93,95	125,27	21.839,05
2031	75,65	261,43	95,76	127,68	22.258,47
2032	77,10	266,46	97,60	130,14	22.686,53
2033	78,59	271,59	99,48	132,64	23.123,42
2034	80,10	276,83	101,40	135,20	23.569,31
2035	81,65	282,18	103,36	137,81	24.024,39
2036	83,23	287,63	105,35	140,47	24.488,85
2037	84,84	293,20	107,39	143,19	24.962,88
2038	86,48	298,88	109,48	145,97	25.446,68
2039	88,16	304,68	111,60	148,80	25.940,45

Coluna 1: Ano= do início de operação (2010) ao alcance de projeto (2039)

Coluna 2: Vazão Média== (0,8 x População no ano x *Per Capita*)/86.400 + Q<sub>i</sub>

Coluna 3: Produção Teórica de Metano= DQO<sub>CH4</sub>= Q<sub>ETE</sub> \* [(S<sub>o</sub> - S) - Y<sub>obs</sub> x S<sub>o</sub>]

Coluna 4: Vazão de Metano= DQO<sub>CH4</sub>/2,73

Coluna 5: Vazão de Biogás= Q<sub>CH4</sub>/0,75

Coluna 6: Quantidade de CH<sub>4</sub>= Q<sub>Biogás</sub> x 0,6 (quantidade de CH<sub>4</sub> contida no Biogás) x 0,796 (densidade do CH<sub>4</sub>) x 365 dias

Tabela 16: Alternativa 3 e emissões para água

Ano	Q <sub>media</sub> (L/s)	Horas de Operação (h)	DBO <sub>5</sub> (kg/ano)	DQO (kg/ano)	NT (kg/ano)	PT (kg/ano)	CF (kg/ano)
2010	51,05	13,92	35.418,34	106.255,02	12.702,30	9.579,05	6.858,28
2011	52,00	14,18	36.075,94	108.227,82	12.938,14	9.756,90	6.985,61
2012	52,97	14,45	36.747,10	110.241,30	13.178,85	9.938,42	7.115,57
2013	53,95	14,71	37.432,09	112.296,27	13.424,51	10.123,68	7.248,21
2014	54,96	14,99	38.131,20	114.393,59	13.675,23	10.312,76	7.383,59
2015	55,99	15,27	38.844,71	116.534,14	13.931,13	10.505,73	7.521,75
2016	57,04	15,56	39.572,94	118.718,82	14.192,29	10.702,68	7.662,76

Ano	Q <sub>média</sub> (L/s)	Horas de Operação (h)	DBO <sub>5</sub> (kg/ano)	DQO (kg/ano)	NT (kg/ano)	PT (kg/ano)	CF (kg/ano)
2017	58,11	15,85	40.316,17	120.948,52	14.458,85	10.903,69	7.806,68
2018	59,20	16,15	41.074,72	123.224,17	14.730,89	11.108,85	7.953,56
2019	60,32	16,45	41.848,91	125.546,73	15.008,54	11.318,23	8.103,47
2020	61,46	16,76	42.639,05	127.917,16	15.291,92	11.531,93	8.256,47
2021	62,62	17,08	43.445,48	130.336,45	15.581,13	11.750,03	8.412,63
2022	63,81	17,40	44.268,53	132.805,60	15.876,31	11.972,63	8.572,00
2023	65,02	17,73	45.108,55	135.325,65	16.177,57	12.199,81	8.734,66
2024	66,25	18,07	45.965,88	137.897,63	16.485,03	12.431,68	8.900,67
2025	67,51	18,41	46.840,87	140.522,62	16.798,84	12.668,33	9.070,10
2026	68,80	18,76	47.733,91	143.201,72	17.119,12	12.909,85	9.243,02
2027	70,12	19,12	48.645,35	145.936,04	17.445,99	13.156,36	9.419,51
2028	71,46	19,49	49.575,57	148.726,72	17.779,60	13.407,94	9.599,63
2029	72,82	19,86	50.524,97	151.574,91	18.120,09	13.664,71	9.783,47
2030	74,22	20,24	51.493,94	154.481,81	18.467,60	13.926,77	9.971,10
2031	75,65	20,63	52.482,87	157.448,62	18.822,27	14.194,23	10.162,59
2032	77,10	21,03	53.492,19	160.476,58	19.184,25	14.467,21	10.358,03
2033	78,59	21,43	54.522,32	163.566,95	19.553,69	14.745,81	10.557,50
2034	80,10	21,85	55.573,67	166.721,01	19.930,74	15.030,15	10.761,08
2035	81,65	22,27	56.646,70	169.940,09	20.315,56	15.320,36	10.968,86
2036	83,23	22,70	57.741,84	173.225,51	20.708,32	15.616,54	11.180,92
2037	84,84	23,14	58.859,55	176.578,65	21.109,17	15.918,83	11.397,35
2038	86,48	23,59	60.000,30	180.000,89	21.518,29	16.227,35	11.618,24
2039	88,16	24,04	61.164,56	183.493,68	21.935,84	16.542,23	11.843,68

Coluna 1: Ano= do início de operação (2010) ao alcance de projeto (2039)

Coluna 2: Vazão Média=  $(0,8 \times \text{População no ano} \times \text{Per Capita})/86.400 + Q_i$

Coluna 3: Horas de Funcionamento de ETE= Vazão média no ano/Vazão da ETE x 24h

Coluna 4: Quantidade de DBO<sub>5</sub>=(quantidade de DBO<sub>5</sub> contida no efluente tratado (g/L) x Q<sub>média</sub> (L/s) x 86.400 (s/dia) x 365 dias)/1000

Coluna 5: Quantidade de DQO=(quantidade de DQO contida no efluente tratado (g/L) x Q<sub>média</sub> (L/s) x 86.400 (s/dia) x 365 dias)/1000

Coluna 6: Quantidade de Nt=(quantidade de NTK contida no efluente tratado (g/L) x Q<sub>média</sub> (L/s) x 86.400 (s/dia) x 365 dias)/1000

Coluna 7: Quantidade de Pt=(quantidade de Pt contida no efluente tratado (g/L) x Q<sub>média</sub> (L/s) x 86.400 (s/dia) x 365 dias)/1000

Coluna 8: Quantidade de Coliformes Fecais=(quantidade de cloro residual contido no efluente tratado (g/L) x Q<sub>média</sub> (L/s) x 86.400 (s/dia) x 365 dias)/1000 (\*)

(\*) artifício de cálculo

Tabela 17: Alternativa 3 - energia elétrica e transporte rodoviário (emissões para o ar)

Ano	EEC (kW/ano)	CO <sub>2</sub> (kg/ano)	CH <sub>4</sub> (kg/ano)	SO <sub>2</sub> (kg/ano)	NO <sub>x</sub> (kg/ano)	Distância de Transporte (D) (km/ano)	CO <sub>2</sub> (kg/ano)	SO <sub>2</sub> (kg/ano)	NO <sub>x</sub> (kg/ano)
2010	1.287.686	804.803,69	68,25	100,44	15,45	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2011	1.311.594	819.746,27	69,51	102,30	15,74	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2012	1.335.995	834.996,83	70,81	104,21	16,03	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2013	1.360.899	850.561,72	72,13	106,15	16,33	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2014	1.386.316	866.447,41	73,47	108,13	16,64	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2015	1.412.257	882.660,53	74,85	110,16	16,95	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2016	1.438.733	899.207,82	76,25	112,22	17,26	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2017	1.465.754	916.096,16	77,68	114,33	17,59	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2018	1.493.332	933.332,59	79,15	116,48	17,92	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2019	1.521.479	950.924,27	80,64	118,68	18,26	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2020	1.550.206	968.878,54	82,16	120,92	18,60	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2021	1.579.525	987.202,87	83,71	123,20	18,95	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2022	1.609.448	1.005.904,88	85,30	125,54	19,31	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2023	1.639.988	1.024.992,35	86,92	127,92	19,68	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2024	1.671.157	1.044.473,24	88,57	130,35	20,05	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2025	1.702.969	1.064.355,65	90,26	132,83	20,44	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2026	1.735.437	1.084.647,85	91,98	135,36	20,83	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2027	1.768.573	1.105.358,30	93,73	137,95	21,22	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2028	1.802.393	1.126.495,61	95,53	140,59	21,63	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2029	1.836.910	1.148.068,58	97,36	143,28	22,04	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2030	1.872.138	1.170.086,19	99,22	146,03	22,47	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2031	1.908.092	1.192.557,61	101,13	148,83	22,90	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2032	1.944.787	1.215.492,18	103,07	151,69	23,34	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2033	1.982.239	1.238.899,46	105,06	154,61	23,79	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2034	2.020.463	1.262.789,19	107,08	157,60	24,25	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2035	2.059.474	1.287.171,31	109,15	160,64	24,71	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2036	2.099.290	1.312.055,96	111,26	163,74	25,19	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2037	2.139.926	1.337.453,52	113,42	166,91	25,68	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2038	2.181.399	1.363.374,54	115,61	170,15	26,18	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59
2039	2.223.728	1.389.829,83	117,86	173,45	26,68	3.624,00	4.385,04	10,87	119,59

Coluna 1: Ano= do início de operação (2010) ao alcance de projeto (2039)

Coluna 2: Energia Elétrica de Consumo= Potência Consumida (CV) x 0,736 (fator de conversão) x Horas de Funcionamento (h) x 365 dias

Coluna 3: Quantidade de CO<sub>2</sub>= EEC x 0,625

Coluna 4: Quantidade de CH<sub>4</sub>= EEC x 0,000053

Coluna 5: Quantidade de SO<sub>2</sub>= EEC x 0,000078

Coluna 6: Quantidade de NO<sub>x</sub>= EEC x 0,000012

Coluna 7: Distância de Transporte (D)= distância percorrida por transporte rodoviário ao longo de um ano.

Coluna 8: Quantidade de CO<sub>2</sub> devido ao transporte= D x 1,21

---

Coluna 9: Quantidade de SO<sub>2</sub> devido ao transporte= D x 0,003

Coluna 10: Quantidade de NO<sub>x</sub> devido ao transporte= D x 0,033

---

#### 4.10.1.2 Determinação do peso da variável ambiental

A construção do peso da variável ambiental foi feita de forma a levar em conta a participação da comunidade e de especialistas na área de saneamento ambiental.

- Comunidade

O questionário aplicado na comunidade de Capão da Canoa foi testado, inicialmente, em Porto Alegre. No primeiro formato de questionário, utilizou-se a escala Likert para medir o grau de importância de cada problema ambiental. No entanto, esta escala não se mostrou apropriada para avaliar estas questões, pois todos os problemas ambientais são efetivamente importantes e não se observou, após a aplicação dos questionários, nenhuma diferença significativa entre os parâmetros analisados. Partiu-se, então, para uma escala de ordenação de prioridades de modo a propiciar uma diferença entre os problemas ambientais analisados.

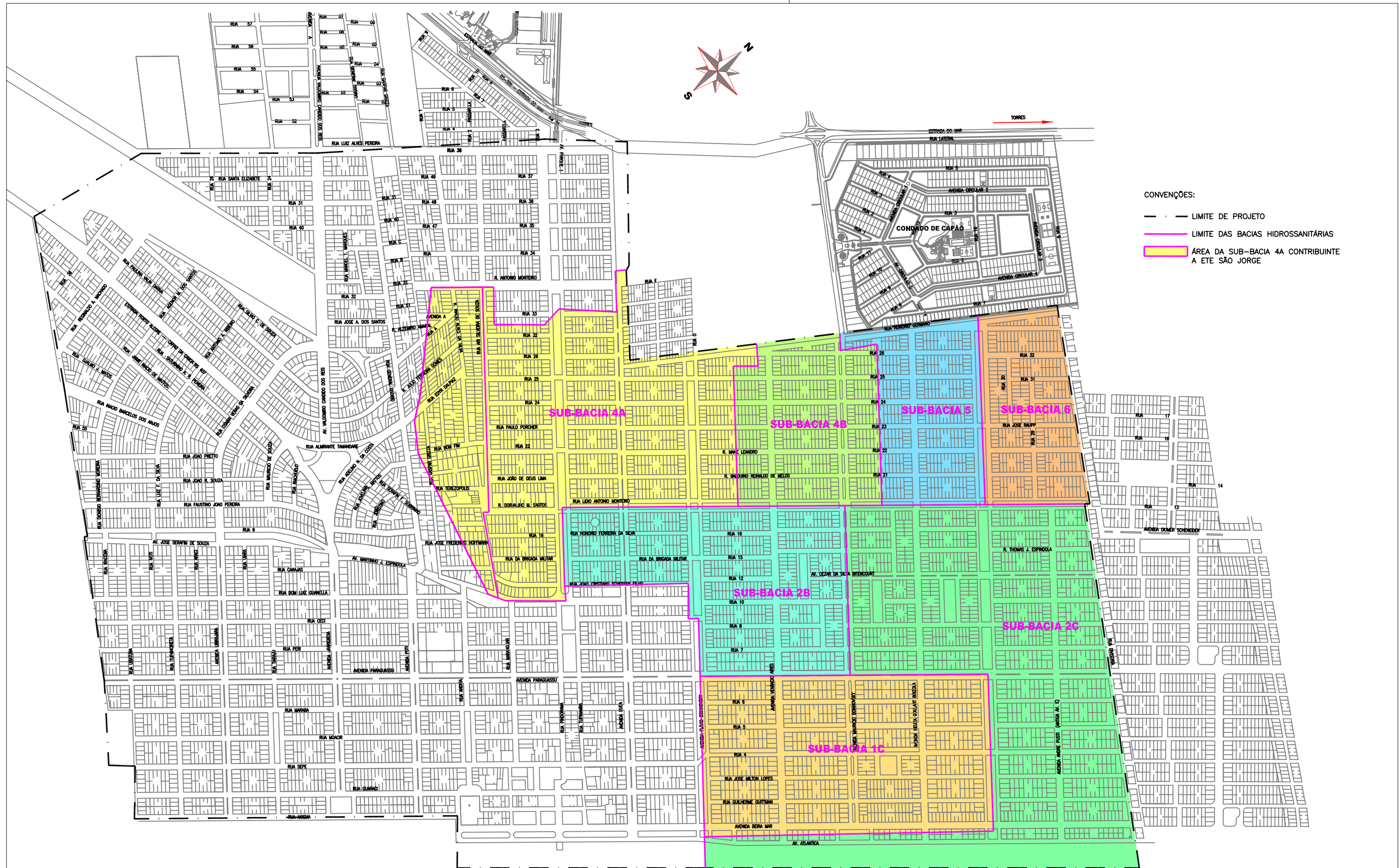
Outro ponto observado foi o fato de que as pessoas em que foram aplicados os questionários, independente do grau de escolaridade, não tinham conhecimento acerca do problema ambiental relacionado à Acidificação. Este desconhecimento as inibia, significativamente, no preenchimento do questionário, razão pela qual decidiu-se colocar os problemas ambientais globais (Acidificação e Aquecimento Global) juntos no escopo do questionário.

O modelo final de questionário, apresentado no Apêndice B, foi então aplicado na comunidade em estudo.

O dimensionamento da amostra da população foi realizado através do método proposto por Ribeiro e Echeveste (1998). Tal método propõe que a população a ser estudada seja estratificada e que seja escolhido um indicador numérico com o intuito de se verificar a sua variabilidade dentro das sub-populações. No que se refere ao indicador numérico, deve ser estabelecido, ainda, um nível de significância e um erro aceitável, compatíveis com os objetivos do estudo.

Estabeleceu-se que a população a ser estudada seria aquela contribuinte à ETE Araçá e que a mesma seria estratificada em regiões geográficas, na forma das sub-bacias hidrossanitárias.

As sub-bacias contribuintes à ETE Araçá, conforme anteriormente mencionado, são: 1C, 2B, 2C, 4A (90%), 4B, 5 e 6, segundo a Figura 47.



**Figura 47: Sub-Bacias Contribuintes à ETE Araçá**  
**Fonte: Ecoplan (2008)**

O Quadro 10 apresenta uma breve caracterização das mesmas.

Sub-bacia	Características
1C	Ocupação predominantemente vertical. Ocupada quase que integralmente pela população flutuante do município.
2C, 2B	Ocupação predominantemente horizontal. Parcialmente ocupada pela população flutuante. Observa-se na Av. Paraguassu e proximidades da mesma uma zona comercial.
4A, 4B	Ocupação predominantemente horizontal. Ocupada pela população fixa do município. Na Bacia 4A está inserida uma zona comercial que atende a população permanente local.
5 e 6	Ocupação predominantemente horizontal. Ocupada pela população permanente do município e de renda mais baixa.

Quadro 10: Descrição das sub-bacias contribuintes à ETE Araçá

O questionário foi testado na área de abrangência das sub-bacias e tomou-se o Aquecimento Global como indicador numérico, bem como a sua medida de variabilidade entre as sub-bacias analisadas, como referência para dimensionar a amostra.

A escolha recaiu sobre o Aquecimento Global, porque este parâmetro obteve, no pré-teste, a maior média e desvio padrão entre os problemas ambientais analisados.

A medida geral de variabilidade foi estimada através de uma média ponderada, onde os pesos levaram em conta precisamente a área de contribuição de cada sub-bacia ao sistema.

A fórmula para obter a variabilidade é dada por:

$$\sigma_e = \frac{\sum_{i=1}^k \sigma_i \times w_i}{\sum_{i=1}^k w_i}$$

Onde:

$\sigma_e$  = desvio padrão geral para a variável em análise (média dos questionários);

$k$  = número de estratos (sub-bacias);

$\sigma_i$  = desvio padrão das médias dos questionários aplicados no estrato (sub-bacia)  $i$ ;

$w_i$  = área da sub-bacia.

A Tabela 18 apresenta os subsídios para o cálculo da variabilidade do indicador Aquecimento Global.

Tabela 18: Cálculo do desvio-padrão a partir da variabilidade observada nos resultados (médias) dos questionários

Bacia	Área (ha)	Importância relativa ( $w_i$ )	Média do Aquecimento Global	Desvio Padrão
4a	62,55	0,21	3	1
4b	24	0,08	3,6	0,83
5	20	0,065	2,75	1,5
6	21	0,07	3,75	0,6
2c	69	0,23	3,57	0,7
1c	64	0,21	3,41	0,99
2b	41	0,135	3,62	0,7

Fazendo a ponderação, segundo a fórmula indicada, tem-se que  $\sigma_e = 0,8793$ .

O nível de significância foi estabelecido em 95%, ou seja,  $\alpha = 0,05$ . O erro máximo de estimação ( $\epsilon$ ) foi fixado em 0,5.

O tamanho da amostra é dado pela seguinte fórmula:

$$N = Z^2 \times \sigma_e / \epsilon^2$$

Onde:

$n$  = tamanho da amostra;

$Z$  = nível de significância.

Utilizou-se o nível de significância de 95% que está associado a  $Z = 1,96$  desvios-padrões da distribuição normal.

$\Sigma e$  = variabilidade da população, estimado em 0,8793

$\epsilon$  = erro, fixado em 0,5.

Assim, o tamanho da amostra recomendado seria de 95,04 habitantes.



Do tamanho da amostra calculado, optou-se por atribuir à população fixa do município um número maior de questionários a serem respondidos, tendo em vista que esta é a população que mais se beneficia do empreendimento a ser implantado, como também é aquela que mais sofre os impactos do mesmo. Assim, ficou estabelecido que a população fixa responderia a 60 questionários e a população flutuante o restante, de modo a perfazer a amostra calculada. Ainda, os questionários que foram aplicados na população permanente foram distribuídos segundo a importância relativa ( $w_i$ ) de cada sub-bacia dentro do sistema, conforme apresentado na Tabela 19.

Tabela 19: Distribuição dos questionários para a população fixa segundo as sub-bacias

<i>Bacia</i>	<i>Importância relativa (<math>w_i</math>)</i>	<i>Número de questionários</i>
4a	0,21	13
4b	0,08	5
5	0,065	4
6	0,07	4
2c	0,23	14
1c	0,21	13
2b	0,135	8
Total		60

No que se refere à população flutuante, os 35 questionários restantes foram aplicados nas sub-bacias 1C, 2C e 2B, onde há uma maior ocorrência desta.

O pré-teste que propiciou o dimensionamento da amostra foi aplicado no período compreendido entre 10 e 17 de janeiro de 2009, ao passo que a aplicação definitiva dos questionários, foi realizada entre os dias 19 de janeiro e 06 de fevereiro do mesmo ano.

Além do tamanho da amostra, foi estabelecido, inicialmente, que o tipo de amostragem seria por conglomerados, tendo em vista as dificuldades de se identificar uma população e suas características dentro de um município (GIL, 2008). Desta forma, para cada sub-bacia, foram sorteadas algumas quadras e os questionários foram entregues nas residências. Não houve um retorno satisfatório quando da aplicação deste tipo de amostragem.

Optou-se por fazer, então, uma amostragem por conveniência em cada sub-bacia, ainda que a amostra ficasse descaracterizada da aleatoriedade e o estudo perdesse a significância estatística.

Os questionários foram aplicados nas pessoas que apresentavam disponibilidade em respondê-lo, procurando-se estabelecer um equilíbrio entre o nível de escolaridade da amostra como um todo já que, inicialmente, julgou-se que este seria um fator preponderante no entendimento dos mesmos e no retorno das respostas.

A Figura 48 mostra uma caracterização da amostra segundo o nível de escolaridade.

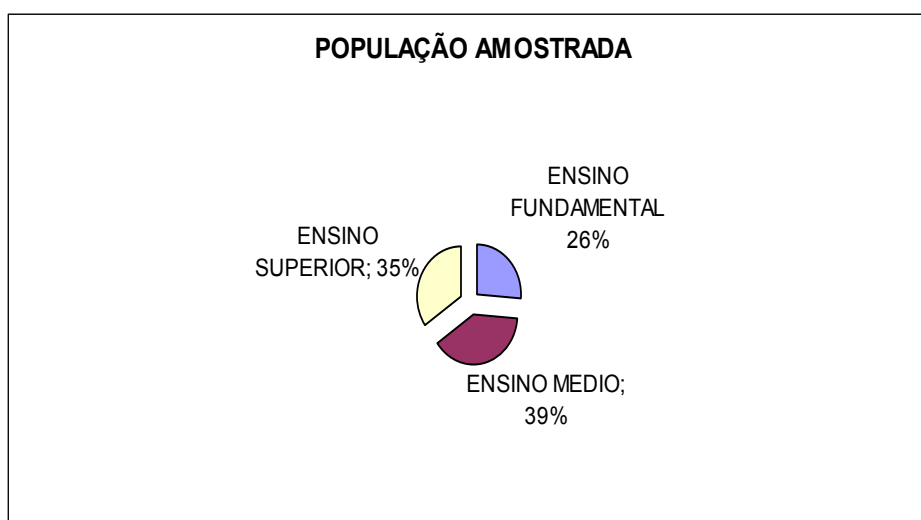


Figura 48: Caracterização da amostra da comunidade

A Tabela 20 apresenta os pesos obtidos com a aplicação dos questionários junto à comunidade. Para construção do peso final foi efetuada a média aritmética dos questionários realizados com a população fixa e a população flutuante do município.

Tabela 20: Peso dos problemas ambientais na visão da comunidade

Problema Ambiental	Peso Final
Eutrofização	0,24
Toxicidade Biológica	0,20
Depleção do Oxigênio Dissolvido	0,26
Aquecimento Global	0,30
Total	1,00

- Especialistas

Neste estudo, foram denominados especialistas todos aqueles profissionais que atuam na área de saneamento ambiental nas áreas de pesquisa, projeto, operação e gestão. Assim, foram selecionados alguns profissionais enquadrados nestas áreas e o instrumento da pesquisa, para avaliar os pesos dos problemas ambientais, foi enviado por meio da Internet. Nesta etapa da construção do peso, por não haver aplicação de método estatístico, não houve uma preocupação no estabelecimento do tamanho da amostra. A preocupação maior ficou centrada no equilíbrio de profissionais consultados, segundo as áreas mencionadas.

Foram enviados um número maior de instrumentos prevendo-se as seguintes questões:

- o não retorno do instrumento, tendo em vista que os mesmos foram enviados pela Internet;
- a razão de consistência ser superior a 10%, após a aplicação da comparação pareada por meio do método AHP de Saaty, e os dados obtidos não serem aproveitados.

Testou-se, primeiramente, o instrumento com dois especialistas para verificar o entendimento das questões abordadas. Verificou-se então que, por desconhecimento do método AHP, a escala proposta por Saaty, no que diz respeito aos recíprocos, causava algum desconforto nas pessoas que responderam ao teste inicial. Por esta razão, foi estabelecida uma escala intermediária, apresentada no Instrumento 2, conforme Apêndice B, que, ao final, era convertida na escala de Saaty para os posteriores cálculos.

Dos vinte instrumentos enviados aos especialistas, quinze retornaram respondidos. Ao aplicar o método AHP nos mesmos, quatro foram descartados tendo em vista que a razão de consistência ultrapassou os 10%.

No Apêndice B encontram-se o instrumento enviado, assim como os cálculos do método AHP. A Tabela 21 apresenta os pesos finais obtidos.

Tabela 21: Peso dos problemas ambientais no enfoque dos especialistas

Problema Ambiental	Peso Final
Eutrofização	0,18
Toxicidade Biológica	0,30
Depleção do Oxigênio Dissolvido	0,34
Aquecimento Global	0,097
Acidificação	0,083
Total	1,00

- Ponderação final

Tendo em vista os resultados dos pesos obtidos pela comunidade e especialistas, optou-se pela seguinte ponderação, no que diz respeito ao vetor de pesos da variável ambiental:

$$\mathbf{W}_{\text{final}} = 0,70 \mathbf{W}_{\text{especialistas}} + 0,30 \mathbf{W}_{\text{comunidade}}$$

A adoção desta ponderação deveu-se ao fato que a comunidade atribuiu um grau de importância bastante grande ao Aquecimento Global. Este fato, com certeza estaria relacionado a uma intensa veiculação deste problema na mídia. Além disso, percebeu-se que a comunidade entrevistada, não estava segura o suficiente para atribuir uma ponderação aos problemas ambientais vinculados a ETES.

Ainda, foi realizada uma correção nos valores obtidos pela comunidade, considerando-se o peso do problema ambiental Acidificação como sendo igual para a comunidade e especialistas. Este procedimento foi adotado porque no questionário aplicado na comunidade o Aquecimento Global e a Acidificação foram tratados conjuntamente.

A Tabela 22 apresenta o peso final ponderado dos problemas ambientais.

Tabela 22: Peso final dos problemas ambientais

<i>Problema Ambiental</i>	<i>Peso Especialistas</i>	<i>Peso Corrigido da Comunidade</i>	<i>Peso Final Ponderado</i>
Aquecimento Global	0,097	0,280	0,152
Acidificação	0,083	0,083	0,083
Depleção do Oxigênio Dissolvido	0,340	0,240	0,310
Eutrofização	0,180	0,220	0,192
Toxicidade Biológica	0,300	0,178	0,263
Total	1,000	1,000	1,000

#### 4.10.1.3 Perfil ambiental dos processos

Tendo em vista o inventário ambiental de cada alternativa, estabeleceu-se o perfil ambiental dos processos de tratamento analisados, conforme Figuras 49, 50 e 51.

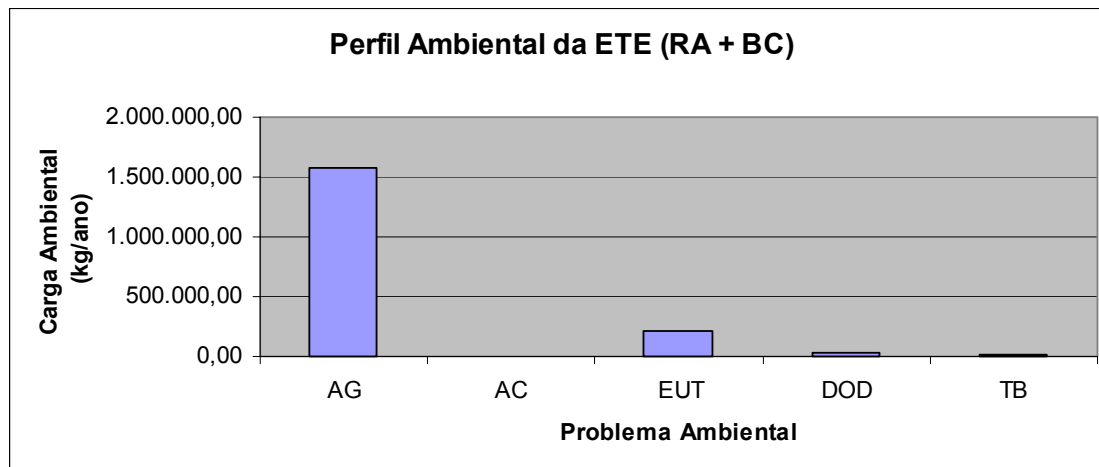


Figura 49: Perfil ambiental da alternativa 1

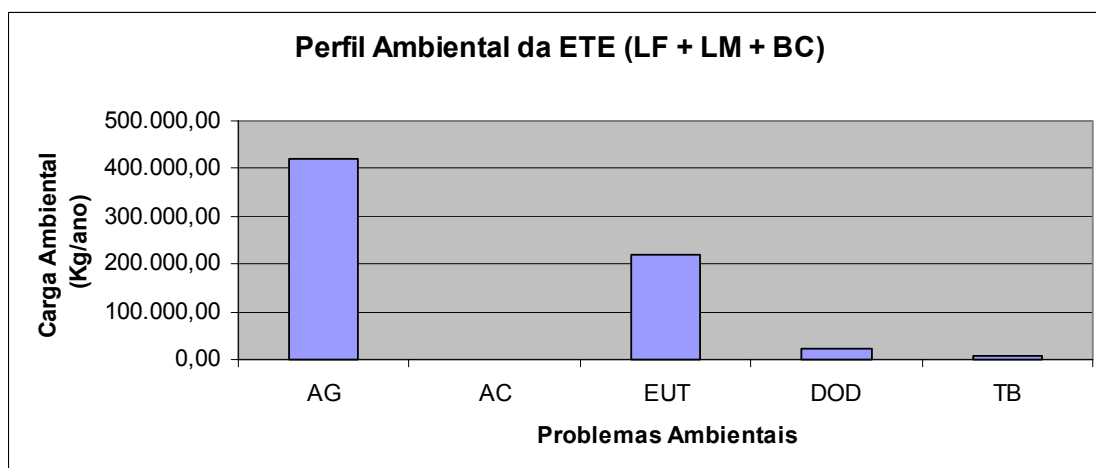


Figura 50: Perfil ambiental da alternativa 2

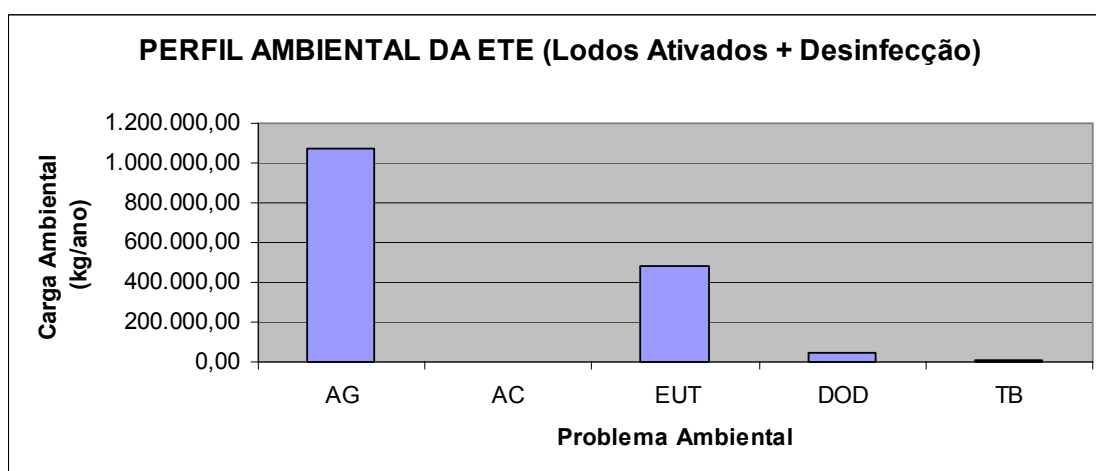


Figura 51: Perfil ambiental da alternativa 3

Observando-se as Figuras anteriores conclui-se que os problemas ambientais mais relevantes, vinculados às Alternativas 1, 2 e 3, seriam o Aquecimento Global e a Eutrofização.

A Figura 52 apresenta um comparativo dos perfis ambientais dos processos analisados.

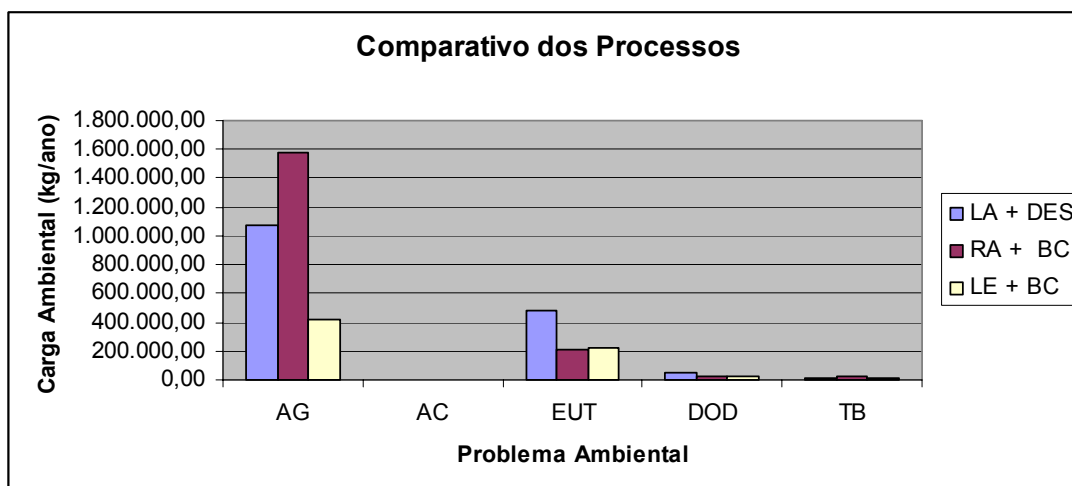


Figura 52: Comparativo dos perfis ambientais dos processos de tratamento

Comparando-se os perfis ambientais dos processos, observa-se que a Alternativa 1 apresentou o maior impacto no que se refere ao Aquecimento Global, quando comparada com as Alternativas 2 e 3. Quando se compara a Eutrofização, observa-se que a Alternativa 3 foi a que apresentou a maior carga contribuinte para este problema, seguidas das Alternativas 2 e 1.

A Figura 53 apresenta um comparativo dos processos de tratamentos analisados levando em conta a ponderação dos problemas ambientais. Os pesos utilizados para a ponderação estão apresentados na Tabela 22

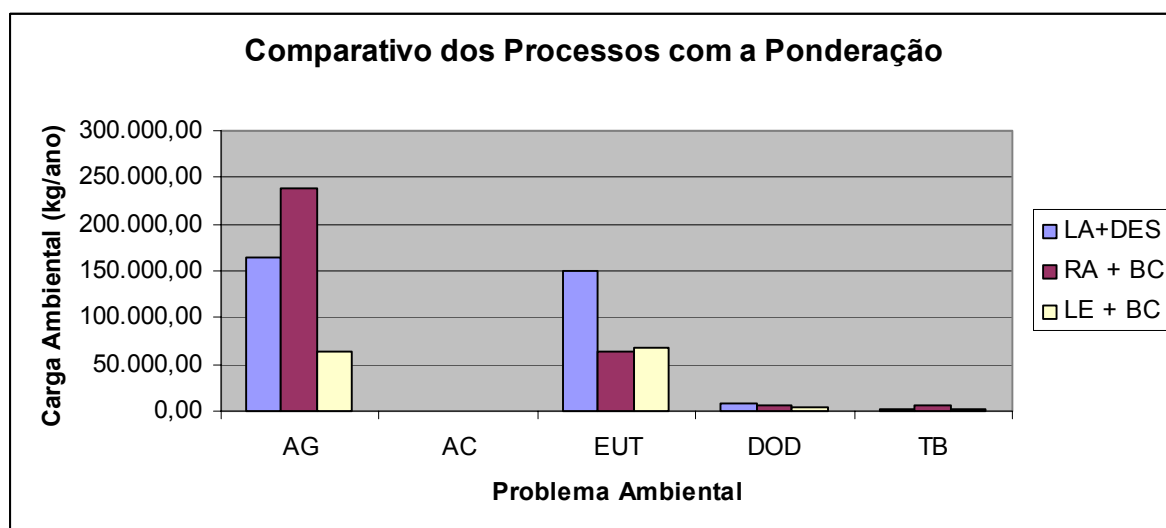


Figura 53: Comparativo dos perfis ambientais com a ponderação

Observou-se através da Figura 53 que, apesar da ponderação utilizada, os maiores problemas ambientais para as alternativas de processo analisadas estão vinculados, igualmente, ao Aquecimento Global e à Eutrofização.

## 4.10.1.4 Cálculo do impacto ambiental (IA)

O Impacto Ambiental, para cada alternativa, foi calculado através do somatório dos problemas ambientais inerentes a cada processo e o respectivo peso atribuído pela comunidade e os especialistas.

Desta forma, as Tabelas 23, 24 e 25 apresentam os Impactos Ambientais relativos a cada alternativa analisada.

Tabela 23: Alternativa 1 e impactos ambientais

Prob. Amb.	C. Ambiental (*)	C. Ambiental (**)	Peso	C.Ambiental Ponderada.(***)	unid.
AG	1.572.998,39	47.189.951,70	15,20	7.172.872,66	kg CO <sub>2</sub>
AC	10,076	302,28	8,30	25,09	kg SO <sub>4</sub>
EUT	205.503,90	6.165.116,96	31,00	1.911.186,26	Kg NO <sub>3</sub> -
DOD	27.173,92	815.217,60	19,20	156.521,78	kgDBO <sub>5</sub>
TB	22.252,66	667.579,80	26,30	175.573,49	kgCl
Impacto Ambiental				9.416.179,27	

(\*) Carga ambiental média anual

(\*\*) Carga ambiental ao longo do período de operação

(\*\*\*) Carga ambiental ponderada ao longo do período de operação

Tabela 24: Alternativa 2 e impactos ambientais

Prob. Amb.	C. Ambiental (*)	C. Ambiental (**)	Peso	C.Ambiental Ponderada.(***)	unid.
AG	419.245,47	12.577.364,10	15,20	1.911.759,34	kg CO <sub>2</sub>
AC	0,00	0,00	8,30	0,00	kg SO <sub>4</sub>
EUT	218.278,40	6.548.352,10	31,00	2.029.989,15	kg NO <sub>3</sub> -
DOD	21.396,79	641.903,70	19,20	123.245,51	kgDBO <sub>5</sub>
TB	7.060,94	211.828,20	26,30	55.710,82	kgCl
Impacto Ambiental				4.120.704,82	

(\*) Carga ambiental média anual

(\*\*) Carga ambiental ao longo do período de operação

(\*\*\*) Carga ambiental ponderada ao longo do período de operação



Tabela 25: Alternativa 3 e impactos ambientais

Prob.Amb.	C. Ambiental (*)	C. Ambiental (**)	Peso	C.Ambiental Ponderada(***)	unid.
AG	1.075.918,57	32.277.557,10	15,20	4.906.188,68	kg CO <sub>2</sub>
AC	242,45	7.273,53	8,30	603,70	kg SO <sub>4</sub>
EUT	481.252,55	14.437.576,37	31,00	4.475.648,67	kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
DOD	47.072,94	1.412.188,20	19,20	271.140,13	kgDBO <sub>5</sub>
TB	9.115,03	273.450,90	26,30	71.917,59	kgCl
Impacto Ambiental				9.725.498,78	

(\*) Carga ambiental média anual

(\*\*) Carga ambiental ao longo do período de operação

(\*\*\*) Carga ambiental ponderada ao longo do período de operação

Observa-se, através das tabelas anteriores que a Alternativa 3 apresenta o maior impacto ambiental, ao longo da etapa de operação.

#### 4.10.2 Dimensão econômica

A metodologia de cálculo para a determinação do impacto econômico está estruturada no capítulo 3. Os custos operacionais de cada alternativa referem-se basicamente aos custos com o pessoal de operação, energia elétrica e produtos químicos. No que se refere ao transporte de insumos e subprodutos inerentes aos processos, considerou-se que:

- o transporte do hipoclorito de sódio está contemplado no custo unitário do produto químico;
- o transporte do biofertilizante, que beneficiará os agricultores em Terra de Areia, não ficará sob responsabilidade da concessionária. Tal como acontece no município de Torres, os produtores rurais cadastram-se na CORSAN e, quando chamados, vão buscar o subproduto com transporte próprio.

##### 4.10.2.1 Custos de administração, operação e manutenção

Estes custos compreendem o levantamento de equipes de operação e pessoal administrativo, veículos e equipamentos, insumos, materiais de escritório, energia elétrica, produtos químicos

e demais custos envolvidos na administração, operação e manutenção dos sistemas de tratamento propostos nas Alternativas 1, 2 e 3.

#### 4.10.2.2 Custos de pessoal

O dimensionamento das despesas com pessoal e respectivos encargos sociais baseou-se no Quadro de Pessoal da CORSAN, que está estruturado para cumprir satisfatoriamente as atribuições inerentes ao papel da concessionária, sejam aquelas vinculadas à operação propriamente dita, como também aquelas voltadas para os serviços de conservação e manutenção das instalações da ETE, bem como para o atendimento dos usuários. Considerou-se, ainda, o valor de 87,84% sobre os salários das categorias indicadas, levando em conta os encargos sociais.

Para as despesas administrativas, considerou-se o percentual de 5% sobre os custos operacionais.

As Tabelas 26, 27 e 28 contêm todos os registros correspondentes aos custos de pessoal e encargos considerados.

Tabela 26: Alternativa 1 e custo de pessoal

Função	Categoria	Quantidade	Salário Mensal	Leis Sociais	Total Mensal
Engenheiro	Nível Superior	1,00	2.800,00	2.459,46	5.259,46
Técnico Eletromecânico	Nível Médio	1,00	1.200,00	1.054,05	2.254,05
Auxiliar de Serviços Gerais	Auxiliar	2,00	600,00	527,01	2.254,02
Soma Total Mensal					9.767,53
Despesa Administrativa Mensal (5%)					488,37
Total Mensal					10.255,90
Total Anual					123.070,87

Tabela 27: Alternativa 2 e custo de pessoal

Função	Categoria	Quantidade	Salário Mensal	Leis Sociais	Total Mensal
Engenheiro	Nível Superior	1,00	2.800,00	2.459,46	5.259,46
Técnico Eletromecânico	Nível Médio	1,00	1.200,00	1.054,05	2.254,05
Auxiliar de Serviços Gerais	Auxiliar	3,00	600,00	527,01	3.381,03
Soma Total Mensal					10.894,54
Despesa Administrativa Mensal (5%)					544,727
Total Mensal					11.439,26
Total Anual					137.271,20

Tabela 28: Alternativa 3 e custo de pessoal

Função	Categoria	Quantidade	Salário Mensal	Leis Sociais	Total Mensal
Engenheiro	Nível Superior	1,00	2.800,00	2.459,46	5.259,46
Técnico Eletromecânico	Nível Médio	1,00	1.200,00	1.054,05	2.254,05
Auxiliar de Serviços Gerais	Auxiliar	1,00	600,00	527,01	1.127,01
Químico	Médio	2,00	1.200,00	1.054,06	4.508,12
Soma Total Mensal					13.148,65
Despesa Administrativa Mensal (5%)					657,43
Total Mensal					13.806,08
Total Anual					165.672,98

#### 4.10.2.3 Custos com energia elétrica

Em termos de custos variáveis, foram considerados os custos decorrentes de consumo de energia elétrica. Os custos de demanda e consumo de energia elétrica foram calculados com base nas especificações dos equipamentos eletromecânicos e nas tarifas praticadas pela Concessionária de Energia Elétrica, tendo como base o mês de fevereiro de 2009.

- Tarifa de Demanda: R\$ 24,41 / kWmês
- Tarifa de Consumo: R\$ 0,120 kWh

#### 4.10.2.4 Custos com produtos químicos

A Alternativa 3 contempla o uso de hipoclorito de sódio para a desinfecção do efluente tratado. Utilizou-se o valor de R\$ 2,04/litro, tendo em vista os custos médios praticados no mercado, tomando-se como referência o mês de março de 2009.

#### 4.10.2.5 Custos de manutenção

Os custos de manutenção previstos consideraram um índice anual de (2%) sobre o custo estimado para as obras de implantação. A estimativa de custo para tais obras foram calculadas conforme relação US\$/hab, proposta por Von Sperling (1996) para sistemas de tratamento, segundo a Tabela 25.

Tabela 29: Estimativa dos custos de manutenção

<i>Alternativa</i>		<i>Custo parcial dos processos (US\$/hab) (*)</i>	<i>Custo total dos processos por alternativa (US\$/hab)</i>	<i>Custo total do tratamento para um módulo de vazão (R\$)</i>	<i>Despesas anuais de manutenção (R\$/ano)</i>
1	Reator anaeróbio	45	55	7.239.309	144.786,00
	Banhados construídos	10			

2	Lagoas (facultativa + maturação)	30	40	5.264.952	105.299,04
	Banhados construídos	10			
3	Lodos ativados	80	85	11.188.023	223.760,00
	Desinfecção	5			

(\*) Referência: 1US\$= 2,20 reais. A população considerada refere-se àquela que contribuirá para um módulo de vazão da ETE Araçá, em 2039.

As Tabelas 30, 31 e 32 apresentam o cálculo do impacto econômico ao longo da operação dos processos para cada alternativa analisada.

Tabela 30: Alternativa 1 e impacto econômico

Ano	Vazão (l/s)	Produtos Químicos (R\$)	Manutenção (R\$)	Custo Salários (R\$)	Consumo (R\$)	Demanda (R\$)	Horas Func. (h/dia)	VP Custo Total (R\$)
2010	51,05	0	144.786	123.071	70	71	14	110.010
2011	52,00	0	144.786	123.071	70	71	14	98.223
2012	52,97	0	144.786	123.071	70	71	14	87.699
2013	53,95	0	144.786	123.071	70	71	15	78.303
2014	54,96	0	144.786	123.071	70	71	15	69.913
2015	55,99	0	144.786	123.071	70	71	15	62.423
2016	57,04	0	144.786	123.071	70	71	16	55.734
2017	58,11	0	144.786	123.071	70	71	16	49.763
2018	59,20	0	144.786	123.071	70	71	16	44.431
2019	60,32	0	144.786	123.071	70	71	16	39.671
2020	61,46	0	144.786	123.071	70	71	17	35.420
2021	62,62	0	144.786	123.071	70	71	17	31.625
2022	63,81	0	144.786	123.071	70	71	17	28.237
2023	65,02	0	144.786	123.071	70	71	18	25.211
2024	66,25	0	144.786	123.071	70	71	18	22.510
2025	67,51	0	144.786	123.071	70	71	18	20.098
2026	68,80	0	144.786	123.071	70	71	19	17.945
2027	70,12	0	144.786	123.071	70	71	19	16.022
2028	71,46	0	144.786	123.071	70	71	19	14.306
2029	72,82	0	144.786	123.071	70	71	20	12.773
2030	74,22	0	144.786	123.071	70	71	20	11.404
2031	75,65	0	144.786	123.071	70	71	21	10.182
2032	77,10	0	144.786	123.071	70	71	21	9.091
2033	78,59	0	144.786	123.071	70	71	21	8.117
2034	80,10	0	144.786	123.071	70	71	22	7.248
2035	81,65	0	144.786	123.071	70	71	22	6.471
2036	83,23	0	144.786	123.071	70	71	23	5.778
2037	84,84	0	144.786	123.071	70	71	23	5.159
2038	86,48	0	144.786	123.071	70	71	24	4.606
2039	88,16	0	144.786	123.071	70	71	24	4.113
VP (12%)		0	1.166.278	991.358	561	569	IE (VP)	992.489

Tabela 31: Alternativa 2 e impacto econômico

Ano	Vazão (l/s)	Produtos Químicos (R\$)	Manutenção (R\$)	Custo Salários (R\$)	Consumo (R\$)	Demanda (R\$)	Horas Func. (h/dia)	VP Custo Total (R\$)
2010	51,05	0	105.299	137.271	0	0	14	122.564
2011	52,00	0	105.299	137.271	0	0	14	109.432
2012	52,97	0	105.299	137.271	0	0	14	97.707
2013	53,95	0	105.299	137.271	0	0	15	87.238
2014	54,96	0	105.299	137.271	0	0	15	77.891
2015	55,99	0	105.299	137.271	0	0	15	69.546
2016	57,04	0	105.299	137.271	0	0	16	62.095
2017	58,11	0	105.299	137.271	0	0	16	55.442
2018	59,20	0	105.299	137.271	0	0	16	49.501
2019	60,32	0	105.299	137.271	0	0	16	44.198
2020	61,46	0	105.299	137.271	0	0	17	39.462
2021	62,62	0	105.299	137.271	0	0	17	35.234
2022	63,81	0	105.299	137.271	0	0	17	31.459
2023	65,02	0	105.299	137.271	0	0	18	28.088
2024	66,25	0	105.299	137.271	0	0	18	25.079
2025	67,51	0	105.299	137.271	0	0	18	22.392
2026	68,80	0	105.299	137.271	0	0	19	19.993
2027	70,12	0	105.299	137.271	0	0	19	17.851
2028	71,46	0	105.299	137.271	0	0	19	15.938
2029	72,82	0	105.299	137.271	0	0	20	14.230
2030	74,22	0	105.299	137.271	0	0	20	12.706
2031	75,65	0	105.299	137.271	0	0	21	11.344
2032	77,10	0	105.299	137.271	0	0	21	10.129
2033	78,59	0	105.299	137.271	0	0	21	9.044
2034	80,10	0	105.299	137.271	0	0	22	8.075
2035	81,65	0	105.299	137.271	0	0	22	7.210
2036	83,23	0	105.299	137.271	0	0	23	6.437
2037	84,84	0	105.299	137.271	0	0	23	5.747
2038	86,48	0	105.299	137.271	0	0	24	5.132
2039	88,16	0	105.299	137.271	0	0	24	4.582
VP (12%)		0	848.203	1.105.745	0	0	IE (VP)	<b>1.105.745</b>

Tabela 32: Alternativa 3 e impacto econômico

Ano	Vazão (l/s)	Produtos Químicos (R\$)	Manutenção (R\$)	Custo Salários (R\$)	Consumo (R\$)	Demanda (R\$)	Horas Func. (h/dia)	VP Custo Total (R\$)
2010	51,05	39.098	223.760	165.673	111.758	33.939	14	278.009
2011	52,00	39.824	223.760	165.673	113.833	34.569	14	250.379
2012	52,97	40.565	223.760	165.673	115.951	35.212	14	225.517
2013	53,95	41.321	223.760	165.673	118.112	35.868	15	203.146
2014	54,96	42.093	223.760	165.673	120.318	36.538	15	183.012
2015	55,99	42.881	223.760	165.673	122.570	37.222	15	164.890
2016	57,04	43.684	223.760	165.673	124.867	37.920	16	148.579
2017	58,11	44.505	223.760	165.673	127.213	38.632	16	133.894
2018	59,20	45.342	223.760	165.673	129.606	39.359	16	120.674
2019	60,32	46.197	223.760	165.673	132.049	40.101	16	108.770
2020	61,46	47.069	223.760	165.673	134.542	40.858	17	98.050
2021	62,62	47.959	223.760	165.673	137.087	41.631	17	88.396
2022	63,81	48.868	223.760	165.673	139.684	42.419	17	79.701
2023	65,02	49.795	223.760	165.673	142.334	43.224	18	71.869
2024	66,25	50.742	223.760	165.673	145.039	44.046	18	64.813
2025	67,51	51.707	223.760	165.673	147.800	44.884	18	58.456
2026	68,80	52.693	223.760	165.673	150.618	45.740	19	52.728
2027	70,12	53.699	223.760	165.673	153.494	46.613	19	47.566
2028	71,46	54.726	223.760	165.673	156.429	47.505	19	42.914
2029	72,82	55.774	223.760	165.673	159.425	48.414	20	38.721
2030	74,22	56.844	223.760	165.673	162.483	49.343	20	34.941
2031	75,65	57.936	223.760	165.673	165.603	50.290	21	31.534
2032	77,10	59.050	223.760	165.673	168.788	51.258	21	28.461
2033	78,59	60.187	223.760	165.673	172.038	52.245	21	25.691
2034	80,10	61.348	223.760	165.673	175.356	53.252	22	23.193
2035	81,65	62.532	223.760	165.673	178.741	54.280	22	20.940
2036	83,23	63.741	223.760	165.673	182.197	55.330	23	18.907
2037	84,84	64.975	223.760	165.673	185.724	56.401	23	17.074
2038	86,48	66.234	223.760	165.673	189.323	57.494	24	15.420
2039	88,16	67.519	223.760	165.673	192.997	58.609	24	13.928
VP (12%)		363.792	1.802.428	1.334.526	1.039.861	315.785	IE (VP)	2.690.173

Com base nos cálculos efetuados, conclui-se que a Alternativa 3 é aquela que apresenta o maior impacto econômico na fase de operação.

#### 4.10.3 Dimensão social



A dimensão social foi determinada segundo a metodologia da Matriz Social da Tecnologia, apresentada no capítulo 3. Como para cada alternativa de tratamento proposta havia uma combinação de processos, optou-se por considerar em cada aspecto social analisado o valor mais alto.

Os vetores sociais das tecnologias das alternativas propostas, levando em conta a fase de operação, estão apresentados a seguir, conforme as Tabelas 33,34 e 35.

Tabela 33: Vetor social resultante - alternativa 1

Fase do Ciclo de Vida	Aspecto Social				Total
	Riscos no ambiente laboral	Envolvimento com a comunidade	Impactos de Vizinhaça	Aspectos funcionais do processo	
Tecnologias do Grupo E					
Operação	<b>A1</b>	<b>A2</b>	<b>A3</b>	<b>A4</b>	<b>7</b>
Total	3	0	3	1	
Tecnologias do Grupo A					
Operação	<b>A1</b>	<b>A2</b>	<b>A3</b>	<b>A4</b>	<b>6</b>
Total	0	2	3	1	
Alternativa 1					
Operação	<b>A1</b>	<b>A2</b>	<b>A3</b>	<b>A4</b>	<b>9</b>
Total	3	2	3	1	

Tabela 34: Vetor social resultante - alternativa 2

Fase do Ciclo de Vida	Aspecto Social				
	Riscos no ambiente laboral	Envolvimento com a comunidade	Impactos de Vizinhança	Aspectos funcionais do processo	Total
Tecnologias do Grupo A					
Operação	<b>A1</b>	<b>A2</b>	<b>A3</b>	<b>A4</b>	6
Total	0	2	3	1	
Tecnologias do Grupo B					
Operação	<b>A1</b>	<b>A2</b>	<b>A3</b>	<b>A4</b>	3
Total	1	0	1	1	
Alternativa 2					
Operação	<b>A1</b>	<b>A2</b>	<b>A3</b>	<b>A4</b>	7
Total	1	2	3	1	

Tabela 35: Vetor social resultante - alternativa 3

Fase do Ciclo de Vida	Aspecto Social				
	Riscos no ambiente laboral	Envolvimento com a comunidade	Impactos de Vizinhança	Aspectos funcionais do processo	Total
Tecnologias do Grupo C					
Operação	<b>A1</b>	<b>A2</b>	<b>A3</b>	<b>A4</b>	10
Total	4	0	2	4	
Processos Químicos					
Operação	<b>A1</b>	<b>A2</b>	<b>A3</b>	<b>A4</b>	15
Total	6	2	3	4	
Alternativa 3					
Operação	<b>A1</b>	<b>A2</b>	<b>A3</b>	<b>A4</b>	15
Total	6	2	3	4	

A Figura 54 apresenta um comparativo do perfil social das alternativas de processo analisadas, levando em conta o *score* total dos aspectos sociais.

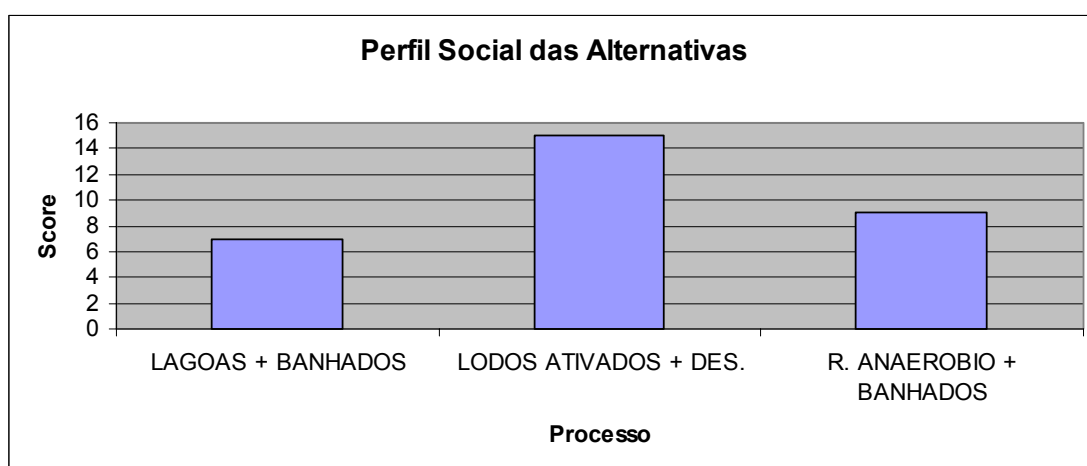


Figura 54: Comparativo do perfil social das alternativas

Analisando-se a Figura 54, observa-se que a Alternativa 3 é aquela que apresenta o maiores impactos sociais ao longo da etapa de operação.

#### 4.10.4 Planos da eco-eficiência e socioeconômico

A Tabela 36 apresenta os impactos ambiental, econômico e social, na etapa de operação, das três alternativas de processo de tratamento cotejadas para o município de Capão da Canoa.

Tabela 36: Resumo dos impactos

Alternativa	Impacto Ambiental (IA)	Impacto Econômico (IE)	Impacto Social (IS)
Reator Anaeróbico + Banhados Construídos	9.416.179,27	992.489,00	9
Lagoas (Facultativa + Maturação) + Banhados Construídos	4.120.704,82	1.105.745,00	7
Lodos Ativados (aeração prolongada) + Desinfecção	9.725.498,78	2.690.173,00	15

Para a construção dos planos da eco-eficiência e socioeconômico, os impactos obtidos nas três dimensões foram normalizados. Desta forma, ao maior impacto foi atribuído o valor 1. A Tabela 37 apresenta os valores normalizados nas três dimensões.

Tabela 37: Impactos normalizados

Alternativa	Impacto Ambiental Normalizado	Impacto Econômico Normalizado	Impacto Social Normalizado
1	0,96	0,36	0,60
2	0,42	0,41	0,47
3	1	1	1

Com a normalização dos impactos nas três dimensões, foi possível construir os planos de sustentabilidade para fazer o comparativo das alternativas analisadas. As Figuras 55 e 56 apresentam os planos analisados.

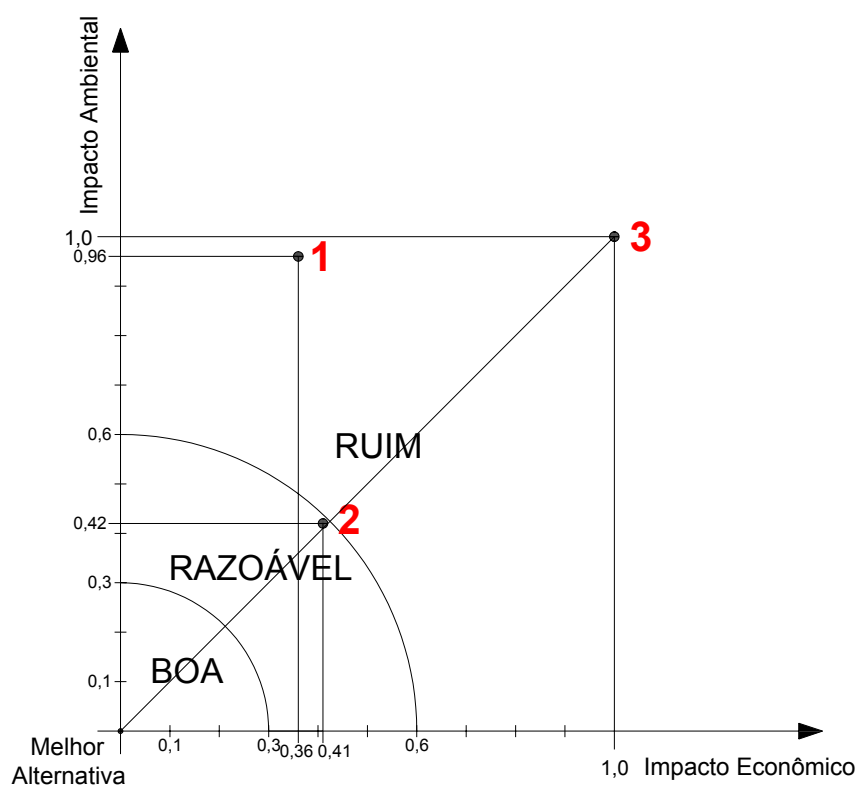


Figura 55: Plano da eco-eficiência

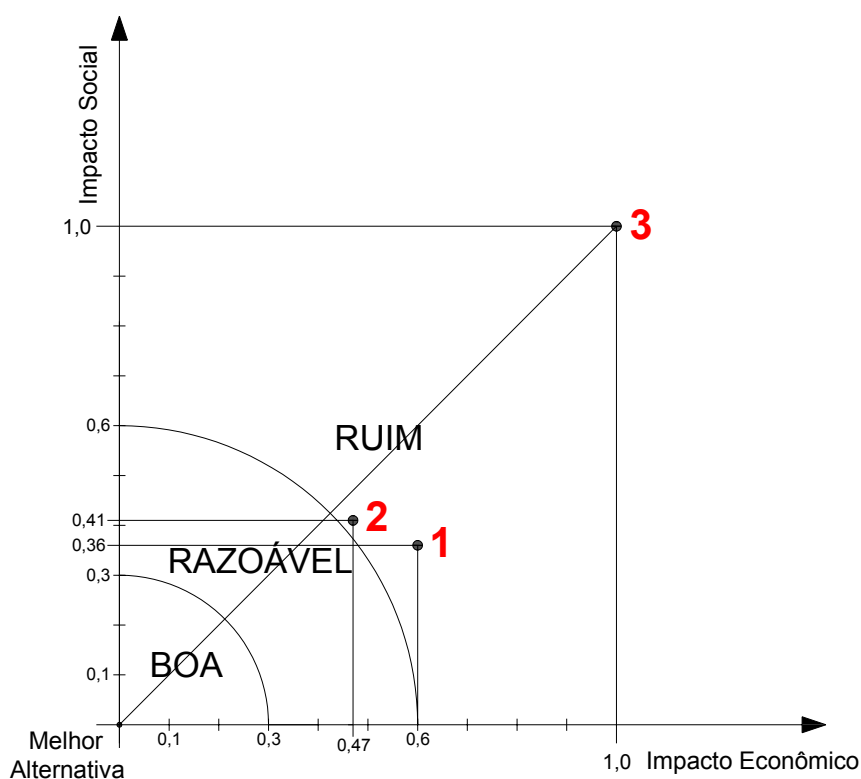


Figura 56: Plano socioeconômico

#### 4.10.5 Resultados e discussão

Com base na Figura 55, observa-se que a Alternativa 2 é aquela que apresenta um melhor desempenho, frente as demais alternativas analisadas, com relação as dimensões econômica e ambiental.

Ainda que tal alternativa apresente um maior impacto econômico, quando comparada com a Alternativa 1, globalmente ela apresenta um melhor equilíbrio entre os impactos analisados, o que lhe confere um melhor desempenho, à luz dos conceitos da sustentabilidade. A Alternativa 3 possui o pior desempenho, pois apresenta os maiores impactos nas respectivas dimensões analisadas.

Para as três alternativas de processo de tratamento, no que se refere a variável ambiental, o Aquecimento Global e a Eutrofização foram os problemas mais relevantes.

Quanto à Eutrofização, observa-se que nenhuma das alternativas contemplou, em sua concepção, um tratamento específico para a remoção do fósforo.

No que se refere ao Aquecimento Global, pode-se observar que, para as Alternativas 1 e 2, ele estaria associado ao processo anaeróbico, onde não foi previsto um sistema de captação e recuperação do metano. Na Alternativa 3, tal problema ambiental estaria vinculado à energia elétrica consumida no processo de tratamento.

Quanto ao plano socioeconômico, representado na Figura 56, observa-se que, igualmente ao plano da eco-eficiência, a Alternativa 3 foi a que apresentou o pior desempenho. Também, neste plano, a Alternativa 2 foi aquela que representou o melhor equilíbrio entre as dimensões social e econômica. Observa-se que, comparando-se as Alternativas 1 e 2, a Alternativa 1 é aquela que apresenta o menor impacto econômico. Quanto à dimensão social, o maior problema da Alternativa 1, que a difere da Alternativa 2, estaria associado aos riscos no ambiente laboral.

Através das considerações anteriores, a Alternativa 3 foi descartada e as Alternativas 1 e 2 foram melhor detalhadas de modo a promover condições ampliadas de análise, para a efetiva decisão da melhor solução.

Foi realizada, então, uma análise de sensibilidade centrada na dimensão ambiental, por esta estar associada a um modelo de agregação com pesos. Utilizou-se uma análise de sensibilidade, que levou em conta as relações *outraking*.

Na Tabela 38 foram descritos os cinco critérios utilizados para analisar o impacto ambiental e os seus respectivos pesos.

Tabela 38: Critérios de análise do impacto ambiental

Alternativa	AG	AC	EU	DOD	TB
1	1.572.998,00	10,08	205.503,90	27.173,00	22.252,00
2	419.245,00	0	218.278,40	21.396,00	7.060,00
Peso	0,152	0,083	0,31	0,192	0,263

(\*) As cargas ambientais vinculadas aos critérios são relativas à média anual

Assim, utilizando a Análise de Sensibilidade *Outranking*, calculou-se, inicialmente, a diferença de impacto global entre as Alternativas 1 e 2, conforme abordado no capítulo 3. Observou-se que a diferença entre os impactos global das Alternativas 1 e 2, equivale a 176.515,88, o que indica que, efetivamente, a Alternativa 1 é mais impactante que a Alternativa 2 do ponto de vista ambiental.

Retirando-se da estrutura de cálculo os critérios vinculados ao Aquecimento Global e Acidificação, por terem o menor peso, mas por estarem associados a maior carga ambiental, quando analisados em conjunto, observa-se que, mesmo assim, a Alternativa 1 é a mais impactante.

Aplicou-se, então, a análise de sensibilidade utilizando-se o limiar de indiferença na comparação dos critérios vinculados aos problemas ambientais locais, por estes terem um maior peso na estrutura do modelo. Na nova avaliação global entre as Alternativas 1 e 2, somente foram considerados aqueles critérios onde a diferença de impacto entre as mesmas foi maior que o limiar de indiferença.

A Tabela 39 apresenta os critérios considerados para as Alternativas 1 e 2 em termos dos parâmetros levantados no inventário ambiental, os respectivos limiares de indiferença, assim como a avaliação parcial. Adotou-se os parâmetros do inventário, na forma de critério, de modo a facilitar o estabelecimento dos limiares de indiferença. Os limiares foram determinados levando em conta que o seu valor não ultrapassasse ao valor de 25% do maior valor do critério entre as alternativas analisadas.

Tabela 39: Critérios de análise e limiares de indiferença

Critério	Alt 1	Alt. 2	Limiar de Indiferença (qf)	Avaliação Parcial V1-V2	Observação
DBO <sub>5</sub>	12,7	10	3,17	2,7	menor que o limiar
Nt	6,58	7,94	1,98	-1,36	menor que o limiar
Pt	2,1	2,1	0,52	0	menor que o limiar
CF	10,23	3,35	3	6,88	maior que o limiar

Identificou-se, portanto, aqueles critérios onde a diferença de impacto parcial foi maior que o limiar de indiferença. Utilizou-se, então, para o cálculo da diferença de impactos globais, somente o critério coliformes fecais, que está associado à Toxicidade Biológica, pois este foi

o parâmetro onde a diferença de avaliação parcial foi maior que o limiar de indiferença estabelecido.

Assim, a nova diferença entre os impactos globais das Alternativas 1 e 2 resultou em:

$$V(1) - V(2) = 1,80944$$

Conclui-se, então, que o processo de lagoas de estabilização associado aos banhados construídos apresenta-se como a alternativa mais sustentável, na fase de operação, dentro do cenário analisado.

No entanto, observou-se, através do resultado, que a diferença de impactos entre as Alternativas 1 e 2 é pequena quando se analisa o critério coliformes fecais e que não existem diferenças significativas entre ambas quanto aos critérios matéria orgânica, nitrogênio e fósforo totais, associados respectivamente à Depleção do Oxigênio Dissolvido e a Eutrofização.

No que se refere à Eutrofização, esta apresenta-se como um problema ambiental para ambas as alternativas. A implementação de um processo químico para a remoção do fósforo poderia ser introduzida, principalmente, nos meses de verão, tendo em vista que, segundo Rangel *et al.* (2008), observam-se problemas na qualidade da água nas captações de água bruta, no Litoral Norte, que estão diretamente associadas aos efeitos da eutrofização e salinização.

Quanto à matéria orgânica e a colimetria, observa-se que o efluente tratado, para as duas alternativas, está dentro dos preceitos da legislação ambiental. Julga-se, desta forma, que o estabelecimento de algumas ações, no que se refere à emissão de gases contribuintes ao efeito estufa, poderia criar outro cenário de análise.

Estas ações seriam:

- Do ponto de vista de uma recuperação energética do metano produzido pelo processo anaeróbio, a Alternativa 1, que contempla o reator anaeróbio, apresentaria melhores condições de captação e recuperação do gás resultando, assim, em uma estrutura mais compacta e eficiente para tal finalidade, quando comparada com a Alternativa 2 (lagoas de estabilização seguida de banhados construídos).



- Para o caso da Alternativa 1, parte da energia recuperada poderia ser aplicada nos leitos de secagem, principalmente nos meses de inverno, promovendo assim, uma secagem e desinfecção eficientes, reduzindo o teor de umidade e a quantidade de agentes patogênicos viabilizando, assim, o seu uso como fertilizante agrícola, conforme mencionam os estudos de Andreoli *et al.* (2003).

No que se refere às dimensões econômica e social da sustentabilidade, vinculadas as Alternativas 1 e 2, caberiam algumas considerações:

- Impacto Econômico:

O impacto econômico é maior para a Alternativa 2, dentro do cenário estudado. Porém, este impacto sofreria um incremento significativo quando associado aos custos de operação de algum dispositivo utilizado para captar e recuperar o metano gerado na lagoa facultativa. Certamente estas despesas operacionais, quando cotejadas com a operação da estrutura a ser utilizada no reator anaeróbio, seriam maiores.

- Impacto Social:

O impacto social é um pouco maior para a Alternativa 1 e estaria vinculado, principalmente, aos riscos no ambiente laboral, em função dos gases gerados no processo, que são em maior quantidade e mais concentrados, tendo em vista a dimensão do reator anaeróbio e da lagoa facultativa.. Partindo-se da hipótese que estes gases, gerados pelo processo anaeróbio, seriam devidamente captados e reaproveitados, os riscos de exposição no meio ambiente de trabalho certamente diminuiriam trazendo, assim, a Alternativa 1 para uma posição mais próxima da Alternativa 2.

Desta forma, julga-se que a implementação de um novo cenário para as Alternativas 1 e 2, que contemplasse uma estrutura de captação/ recuperação do metano, associada a todas as conseqüências desta implementação nas dimensões ambiental, econômica e social poderia, talvez, alterar os resultados obtidos neste estudo.

## 5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As dimensões econômica, ambiental e social começam, gradativamente, a serem incorporadas no projeto de produtos e serviços assumindo, na atualidade, um aspecto diferencial em termos de competitividade, bem como atendendo as novas exigências da sociedade.

Os sistemas de tratamento de esgotos sanitários têm como função básica minimizar os impactos ambientais dos efluentes gerados por uma comunidade, levando em conta os diversos usos da água. No entanto, a própria ETE, apresenta-se como um elemento impactante, nas três dimensões da sustentabilidade, ao longo do seu ciclo de vida. Por esta razão, dentro dos novos paradigmas, cabe ao projetista na área de saneamento ambiental, agregar estas novas variáveis ao projeto de uma estação. Este fato poderia consolidar propostas mais condizentes com a realidade de uma comunidade, bem como respaldar uma solução mais abrangente que contemplasse, em sua estrutura, outros aspectos além dos critérios técnicos e econômicos.

Dentro deste cenário, insere-se o Modelo de Avaliação de Sustentabilidade de Sistema de Tratamento de Esgotos, que descreve os indicadores ambiental, econômico e social no escopo de uma ETE, bem como agrega e compatibiliza ferramentas de avaliação para estas três dimensões. A variável ambiental contempla, ainda, uma metodologia de ponderação dos diversos problemas ambientais, por meio de um processo participativo, reforçando as diretrizes e o conceito da sustentabilidade.

O modelo mostrou-se eficaz, pois através dele ficou mais fácil perceber os pontos onde o desenho de projeto apresenta-se mais impactante, dentro das perspectivas analisadas, proporcionado aos projetistas a possibilidade de gerar e avaliar alguns cenários que possam subsidiar a melhor solução. Percebeu-se que, há uma grande viabilidade de incorporar, dentro do processo de decisão, a opinião da comunidade e de especialistas para a ponderação da variável ambiental, ainda que os resultados junto a primeira não tenham atingido a expectativa inicial da pesquisa, face ao desconhecimento das pessoas com relação aos problemas ambientais vinculados a ETEs.

O modelo de avaliação foi aplicado, na forma de um estudo de caso, na concepção da ETE Araçá, no município de Capão da Canoa. Foram comparadas três alternativas de projeto,

equiparadas do ponto de vista técnico, frente às restrições e exigências da legislação ambiental, na etapa de operação.

A avaliação das três alternativas permitiu estabelecer algumas conclusões:

A aplicação do modelo demonstrou que a avaliação da melhor alternativa de processo de tratamento embasada em apenas uma dimensão mostra-se restrita. Caso fosse utilizada somente a dimensão ambiental, como ocorre na maioria dos estudos referenciados na literatura, a Alternativa 2 (lagoas de estabilização + banhados construídos) seria eleita a melhor.

Ao contrário, caso fosse privilegiada a dimensão econômica na análise, como ocorre nos Estudos de Concepção tradicionais, a Alternativa 1 (reator anaeróbio + banhados construídos) seria aquela que apresentaria um melhor retorno financeiro ao longo da etapa de operação.

Portanto, a abordagem do problema em apenas uma dimensão, limita o processo decisório a alguns parâmetros, bem como omite informações nas outras dimensões da sustentabilidade que poderão apresentar reflexos futuros, ao longo da operação destes sistemas.

Observou-se que, os impactos ambientais globais, caracterizados principalmente, pelo Aquecimento Global, relacionado aos processos anaeróbios e ao consumo de energia elétrica, mostraram-se preponderantes aos impactos ambientais locais, ainda que estes últimos apresentassem uma ponderação maior no modelo de agregação da variável ambiental. Certamente, este resultado está associado aos significativos valores obtidos no inventário ambiental, bem como aos elevados fatores de caracterização utilizados nos cálculos.

Como, atualmente, a redução das emissões dos gases contribuintes ao efeito estufa é algo em evidência, nas diretrizes de âmbito mundial, a perspectiva mais sustentável, dentro dos sistemas de tratamento a este respeito, seria o reaproveitamento do biogás na própria ETE ou na comunidade em estudo. Outra alternativa viável para o aproveitamento energético do biogás estaria vinculada a uma configuração de ETE que integrasse os processos anaeróbios e aeróbios, respectivamente.

Quanto aos problemas ambientais locais, a Eutrofização apresentou-se como um elemento, também, relevante. Ainda que, as alternativas analisadas, não contemplassem um processo específico para a remoção do fósforo, os fatores de caracterização, vinculados a Eutrofização,

são bastante altos evidenciado, assim, este problema ambiental face à Depleção do Oxigênio Dissolvido e a Toxicidade Biológica, que no seu escopo não apresentaram um fator de caracterização multiplicativo.

As soluções para o problema da Eutrofização, na comunidade em estudo, estariam relacionadas à implantação de um processo específico para a remoção do fósforo, na época de verão, bem como no investimento de biotecnologias ambientais, à longo prazo, na Lagoa dos Quadros, em face as exigências futuras de demanda e qualidade da água para o abastecimento da região.

Derivam deste trabalho algumas perspectivas associadas ao Modelo de Avaliação de Sustentabilidade:

- Aplicar o modelo em ETEs em operação e que apresentem o mesmo processo, mas geridas por diferentes companhias de saneamento, de tal forma a ampliar a concepção do mesmo, proporcionando, assim, diretrizes básicas aos gestores no desenvolvimento e monitoramento de ações, políticas e estratégias;
- Aplicar, comparativamente, o modelo na etapa construtiva de uma ETE analisando alternativas de processo, dentro da abordagem do ciclo de vida;
- Aplicar o modelo para uma mesma concepção de tratamento e comparar os diversos cenários que derivam da solução inicial, de tal forma a encontrar o desenho mais sustentável, dentro dos critérios analisados;
- Ampliar os indicadores ambientais, com o intuito de promover uma maior abrangência da referida variável;
- Quanto à etapa de ponderação da dimensão ambiental, mostra-se importante a adoção prévia de ações educativas na área ambiental, junto à comunidade onde os questionários irão ser aplicados, propiciando, assim, resultados mais relevantes dentro do contexto proposto;
- Estabelecer um programa computacional do modelo de avaliação, para agilizar os cálculos dentro da perspectiva de simulação de novos cenários.

## REFERÊNCIAS

- ACCOUNTABILITY - AA1000 . Disponível em: <<http://www.accountability21.net/publications.aspx?id=288>>  
Acesso em: 25 de abril de 2008.
- ABREU, M.C.S. **Modelo de Avaliação da Estratégia Ambiental**: uma ferramenta para a tomada de decisão. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina, 2001.
- ACCURSO, J.S. **Matriz Econômica do Litoral Norte**. Projeto de Fortalecimento do Gerenciamento Costeiro no Litoral Norte do Rio Grande do Sul – PNMA II, 2002. Disponível em: <[http://www.fepam.rs.gov.br/programas/Matriz\\_Economica\\_LN.pdf](http://www.fepam.rs.gov.br/programas/Matriz_Economica_LN.pdf)>. Acesso em: 07 de maio de 2009.
- ADLER, P.R., *et al.* Evaluation of a Wetland System Designed to Meet Stringent Phosphorus Discharge Requirements. **Water Environment Research**, Elsevier, v. 68, p. 836–840, 1996.
- AKAO, Y. **Introdução do Desdobramento da Qualidade**. Belo Horizonte: Fundação Cristiano Ottoni. Escola de Engenharia da UFMG, 1996.
- ALRECK, P. SETTLE, R. **The Survey Research Handbook** .2.ed. Boston: Irwin/McGraw-Hill, 1995.
- ALEM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E. P. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios: uma análise crítica. p.491-513. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001. 544p.
- AMARAL, S. P. Indicadores de Sustentabilidade Ambiental, Social e Econômica: uma Proposta para a Indústria de Petróleo Brasileira. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. **Anais...** Disponível em: <[http://www.ibps.com.br/arquivos/indicadores\\_sustentabilidade.doc](http://www.ibps.com.br/arquivos/indicadores_sustentabilidade.doc)>. Acesso em: 30 jul. 2003.
- ANDRADE, T.; MOTTA e SILVA, H. P. da; GONÇALVES, R. F. Uso Simultâneo de um Biofiltro Aerado Submerso para Tratamento Secundário de Esgoto Sanitário e para Biodesodorização de Ar Atmosférico contendo Gás Sulfídrico (H<sub>2</sub>S): pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. **Coletânea de Trabalhos Técnicos**. Brasília: PROSAB, 2000, v.1.
- ANDRÉ, P. *et al.* Princípios da Melhor Prática em Participação Pública. **International Association for Impact Assessment - IAIA**, USA, Versão para discussão, 2005.
- ANDREOLI, C.V. *et al.* Gestão dos Biossólidos Gerados em Estações de Tratamento de Esgotos Domésticos. **Engenharia e Construção**, Curitiba, n.24, 1998.

ANDREOLI, C.V. *et al.* Uso do Biogás na Secagem e Higienização do Lodo de Esgoto em Leitos de Secagem. In: SIMPÓSIO LATINO AMERICANO DE BIODSÓLIDOS, 1., junho de 2003, São Paulo. **Anais...** São Paulo: SANEPAR, 2003.

ARAÚJO, E .S. *et al.* **Ecologia Industrial**: um pouco de história. São Paulo, 2003. Disponível em: <<http://www.hottopos.com.regeq12/art2.htm>>. Acesso em: 15 abr. 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 96.49**: Projeto de Redes Coletoras de Esgoto, Rio de Janeiro, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10.004**: Resíduos Sólidos - Classificação, Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12.209**: Projeto de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários, Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura, Rio de Janeiro, 2001.

AZAPAGIC, A.; CLIFT, R. Life Cycle Assessment and Linear Programming. Environmental Optimisation of Product System. **Computers Chemical Engineering**, Elsevier, v. 19, p.S229-S234, 1995.

AZAPAGIC, A. Life Cycle Assessment and its Application to Process Selection, Design and Optimisation. **Chemical Engineering Journal**, v.73, p.1-21, 1999.

BALKEMA, A.J. *et al.* Developing a Model Based Decision Support Tool for the Identification of Sustainable Treatment for Domestic Wastewater. **Water Science and Technology**. Elsevier, v.43, n.7, p. 265-269, 2001.

BANCO INTERAMERICANO DE DESARROLLO (BID). Regulamento Operacional: Anexo M. **Critérios de Elegibilidade e Avaliação de Projetos do Setor de Saneamento**. PRODETUR NE/II, 2002. Disponível em: <[http://www.bnb.gov.br/content/aplicacao/PRODETUR/Downloads/docs/rop\\_33\\_anexo\\_m\\_saneamento.pdf](http://www.bnb.gov.br/content/aplicacao/PRODETUR/Downloads/docs/rop_33_anexo_m_saneamento.pdf)>. Acesso em: 11 de maio de 2008.

BASSANI, F. **Diagnóstico da Situação Atual do Sistema de Esgotos no Campus I da Universidade de Passo Fundo –RS**: parâmetros iniciais para o projeto de uma estação de tratamento compacta. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2005.

BELLI FILHO, P. *et al.* **Controle de Odores e BIODESODORIZAÇÃO em um Reator Anaeróbio** : pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. **Coletânea de Trabalhos Técnicos**. Brasília: PROSAB, 2000,v.1.

BENETTO, E. *et al.* Life Cycle Assessment of Ecological Sanitation System for Small-scale Wastewater Treatment. **Science of the Total Environment**, Elsevier, v.407, p. 1506-1516, 2009.

BERLINCK, C. N.; SAITO, C. N. **Comitê de Bacia Hidrográfica**: educação ambiental e investigação-ação. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

BERNARDES, R.S; SOARES, S.R.A. **Esgotos Combinados e Controle da Poluição**: estratégias para planejamento do tratamento das misturas de esgoto sanitário e águas pluviais. Brasília: CAIXA, 2004.

BIAZIN, C.; GODOY, A. **Gestão Ambiental**: a rotulagem nas pequenas empresas do setor moveleiro. In: ENCONTRO NACIONAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 3., 1999, Recife. **Anais**. Recife: Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 1999. Disponível em: <<http://www.nepam.unicamp.Br/ecoeco/artigos/encontros/downloads/mesa4/1.pdf>>. Acesso em: 31 jul. 2003.

BLACKSTOCK, K.L.; KELLY, G.L.; HORSEY, B.L. Developing and Applying a Framework to Evaluate Participatory Research for Sustainability. **Ecological Economics**, Elsevier, v.60, p.726-742, 2007.

BOLLMANN, H.A. O Uso da Programação de Compromissos para a Estruturação de um Índice de Sustentabilidade. In: ENCONTRO DA ANPPAS, 3., maio de 2006, Brasília. **Anais...**Brasília: ANPPAS, 2006.

BORJA, R. BANKS, C.J. Kinetic Study of Aerobic Digestion of Fruit Processing Wastewater in Immobilized-cell Bioreactors. **Biotechnology and Applied**, USA, v.20, p.79-92, 1994.

BOLSA DE VALORES DE SÃO PAULO-BOVESPA. Disponível em: <<http://www.bovespa.com.br>>. Acesso em: 12 out. 2007.

BRASIL. Lei nº 6.514, de 22 de dezembro de 1977. Portaria nº 3.214, de 08 de junho de 1978. Norma Regulamentadora 9 (NR-9): Programa de Prevenção de Riscos Ambientais. **Manuais de Legislação Atlas**. 30.ed. São Paulo:Atlas, 1996.

BRASIL. **Lei nº 6.803**. de 02 de junho de 1980. Dispõe sobre as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas de poluição e dá outras providências. Publicada no **Diário Oficial da União** em 03 de julho de 1980. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/emergencias/wp-content/files/LEI%20No%206803-80.pdf>>. Acesso em maio de 2008.

BRASIL. **Lei nº 6.938**. de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação e dá outras providências. Publicada no **Diário Oficial da União** em 02 de setembro de 1981. Disponível em: <[http://www.br.geocities.com/ambientche/lei\\_6938.htm](http://www.br.geocities.com/ambientche/lei_6938.htm)>. Acesso em maio de 2008.

BRASIL. **Lei nº 9.433**. de 08 de janeiro de 1997. Dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos e dá outras providências. Publicada no **Diário Oficial da União** em 09 de janeiro de 1997. Disponível em: <[http://www.silex.com.br/leis/l\\_9433html](http://www.silex.com.br/leis/l_9433html)>. Acesso em: 03 de setembro de 2007.

BRASIL. **Resolução nº 357**, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. Publicada no **Diário Oficial da União**, em 18 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 16 de março de 2008.

BRENT, A.C. *et al.* Application of the Analytical Hierarchy Process to Establish Health Care Waste Management Systems that Minimize Infection Risks in Developing Countries. **European Journal of Operational Research**, Elsevier, v. 181, p. 403-424, 2007.

BRITTO, E.R.de **Tecnologias Adequadas ao Tratamento de Esgotos**. Rio de Janeiro: ABES: 2004.

BRIX, H. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands: System Design, Removal Processes and Treatment Performance. In: MOSHIRI, J.A.(ed.). **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**, Boca Raton, FL: CRC Press, 1993, p. 9–22.

BRIX, H. Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands. **Water Science and Technology, USA**, v.29, n. 4, p. 71-78, 1994.

BRIX, H. How “Green” are Aquaculture Constructed Wetlands and Conventional Wastewater Treatment Systems. **Water Science and Technology, USA**, v.40, n.3, p.45-50, 1999.

BROSTEL, R.C.; NEDER, K.D.; SOUZA, M.A.A. Análise Comparativa do Desempenho de Estações de Tratamento de Esgotos do Distrito Federal. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa, 2001. **Anais...** São Paulo: ABES, 2001.

BRYMAN, A. **Research Methods and Organization Studies**. London: Unwin Hyman, 1989.

BRITISH Standard. **BS 7750** - Specification for Environmental Management Systems Disponível em: <<http://www.quality.co.uk/bs7750.htm>>. Acesso: em 24 de abril de 2008.

BRITISH Standard. **BS 8800** - Specification for Occupational Health and Safety Management Systems Disponível em: <<http://www.osha-bs8800-ohsas-18001-health-and-safety.com/>>. Acesso em: 23 de abril de 2008.

BUDA, J.F. **Segurança e Higiene no Trabalho em Estações de Tratamento de Esgotos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade de Campinas. Campinas, São Paulo, 2004.

BUEDE, D.M.; MAXWELL, D. T. Rank Disagreement: a comparison of multi-criteria methodologies. **Journal of Multi-Criteria Decision Analysis**, John Wiley, v.4, pp. 1-21, 1995.

BURANI, G.F. *et al.* **Aproveitamento Energético do Tratamento para Reúso da Água**. São Paulo: CIER, 2004.



CABEDA, M. **Gerenciamento de Subprodutos Indústrias**: construção da matriz de resíduos. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1999.

CARNEVALLI, J.A. *et al.* Aplicação do QFD no Desenvolvimento de Produtos: levantamento sobre o seu uso e perspectivas para pesquisas futuras. **Gestão & Produção**. São Paulo, v.11, 2004.

CARNEIRO, G.A.; BARBOSA, R.F.M.; SOUZA, M.A.A. Tecnologia Apropriada em Saneamento: uma nova abordagem com o emprego de análise multiobjetivo e multicritério. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** São Paulo: ABES, 2001.

CARVALHO, G.S.; MINGOTI, S.A., **Manual do Usuário**: programas para realização da análise hierárquica. UFMG: Instituto de Ciências Exatas. Departamento de Estatística. 2005.

CARVALHO, M.M. QFD: **Uma Ferramenta de Tomada de Decisão em Projeto**. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 1997.

CAVALCANTI, C. Breve Introdução à Economia da Sustentabilidade. In: CAVALCANTI C. **Desenvolvimento e Natureza**: estudos para uma sociedade sustentável. São Paulo: Cortez Editora, 1998.

CAVALCANTI, P.F.F., *et al.* Pós-tratamento de Efluentes Anaeróbios em Lagoas de Polimento. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. **Coletânea de Trabalhos Técnicos**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, FINEP., 2001., v. 2.

CENTRO NACIONAL DE TECNOLOGIAS LIMPAS (CNTL). Implementação de Programas de Produção mais Limpa. Porto Alegre: SENAI, UNIDO, UNEP, 2003. Disponível em: < <http://situa.com.br/~prj/cntl/pdf/ippml.pdf>> Acesso em 01 de agosto de 2003.

CHEHEBE, J. R. **Análise do Ciclo de Vida de Produtos**: ferramenta gerencial da ISO 14.000. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1998.

CHERNICHARO, C. A.,L. **Reatores Anaeróbios**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: SEGRAC, 1997.

CHERNICHARO, C.A.L. (coord.) Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios - **Coletânea de Trabalhos Técnicos**. Belo Horizonte: PROSAB, 2000, 220 p. v.1.

CIDIN, R.C.P.J; SILVA, R.S. **Pegada Ecológica**: instrumento de avaliação dos impactos antrópicos no meio natural. Rio Claro: Estudos Geográficos, 2004.

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO - CMMAD . **Nosso Futuro Comum**. Rio de Janeiro: Editora Fundação Getúlio Vargas, 1991.

CONSELHO REGIONAL DE QUÍMICA DE MINAS GERAIS - CRQ. **Energia de ETE é Movida a Biomassa**, 2008. Disponível em: <<http://www.crqmg.org.br/noticia.php?noticia=1851>>. Acesso em: 16 de junho de 2008.

CORDEIRO NETTO, O.M. *et al.* **Uma Metodologia para Análise Tecnológica de Sistemas de Reatores Biológicos para Tratamento de Águas Residuárias Municipais**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre, 2000. **Anais...**São Paulo: ABES, 2000.

COWELL,S.J.;CLIFT,R. A Methodology for Assessing Soil Quantity and Quality in Life Cycle Assessment. **Journal of Cleaner Production**, Elsevier, v.8. p.321-331, 2000.

CURRAN, M. The Status of LCA in the USA. **International Journal LCA**, Landsberg, Germany: Ecomed, v. 4, n.3, 123-124., 1999.

DAVIS, R.D. Agricultural Utilization of Sewage Sludge: a review. **Journal of the Institution of Water and Environmental Management**, USA, v.3, p.351-355, 1989.

DE FRANCISCO, W. **Matemática Financeira**. 7.ed, São Paulo: Editora Atlas, 1994.

DEPARTMENT OF EDUCATION & EARLY DEVELOPMENT (DEED). **Life Cycle Cost Analysis Handbook**. USA: State of Alaska, 1999.

DEVUYST, D. Linking Impact Assessment and Sustainable Development at the Local Level: the introduction of sustainability assessment systems. **Sustainable Development**, v.8, p.67-78, 2000.

DIAS, L.M.C.; ALMEIDA, L.M.A.T.;CLÍMACO, J. **Apoio Multicritério à Decisão**. Coimbra: Faculdade de Economia - Universidade de Coimbra, 1996.

DIXON A.; SIMON M. Assessing the Environmental Impact of Two Options for Small-scale Wastewater Treatment: comparing a reedbed and aerated biological filter using a life cycle approach. **Ecological Engineering**, Elsevier, 20, p.297-308, 2003.

DONAIRE, D. **Gestão Ambiental na Empresa**.2.ed. São Paulo: Atlas, 1999.

DOW JONES. **Dow Jones Sustainability Index**. Disponível em: <[http://www.sustainabilityindexes.com/djsi\\_pdf/publications/Presentations?SAM\\_Presentation\\_060906](http://www.sustainabilityindexes.com/djsi_pdf/publications/Presentations?SAM_Presentation_060906)>. Acesso em 14 de março de 2008.

DUARTE, G.A.A. **Estudo de Caso da Aplicação de Banhado Artificial de Fluxo Subsuperficial no Tratamento de Efluentes Industriais**. Trabalho de Conclusão do Curso de Engenharia Química. UFRGS, 2007.

DUKE, J.M.; AULL-HYDE, R. Identifying Public Preferences for Land Preservation Using the Analytic Hierarchy Process. **Ecological Economics**, Elsevier, v.42, p.131-145, 2002.

DYER, J. S. Remarks on the Analytic Hierarchy Process. **Management Science**, USA, v.36, n.3, p. 249-258, 1990.

ECOPLAN ENGENHARIA LTDA. **Complementação do Sistema de Esgotos Sanitários de Capão da Canoa**. Porto Alegre: CORSAN, 2008.

ECONOMY AND ENERGY. **Parâmetros de Emissão de Gases de Efeito Estufa por Veículos Pesados no Brasil**, 2001. Disponível em: <<http://www.ecen.com/matriz/eee25/veiculp5.htm>>. Acesso em abril de 2003.

ENGEL, E.R. **Avaliação da Qualidade na Produção de Lentes de Contato Coloridas através do QFD**: desdobramento da função qualidade. Dissertação (Mestrado Profissionalizante em Engenharia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Greenhouse Gases and Global Warming Potential Values**. USA: Office of Atmospheric Programs, 2002.

ERIKSSON, E.; BUNGE M., LOUGRER, G. Life Cycle Assessment of the Road Transport Sector. **The Science of the Total Environment**. Sweden, v.69, p.189-190, 1996.

EUROPARL - Resolução sobre a Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu sobre as "Orientações à UE sobre Indicadores Ambientais e Contabilidade Verde Nacional - A integração de Sistemas Ambientais e Econômicos de Informação". 1995. Disponível em: <[http://www.europarl.europa.eu/pv2/pv2?PRG=CALDOC&TPV=DEF&FILE=951011&SDOCTA=5&TXTLST=1&POS=1&LASTCHAP=7&Type\\_Doc=FIRST&LANGUE=PT](http://www.europarl.europa.eu/pv2/pv2?PRG=CALDOC&TPV=DEF&FILE=951011&SDOCTA=5&TXTLST=1&POS=1&LASTCHAP=7&Type_Doc=FIRST&LANGUE=PT)>. Acesso em 01 de junho de 2008.

FALCONÍ, F.; BURBANO, R. Instrumentos Econômicos para la Gestión Ambiental: decisiones monocriteriales *versus* decisiones multicriteriales. **Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica - REVIBEC**, Espanha, 2004.

FERNANDES, C.H. **Priorização de Projetos Hidrelétricos sob a Ótica Social**: um estudo de caso utilizando análise custo/benefício e uma metodologia multicritério de apoio à decisão -"MACBETH". Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1996.

FERRAZ, J. M. G. As Dimensões da Sustentabilidade e seus Indicadores. In: SKORUPA, L. A.; MARQUES, J. F.; FERRAZ, J. M.G. **Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas**. Jaguariúna, São Paulo: EMBRAPA, p.17-35, 2003.

FERREIRA, J.V.R. **Análise do Ciclo de Vida dos Produtos**. Portugal: Instituto Politécnico de Viseu, 2004. Apostila.

FINNVEDEN, G. Methodological Aspects of Lfe Cycle Assessment of Integrated Solid Waste Management Systems. **Resources, Conservation and Recycling**, Elsevier, n.26, p.173-187, 1999.

FLAMENT, M. **Glossário Multicritério**. Red Iberoamericana de Evaluación y Decisión Multicritério, Espanha, 1999. Disponível em: <<http://www.unesco.org/uy/redm/glosariom.htm>>. Acesso em: 24 de novembro de 2004.

FOGLIATTO, F.S.; GUIMARÃES, L.B.M. Design Macroergonômico: uma proposta metodológica para projeto de produto. **Revista Produto e Produção**, Porto Alegre, v.3, n.3, p.1-15, 1999.

FURRIELA, R.B. Aspectos Jurídicos e Práticas do Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto sobre o Meio Ambiente (EIA/RIMA), 2002. Disponível em: <[http://www.lead.org.br/filemanager/download/421/Artigo\\_%20Aspectos\\_Juridicos\\_EIA\\_RIMA.pdf](http://www.lead.org.br/filemanager/download/421/Artigo_%20Aspectos_Juridicos_EIA_RIMA.pdf)>. Acesso em: 12 de abril de 2008.

FURTADO, J. S. *et al.* **Prevenção de Resíduos na Fonte & Economia de Água e Energia**: manual de avaliação na fábrica. Escola Politécnica da USP. Departamento de Engenharia de Produção & Fundação Vanzolini, 1998. Disponível em: <<http://vanzolini.org.br/areas/desenvolvimento/producaolimpa/manual.pdf>>. Acesso em: 2 de agosto de 2003.

GALLINA, R.; ROTONDARO, R.G. A Qualidade na Prestação de Serviços de Calibração de Instrumentos em Laboratório de Metrologia. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 26.,2004, Florianópolis. **Anais...**, Rio de Janeiro: ABEPRO, 2004.

GARCILASO L.; GAINES, W.; BARKDOLL, B. **Eco-Efficiency Analysis of Existing Industrial Wastewater Treatment**: how to include the external costs to the environment, 2006. Disponível em:<[http://www.cce.mtu.edu/~barkdoll/Ecoefficiency\\_Garcilaso.EWRI2006.pdf](http://www.cce.mtu.edu/~barkdoll/Ecoefficiency_Garcilaso.EWRI2006.pdf)>. Acesso em: 23 de maio de 2008.

GARTNER, I. R. **Avaliação Ambiental de Projetos em Bancos de Desenvolvimento Nacionais e Multilaterais**: evidências e propostas. Brasília: Editora Universa, 2001.

GASI, T. M. T. **Opções para Tratamento de Esgotos de Pequenas Comunidades**. São Paulo: CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1988.

GIL, A. C. **Métodos e Técnicas de Pesquisa Social**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2008.

GLUCH, P. BAUMANN, H. The Life Cycle Costing (LCC) Approach a Conceptual Discussions of its Usefulness for Environmental Decision Making. **Building and Environmental**, Elsevier, v. 39. p.571-580, 2004.

GOEDKOOOP, M. *et al.* **Eco-indicator 95**: manual for designers. Netherlands: Pré-Consultants, 1995.

GOMES, E. G. **Integração entre Sistemas de Informação Geográfica e Métodos Multicritério no Apoio à Decisão Espacial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1999.

GOMES, L. F. M.; MOREIRA, A. M. M. **Da Informação à Tomada de Decisão**: agregando valor através dos métodos multicritério. RECITEC, Recife, v.2, n.2, p.117-139, 1998. Disponível em: <<http://www.fundaj.gov.br/rtec/res/res-001.html>>. Acesso em: 16 de novembro de 2004.

GOMES, L.F.A.M.; ARAYA, M.C.G.; CARIGNANO, C. **Tomada de Decisões em Cenários Complexos**. São Paulo: Thomson Learning, 2004.

GOMES, L.F.A.M. **Teoria da Decisão**. São Paulo: Thomson Learning, 2007. Coleção Debates em Administração

GONÇALVES, R. B.; NASCIMENTO, L. F. **Impacto da Aplicação de Técnicas de Produção Limpa: Caso Pigozzi**. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO - ENEGEP, 17., 1997, Gramado. **Anais...** Rio de Janeiro: AGEPRO, 1997.

GONÇALVES, R. F. *et al.* **Estudo da Formação de Lodo em Diversos Tipos de Lagoas de Estabilização no Espírito Santo**. In: EXPOSIÇÃO DE TRABALHOS TÉCNICOS, 2., ASSEMBLÉIA DA ASSEMAE, 24., 1 a 5 de junho de 1997, [S.l.]. **Anais...** [S.l.;s.n.], 1997, p. 181 - 192.

GONÇALVES, R. W. **Métodos Multicritérios como Apoio à Decisão em Comitês de Bacias Hidrográficas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade de Fortaleza, Fortaleza, 2001.

GREENPEACE. Report on Line. O que é Produção Limpa? Disponível em: <[http://www.greenpeace.org.br/toxicos/pdf/producao\\_limpa.doc](http://www.greenpeace.org.br/toxicos/pdf/producao_limpa.doc).1997>. Acesso em: 28 de julho de 2003.

GLOBAL REPORTING INITIATIVE - GRI. Sustainability Reporting Guidelines on Economic, Environmental and Social Performance, 2002. Disponível em: <<http://www.globalreporting.org>>. Acesso em: 23 de março de 2008.

GRUPO ESPECIAL DE APOIO À FISCALIZAÇÃO (GEAF). **Manual de Procedimentos para Auditoria no Setor de Saneamento Básico**, MTE, 2002.

GUEDES, M. C. **Ciclagem de Nutrientes após Aplicação de Lodo de Esgoto (Biossólido) sobre Latossolo Cultivado com *Eucalyptus Grandis***. Tese (Doutorado - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz), Piracicaba, São Paulo, 2005.

HAHN, E., D. **Decision Making with Uncertain Judgments: a stochastic formulation of the analytic hierarchy process**. Decisions Sciences Institute, USA, v.34, n.3, 2003.

HARADA, A. L. **Metodologias para a Seleção de Soluções de Coleta, Tratamento e Disposição de Esgotos em Condomínios do Distrito Federal**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental de Recursos Hídricos), Universidade de Brasília, Brasília, DF, 1999.

HEIJUNGS, R. *et al.* **Environmental Life Cycle Assessment of Products**. Neterlands: Leiden University, Centre of Environmental Science, 1992.

HELLSTRÖN, D.; JEPPSSON U.; KÄRMAN, E. **A Framework for Systems Analysis of Sustainable Impact Assessment Review**, [S.l.], v.20, p.311-321, 2000.

HENDRICKS, C. F.; VOGTLÄNDER, J. G.; JANSSEN, G. M. T. The Eco-costs/Value Ratio, a Tool to Determine the Long-term Strategy of de-linking Economy and Environmental Ecology. **Manuscript of: International Journal of Ecodynamics**, [S.l.], v.1, n.2, p.136-148, 2006.

HERNÁNDEZ, L.P.G. **Desarrollo de una Metodología para la Valoración en el Análisis del Ciclo de Vida Aplicada a la Gestión Integral de Resíduos Municipales**. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, 2006.

HESPANHOL, I. Potencial de Reúso de Água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Bahia, Análise & Dados**, v.13, n. especial, p.411-437, 2003.

HIRSCHFELD, H. **Engenharia Econômica e Análise de Custos**. 7.ed., São Paulo: Editora Atlas, 2000.

HODGSON, J. WALTERS, T. **Optimizing Pumping Systems to Minimize First or Life Cycle Cost**. In: INTERNATIONAL PUMP USERS SYMPOSIUM, 19., 2002. **Proceedings...**Houston: Texas, USA: [s.n.], 2002.

HOSPIDO, A.; MOREIRA, M.T.; FEIJOO, G. A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain). **International Journal LCA**, [S.l.], v.13. p. 57-64, 2008.

HUIZINGH, E. K. R.; VROLIJK, H. C. J. Extending the Applicability of de Analytic Hierarchy Process. **Socio-Economic Planning Sciences**, Elsevier, v.31, n.1, p.29-39, 1997.

HYDRAULIC INSTITUTE, EUROPUMP, US Department of Energy's Office Of Industrial Technologies. **Pump Life Cycle Costs: A Guide to LCC Analysis for Pumping Systems**. [S.l.; s.n.], 2001. ISBN 1-880952-58-0

INSTITUTO BRASILEIRO DE ANÁLISES SOCIAIS E ECONÔMICAS. IBASE - Disponível em: <<http://www.ibase.org.br>>. Acesso em: 11 de março de 2008.

IBITAYO, O.O.; PIJAWKA, K.D. Reversing NIMBY: assessment of state strategies for siting hazardous-waste facilities. **Environmental and Planning C: government and policy**, [S.l.], v.17, p.379-389, 1999.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. In: EGGLESTON, H. *et al.* (eds.). **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Japan: IGES Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/27032002pnsb.shtm>>. Acesso em: 06 de maio de 2008.

INSTITUTO ETHOS DE EMPRESAS E RESPONSABILIDADE SOCIAL. Disponível em: <<http://www.ethos.org.br>>. Acesso em: 11 de março de 2008.

INSTITUTO OBSERVATÓRIO SOCIAL - IOS. **RSE: As Principias Referências**. Parte 2 - Capítulo 4, 2004. Disponível em: <<http://www.observatoriosocial.org.br/portal/index2.php?option=content&task=view&id=98&pop=1&page=6>>. Acesso em: 21 de maio de 2008.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION - ISO. **The ISO 14000 Family of International Standards**. Disponível em: <<http://www.iso.org>>. Acesso em: 3 de agosto de 2003.

JANTZI INDEX. Disponível em: <<http://www.jantzisocialindex.com>>. Acesso em: 30 de abril de 2008.

JARA, C.J. **A Sustentabilidade e o Desenvolvimento Local**: desafios de um processo em construção. Brasília: Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA). Recife: Secretaria do Planejamento do Estado de Pernambuco - SEPLAN, 1998.

JOHN, V. M.; OLIVEIRA, D. P.; AGOPYAN V. **Critérios de Sustentabilidade para a Seleção de Materiais e Componentes**: uma perspectiva de países em desenvolvimento. (2005a). Draft Version. Disponível em: <[http://pcc2540.pcc.usp.br/Material%202006/VMJOHN\\_AGOPYAN\\_OLIVEIRA\\_05\\_v4\\_TRADU\\_\\_O.pdf](http://pcc2540.pcc.usp.br/Material%202006/VMJOHN_AGOPYAN_OLIVEIRA_05_v4_TRADU__O.pdf)>. Acesso em: 11 de março de 2008.

JOHN, V. M.; OLIVEIRA, D. P. **Critérios de Sustentabilidade para a Seleção de Materiais e Componentes**: uma perspectiva de países em desenvolvimento (2005b). Disponível em: <<http://pcc2540.pcc.usp.br/Material%202007/cap%207%20-selecao%20de%20materiais.pdf>>. Acesso em: 13 de março de 2008.

JOURNAL OF THE INSTITUTION OF WATER ENVIRONMENTAL MANAGEMENT  
London: Sewage Sludge Disposal., v.3, p.208-211, 1989.

KAMMERBAUER, J. **Las Dimensiones de la Sostenibilidad**: fundamentos ecológicos, modelos paradigmáticos y senderos. [S.l.]: INSI, v.26, n.8, p.353-359, 2001.

KATES, W. C. *et al.* Sustainability Science. **Science**, [S.l.], v.292, p.641-642, 2001.

KINLAW, D. **Empresa Competitiva e Ecológica**: desempenho sustentável na era ambiental. São Paulo: Makron Books, 2000.

LAHORGUE, M.,L. **A Esquerda no Poder Local**: Porto Alegre e o partido dos trabalhadores. **Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales**. Universidad de Barcelona, v.11, n.245, p.16, 2007.

LANGERGRABER, G.; MUELLEGGER, E. Ecological Sanitation: a way to solve global sanitation problems? **Environmental International**, Elsevier, v.31, p.433-444, 2005.

LA ROVÈRE, E.L. *et al.* **Manual de Auditoria Ambiental de Estações de Tratamento de Esgotos**. Rio de Janeiro: Qualitymark Editora Ltda., 2002.

LERÍPIO, A. A. **GAIA**: um método de gerenciamento de aspectos e impactos ambientais. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

LIMA, M.R.P. *et al.* Desitratação de Lodo de Lagoas Anaeróbias de Estabilização em Leitos de Secagem na Região Sudeste do Brasil. In: ASOCIACIÓN PERUANA DE INGENIERIA

SANITARIA Y AMBIENTAL – AIDIS, GESTIÓN AMBIENTAL EN EL SIGLO XXI, 1998, Lima. **Proceedings...** Lima: APIS, 1998. p.1-11.

LIMA, M.L.P.; PATO, J. A. Participação Pública no Domínio da Água: questões sociais. **Relatório de Suporte aos Trabalhos do Workshop**. Portugal: Centro de Investigação e de Intervenção Social (CISI), 2006.

LINDEIJEIR, E. Normalisation and Valuation. In: **Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment**. Brussels: Belgium: SETAC, 1996.

LOLLO, J.A.; RÖHM, S.A. Proposta de Matriz para Levantamento e Avaliação de Impacto de Vizinhança. **HOLOS Environmental**, São Paulo, v.5, n.2, 2005.

LUCA, S. J. Efluentes Desinfetados com Hipoclorito de Sódio: eficiência e subprodutos. In: CONGRESSO BRASILEIRO ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...**Rio de Janeiro : ABES, 2003, p. 1-7, v.2.

LUCENA, L.F.L. **Uma Análise Sistêmica do Serviço de Transporte Intermunicipal de Passagens**. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1999.

LUDIN, M. **Assessment of the Environmental Sustainability of Urban Water Systems**. Göteborg, Sweden: Department of Technical Environmental Planning. Chalmers University of Technology. 1999.

LUDIN, M.;BENGTSSON, M.; HOLANDER, S. Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: influence of system boundaries and scale on calculated environmental loads. **Environmental Science Technology**, ACS, v.34, p.180-186, 2000.

LUDIN, M.; MOLANDER, S.; MORRISSON, G. M. A Set of Indicators for the Assessment of Temporal Variations in the Sustainability of Sanitary Systems. **Water Science and Technology**, Elsevier, v.39, n.5, p.235-242, 2002.

LÜDKEN, M.; ANDRÉ, M.E.D.A. **Pesquisa em Educação**: abordagens qualitativas. São Paulo: EPU, 1986.

MACEDO, R. K. **Gestão Ambiental**: os instrumentos básicos para a gestão ambiental de territórios e de unidades produtivas. Rio de Janeiro: ABES: AIDIS, 1994.

MACHADO,C.J. **Reúso da Água Doce**, 2004. Disponível em: <<http://www.eco21.com.br/textos>>. Acesso em: 15 de março de 2004.

MARTINS, F. M. **Aplicação de Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão na Avaliação de Políticas de Gerenciamento em uma Empresa Orizícola**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1996.

MELLO, J. C. C. B. S. *et al.* Seleção de Rota Aérea com o Uso do Apoio Multicritério à Decisão. **Engevista**, Niterói, v. 5, n. 10, p. 71-84, 2003a.



MELLO, J.C.C.B. S. *et al.* Conceitos Básicos do Apoio Multicritério a Decisão e sua Aplicação no Projeto Aerodesign. **Engevista**, Niterói, v.5, n.8, p.22-35, 2003b.

MENDES, M.R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. Comparison of the Environmental Impact of Incineration and Landfill in São Paulo City as Determined by LCA. **Resources, Conservation & Recycling**, [S.l.], n.41, p.47-63, 2004.

METCALF & EDY. **Wastewater Engineering, Treatment and Reuse**, 4. ed. New York: USA, McGraw Hill, 2004.

MORITA, H.; SHIMIZU, T.; LAURINDO, F.J.B. **Modelos para Estruturar e Avaliar Alternativas de Decisão em Tecnologia da Informação**. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 19., CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA INDUSTRIAL, 5., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...**Rio de Janeiro: AGESPRO, 1999.

MOURA, G. L. **Planejamento Estratégico e Planejamento Participativo na Gestão Municipal**: o caso do município de Porto Alegre - Gestão 1989-93. **RAP**. Rio de Janeiro. v.31, p.23-41, 1997.

MORAES, H.T.N. *et al.* Fonte de Odores nas Estações de Tratamento de Esgotos no DF. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL-AIDIS, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...**Santiago do Chile: AIDIS, 2000.

MORRISSEY, A.J; BROWNE, J. Waste Management Models and their Application to Sustainable Waste Management. **Waste Management**, [S.l.], 24, p. 297-308, 2004.

MORTON, R.; CABALLERO, R. The Biotrikling Store. **Water Environmental & Tchnology**, [S.l.:s.n.], p. 39-45, 1996.

MOTTA MARQUES, D.M.L. Ecotecnologia: princípios e aplicações em recursos hídricos. **Apostila para o Curso de Especialização para Gestores Regionais de Recursos Hídricos**, Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002.

MOTTA, R. R. *et al.* Análise de Risco para Concessão de Crédito: estudo para inclusão da dimensão social à financeira e ambiental. In: XXV ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 25., 2005, Porto Alegre. **Anais...**Porto Alegre: ENEGEP, 2005.

MUJERIEGO, R.; ASANO, T. The Role of Advanced Treatment in Wastewater Reclamation and Reuse. **Water Science and Technology**, Elsevier, v.40, n.4-5, p. 1-9, 1999.

MUÑOZ, I. *et al.* Environmental Assessment of Diferent Advanced Oxidation Process Applied to a Bleaching Kraft Mill Effluente. **Chemosphere**, [S.l.], n.62, p.9-16, 2006.

NEDER, K. D.; QUEIROZ, T.R.; SOUZA, M. A. A. Remoção de Sólidos Suspensos de Efluentes de Lagoas de Estabilização por meio de Processos Naturais. In: CONGRESSO

INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., de 03 a 08 de dezembro 2000, Porto Alegre/RS. **Anais...**[S.l.;s.n.], 2000.

NESS, B.*et al.* Categorising Tools for Sustainability Assessment. **Ecological Economics**, Elsevier, v.60, 3p. 498-508, 2007.

NOGUEIRA, O. **Pesquisa Social**: introdução às suas técnicas. São Paulo: Nacional, 1973.

NORONHA, S. M. D. **Um Modelo Multicritério para Apoiar a Decisão da Escolha do Combustível para Alimentação de Caldeiras Usadas na Indústria Têxtil**. Dissertação (Mestrado).UFSC, Florianópolis. Disponível em: <<http://www.eps.ufsc.br/disserta98/noronha>>. Acesso em: 07de maio de 2009.

NPI SOCIAL INDEX. Disponível em: <<http://www.resps.org/emfindexes.htm>>. Acesso em: 21 de março de 2008.

OHSAS 18001. Disponível em: <<http://www.osha-bs8800-ohas18001-health-and-safety.com>>. Acesso em: 23 de abril de 2008.

OLIVEIRA E.C.M. **Desinfecção de Efluentes Sanitários Tratados através da Radiação Ultravioleta**. Dissertação (Mestrado), Engenharia Ambiental, UFSC, Florianópolis, 2003.

ORTIZ M. *et al.* Life Cycle Assessment of Water Treatment Technologies: Wastewater and Water-reuse in a Small Town. **Desalination**, USA, 204, p.121-131, 2007.

PASA, C.R.R. **ECP- Social**: um método de avaliação da performance social empresarial. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

PASSUELLO, A.C.B.; CYBIS, L.F. **Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida em Embalagens Descartáveis para Frutas**: estudo de caso. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

PEREIRA, C. L. F **Avaliação da Sustentabilidade Ampliada de Produtos Agroindustriais - Estudo de Caso: Suco de Laranja e Etano**. Tese (Doutorado em Engenharia). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

PIERICK, E. T. *et al.* **A Framework for Analyzing Corporate Social Performance** [S.l.]: Beyond de Wood Model. The Hague, Agricultural Economics Research Institute (LEI), 2004.

PIGOSSO, D.C.A.; GUERELE FILHO, A. Proposta de Roteiros para Sistematização do Uso de Métodos e Ferramentas do *Ecodesign*. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE - ENGEMA, 9., 2000, Curitiba. **Anais...** Curitiba: ENGEMA, 2000.

PIORR, H.P. Environmental Policy, Agri-environmental Indicators and Landscape Indicators. Agriculture. **Ecosystems & Environment**, [S.l.], v. 98, 1-3 p. 17-33, 2003.

PIOTTO, Z.C - **Ecoeficiência na Indústria da Celulose e Papel**: estudo de caso. Tese (Doutorado em Engenharia). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE - PNUMA. Disponível em: <<http://www.brasilpnuma.org.br/>>. Acessado em: 12/08/2006.

POL, E. A Gestão Ambiental, Novo Desafio para a Psicologia do Desenvolvimento Sustentável. **Estudos de Psicologia**, Natal, v.8, n.2, p.235-243, 2003.

PORTO ALEGRE. **Decreto nº 12.961**, de 23 de outubro de 2000. Dispõe sobre o Controle da Poluição Hídrica no Município de Porto Alegre e dá outras providências. Publicado em 23 de outubro de 2000. Disponível em: <[http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/smam/usu\\_doc/decreto12961.pdf](http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/smam/usu_doc/decreto12961.pdf)>. Acesso em: 25 de fevereiro de 2008.

PRATES, G. A. **Ecodesign Utilizando QFD, Método de Taguchi e DFE**. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1998.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO - UNDP. **Relatório do Desenvolvimento Humano. Liberdade Cultural num Mundo Diversificado**. 2004. Disponível: <[http://hdr.undp.org/reports/global/2004/portuguese/pdf/hdr04\\_po\\_complete.pdf](http://hdr.undp.org/reports/global/2004/portuguese/pdf/hdr04_po_complete.pdf)>. Acesso em: 01 de junho de 2007.

QUEIROZ, A. **A Responsabilidade Social das Empresas no Brasil**: um estudo sobre indicadores. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DEL CLAD SOBRE LA REFORMA DEL ESTADO Y DE LA ADMINISTRACIÓN PÚBLICA, 5. 2000, Santo Domingo: Rep. Dominicana, 2000. **Anais...**[S.l.:s.n.], 2000.

RAMOS, J. **Alternativas para o Projeto Ecológico de Produtos**. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

RANGEL, M.L *et al.* Sistema de Monitoramento Hidrológico da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí e das Captações Superficiais da Companhia Riograndense de Saneamento – CORSAN. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 31., setembro, 2008, Chile. **Anais...** Santiago, Chile: AIDIS, 2008.

RAUCH, W. Problems of Decision Making for a Sustainable Development. **Water Science Technology**, Elsevier, v.38, n.11, p.31-39, 1998.

REED, S.C., CRITES, R.W., MIDDLEBROOKS, J. **Natural Systems for Waste Management and Treatment**. New Cork: USA:McGrawHill, 1998.

REICH, M.C. Economic Assessment of Municipal Waste Management Systems: cases studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and Life Cycle Costing (LCC). **Journal of Cleaner Production**, London, v.13, 3 p.253-263, 2005.

RENOU, S. *et al.* Influence of Impact Assessment Methods in Wastewater Treatment LCA. **Journal of Cleaner Production**, London, v.15 p,1-8, 2007.

RIBEIRO, F.M. **Inventário do Ciclo de Vida da Geração Hidrelétrica no Brasil – Usina de Itaipu**: primeira aproximação. Dissertação (Mestrado), Programa Interunidades de Pós Graduação em Energia da USP. São Paulo, 2003.

RIBEIRO, J. L. D.; ECHEVESTE, M. E. S. . Dimensionamento da Amostra em Pesquisa de Satisfação de Clientes.. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO -ENEGEP, 18.,1998, Niterói - RJ. **Anais...** Porto Alegre: ENEGEP, 1998. 1 CD-ROM.

RIBEIRO, J.L.D.; ECHEVESTE, M.E.; DANILEVICZ, A.M.F. **A Utilização do QFD na Otimização de Produtos, Processos e Serviços**. Porto Alegre: PPGEP. Escola de Engenharia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001, Apostila.

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução CONSEMA nº 128**, de 24 de novembro de 2006. Dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <[http://www.mp.rs.gov.br/areas/ambiente/arquivos/boletins/bola\\_leg08\\_06/iig128.pdf](http://www.mp.rs.gov.br/areas/ambiente/arquivos/boletins/bola_leg08_06/iig128.pdf)>. Acesso em: 05 de março de 2008.

ROELEVED P.J. *et al.* Sustainability of Municipal Wastewater Treatment. **Water Science Technology**, Elsevier, v.35, n.10, p.221-228, 1997.

ROSA M. V. F. *et al.* Estimando as Emissões Atuais e Futuras do Transporte Urbano no Brasil. In: CONGRESSO DE PESQUISA E ENSINO EM TRANSPORTES, 22., 2008, Fortaleza, PANORAMA NACIONAL DA PESQUISA EM TRANSPORTES, 2008. Rio de Janeiro: **Anais...**Rio de Janeiro: ANPET, 2008. p. 368-378.

RUIZ, R.L. **Microbiologia Zootécnica**. São Paulo: Roca, 1992.

SAITO, C. H. Gestão de Bacias e Participação. In: LEITE, A. L. T. A.; MININNIMEDINA, N. **Educação Ambiental**: Curso Básico à Distância - Gestão de Recursos Hídricos em Bacias Hidrográficas Sob a Ótica da Educação Ambiental. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, v.5, p.13-75, 2001.

SALOMON, V. A. P.; MOTEVECHI, A.B. Justificativas para Aplicação do Método de Análise Hierárquica In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO. ENEGEP, 19., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...**Porto Alegre: ENEGEP, 1999.

SAMPAIO, L. **Estudo de Impacto de Vizinhança**: sua pertinência e a delimitação de sua abrangência em face de outros estudos ambientais. Monografia (Especialização). Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

SANJUÁN, N.;CLEMENTE, G.;ÚBEDA, L. LCA of the Integrated Production of Oranges in the Comunidad Valenciana (Spain). In: INTERNATIONAL CONFERENCE LIFE CYCLE ASSESSMENT IN THE AGRI-FOOD SECTOR, BYGHOLM, 4. Dinamarca, 2003. **Proceedings...**Dinamarca: LCA, 2003.

SAILING, P. *et al.* Eco-efficiency Analysis by BASF: the method. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, Springer,v. 7, p. 203-218, 2002.

SANTOS, C.V.J.; CYBIS, L.F., **Análise do Ciclo de Vida Aplicada à Indústria da Construção Civil**: Estudo de Caso. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...**Porto Alegre: ABES, 2000.

SANTOS, L. M. M. **Avaliação Ambiental de Processos Industriais**. Ouro Preto: ETFOP, 2002.

SCHADE, J. **Life Cycle Cost Calculation Models for Buildings**. 2004. Disponível em: <[http://www.inpro-project.eu/media/lcc\\_juttaschade.pdf](http://www.inpro-project.eu/media/lcc_juttaschade.pdf)>. Acesso em: 21 de abril de 2008.

SCHENINI, P. C. **Avaliação dos Padrões de Competitividade à Luz do Desenvolvimento Sustentável**: o caso da Indústria Trombini de Papel e Embalagens S/A em Santa Catarina. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1998.

SCHMIDT, A.M.A. **Processo de Apoio à Tomada de Decisão. Abordagens**: AHP e Machbeth. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1995.

SEPPÄLÄ, J.; BASSON, L.; NORRIS, G.A. Decision Analysis Framework for Life-Cycle Impact Assessment. **Journal of Industrial Ecology**, Yale, v.5, n.4: p.45-68, 2002.

SEZERINO, P. H. *et al.* Sistemas Naturais Aplicados ao Tratamento Descentralizado de Esgotos: uso combinado de lagoas de estabilização e filtros plantados com macrófitas (*wetlands*). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande, Mato Grosso do Sul. **Anais...** Mato Grosso: ABES, 2005.

SILVA, F.M. Utilização do Biogás como Combustível. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27., 1998. Lavras. **Anais....** Lavras: UFLA/SBEA, 1998, p. 96-125.

SILVA Jr., H.X. **Aplicação das Metodologias de Análise Estatística e de Análise do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) para o Estabelecimento de Padrões de Eficiência Energética**: refrigeradores brasileiros. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

SILVA Jr., H.X.; QUEIROZ, G.C.; JANUZZI, G.M. Aplicação da Metodologia de Análise do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) para o Estabelecimento de Padrões de Eficiência Energética: refrigeradores comercializados no Brasil. In: CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE GERAÇÃO DISTRIBUÍDA E ENERGIA NO MEIO RURAL, 6., 2006, Campinas, São Paulo, **Anais...**São Paulo: AGRENER, 2006.

SILVA, V. G. **Avaliação da Sustentabilidade de Edifícios de Escritórios Brasileiros**: diretrizes e base metodológica. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

SILVEIRA, D. D. **Modelo para Seleção de Sistemas de Tratamento de Efluentes de Indústrias de Carne**. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 1999.

SINELLI, P.H. **Remoção de Fósforo de Efluente de Tratamento Anaeróbico por Processo Físico-Químico**. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da USP. São Paulo, 2002.

SIRIANI, C. **Worker Participation in the Late Century: some critical issues**. Philadelphia: Temple University Press, 1987.

SOARES, S. R. **Análise Multicritério como Instrumento de Gestão Ambiental**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

SOARES, S.R.; SOUZA,D.M.; WARMILING, S.P. A Avaliação do Ciclo de Vida no Contexto da Construção Cvil. In: SATTLER, Miguel Aloysio; BUTTKAY,Fernando Oscar Pereira (org). **Construção e Meio Ambiente**. Porto Alegre: ANTAC, 2006, (Coleção Habitare), v. 7, p. 96-127.

SOCIAL ACCOUNTABILITY INTERNATIONAL – SAI -**SA 8000**: standard for social accountability. Disponível em: <<http://www.sa-intl.org>>. Acesso em: 24 de abril de 2008.

SOHUBIHE FILHO, G. A. **A Política Nacional de Recursos Hídricos**. 2000 Disponível em: <[http:// www.eco2000.com.br/ecoviagem/ecoestudos/pdf/recursos-hidricos.pdf](http://www.eco2000.com.br/ecoviagem/ecoestudos/pdf/recursos-hidricos.pdf)>. Acesso em: 12 de abril de 2004.

SONESSON, V. *et. al.* Environmental and Economic Analysis of Management Systems for Biodegradable Waste. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v.28, p.29-53, 2000.

SOUZA, M. S. M. **Variações no Ciclo Nictemeral da Qualidade do Efluente Final da ETE do Município de Guarabira-PB**. Dissertação (Mestrado) – UFPB, Campina Grande, Pernambuco, 1994.

SOUSA, J. T. de; Van HAANDEL; A.C .;GUIMARÃES, A.V.A . Performance of Constructed Wetland Systems Treating Anaerobic Effluents. **Water Science and Technology**, Elsevier, v.48,n.6, p. 295-299, 2003.

SOUZA, M. N. **Recuperação de Áreas Degradadas**. Apostila do Curso de Pós Graduação em Gestão Ambiental, 2005. EVATA, Viçosa, MG. Disponível em: <[http://www.evata.com.br/apostila\\_rad.pdf](http://www.evata.com.br/apostila_rad.pdf)> Acesso em: 03 de abril de 2008.

STRAGER, M.P.; ROSENBERGER, R.S. Incorporating Stakeholder Preferences for Land Conservation: weights and measures in spatial MCA. **Ecological Economics**, Elsevier, v. 57, p.627-639, 2006.

STROBEL, O. M. **Agenda 21 Local**: um modelo para capacitação de facilitadores apoiado em ambiente colaborativo virtual. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

SUH, Y.; ROUSSEAU, P. An LCA of Alternative Wastewater Sludge Treatment Scenarios. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v.35, n.3, p.191-200, 2002.

TAKAHASHI, F.;MORAIS, F. Avaliação do Ciclo de Vida dos Produtos: uma ferramenta de controle ambiental. In: ENCONTRO DE ENGENHARIA E TECNOLOGIA DOS CAMPOS GERAIS, 2. 2006, Ponta Grossa, Paraná **Anais...**Ponta Grossa, PR: AEAPG, 2006.

TARANTINI, M.; FERRI, F. LCA of Drinking and Wastewater Treatment Systems of Bologna City: final results. In: INTER-REGIONAL CONFERENCE ENVIRONMENT WATER. 4., 2001, Fortaleza, Brazil. **Anais...** Fortaleza: Springerlink, 2001.

TARANTINI, M.; BUTTOL, P.; MAIORINO, L. An Environmental LCA of Alternatives Scenarios of Urban Sewage Sludge Treatment and Disposal. **Thermal Science**, Belgrade, v. 11, n.3, p. 153-164, 2007.

THOMAZ, H.J.R. **Seleção de Empregados em Indústria de Petróleo**: uma análise pelo método AHP. Dissertação (Mestrado Profissionalizante em Administração). Faculdade de Economia e Finanças IBMEC, Rio de Janeiro, 2006.

TOMAN, M. A. **The Difficulty in Defining Sustainability**. Resources, n.106, p.3-6, 1992.

TUNDISI, J.G. **Água no Século XXI**: enfrentando a escassez. Rio de Janeiro: ABES, 2003

USEPA. **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. Ohio, Cincinnati: Office of Research and Development, EPA/65/R-99/010, 2000, 165 p.

USEPA-US (Environmental Protection Agency and Science Applications International Corporation). LCAccess - LCA 01.2001. Disponível em: < <http://www.epa.gov/ORD/NMRL/lcaccess/lca101htm>>. Acesso em: 24 de fevereiro de 2008.

WANG, B. Ecological Waste Treatment and Utilization Systems on Low-cost Energy: saving/generation and resources recoverable technology for water pollution control in China. **Water Science and Technology**, Oxford, v.24, n.5, 1991, p.9-19.

WILDERER, P.A.; SCHREFF, D. Descentralized and Centralized Wastewater Management: a challenge for technology developers. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 41, n.1, p.1-8, 2000.

VALT, R.B.G. **Análise do Ciclo de Vida de Embalagens de PET, de Alumínio e de Vidro para Refrigerantes no Brasil Variando a Taxa de Reciclagem dos Materiais**. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-graduação em Engenharia, Universidade Federal do Paraná, 2004.

VASCONCELOS, L., T., Participação Rumo à Sustentabilidade: a experiência da AL21. comunicação apresentada. In: CONGRESSO NACIONAL DE ENGENHARIA DO AMBIENTE, 6., 2001, Lisboa: Portugal, **Anais...** Lisboa, PT: IPEA, 2001.

VILAS BOAS, C. L. **Modelo Multicritério de Apoio a Decisão Aplicado ao Uso Múltiplo de Reservatórios**: estudo da Barragem do Ribeirão João Leite. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

VINCE, F. *et al.* Tool for the Environmental Evaluation of Potable Water. **Desalination**, Elsevier, n. 220, p. 37-56, 2008.

VLASOPOULOS, N.; MEMON, F.A. Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment Technologies Treating Petroleum Process **Water Science of the Total Environment**, Elsevier, v. 367, p. 58-702, 2006.

VOGTLÄNDER, J.G.; BREZET, H.C.; HENDRIKS C.F. The Virtual Eco-costs'99 - A single LCA - Based Indicator for Sustainability and the Eco-cost - Value Ratio (EVR) Model for Economic Allocation. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, Elsevier, v.5, n.6, 2000.

VOGTLÄNDER, J.G; BIJMA; BREZET H.C. Communicating the Eco-efficiency of Products and Services by Means of the Eco-costs/value Model. **Journal of Cleaner Production**, Elsevier, v.4, 2001

VOGTLÄNDER, J.G. *et al.* Characterizing the Change of Land-use Based on Flora Application for EIA and LCA. **Journal of Cleaner Production**, Elsevier, v.12, p.47-57, 2004.

Van VOORNEBURG, F.; Van VEEN, H.J. Treatment and Disposal of Municipal Sludge in the Netherlands. **Journal of the Institution of Water and Environmental Management**, London, v.7, p.117-121, 1993.

Von SPERLING, M. Criterios e Dados para uma Seleção Preliminar de Sistemas de Tratamento de Esgotos. **Revista Bio**, Rio de Janeiro, Brasil, v.3, jan./abr.1994. Encarte Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES.

Von SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. In: \_\_\_\_\_. **Introdução à Qualidade das Águas e do Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: DESA - UFMG. 1996. v. 1

Von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. Tendências no Tratamento Simplificado de Águas Residuárias: tópicos de relevância. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL: TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS E INDUSTRIAIS, 1996, Belo Horizonte, MG. **Anais...** Belo Horizonte: UNICAMP, 1996.

Von SPERLING, M., *et al.* Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Lodos Ativados. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos**. Belo Horizonte: PROSAB, FINEP, v. 2. Projeto.,2001.

Von SPERLING, M. **Lodos Ativados**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2002.



XING, S., XU, Z., JUN, G., Inventory Analysis of LCA on Steel-and Concrete - Construction Office Buildings. **Energy and Buildings**, Lausanne, n.40, p. 1168-1193, 2008.

YU, Q.; ZHIVIAN, H.; ZHIGNO, Y. Integrated Assessment of Environmental and Economic Performance of Chemical Products Using Analytic Hierarchy Process Approach. **J. Chem. Eng.**, China, v.15, n.1, p. 81-87, 2007.

ZERI. Introduccion to the Theory Behind Zeri. Disponível em: <<http://www.zeri.org/theory.htm>>. Acesso em: 6 de julho de 2003.

ZUFFO, A.C., **Seleção e Aplicação de Métodos Multicriteriais ao Planejamento Ambiental de Recursos Hídricos**. Tese (Doutorado em Engenharia). Universidade de São Paulo. São Carlos, 1998.

## APÊNDICE A

### PRÉ-DIMENSIONAMENTO DAS ALTERNATIVAS

O pré-dimensionamento foi feito para as seguintes alternativas:

- Alternativa 1: Reator anaeróbio + Banhados construídos;
- Alternativa 2: Lagoas de estabilização (LF+LM) + Banhados construídos;
- Alternativa 3: Lodos ativados (aeração prolongada) + desinfecção.

Os processos de tratamento foram dimensionados da seguinte forma:

- Reator anaeróbio: método baseado no tempo hidráulico de detenção.
- Banhados construídos: método baseado no tempo hidráulico de detenção.
- Lagoas facultativas: método baseado na carga superficial utilizando-se a equação proposta por Gloyna, considerando-se o reator com o fluxo disperso mediante a equação de Yánes.
- Lagoa de maturação: método baseado no tempo hidráulico de detenção.
- Lodos Ativados: Mediante recomendações propostas pela NBR 12.209/92.
- Unidade de Desinfecção: método baseado no tempo hidráulico de detenção.

A vazão média total afluente ao tratamento é de 265L/s. De acordo com a concepção do projeto da ETE, foram estabelecidos três conjuntos ou módulos de vazão para o tratamento equivalentes a:

$$Q_{\text{med}}(\text{módulo}) = 265/3 = 88\text{L/s}$$

A concentração de  $\text{DBO}_5$  resulta da relação entre a carga orgânica e a vazão afluente à ETE. No caso em estudo, por similitude com as características dos esgotos afluentes à ETE São Jorge, com projeto recente de ampliação e melhoria, fixou-se a  $\text{DBO}_5$  em 220mg/L para todas as etapas de projeto.

Assim, para o dimensionamento hidráulico/biológico do sistema de tratamento, adotou-se para a DBO<sub>5</sub> o valor de 220mg/L e DQO de 440 mg/L, que corresponde a duas vezes o valor da DBO<sub>5</sub>. Normalmente para esgotos brutos, a relação DQO/DBO<sub>5</sub> varia no intervalo compreendido entre 1,7 a 2,4.

O NTK foi adotado como sendo igual a 40mg/L e o Fósforo Total, igual a 7mg/L. Estes valores são recomendados por Metcalf & Eddy (2004) e referem-se a comunidades com esgotos com características predominantemente fracas o que vem ao encontro com as características econômicas do município, onde há um predomínio das atividades do setor terciário.

Os coliformes fecais contidos no esgoto bruto equivalem a  $1,15 \times 10^7$  NMP/100mL e são relativos aos dados locais, vinculados as características do afluente encaminhado a ETE São Jorge.

O horizonte de projeto corresponde a 30 anos, sendo que o ano de início de operação do sistema está previsto para 2010 e o alcance irá ocorrer em 2039.

### **Alternativa 1: Reator anaeróbio seguido de Banhados construídos**

O dimensionamento da Alternativa 1 foi realizado de acordo com o Projeto da ETE Araçá, conforme ECOPLAN (2008).

#### **- Reator anaeróbio**

Concentração de matéria orgânica

#### **- Dimensionamento hidráulico**

São quatro os principais critérios/parâmetros básicos para o dimensionamento de reatores anaeróbios com manto de lodo:

- taxa de aplicação volumétrica no reator, em m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia;
- tempo hidráulico de detenção no reator, em h;
- taxa de aplicação superficial na câmara de decantação, em m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia;

- tempo hidráulico de retenção na câmara de decantação, em h.

#### *Câmara de decantação*

- Vazões média e máxima de um módulo de vazão:

$$Q_{\text{med}} = 88\text{L/s}$$

$$Q_{\text{max}} = 147\text{L/s}$$

- Taxa de aplicação superficial:

$$\tau = 0,65\text{m/h (adotada)}$$

- Área necessária para decantação:

$$A_t = Q_{\text{med}} = 0,088 \times 3.600\text{m}^3/\text{h} / 0,65\text{m/h} = 487,4\text{m}^2$$

- Verificação da taxa de aplicação superficial para a condição de pico:

$$Q_{\text{pico}} = 147\text{L/s}$$

$$\tau = 0,147 \text{ m}^3/\text{s} \times 3.600\text{m}^3/\text{h} / 487,4\text{m}^2 = 1,08 \text{ m/h} (< 1,2\text{m/h para } Q_{\text{max}}) \text{ (Ok)}$$

- Número de câmaras de decantação por módulo de vazão:

Foram adotadas seis câmaras de decantação por módulo de vazão, duas para cada uma das três câmaras de digestão.

- Área das câmaras de decantação:

Cada câmara das seis que compõem um módulo de vazão tem a área superficial de:

$$A_{\text{ud}} = 487,4\text{m}^2/6 = 81,23 \text{ m}^2$$

- Altura útil das câmaras:

$$H_r = 0,45\text{m (altura útil da parte retangular da câmara, adotada).}$$

$$H_{\text{tri}} = 1,2\text{m (altura útil da parte triangular da câmara, adotada)}$$

$$H_u = H_r + H_{\text{tri}} = 0,45 + 1,2 = 1,65\text{m}$$

- Comprimento e largura de cada câmara:

$$B_d = 2,50\text{m (adotado por câmara)}$$

$$L_d = A_{ud}/B_d = 81,23\text{m}^2/2,50\text{m} = 32,50\text{m} - \text{adotado } B_d = 32\text{m}$$

- Área útil de cada câmara corrigida:

$$A_{ud} = 2,5 \times 32 = 80\text{m}^2$$

- Volume útil de cada câmara:

$$V_{ret} = H_{ret} \times A_{ud} = 0,45 \times 80 = 36\text{m}^3$$

$$V_{tri} = L_d \times A_{tri} = 32 \times (2,5 \times 1,2/2) = 32 \times 1,5 = 48\text{m}^3$$

$$V_d = V_{ret} + V_{tri} = 36 + 48 = 84\text{m}^3$$

- Tempo hidráulico de detenção nas câmaras:

Para um módulo de vazão, com um total de 6 câmaras de decantação, resultou:

$$THD = V_d/Q = 6 \times 84\text{m}^3/0,088 \times 3.600\text{m}^3/\text{h} = 1,59 \text{ h } (1,0 < t_c < 2\text{h, para } Q_{med}) \text{ (ok)}$$

### *Câmaras de digestão*

Será considerado como câmara de digestão à zona que se localiza abaixo das câmaras de decantação, descontando-se do volume dos reatores àquele utilizado pelas mesmas. Como o processo é anaeróbio, o dimensionamento será desenvolvido com base na carga de DQO afluente ao tratamento.

- Vazão média afluente para um módulo de vazão:

$$Q_{med} = 88\text{Ls}$$

- Carga média de DQO afluente ao tratamento para um módulo de vazão:

$$C_o = S_o \times Q_{med} = 0,44 \text{ kg/m}^3 \times 0,088 \times 86.400 \text{ m}^3/\text{dia} = 3.345 \text{ kg.DQO/dia}$$

- Número de câmaras de digestão por módulo de vazão:

Para cada módulo de vazão, serão adotadas três câmaras de digestão.

- Altura útil das câmaras:

$$H_{\text{udi}} = 3,45\text{m (adotado)}$$

- Comprimento de cada câmara:

$$L_{\text{di}} = 32\text{m (é o mesmo da câmara de decantação)}$$

- Largura de cada câmara:

$$B_{\text{di}} = 8,50\text{m (adotado como largura de cada câmara)}$$

- Volume útil de cada câmara:

$$V_{\text{tot}} = B_{\text{di}} \times H_{\text{udi}} \times L_{\text{di}} = 8,50 \times 3,45 \times 32 = 938,4\text{m}^3$$

O volume útil das câmaras de digestão é o volume total calculado menos o volume ocupado pela parte triangular das câmaras de decantação. Sendo três as câmaras de digestão e seis as de decantação, resultou:

$$V_{\text{di}} = V_{\text{tot}} - V_{\text{tri}} = 3 \times 938,4\text{m}^3 - (6 \times 84\text{m}^3) = 2.311\text{m}^3$$

- Tempo hidráulico de detenção:

Para cada módulo de vazão, tem-se que:

$$T_{\text{di}} = V_{\text{di}}/Q_{\text{med}} = 2.311\text{m}^3/0,088 \times 3.600\text{m}^3/\text{h} = 7,3\text{h} (6,0 < t_{\text{di}} < 10\text{h, para } Q_{\text{med}}) \text{ (ok)}$$

- Verificação de  $T_{\text{di}}$  para a condição de pico:

$$Q_{\text{max}} = 147\text{L/s}$$

$$T_{\text{di}} = 2.311\text{m}^3/0,147 \times 3.600\text{m}^3/\text{h} = 4,37 \text{ h} (4,0 < t_{\text{di}} < 6,0 \text{ h para } Q_{\text{max}}) \text{ (ok)}$$

- Verificação da carga orgânica volumétrica aplicada:

A carga orgânica volumétrica aplicada em um módulo de vazão, composto por três câmaras de digestão é:

$$\text{COV} = \text{CO}/V_{\text{di}} = 3.345\text{kg/DQO}/\text{dia}/2.311\text{m}^3 = 1,45\text{kg.DQO}/\text{m}^3.\text{dia}$$

Para esgotos domésticos, de baixa concentração, como é o caso em pauta, recomenda-se taxas inferiores a 2,5 - 3,0kg.DQO/m<sup>3</sup>.dia. Logo o dimensionamento está correto.

- Verificação da carga hidráulica volumétrica aplicada:

A carga hidráulica volumétrica aplicada em cada câmara de digestão de cada módulo de vazão é:

$$\text{CHV} = Q_{\text{med}}/V_{\text{di}} = 0,088 \times 86.400 \text{ m}^3/\text{dia}/ 2.311\text{m}^3 = 3,29 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{dia} (< 5\text{m}^3/\text{m}^3.\text{dia}) \text{ (ok)}$$

- Avaliação da produção de metano:

A produção teórica de metano nas câmaras digestoras pode ser estimada a partir das equações:

$$\text{DQO CH}_4 = Q_{\text{ETE}} \times [ (\text{So} - \text{S}) - Y_{\text{obs}} \times \text{So} ]$$

Nesta equação, So e S são as DQO afluentes e efluente dos digestores anaeróbios. De acordo com a bibliografia, as eficiências na remoção de carga orgânica por digestores anaeróbios de fluxo ascendente, como é o caso em pauta, podem ser avaliadas pelas expressões:

$$\text{EDBO} = 100 \times (1 - 0,70 \times T_{\text{di}}^{-0,50})$$

$$\text{EDQO} = 100 \times (1 - 0,68 \times T_{\text{di}}^{-0,35})$$

Onde:

EDBO = eficiência dos digestores anaeróbios na remoção de DBO (%)

EDQO = eficiência dos digestores anaeróbios na remoção de DQO (%)

T<sub>di</sub> = tempo hidráulico de detenção nas câmaras de digestão (h)

0,7, 0,50, 0,68 e 0,35 = constantes empíricas

Obteve-se, assim, para um módulo de vazão:

$$Q = 88\text{L/s}$$

$$\text{EDBO} = 100 \times (1 - 0,70 \times 7,30^{-0,50}) = 74 \%$$

$$EDQO = 100 \times (1 - 0,68 \times 7,30^{-0,35}) = 66 \%$$

Para a condição de pico:

$$EDBO = 100 \times (1 - 0,70 \times 4,37^{-0,50}) = 66,5\%$$

$$EDQO = 100 \times (1 - 0,68 \times 4,37^{-0,35}) = 59,4\%$$

As eficiências foram calculadas com base em constantes empíricas determinadas para temperaturas que oscilavam entre 20° e 25° C. Para a situação do Rio Grande do Sul, especificamente de Capão da Canoa, onde no inverno, embora por período pequeno de tempo, ocorrem temperaturas inclusive inferiores a 13° C, seria um otimismo admitirem-se as eficiências anteriormente calculadas, sem o aquecimento artificial dos reatores. Além disso, os tempos hidráulicos de detenção mostram-se baixos, sugerindo que as eficiências deverão atingir percentuais inferiores aos determinados. Assim, visando o perfeito funcionamento da ETE e a garantia de padrões de emissão satisfatórios fixou-se conservadoramente eficiências alguns pontos percentuais inferiores às verificadas para a vazão de pico. Serão elas:

$$EDBO = 65\%$$

$$EDQO = 55\%$$

Resultam, assim, as seguintes concentrações de matéria orgânica efluentes dos digestores anaeróbios e afluentes aos banhados construídos:

$$SDBO = 220\text{mg/L} - (220\text{mg/L} \times 0,65) = 77\text{mg/L}$$

$$SDQO = 440\text{mg/L} - (440\text{mg/L} \times 0,55) = 198\text{mg/L}$$

Assumiu-se, assim que 55% de eficiência para remoção de DQO, conforme cálculos anteriores  $Y_{obs}$  refere-se à produção global de sólidos no sistema, que incorpora tanto a acumulação de sólidos não biodegradáveis no lodo, quanto o crescimento e o decaimento de microrganismos. Este parâmetro, de acordo com a experiência brasileira está compreendido entre 0,11 e 0,23 kg. DQOlodo/kgDQOaplic. Será adotado, neste trabalho,  $Y_{obs} = 0,21$  kgDQOlodo/kgDQOaplic.



$$DQO_{CH_4} = 0,088 \times 86.400 \times [(0,44 - 0,198) \text{ kg DQO/m}^3 - 0,21 \text{ kgDQOolodo/kgDQO aplic} \times 0,44\text{kgDQO/m}^3] = 1.137\text{kg DQO/dia}$$

A conversão da massa de metano em produção volumétrica pode ser feita através das equações:

$$Q_{CH_4} = DQO_{CH_4}/k(t)$$

Onde:

$$Q_{CH_4} = \text{produção volumétrica de metano (m}^3/\text{dia)}$$

$$K(t) = \text{fator de correção para a temperatura operacional do digestor (kg.DQO/m}^3)$$

$$K(t) = P \times K / R \times (273 + t)$$

Onde:

$$P = \text{pressão atmosférica (1atm)}$$

$$K = \text{DQO correspondente a 1 mol de CH}_4 \text{ (64gDQO/mol)}$$

$$R = \text{constante dos gases (0,08206 atm.L/mol.K)}$$

$$t = \text{temperatura operacional do digestor}$$

Para uma temperatura do esgoto no mês mais frio da ordem de 13°C, resulta:

$$K(t) = (1\text{atm} \times 64\text{gDQO/mol}) / (0,08206 \text{ atm.L/mol K} \times (273 + 13^\circ\text{C})) = 2,73\text{kg.DQO/m}^3$$

$$Q_{CH_4} = 1.137\text{kg.DQO/dia} / 2,73\text{kgDQO/m}^3 = 416\text{m}^3/\text{dia}$$

Tratando-se de esgotos domésticos, os teores de metano no biogás são geralmente da ordem de 70 a 80%. Adotando-se 75%, resultou em:

$$Q_{\text{biogás}} = Q_{CH_4} / 0,75 = 416\text{m}^3/\text{dia} / 0,75 = 555\text{m}^3/\text{dia}$$

- Coletores de gás/acumuladores:

Projetou-se dois coletores/acumuladores de gás em cada câmara digestora com comprimento de 32m e largura de 0,30m cada um. Portanto a área total coletora de gases para um módulo de vazão com 3 câmaras digestoras será:

$$A_g = 2 \times 3 \times (32\text{m} \times 0,30\text{m}) = 57,6 \text{ m}^2$$

A taxa de liberação de gás será então:

$$\tau = Q_{\text{biogás}}/A_s = (555\text{m}^3/\text{dia}/24)/57,6\text{m}^2 = 0,40\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$$

O resultado, embora inferior ao valor recomendado de  $1,0\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ , permite pressupor-se a formação de uma adequada interface líquido-gás nos coletores de gases, suficiente para permitir a fácil liberação do gás retido no lodo.

#### - Leitões de secagem

- Produção diária de sólidos secos totais e volumétrica de lodo:

A estimativa da produção de lodo em digestores anaeróbios de fluxo ascendente com manto de lodo, como o caso em questão, pode ser realizada com a utilização do seguinte modelo:

$$P_{\text{lodo}} = Y \times \text{DQO}_{\text{apli}}$$

Onde:

$P_{\text{lodo}}$  = produção de sólidos no sistema (kg.SST/dia)

$Y$  = coeficiente de sólidos no sistema (kg.SST/kg.DQO<sub>apli</sub>)

$\text{DQO}_{\text{apli}}$  = carga de DQO aplicada no digestor (kg DQO/dia)

Os valores de  $Y$  reportados para o tratamento de esgotos domésticos são da ordem de 0,10 a 0,20kg SST/kg.DQO<sub>apli</sub>. No presente estudo, será adotado  $Y = 0,18\text{kgSST}/\text{kgDQO}_{\text{apli}}$  próximo ao limite superior da faixa sugerida (portanto, conservadoramente). Conforme já definido anteriormente, a carga de DQO média afluenta a um módulo de vazão de 88L/s é 3.345kgDQO/dia. Assim:

$$P_{\text{lodo}} = 0,18\text{kgSST}/\text{kgDQO}_{\text{apli}} \times 3.345 \text{ kgDQO}/\text{dia} = 602 \text{ SST}/\text{dia}.$$

Com o resultado obtido, estimou-se a produção volumétrica de lodo com a utilização da seguinte equação:

$$V_{\text{lodo}} = P_{\text{lodo}}/\gamma \times C$$

Onde:

$V_{\text{lodo}}$  = produção volumétrica de lodo (m<sup>3</sup>/dia)

$\gamma$  = peso específico

C = concentração do lodo, usualmente entre 3 e 5%

Fixando-se, conservadoramente,  $\gamma = 1020 \text{ kg/m}^3$  e  $C = 4\%$ , obtém-se:

$$V = 602 \text{ kg.SST/dia} / 1.020 \text{ kg/m}^3 \times 0,04 = 14,75 \text{ m}^3/\text{dia}$$

- Área dos leitos de secagem por digestor ou módulo de vazão:

Assumindo-se um tempo de secagem de lodo de 30 dias e uma altura útil máxima nos leitos no momento da descarga de 0,30m, a área total de leitos por módulo de vazão será:

$$A_s = V_{\text{lodo}} \times t / H = 14,75 \text{ m}^3/\text{dia} \times 30 \text{ dias} / 0,30 \text{ m} = 1.475 \text{ m}^2$$

- Número de leitos de secagem adotado para cada módulo de vazão:

Foram adotados 8 leitos de secagem para cada módulo de vazão a implantar. A área de cada leito de secagem resultou, então:

$$A_t = 1.475 \text{ m}^2 / 8 \text{ leitos} = 184 \text{ m}^2$$

- Dimensionais dos leitos:

Adotando-se uma relação comprimento/altura de 3:1, resultam as seguintes dimensões para cada unidade de leito de secagem (área por leito = 184m<sup>2</sup>).

$$B \times 3B = 184 \text{ m}^2 \text{ ----- } BLs = 8,5 \text{ m}^2. \text{ Logo, } Ls = 3BLs = 25,5 \text{ m}$$

Por facilidades construtivas, adotou-se as dimensões de 8,50m x 26m para cada leito de secagem, resultando um área útil corrigida de 221m<sup>2</sup>.

### - Banhados construídos

A vazão afluyente aos banhados é oriunda dos reatores UASB que reduzirão a DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto de 220mg/L para 77mg/L.

A vazão média de projeto para períodos de inverno foi estabelecida em 40% da vazão média de período de veraneio.

Em períodos de inverno, a temperatura apresenta valores mais baixos, o que diminuiria a eficiência do tratamento dos reatores UASB. Entretanto, pelo fato de ser o tempo de detenção hidráulico (TDH) no inverno duas vezes e meia o TDH que ocorre no período de veraneio, ocorre compensação e a DBO efluente dos UASB deverá manter-se inclusive em valores inferiores aos estabelecidos para o período de verão (menor que 77mg/L).

Temperaturas adotadas para o líquido no verão e no inverno serão respectivamente 22°C e 13°C.

A porosidade do meio, uma vez desenvolvidos os estandes de macrófitas será fixado em 0,70 e o gradiente hidráulico em 0,015 (1,5cm/100m).

#### Dimensionamento hidráulico

- Concentração de sólidos suspensos afluentes aos banhados construídos:

A concentração de sólidos em suspensão no efluente dos digestores anaeróbios depende de vários fatores, entre eles:

- concentração e características de sedimentabilidade no lodo presente no reator;
- frequência de descarte de lodo e altura do leito de lodo no reator;
- velocidades nas aberturas para o decantador;
- eficiência na separação de gases, sólidos e líquidos;
- taxas de aplicação e tempos de detenção hidráulicos nos compartimentos de digestão e decantação.

De acordo com a bibliografia, ao nível de conhecimento atual tem sido utilizado o seguinte modelo empírico de avaliação da concentração de SS no efluente destas unidades:

$$SS = 250/TDH + 10$$

Onde:

SS = concentração de sólidos suspensos no efluente (mg/L);

TDH = tempo de detenção hidráulico (h), no caso igual a 8h;

250 = constante empírica;

10 = constante empírica.

Para o caso em estudo, obtém-se:

$$SS = 250/7,3 + 10 = 44\text{mg/L}$$

A pouca concentração de sólidos em suspensão é a garantia de baixíssimas concentrações de sólidos sedimentáveis afluentes aos banhados. Considerando-se que em média a concentração de sólidos em suspensão em esgoto médio é de 300mg/L, verifica-se nos digestores anaeróbios uma eficiência percentual de:

$$E = (300 - 44)/300 = 85,33\%$$

- concentração de DBO efluente do tratamento primário (após tratamento nos digestores), conforme já referido:

$$DBO_5 = 77\text{mg/L}$$

- Concentração de coliformes fecais efluente do tratamento primário:

Considerando-se uma concentração no efluente bruto (antes do tratamento primário) de  $1,15 \times 10^7$  NMP/100mL (média dos resultados publicados pela CORSAN para a ETE São Jorge) e esperando-se uma eficiência de remoção de 80%, tem-se para o efluente dos digestores:

$$NMP_{\text{colifecal}} = 1,15 \times 10^7 - (1,15 \times 10^7 \times 0,80) = 2,3 \times 10^6 \text{ NMP/100mL}$$

- Concentração de nitrogênio total efluente do tratamento primário (após tratamento dos digestores):

Fixando-se para o Nitrogênio Total de *Kjeldahl* (NTK) uma concentração no esgoto bruto de 40 mg/L, compatível com os esgotos em estudo e uma eficiência para a decanto-digestão de 32%, resulta afluente aos wetlands uma concentração de:

$$N_o = 40 - (40 \times 0,32) = 27,20 \text{ mg/L}$$

- Cálculo da área superficial dos Banhados e eficiência de remoção da DBO:

Com base na análise do desempenho de sistemas operacionais, a área superficial dos Banhados é calculada para condições de inverno e verão com a utilização do seguinte modelo:

$$A_s = Q \times (\ln C_o - \ln C_e) / K_t \times d \times n$$

Onde:

$C_o$  = concentração do afluente em mg/L

$C_e$  = concentração do efluente, mg/L

$K_t$  = constante da taxa de degradação de primeira ordem,  $d^{-1}$

$d$  = altura da lâmina d'água, adotada em 0,50m

$n$  = porosidade do substrato, fração decimal

A constante  $K_t$  é dependente da temperatura. Assumindo-se 13°C para os meses fora da temporada de veraneio e 22°C para o período compreendido entre 15 de dezembro a 15 de março, como temperaturas médias, obtêm-se:

$$K_{13(\text{inv})} = 0,278 \times (1,06)^{(13-20)} = 0,185 \text{ d}^{-1}$$

$$K_{22(\text{verão})} = 0,278 \times (1,06)^{(22-20)} = 0,312 \text{ d}^{-1}$$

O Quadro seguinte apresenta as concentrações de  $DBO_5$  ( $C_e$ ) no efluente dos banhados construídos para as condições de verão e inverno. As referidas concentrações foram obtidas explicitando-se  $C_e$  na equação para o cálculo de  $A_s$ .

Área Superficial (m <sup>2</sup> )	C <sub>e</sub> (mg/L)	
	Verão (22°C)	Inverno (13°C)
250.000	23,3	13,2
272.000	21,0	11,3
275.000	20,7	11,0
283.000	19,9	10,4
300.000	18,4	9,2
325.000	16,3	7,7
350.000	14,5	6,5
375.000	12,8	5,4

Com base no quadro anterior, serão necessários 28,3ha de área a ser disponibilizada para os banhados construídos para que o efluente dos mesmos apresente DBO<sub>5</sub> de 19,90mg/L no verão e 10,40 mg/L no inverno. Desta forma, serão adotados três módulos de banhados, acompanhando cada módulo de digestores anaeróbios, tendo 9,1ha o Banhado 1 e 9,0ha os Banhados 2 e 3. A forma a ser adotada para os mesmos será retangular, com extremidades arredondadas. Com isto, a área global final reduz-se para aproximadamente 272.000m<sup>2</sup>, ou 27,2 ha, resultando uma DBO<sub>5</sub> de 21mg/L no verão e de 11,3mg/L no inverno.

- Concentração de coliformes fecais efluente dos banhados:

De acordo com Reed e Crites (1998), a remoção de coliformes fecais em banhados construídos depende fundamentalmente do tempo hidráulico de retenção e da temperatura. Estes pesquisadores sugerem que o tempo de residência seja adotado na verificação de coliformes como sendo 50% do efetivamente estabelecido para projeto. Embora a remoção dos patógenos esteja relacionada a complexos mecanismos determinados pelo armadilhamento, adsorção e filtração exercidos sinergicamente pelas macrófitas e radiação solar, o desempenho dos banhados na remoção de coliformes pode ser expresso por este modelo:

$$C_e/C_o = 1 / (1 + t + Kt)^n$$

Onde:

C<sub>o</sub> = concentração afluente aos banhados: 2,3 x 10<sup>6</sup> NMP/100mL;

$C_e$  = concentração efluente dos banhados em NMP/100mL;

$T$  = tempo hidráulico de detenção (dia);

$K_t$  = taxa de remoção de coliformes ( $\text{dia}^{-1}$ ), dependente da temperatura do líquido, neste caso adotada  $22^\circ\text{C}$  para a condição de verão (maior contribuição) e  $13^\circ\text{C}$  para a condição de inverno.

$n$  = número de células em série, adimensional.

A USEPA (2000) sugere no Manual “Constructed Wetlands Treatments of Municipal Wastewaters” que, no caso de FWS, uma célula de um Banhado Construído seja compartimentada em 3 zonas:

- Zona 1: zona com macrófitas emergentes, onde predominarão a floculação biológica e a sedimentação de sólidos;
- Zona 2: zona com vegetação natural submersa, onde o espelho d’água permitirá grande remoção de DBO e nitrificação;
- Zona 3: zona com macrófitas emergentes, onde ocorrerá o polimento final do efluente com remoção complementar de sólidos e constituintes associados, como o nitrogênio, através da desnitrificação.

É interessante observar que a remoção de fósforo em Banhados é geralmente pequena e em geral devido a efeitos adsortivos.

Ao mesmo tempo, sedimentação e remoção de patogênicos são devidos ao tempo hidráulico de detenção na Zona 1, ao tempo hidráulico e detenção na Zona 2 e ao tempo hidráulico e detenção na Zona 3. O conceito de compartimentação não exige, necessariamente, que se estabeleçam divisores físicos entre células em série, no entanto, esta providência é interessante, na medida em que se independizem os elementos.

Zona 1: qualquer tempo de detenção superior a 2 dias frente a vazão máxima é desnecessário, posto que os processos de floculação e sedimentação e de condições anaeróbias já ocorreram.

Zona 2: o espelho d’água exposto permite a reaeração natural pelas plantas submersas durante o dia (fotossíntese), elevando o oxigênio disponível, o que facilita a nitrificação (conversão do



nitrogênio amoniacal para nitrato). Em processos naturais, são necessários, para tanto, elevados tempos de detenção e grandes quantidades de oxigênio. No presente caso, deve-se limitar o tempo hidráulico de detenção entre 2 a 3 dias, para que seja evitado um “bloom” de algas. Ressalte-se, que as reações que aqui ocorrem são as mesmas que ocorrem em uma lagoa facultativa, o que justifica a aplicação do modelo de decaimento bacteriano anteriormente referido.

Zona 3: completamente vegetada e tem função similar a Zona 1. No entanto, é nela que ocorrerá a remoção dos nitratos gerados na Zona 2. A mortalidade natural das plantas libera substratos orgânicos (fontes de carbono) necessárias para a desnitrificação (nitrato a nitrogênio elementar). A bibliografia sugere que com tempos hidráulicos de detenção entre um e dois dias, já é possível ter-se em esgotos domésticos concentrações de nitratos inferiores a 10mg/L.

A definição das zonas e o cálculo das eficiências na remoção de coliformes fecais foi realizada a partir de algumas assertivas.

- 1/3 da vazão total do sistema será direcionado ao menor banhado, de área igual a 9ha. O comprimento deste banhado será de 466m. Descontando-se a largura das estruturas de entrada e saída, cada uma com cerca de 10m, o comprimento fica reduzido a 446m. Ao longo de seu comprimento serão executados 2 septos transversais, em rachão (pedra de mão) que possibilitarão a criação das 3 Zonas já percorridas.

As 3 Zonas terão a mesma profundidade, ou seja, 0,50m.

TDH no inverno e verão:

Verão:

$$\text{TDH} = (272.000\text{m}^2) (0,5\text{m}) (0,70)/22.896\text{m}^3/\text{dia} = 4,2 \text{ dias}$$

Inverno: (40% da vazão de verão)

$$\text{TDH} = (272.000\text{m}^2) (0,5\text{m}) (0,7)/(0,4) (22.896\text{m}^3/\text{dia}) = 10,4 \text{ dias}$$

Área da Zona 2, para 2 dias de TDH para atendimento da Vazão de verão, será:

$$A_2 = 90.000\text{m}^2 \times 2 \text{ dias}/4,2 \text{ dias} = 42.857\text{m}^2$$

O comprimento da referida zona será:

$$L_2 = 42.857\text{m}^2 / (211 - 6\text{m}) = 209\text{m}$$

Comprimento das zonas 1 e 3 do Banhado 1:

$$L_1 = L_3 = 446\text{m} - 209\text{m} / 2 = 118,5\text{m}$$

Os TDH nas Zonas 1 e 3 serão de 1,1 dias no verão e no inverno 2,75 dias.

Considerando que o esgoto bruto como  $1,15 \times 10^7$  NMP/100mL ao passar pelos reatores sofra uma redução de 80% nos coliformes, o afluente aos banhados terá uma concentração  $2,3 \times 10^6$  NMP/100mL.

A concentração de CF no efluente final do Banhado 1, será dada pela expressão anteriormente referida adaptada para as 3 Zonas:

$$N_e = 2,3 \times 10^6 \text{ CF}/100\text{mL} / (1+t_1.K_p)(1+t_2.K_p)(1+t_3.K_p)$$

Para os períodos de inverno e de verão, os valores da constante de remoção de CF serão:

$$\text{- inverno: } k_p (13^\circ\text{C}) = 2,6(1,19)^{13-20} = 0,77 \text{ d}^{-1}$$

$$\text{- verão: } k_p (22^\circ\text{C}) = 2,6(1,19)^{22-20} = 3,68 \text{ d}^{-1}$$

$$L_1 = L_3 = 446\text{m} - 209\text{m} / 2 = 118,5\text{m}$$

Logo, em período de verão, a concentração de CF no efluente do Banhado 1, será:

$$N_e = 2,3 \times 10^6 \text{ NMP}/100\text{mL} / (1+1,1.3,68)(1+2.3,68)(1+1,1.3.68) = 1,1 \times 10^4 \text{ NMP}/100\text{mL}$$

No inverno, a concentração será:

$$N_e = 2,3 \times 10^6 \text{ NMP}/100\text{mL} / (1+2,75.0,77)(1+5.0,77)(1+2,75.0,77) = 4,9 \times 10^4 \text{ NMP}/100\text{mL}$$

O fato de no verão a vazão afluente ao sistema de banhados é 3,5 vezes a vazão de inverno não impede que a concentração de CF efluente dos banhados seja menor para o período de verão, Isto se deve ao fato de que para  $22^\circ\text{C}$  a constante de velocidade de remoção dos CF é igual a 3,68, enquanto que para o inverno a referida constante é 0,77.

Eficiência:

$$E (\text{verão}) = 1,15 \times 10^7 - 1,1 \times 10^4 / 1,15 \times 10^7 = 99,9\%$$

$$E (\text{inverno}) = 1,15 \times 10^7 - 4,9 \times 10^4 / 1,15 \times 10^7 = 99,6\%$$

Concentração de nitrogênio efluente dos Banhados:

A remoção do nitrogênio é dependente da temperatura e extremamente sensível às baixas temperaturas. Para temperaturas inferiores a 5°C, a remoção de nitrogênio é problemática. A forma em que o nitrogênio se apresenta também é importante. Os Banhados removem muito mais facilmente nitratos do que nitrogênio amoniacal, assim se a meta é a remoção de nitrogênio, deve-se primeiro proporcionar a produção de nitratos para em um segundo momento removê-los do Banhado. No caso presente, tem-se a predominância do nitrogênio amoniacal na zona 1, posto que é efluente de tratamento anaeróbio. Neste caso tem-se o seguinte modelo:

$$\text{THD} = \ln (\text{NTK}/\text{NH}_4) / K_t$$

Onde:

THD = tempo hidráulico de detenção, calculado, 1,1 dias (verão) e 2,75 dias (inverno)

NTK = Nitrogênio Total de *Kjeldahl*, em mg/L, estabelecido anteriormente em 27,2mg/L

NH<sub>4</sub> = nitrogênio amoniacal no efluente em mg/L

$$\text{KNH} = 0,01854 + 0,3922(\text{rz})^{2,6077}, \text{ adimensional calculado} = 0,1733$$

rz = percentual da lâmina de macrófitas ocupada pelo sistema de macrófitas emergentes (0,70)

$$K_t = \text{KNH} \times (1,048)^{(T-20)}$$

$$\text{Verão} = 0,19\text{d}^{-1} \text{ e inverno} = 0,12 \text{ d}^{-1}$$

Na condição de verão, tem-se que:

$$\text{NH}_4 = \text{NTK} / (e^{(k_t \times \text{THD})}) = 22\text{mg/L}$$

Na condição de inverno, resulta em 19,6mg/L.

Na suposição de que todo o nitrogênio amoniacal seja convertido a nitrato na zona 2, o modelo anterior passa a ser:

$$\ln(\text{NO}_{3\text{af}}/\text{NO}_{3\text{efl}}) = K_t \times \text{THD}$$

Onde  $K_t = 1,13^{(T-20)}$ , logo no verão,  $K_t = 1,32\text{d}^{-1}$ , no inverno,  $K_t = 0,36\text{d}^{-1}$

$\text{NO}_{3\text{af}}$  = nitrogênio nitrato no afluente em mg/L, assumido como 22mg/L no verão e 19mg/L no inverno.

$\text{NO}_{3\text{efl}}$  = nitrogênio nitrato no efluente, em mg/L

No verão:

$$\text{NO}_{3\text{efl}} = \text{NO}_{3\text{af}} / (e^{(k_t \times \text{THD})}) = 5,15\text{mg/L}$$

No inverno:

$$\text{NO}_{3\text{efl}} = 7,06\text{mg/L}$$

Com base no exposto, é razoável esperar-se uma concentração de nitrogênio total inferior a 10mg/L no efluente final, de acordo com a legislação.

### Remoção de DQO

Para o efluente tratado, a relação DQO/DBO<sub>5</sub> sobe para valores superiores a 3. Neste estudo será adotado o valor de 3 para a referida relação. Desta forma:

$$\text{DQO} = 3 \times \text{DBO}_5 = 3 \times 12,70 = 38,10\text{mg/L}$$

### Remoção de Fósforo

Será adotado as eficiências contidas na Figura 24:

$$R_a = 37,5\% \text{ (média entre os valores inferior e superior)}$$

$$\text{banhados} = 50\%$$

$$7 \times 0,375 = 4,37$$

$$4,37 \times 0,5 = 2,18$$

Portanto, o  $P_T$  no efluente será 2,18mg/L.

### **Alternativa 2: Lagoas de estabilização (LF + LM) seguidas de banhados construídos**

O efluente do tratamento preliminar será encaminhado para tratamento em um sistema de lagoas facultativas e de maturação, com o objetivo de remover a matéria orgânica e, principalmente, para obtenção de padrões de qualidade requeridos no efluente final, em termos de organismos patogênicos.

A carga orgânica aplicada ao sistema será de:

$$CO = 0,088\text{m}^3/\text{s} \times 86.400\text{s}/\text{dia} \times 0,22\text{kg}/\text{m}^3 = 1672,70\text{kg DBO}_5/\text{dia}$$

O valor de taxa de carga orgânica obtido pela expressão proposta será:

$$TCO = \frac{357,4 \times 1,085^{15-20}}{1,3} = 183 \approx 200\text{kg DBO}_5/\text{ha.dia}$$

Para fins de segurança, o valor de Taxa de Carga Orgânica obtido foi dividido por um fator de segurança de 1,3, com vistas a reduzir a formação de zonas anaeróbias junto à zona de entrada do afluente às lagoas.

Neste caso, a área superficial necessária será de:

$$\text{Área} = \text{Carga orgânica aplicada}/TCO$$

$$\text{Área} = \frac{1672,7}{200} = 83.600 \text{ m}^2 \approx 8,36 \text{ ha}$$

Considerando 2 módulos de 41.800m<sup>2</sup> cada e a relação comprimento / largura (B/L) igual a 3, tem-se para cada modulo o seguinte dimensional:

$$3L^2 = 41.800$$

$$L = 118\text{m}$$

$$B = 355\text{m}$$

Adotando-se profundidade útil de 1,50m para o caso de lagoa facultativa tem-se um volume:

$$\text{Volume} = 4,18 \times 10^4 \times 1,50 = 62.835 \text{ m}^3$$

O tempo de detenção hidráulico nas lagoas facultativas será de:

$$\text{TDH} = \frac{125.400}{88 \times 86,4} = 16,49 \text{ dias (ok)}$$

A concentração de coliformes fecais estimada no efluente da lagoa facultativa será baseada no critério de decaimento seguindo cinética de primeira ordem e escoamento em fluxo disperso.

Admitindo-se relação comprimento / largura de 3:1, obtém-se para coeficiente de dispersão “d” o valor de:

$$d = \frac{3}{-0,261 + (0,254 \times 3) + (1,014 \times 3^2)} = 0,31$$

O coeficiente de decaimento bacteriano, estimado será:

$$K_b = 1,18 \text{ dia}^{-1}$$

$$K_b = K_{b20} \cdot \theta^{T-20}$$

Onde:

$$K_{b20} = 1,18 \text{ dia}^{-1}$$

$$\theta = 1,07$$

$$T = 15,25^\circ\text{C}$$

$$K_b = 0,85 \text{ dia}^{-1}$$

A eficiência de decaimento bacteriano será determinada pela expressão desenvolvida por Wehner e Wilhelm, conforme abaixo apresentado.

$$C/C_0 = \frac{4ae \left( \frac{1}{2d} \right)}{\left[ (1 + 2d)^2 \text{xe} \left( \frac{a}{2d} \right) \right] - \left[ (1 - a)^2 \text{xe} \left( \frac{-a}{2d} \right) \right]}$$

Onde:

$$d = 0,31$$

$$a = (1 + 4K_b \times TDH \times d)^{1/2} = (1 + 4 \times 0,85 \times 16,49 \times 0,31)^{1/2} = 6,80 = 4,28$$

$$C/C_0 = 0,003146$$

$$C = 0,003146 \times 1,15 \times 10^7 = 36.179 = 3,61 \times 10^4 \text{ NMP/100mL}$$

A concentração de matéria orgânica no efluente da lagoa facultativa será calculada a partir da expressão seguinte:

$$TCO_r = 7,67 + 0,8063 \times 220 = 185,05 \text{ Kg.DBO}_5/\text{ha.dia}$$

Neste caso, a eficiência de remoção de  $\text{DBO}_5$  solúvel será de:

$$E = \frac{185,05}{220} = 84\%$$

Portanto, a concentração de matéria orgânica solúvel será de:

$$\text{DBO}_5 = 0,16 \times 220 = 35,20 \text{ mg/L}$$

A lagoa de maturação será dimensionada para obtenção de tempo de retenção hidráulico mínimo de 3 dias, resultando um volume útil de:

$$V_u = 881/s \times 86,4 \times 3 = 22.809,6 \text{ m}^3$$

Neste caso, adotando-se profundidade útil de 1,0m tem-se para área superficial requerida o valor de:

$$\text{Área} = \frac{22.809,6}{1,0} = 22.809,6 \text{ m}^2$$

Considerando 1 módulo de  $22.809,6 \text{ m}^2$  e a relação comprimento / largura (B/L) igual a 2, tem-se para cada modulo o seguinte dimensional:

$$2L^2 = 22.809,6$$

$$L = 107 \text{ m}$$

$$B = 214 \text{ m}$$

A concentração de coliformes fecais estimada no efluente da lagoa de maturação será calculada pelos mesmos critérios empregados para as lagoas facultativas, adotando-se a relação 2:1.

Admitindo-se relação comprimento/largura de 2:1, para a lagoa de maturação, obtém-se para coeficiente de dispersão “d” o valor de:

$$d = \frac{2}{-0,261 + (0,254 \times 2) + (1,014 \times 2^2)} = 0,23$$

O coeficiente de decaimento bacteriano, estimado para 15,25°C de temperatura será:

$$K_b = 0,85 \text{ dia}^{-1}$$

A eficiência de decaimento bacteriano, obtida pela expressão anteriormente descrita será de:

$$a = 1,82 \text{ (ok)}$$

$$a = (1 + 4K_b \times TDH \times d)^{1/2} = (1 + 4 \times 0,85 \times 3 \times 0,23)^{1/2} = 1,82$$

$$C/C_0 = 0,1554$$

$$C = (0,1554) \times (3,74 \times 10^4) = 5.811 = 5,81 \times 10^3/100 \text{ mL}$$

A concentração de matéria orgânica no efluente da lagoa de maturação será calculada a partir de:

$$C_0 = 881/s \times 86,4 \times 0,0352 \text{ mg/l} = 267,63 \text{ kg.DBO}_5/\text{dia}$$

O valor de taxa de carga orgânica afluyente a lagoa de maturação será obtido pela expressão:

$$TCO_a = \frac{267,63}{2,28} = 117 \text{ kg.DBO}_5/\text{ha.dia}$$

O valor de taxa de carga orgânica efluente a lagoa de maturação será obtido pela expressão:

$$TCO_r = -0,8 + 0,765 \times 117 = 90,59 \text{ kg DBO}_5/\text{ha.dia}$$

Neste caso, a eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> solúvel será de:



$$E = \frac{90,59}{117} = 77\%$$

Ou seja, a concentração de matéria orgânica solúvel no efluente da lagoa de maturação será:

$$DBO_5 = 0,22 \times 35,2 = 7,94 \text{mg/L}$$

Entretanto, faz-se necessário adicionar a parcela de DBO correspondente à presença de algas no efluente final, a qual será estimada em função da carga orgânica aplicada a lagoa de maturação, conforme expressão:

$$DBO_t / DBO_5 = 2,3$$

$$DBO_t = 2,3 \times 7,94$$

$$DBO_t = 18,27 \text{mg/L}$$

- Avaliação da produção de metano na lagoa facultativa para  $Q = 88 \text{L/s}$

A produção teórica de metano pode ser estimada a partir da equação:

$$DQO_{CH_4} = Q_{ETE} \times [(S_o - S) - Y_{obs} \times S_o]$$

Admitindo que 30% da matéria orgânica em termos de DQO estaria submetida à degradação anaeróbia e admitindo que  $Y_{obs} = 0,21 \text{kgDQOolodo/kgDQO}_{aplicado}$ , tem-se que:

$$DQO_{CH_4} = 0,088 \times 86400 \text{ m}^3/\text{dia} \times [440 - (440 \times 0,30) - (0,21 \times 0,44)]$$

$$DQO_{CH_4} = (0,44 - 0,308) - 0,092 = 3.041 \text{ kg/DQO/dia}$$

#### - Banhados construídos

$$Q_{med} = 88 \text{L/s}$$

NTK = 28mg/L, admitindo que houve uma redução de 30% nas lagoas.

$$DBO = 18,27 \text{mg/L}$$

$$CF = 5,81 \times 10^3 \text{ NMP/100mL}$$

Temperaturas adotadas para o líquido no verão e no inverno serão respectivamente 22°C e 13°C. Será adotada uma ponderação desta variável considerando três meses para a temperatura de verão e nove meses para a temperatura de inverno, o que resulta uma temperatura de 15,25°C.

A porosidade do meio, uma vez desenvolvidos os estandes de macrófitas será fixado em 0,70 e o gradiente hidráulico em 0,015 (1,5cm/100m).

Dimensionamento hidráulico:

- Cálculo da área superficial dos banhados construídos e eficiência de remoção da DBO<sub>5</sub>:

Com base na análise do desempenho de sistemas operacionais, a área superficial dos banhados é calculada para condições de inverno e verão com a utilização do seguinte modelo:

$$A_s = Q \times (\ln C_o - \ln C_e) / K_t \times d \times n$$

Onde:

$C_o$  = concentração do afluente em mg/L

$C_e$  = concentração do efluente, mg/L

$K_t$  = constante da taxa de degradação de primeira ordem, d<sup>-1</sup>

$d$  = altura da lâmina d'água, adotada em 0,50m

$n$  = porosidade do substrato, fração decimal

A constante  $K_t$  é dependente da temperatura. Assumindo-se 15,25° C como temperatura média, obtém-se:

$$K_{(media)} = 0,278 \times (1,06)^{(15,25-20)} = 0,21 \text{ d}^{-1}$$

Aplicando a fórmula, para uma  $C_e = 10\text{mg/L}$ , a área necessária é 62.343m<sup>2</sup>.

Será adotada uma profundidade de 0,5m.

- Concentração de coliformes fecais efluente dos banhados:

$$C_e/C_o = 1 / (1 + t + Kt)^n$$

Onde:

$C_o$  = concentração afluyente aos banhados:  $5,81 \times 10^3$  NMP/100mL;

$C_e$  = concentração efluente dos banhados em NMP/100mL;

T = tempo hidráulico de detenção (dia);

$K_t$  = taxa de remoção de coliformes ( $\text{dia}^{-1}$ ), dependente da temperatura do líquido, neste caso adotada  $15,25^\circ\text{C}$ .

n = número de células em série, adimensional.

Profundidade = 0,50m.

$$\text{TDH} = (62343\text{m}^2) (0,5\text{m}) (0,70) / 7.603,2\text{m}^3/\text{dia} = 2,86 \text{ dias}$$

Considerando que o esgoto proveniente das lagoas tenha  $5,81 \times 10^3$  NMP/100mL.

$$N_e = 5,81 \times 10^3 \text{ NMP}/100\text{mL} / (1+t.K_p)$$

O valor da constante de remoção de CF será:

$$k_p (15,25\text{C}) = 2,6(1,19)^{15,25-20} = 1,13 \text{ d}^{-1}$$

Logo a concentração de CF no efluente dos banhados será:

$$N_e = 5,81 \times 10^3 \text{ NMP}/100\text{mL} / (1+2,91.1,13) = 1,35 \times 10^3 \text{ NMP}/100\text{mL}$$

Eficiência:

$$E = (1,15 \times 10^7 - 1,35 \times 10^3) / 1,15 \times 10^7 = 99,98\%$$

- Concentração de nitrogênio efluente dos banhados:

A remoção do nitrogênio é dependente da temperatura e extremamente sensível às baixas temperaturas.

$$\text{THD} = \ln (\text{NTK}/\text{NH}_4) / K_t$$

Onde:

THD = tempo hidráulico de detenção, calculado, 2,86 dias

NTK = nitrogênio total de *Kjeldahl*, em mg/L, estabelecido anteriormente em 28mg/L (considerou-se 30% de remoção em ambas as lagoas)

NH<sub>4</sub> = nitrogênio amoniacal no efluente em mg/L

KNH = 0,01854 + 0,3922(rz)<sup>2,6077</sup>, adimensional calculado = 0,1733

rz = percentual da lâmina de macrófitas ocupada pelo sistema de macrófitas emergentes (0,70)

K<sub>t</sub> = KNH x (1,048)<sup>(T-20)</sup>

Para T = 15,25°C, K<sub>t</sub> = 0,13d<sup>-1</sup>

Nesta condição, tem-se que:

NH<sub>4</sub> = NTK / (e<sup>(k<sub>t</sub>xTHD)</sup>) = 28 / e<sup>(0,13x2,86)</sup> = 19,3mg/L

Na suposição de que todo o nitrogênio amoniacal seja convertido a nitrato, o modelo anterior passa a ser:

ln (NO<sub>3</sub>afl/NO<sub>3</sub>efl) = K<sub>t</sub> x THD

Onde:

K<sub>t</sub> = 1,13<sup>(T-20)</sup>, logo k<sub>t</sub> = 0,54d<sup>-1</sup>,

NO<sub>3</sub> afl = nitrogênio nitrato no afluente em mg/L, assumido como 19,3mg/L

NO<sub>3</sub>efl = nitrogênio nitrato no efluente, em mg/L

NO<sub>3</sub>efl = NO<sub>3</sub> afl / (e<sup>(k<sub>t</sub> x THD)</sup>) = 19,3 / 2,43 = 7,94mg/L

Com base no exposto, é razoável esperar-se uma concentração de nitrogênio total inferior a 20mg/L no efluente final, de acordo com a legislação.

Remoção de DQO

Para o efluente tratado, a relação DQO/DBO<sub>5</sub> sobe para valores superiores a 3. Neste estudo será adotado o valor de 3 para a referida relação. Desta forma:

$$\text{DQO} = 3 \times \text{DBO}_5 = 3 \times 10 = 30\text{mg/L}$$

### Remoção de Fósforo

Será adotado as eficiências contidas na Figura 24:

$$\text{LF} = 40\% \text{ (média entre os valores inferior e superior)}$$

$$\text{banhados construídos} = 50\%$$

$$7 \times 0,4 = 4,2$$

$$4,20 \times 0,5 = 2,10$$

Portanto, a concentração de P<sub>T</sub> no efluente será 2,10mg/L.

### **Alternativa 3: Lodos ativados (aeração prolongada) seguido de desinfecção**

#### **Parâmetros do Sistema**

##### a) Temperatura do líquido

Temperatura média no mês mais frio = 20°C

##### b) Parâmetros cinéticos e estequiométricos

$$Y = 0,6\text{g SSV/g.DBO}_5$$

$$K_d = 0,08 \text{ d}^{-1} \text{ (para temperatura a } 20^\circ\text{C)}$$

$$\theta = 1,07 \text{ d}^{-1} \text{ (correção de temperatura para } K_d)$$

$$\text{Relação } O_2 / \text{SS}_b = 1,42\text{g.O}_2/\text{g.SSV}_b$$

$$\text{Relação } \text{DBO}_u/\text{DBO}_5 = 1,46$$

$$\text{Relação } \text{DBO}_u/X_b = 1,42 \text{ mg } \text{DBO}_u/\text{mg } X_b$$

$$\theta_c = 25 \text{ dias}$$

TDH = 0,88 dia (aeração prolongada)

$f_b' = 0,6$

### c) Relação entre sólidos

Esgoto Bruto:

$SS_b/SSV = 0,6$

$SSV/SS = 0,8$

### d) Sólidos biológicos ao serem gerados

$SS_b/SS = 0,8$

$SSV/SS = 0,9$

### e) Coeficientes relativos à aeração

$C_s = 9,02$  (água limpa, 20°C)

$\alpha = 0,85$

$\beta = 0,90$

$\Phi = 1,024$  (correção de  $K_{La}$  para temperatura)

Massa específica do ar = 1,2kg/m<sup>3</sup> (20°C, altitude 0 m)

Fração de O<sub>2</sub> no ar (por peso) = 0,23g.O<sub>2</sub>/g.ar

### f) Sistema de aeração

OD mínimo (com  $Q_{máx}$ ) →  $C_L = 1,0$  mg/L

OD médio (com  $Q_{méd}$ ) →  $C_L = 2,0$  mg/L

- Aeração mecânica (baixa rotação):

EO (condições padrões) = 1,0kg.O<sub>2</sub>/kW.h

**g) Sistema de aeração**

OD mínimo (com  $Q_{\text{máx}}$ )  $\rightarrow C_L = 1,0 \text{ mg/L}$

OD médio (com  $Q_{\text{méd}}$ )  $\rightarrow C_L = 2,0 \text{ mg/L}$

- Aeração mecânica (baixa rotação):

EO (condições padrões) =  $1,0 \text{ kg.O}_2/\text{kW.h}$

**Volume do Reator Aerado - aeração prolongada****a) Cálculo da fração biodegradável**

$$f_b = \frac{f'_b}{1 + (1 - f'_b) \times K_d \times \theta_c}$$

$$f_b = 0,33$$

**b) Concentração de sólidos suspensos**

$$X_v = \left( \frac{Y \times (S_0 - S_e)}{1 + K_d \times f_b \times \theta_c} \right) \times \frac{\theta_c}{\text{TDH}}$$

$$X_v = (0,6 (220 - 22) / (1 + 0,08 \times 0,33 \times 25)) \times 25 / 0,88 = 2.034,24$$

$$X_v = 2.034,24 \text{ g/m}^3$$

$$\text{SST} = X_v / 0,9$$

$$\text{SST} = 2.034,24 / 0,9 = 2.260,27 \text{ g/m}^3$$

**c) Volume do reator aerado**

A  $\text{DBO}_5$  que ingressa no reator aeróbio é de  $220 \text{ mg/L}$ .

$$V = \frac{Y \times \theta_c \times Q \times (S_0 - S_e)}{X_v \times (1 + K_d \times f_b \times \theta_c)}$$

$$V = \frac{0,6 \times 25 \times 7603 \times (220 - 22)}{2034,24 \times (1 + (0,33 \times 0,08 \times 25))}$$

$$V = 6.687,19\text{m}^3$$

Volume útil do reator necessário para atender o módulo de 88L/s corresponde a 6687,19m<sup>3</sup>.

#### **d) Dimensões do reator**

As dimensões reais para execução do reator aeróbio são descritas a seguir:

$$\text{Comprimento} = 60\text{m}$$

$$\text{Largura} = 30\text{m}$$

$$\text{Altura útil interna} = 3,8\text{m}$$

$$\text{Volume útil} = 6.840\text{m}^3$$

#### **Eficiência na remoção de DBO<sub>5</sub>**

$$E = \frac{(\text{DBO}_1 - \text{DBO}) \times 100}{\text{DBO}_1}$$

$$E = \frac{(220 - 22) \times 100}{220}$$

$$E = 90\%$$

A eficiência esperada na remoção de DBO<sub>5</sub> é de 90% tendo como concentração para o efluente tratado de 22mg.DBO/L.

#### **Requisitos de oxigênio**

##### **a) Requisitos de O<sub>2</sub> no campo**

$$a' = (\text{DBO}_u/\text{DBO}_5) - (\text{DBO}_u/\text{X}_b) \cdot Y$$

$$a' = 1,46 - (1,42 \times 0,6)$$

$$a' = 0,608\text{kg.O}_2/\text{kg.DBO}_5$$

$$b' = (\text{DBO}_u/\text{X}_b) \times f_d \times K_d$$



$$b' = 1,42 \times 0,33 \times 0,08$$

$$b' = 0,037 \text{kg.O}_2/\text{kg.SSV}$$

**b) Carga orgânica removida**

$$S_r = \frac{Q.(S_0 - S_1)}{1000}$$

$$S_r = 7603,2(220-22)/1000=1505,43 \text{kg.DBO}_5/\text{d}$$

**c) Demanda para síntese**

$$a' \cdot S_r = 0,608 \times 1.505,43 = 915,3 \text{kg.O}_2/\text{dia}$$

**d) Demanda para respiração endógena**

$$b' \cdot X_v \cdot V = (0,037 \times 2034,24 \times 6.687,19) = 503,32 \text{kg.O}_2/\text{dia}$$

**e) Demanda para nitrificação**

Assumindo como 80% de eficiência na nitrificação no reator aerado:

Carga de NTK afluente ao reator aerado = 304kg/dia

Carga de NTK efluente ao reator aerado = 60kg/dia

Fração de amônia no lodo excedente = 0,12kg.NTK/kg.SSV

**e.1) Carga de NTK no lodo excedente = 0,12.P<sub>xv líquida</sub>**

Obs.: P<sub>xv líquida</sub>: Valor demonstrado no Cálculo de Produção do Lodo

$$\text{Carga de NTK no lodo excedente} = 0,12 \times Y_{\text{obs}} \times Q \times (S_0 - S) = 0,12 \times 301,07$$

Carga de NTK no lodo excedente = 36,12kg.NTK/dia

**e.2) Carga NTK a ser oxidada (estimada) = carga NTK afluente - carga NTK lodo excedente**

$$\text{Carga NTK a ser oxidada (estimada)} = 304,12 - 36,12$$

Carga NTK a ser oxidada (estimada) = 268kg/dia

Coefficiente estequiométrico de demanda de O<sub>2</sub> para a nitrificação será o equivalente a 4,57kg.O<sub>2</sub>/kg.NTK.

**e.3) Demanda de O<sub>2</sub> para nitrificação** = 4,57 x 268 = 1.224,76kg.O<sub>2</sub>/dia

Obs: Será considera eficiência de 90% para etapa de nitrificação, tendo carga de = 1.224,76 x 0,9 = 1.102,28kg.O<sub>2</sub>/dia

**e.4) Cálculo das cargas de NTK (real)**

Carga NTK a ser oxidado (real) = NTK<sub>infl</sub> - NTK<sub>efl</sub> - NTK<sub>lodo exced</sub>

Carga NTK a ser oxidado (real) = 304,12 - 60 - 36,12

Carga NTK a ser oxidado (real) = 208kg.NTK/dia

**e.5) Produção de bactérias nitrificantes**

$$P_{XN} = Y_N \cdot NTK_{oxidado}$$

$$P_{XN} = 0,08 \times 208$$

$$P_{XN} = 16,64 \text{kg } X_N / \text{dia}$$

**e.6) Relação f<sub>N</sub>**

$$f_N = P_{XN} / P_{XV}$$

$$f_N = 16,64 / 301,07$$

$$f_N = 0,055 \text{g } X_N / \text{g } X_V$$

**e.7) Cálculo da taxa de nitrificação**

$$\frac{\Delta NTK}{\Delta t} = f_N \cdot \frac{X_V \cdot \mu_N}{Y_N}$$

$$\frac{\Delta NTK}{\Delta t} = 0,055 \times \frac{2034,34 \times 0,18}{0,08}$$

$$\frac{\Delta \text{NTK}}{\Delta t} = 251,74 \text{ g.NTK/m}^3 \cdot \text{dia}$$

### e.8) Carga NTK passível de ser oxidada (condições reais)

$$L_{\text{NTK}} = \frac{V_{\text{aer}}}{10^3} \cdot \frac{\Delta \text{NTK}}{\Delta t}$$

$$L_{\text{NTK}} = \frac{6687 \times 251,74}{1000}$$

$$L_{\text{NTK}} = 1683,38 \text{ kg.NTK/dia}$$

O valor encontrado de 1.683,38kg.NTK/dia é superior ao inicialmente estimado de 268kg.NTK/dia, o que demonstra que a carga passível de ser oxidada é de 208 kg.

### e.9) Carga de NTK no Efluente

$$\text{NTK}_{\text{efl}} = \text{NTK}_{\text{afl}} - (\text{NTK}_{\text{lodo}} + \text{NTK}_{\text{oxidado}})$$

$$\text{NTK}_{\text{efl}} = 304 - (36,12 + 208)$$

$$\text{NTK}_{\text{efl}} = 60 \text{ kg/dia} = 7,89 \text{ mg.NTK/L}$$

### f) Demanda total (RO<sub>méd</sub>)

- Vazão Média

RO<sub>méd</sub>: Demanda Total = Demanda Síntese + Demanda Respiração Endógena + Demanda Nitrificação

$$\text{RO}_{\text{méd}} = 915,3 + 503,22 + 1,102,28$$

$$\text{RO}_{\text{méd}} = 2.520,8 \text{ kg.O}_2/\text{dia} = 105 \text{ kg.O}_2/\text{h}$$

### g) Correções para condições padrões

Estimativa da concentração de saturação de OD em função da temperatura:

$$C_s = 14,652 - 0,41022 \cdot T - 0,007991 \cdot T^2 - 0,000077774 \cdot T^3$$

$C_s$  no mês mais frio (20°C):  $C_s = 9,02\text{mg/L}$

### **g1) Taxa de transferência de $O_2$ padrão (TTO padrão) requerida**

$$TTO_{\text{padrão}} = \frac{RO_{\text{médio}}}{\frac{\beta \cdot f_H \cdot C_s - C_L}{C_s(20C)} \cdot \alpha^{T-20}}$$

$$TTO_{\text{padrão}} = 2.520,80/0,61$$

$$TTO_{\text{padrão}} = 4131,14\text{kg.}O_2/\text{dia} = 172,13\text{kg.}O_2/\text{h}$$

### **Potência requerida para os aeradores**

$$EO \text{ (condições padrões)} = 1,0\text{kg.}O_2/\text{kWh}$$

$$\text{Potência Requerida} = TTO_{\text{padrão}}/EO$$

$$\text{Potência Requerida} = 172,13/1,0$$

$$\text{Potência Requerida} = 172,13\text{kWh}$$

$$\text{Potência Requerida} = 230 \text{ CV}$$

A potência adotada para oxidação da matéria orgânica e nitrogenada corresponde a 250 CV.

### **a) Número de aeradores por unidade de reator aerado**

$$n^\circ = 5 \text{ unidades de aeradores de } 50 \text{ CV}$$

### **Produção específica observada de SSV**

$$Y_{\text{obs}} = \frac{Y}{1 + K_d * \theta_c}$$

$$Y_{\text{obs}} = 0,2\text{mg.SSV}/\text{mg.DBO}_5$$

### **Cálculo da produção de lodo**

$$SS \text{ (ou } X_r) = 3.400 \text{ g/m}^3 \text{ - valor adotado}$$

$$P_{xv} = Y_{obs} \times Q \times (S_0 - S)$$

$$P_{xv} = 0,2 \times 7603 (220 - 22)/1.000$$

$$P_{xv} = 301,07 \text{kg.SSV/dia}$$

$$P_x = P_{xv}/0,9$$

$$P_x = 334,53 \text{kg.SST/dia}$$

$$P_{lodo} = P_x/SS$$

$$P_{lodo} = 334,53/3,4$$

$$P_{lodo} = 98,39 \text{ m}^3/\text{dia}$$

Produção de lodo digerido e que deve ser removido do sistema aeróbio corresponde a 98,39m<sup>3</sup>/dia.

SS (no retorno de lodo):

$$R = \frac{X}{X_r - X}$$

$$R = 1$$

Considerado recirculação de 100% R = 1

$$Q_r = R \times Q$$

$$Q_r = 1 \times 88 \text{L/s} \times 3,6 = 316,8 \text{ m}^3/\text{h}$$

Considerando uma altura manométrica de 8 m.c.a, a citada vazão e um rendimento de 50% para as bombas centrífugas a serem utilizadas, tem-se que a potência equivale a:

$$P = 88 \times 8/0,5 \times 75 = 18,77 \text{ CV}$$

Potência instalada = 25 CV, o que resulta em uma folga de 33%

**- Decantador secundário**

O decantador secundário irá receber o lodo biológico proveniente do reator aerado, por bombeamento. A seguir serão demonstrados os cálculos correspondentes a esta unidade.

### **Taxa de aplicação hidráulica**

$$TAH = Q/A$$

$$TAH = 316,8/254$$

$$TAH = 1,24\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$$

$$TAH = 29,76\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$$

Limite de  $36\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  para  $SST < 3.000\text{mg/L}$

### **Taxa de aplicação de sólidos**

$$TAS = (Q + Q_r).X/A$$

$$TAS = (316,8 + 316,8). 2.258/254$$

$$TAS = 5,63\text{kg}/\text{m}^2.\text{h}$$

$$TAS = 135\text{kg}/\text{m}^2.\text{h}$$

Limite de  $144\text{kg}/\text{m}^2.\text{h}$

### **Dimensões adotadas**

Comprimento: 21,2m

Largura: 12,0m

$$\text{Área} = 254\text{m}^2$$

Altura útil interna = 2,0m

Volume útil interno =  $508,8\text{m}^3$

Número total de decantadores: 01 unidade

### **- Tanque de contato**

No tanque de contato ocorre mistura do agente desinfetante e pelo tempo de permanência (contato) reduz as concentrações de microrganismos patogênicos.

O tempo de contato máximo para atender a vazão de 88L/s é de 38 minutos.

### **Dimensões**

Uma unidade de tanque de contato apresenta seguintes dimensões:

Comprimento = 10,0m

Largura = 20,0m

Altura útil interna = 1,0m

Altura total interna = 1,5m

Tempo de detenção = 38 minutos (vazão média)

Número de módulos = 1 unidade

Número de compartimentos sucessivos = 6 unidades

Número de chicanes no tanque contato = 5 unidades

### **Abertura da chicana horizontal**

Altura útil = 1,0m

Comprimento = 0,8m

Área de abertura unitária = 1,0m<sup>2</sup>

Caimento por compartimento = 0,005m/m

Velocidade:

- vazão de 88L/s → 0,1 m/s

### **a) Tempo de contato**

$$T = \frac{\text{Volume Tanque}}{\text{Vazão}}$$

$$T = \frac{200}{316}$$

$$T = 0,63\text{h} = 38 \text{ minutos}$$

### **b) Cálculo redução de coliformes fecais**

$$CF_0 = 1,15 \times 10^7 \text{ NMP CF/100mL}$$

$$\text{Dosagem NaClO} = 2,5 \text{ ppm}$$

$$T = 38 \text{ min} = 0,63 \text{ h}$$

$$N = N_0 \times e^{a \times b}$$

$$a = -2,25D^{1,075}$$

$$a = -2,25 \times 2^{1,075} = -4,74$$

$$b = T^{0,154}$$

$$b = 38^{0,154}$$

$$b = 1,75$$

$$N = 2,8 \times 10^3 \text{ NMP/100mL}$$

### **c) Eficiência do sistema na remoção de coliformes**

$$E = \frac{(CF_0 - CF) \times 100}{CF_0}$$

$$E = \frac{(1,15 \times 10^7 - 2800) \times 100}{1,15 \times 10^7}$$

$$E = 99,97\%$$



**d) Cálculo do consumo de hipoclorito de sódio**

A vazão de efluente tratado que receberá dosagem é de  $7.603\text{m}^3/\text{d}$ , considerando concentração de  $2\text{mg/L}$  de  $\text{NaClO}$ , tem-se:

Durante período de 24 horas tem-se  $15\text{kg}$   $\text{NaClO}$  e de acordo com a quantidade desejada do agente desinfetante seguem cálculos.

Cálculo do volume de hipoclorito de sódio ( $\text{NaClO}$ )

Densidade  $\text{NaClO} = 1,2\text{g/cm}^3$

$V = 15\text{kg}/1,2\text{g/cm}^3 = V_{\text{NaClO}} = 12,5\text{L}$

Levando em consideração as concentrações do reagente e percentual de pureza, tem-se:

$1\text{L}$  solução  $\text{NaClO} \rightarrow 0,14\text{L}$

Volume  $\text{NaClO} \rightarrow 12,5\text{L} = 12,5/0,14$

$V_{\text{NaClO}} = 89\text{L}$

Volume consumido por dia é de  $12,5\text{L}$  (ou  $15\text{kg}$ ) de hipoclorito de sódio com grau de pureza elevado no estado sólido, ou então uma solução contendo concentração de  $14\%$  que corresponde ao volume de  $89\text{L}$ . Consumo por ano deverá ser de  $32,5\text{m}^3$  (4 toneladas) da solução de concentração de  $14\%$ .

**- Leitos de secagem**

Volume de lodo para ciclo de 25 dias =  $2.450\text{m}^3$  (sem recarga)

Para atender a geração de lodo com descarga de  $98\text{m}^3/\text{dia}$ , serão necessárias 10 células de leitos de secagem, com as seguintes dimensões:

Número de células = 10 unidades

Dimensões de cada célula

Comprimento =  $24,0\text{m}$

Largura = 8,0m

Altura útil para recebimento de lodo = 1,3m

Volume útil = 249,6m<sup>3</sup>

Volume total útil = 2.496m<sup>3</sup>

#### Remoção de DQO

Para o efluente tratado, a relação DQO/DBO<sub>5</sub> sobe para valores superiores a 3. Neste estudo será adotado o valor de 3 para a referida relação. Desta forma:

$$\text{DQO} = 3 \times \text{DBO}_5 = 3 \times 22 = 66\text{mg/L}$$

#### Remoção de Fósforo

Serão adotadas as eficiências contidas na Figura 24:

La (aeração prolongada) = 15% (média entre os valores inferior e superior)

$$7 \times 0,15 = 5,95$$

## APÊNDICE B

### ELEMENTOS BÁSICOS PARA A OBTENÇÃO DOS PESOS DA VARIÁVEL AMBIENTAL

Apresentam-se, a seguir, os dois instrumentos que foram utilizados para a ponderação das categorias dos problemas ambientais. O Instrumento 1 foi aplicado nas sub-bacias hidrossanitárias contribuintes à ETE Araçá, ao passo que o Instrumento 2 foi utilizado na abrangência dos chamados especialistas, dentro da concepção proposta no presente estudo.

Também estão apresentados o modelo de cálculo da matriz pareada de Saaty, bem como o resumo das avaliações dos pesos por parte dos especialistas.

Especialista	Problema Ambiental				
	AG	AC	DOD	EUT	TO
1	0,034	0,074	0,359	0,174	0,359
2	0,17420921	0,037938	0,360247	0,06736	0,360247
3	0,03262658	0,0709456	0,608208	0,067469	0,220751
4	0,58738423	0,2165005	0,077064	0,077064	0,041987
5	0,03577184	0,0779093	0,301992	0,282335	0,301992
6	0,03240356	0,0626445	0,28766	0,11517	0,502122
7	0,0326591	0,0631374	0,434508	0,108522	0,361174
8	0,03287383	0,0765823	0,296848	0,296848	0,296848
9	0,03577184	0,0779093	0,301992	0,282335	0,301992
10	0,03355435	0,0768475	0,313234	0,278488	0,297876
11	0,03839595	0,0781814	0,352942	0,227434	0,303047
MÉDIA	0,09724095	0,0829632	0,33579	0,179729	0,304276

### Instrumento 1

Esta é uma pesquisa de opinião para definir o grau de importância de alguns parâmetros vinculados aos processos de tratamento de esgotos.

**Obrigada pela sua participação!**  
**Instituto de Pesquisas Hidráulicas (UFRGS)**

#### Escolaridade:

- ( ) ensino fundamental incompleto    ( ) ensino fundamental completo  
 ( ) ensino médio incompleto        ( ) ensino médio completo  
 ( ) ensino superior incompleto      ( ) ensino superior completo

O tratamento de esgotos pode ser caracterizado como uma série de operações e processos que tem por objetivo melhorar a qualidade da água utilizada pela população nas suas diversas atividades (banho, águas de lavagem, descargas de banheiro, etc).

Muitos dos processos de tratamento de esgotos podem liberar gases, fruto das reações químicas que ocorrem, podendo contribuir para o aquecimento global e a chuva ácida.

Os processos de tratamento podem, ainda, deixar parcelas de substâncias químicas, bactérias e vírus nos esgotos tratados, em maior ou menor quantidade, que podem ser prejudiciais ao rio ou arroio onde os mesmos serão lançados, bem como para a população local que vai se beneficiar da água para o consumo, banho ou recreação.

**Se você fosse escolher um processo de tratamento de esgotos para a sua cidade, o que levaria em conta?** A seguir estão enumerados alguns aspectos ambientais vinculados aos processos de tratamento de esgotos. Classifique estes aspectos, ordenando-os de 1 (**mais importante**) a 4 (**menos importante**), sem repetir a numeração.

	Não contribuir para o desequilíbrio ecológico do rio, através do lançamento de substâncias que levam ao crescimento excessivo de algas. As algas, quando entram em decomposição, podem afetar, também, o odor, sabor e a cor da água a ser consumida.
	Evitar a contaminação por substâncias químicas que causem prejuízo à saúde, bem como as doenças de veiculação hídrica tais como: gastroenterite, cólera, febre tifóide e algumas formas de hepatite, entre outras.
	Não contribuir para a poluição do rio, através do lançamento de substâncias orgânicas, evitando, assim, um desequilíbrio no ecossistema aquático e a morte de peixes.
	Evitar a formação de gases contribuintes ao efeito estufa e chuva ácida, devido às reações químicas que podem ocorrer em alguns processos de tratamento de esgotos.

## Instrumento 2

Esta é uma pesquisa para definir o grau de importância de alguns problemas ambientais vinculados aos processos de tratamento de esgotos, tomando-se como referência o município de Capão da Canoa. As informações obtidas, por meio desta, serão utilizadas em uma Tese de Doutorado que está sendo desenvolvida no Instituto de Pesquisas Hidráulicas (UFRGS).

**Obrigada pela sua participação!**

### Considerações Iniciais

O município de Capão da Canoa encontra-se na planície do Litoral Norte do Rio Grande do Sul, situando-se a uma distância de 135 km da capital do Estado. Limita-se ao leste com o Oceano Atlântico, ao sul com Xangri-lá, ao norte com Terra de Areia e a oeste com Maquiné e Terra de Areia. O mesmo está constituído por onze balneários, com 19,1 km de extensão norte - sul, divididos em quatro distritos: Sede, Capão Novo, Arroio Teixeira e Curumim.

Capão da Canoa possui um relevo bastante plano e os solos situam-se um pouco acima da linha das praias, onde apresentam características predominantemente arenosas. No que se refere à hidrografia, observa-se no município a presença da Lagoa dos Quadros, situada a oeste do município, estando a mesma inserida, também, nos municípios de Xangri-lá, Terra de Areia e Maquiné. Na porção leste, encontram-se as águas do Oceano Atlântico.

As principais atividades econômicas do município estão vinculadas ao turismo, construção civil, setor imobiliário e indústria moveleira.

Segundo o Censo Demográfico do IBGE/2000, a população de Capão da Canoa compõe-se de 30.383 habitantes, aumentando para, aproximadamente, 300 mil habitantes na época de veraneio (janeiro a março). Esta peculiaridade reflete-se diretamente nos serviços de infra-estrutura básicos como os sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário.

Os esgotos sanitários de Capão da Canoa são coletados por rede do tipo separadora absoluta, sendo encaminhado para duas estações elevatórias. A Elevatória 1, localizada na Av. Beira Mar, encaminha os esgotos para a ETE (estação de tratamento de esgotos) São Jorge que, recentemente, foi ampliada e o processo implementado para um Reator Anaeróbio seguido de Banhados Construídos. A elevatória 2, também localizada na Av. Beira Mar, encaminha os esgotos para a ETE Araçá, cujo processo é Bacias de Infiltração.

Devido a grande demanda, principalmente nos meses de verão, a ETE Araçá deverá ser, também **ampliada** e o seu processo de tratamento **alterado**, tendo em vista que os solos arenosos das Bacias de

Infiltração estão apresentando uma colmatação excessiva comprometendo, assim, a eficiência do processo.

### **Bloco I: Comparação pareada de problemas ambientais vinculados à ETEs**

A literatura aponta que, parcelas de nutrientes, matéria orgânica, substâncias químicas, bactérias e vírus presentes no efluente, após o tratamento de esgotos, podem contribuir, de alguma forma, para os seguintes problemas ambientais: **Eutrofização, Depleção do Oxigênio Dissolvido e Toxicidade** no meio aquático, principalmente. Alguns processos de tratamento de esgotos podem, ainda, estar vinculados, direta ou indiretamente, aos gases contribuintes ao **Aquecimento Global e Acidificação**.

Utilize sua opinião como profissional que atua na área de saneamento básico e meio ambiente para avaliar estes itens com relação à escolha de um processo de tratamento de esgotos para a ETE Araçá em Capão da Canoa.

Que problemas ambientais você consideraria relevantes de serem restringidos **na cidade comunidade?**

Será utilizado o procedimento de comparação aos pares para avaliar a importância relativa dos problemas ambientais relativos à ETEs (Eutrofização, Depleção do Oxigênio Dissolvido, Acidificação, Aquecimento Global e Toxicidade). Os pares estão apresentados nas colunas A e B e deverão ser comparados segundo a escala apresentada no Quadro 1. O valor da escala escolhido deverá ser inserido na coluna intermediária entre as colunas A e B.

<i>Coluna A</i>	<i>Escala</i>	<i>Coluna B</i>
Aquecimento Global		Acidificação
Aquecimento Global		Depleção do Oxigênio Dissolvido
Aquecimento Global		Eutrofização
Aquecimento Global		Toxicidade
Acidificação		Depleção do Oxigênio Dissolvido
Acidificação		Eutrofização
Acidificação		Toxicidade
Depleção do Oxigênio Dissolvido		Eutrofização
Depleção do Oxigênio Dissolvido		Toxicidade
Eutrofização		Toxicidade

<i>Intensidade de Importância segundo a escala de Saaty</i>	<i>Intensidade de Importância segundo a escala proposta</i>	<i>Descrição</i>
1	1	Os elementos das colunas A e B têm igual importância.
3	2	O elemento da coluna A é um <b>pouco</b> mais importante que o elemento da coluna B.
5	3	O elemento da coluna A é <b>mais</b> importante que o elemento da coluna B.
7	4	O elemento da coluna A é <b>muito mais</b> importante que o elemento da coluna B.
9	5	O elemento da coluna A é <b>absolutamente mais</b> importante que o elemento da coluna B
1/3	6	O elemento da coluna B é um <b>pouco</b> mais importante que o elemento da coluna A.
1/7	7	O elemento da coluna B é <b>mais</b> importante que o elemento da coluna A.
1/8	8	O elemento da coluna B é <b>muito mais</b> importante que o elemento da coluna A.
1/9	9	O elemento da coluna B é <b>absolutamente mais</b> importante que o elemento da coluna A

Quadro 1: Escala Proposta

A seguir está apresentada uma tabela com os resumos dos pesos dos especialistas, bem como os procedimentos de cálculos utilizando-se a Comparação Pareada de Saaty.

TABELA 1

## RESUMO DOS PESOS DOS ESPECIALISTAS

Especialista	Problema Ambiental				
	AG	AC	DOD	EU	TO
1	0,034	0,074	0,359	0,174	0,359
2	0,17420921	0,037938	0,360247	0,06736	0,360247
3	0,03262658	0,0709456	0,608208	0,067469	0,220751
4	0,58738423	0,2165005	0,077064	0,077064	0,041987
5	0,03577184	0,0779093	0,301992	0,282335	0,301992

Especialista	Problema Ambiental				
	AG	AC	DOD	EU	TO
6	0,03240356	0,0626445	0,28766	0,11517	0,502122
7	0,0326591	0,0631374	0,434508	0,108522	0,361174
8	0,03287383	0,0765823	0,296848	0,296848	0,296848
9	0,03577184	0,0779093	0,301992	0,282335	0,301992
10	0,03355435	0,0768475	0,313234	0,278488	0,297876
11	0,03839595	0,0781814	0,352942	0,227434	0,303047
MÉDIA	0,09724095	0,0829632	0,33579	0,179729	0,304276



Informe o resultado da comparação dos pares correspondentes às células em amarelo.

A planilha está programada. Não mexa nas demais células.

Se, por exemplo, o par de elementos (AG e DOD) foi apresentado na ordem inversa para avaliação, informe o recíproco do valor obtido na avaliação na célula correspondente (isto é, = 1/VALOR).

### ESPECIALISTA 1

#### Cálculo do vetor de pesos

	AG	AC	DOD	EU	TO	Pesos
AG	1	0,2	0,14285	0,2	0,14285	0,034
AC	5	1	0,2	0,2	0,2	0,074
DOD	7,00035002	5	1	3	1	0,359
EU	5	5	0,333333	1	0,3333	0,174
TO	7,00035002	5	1	3,0003	1	0,359

1,000

#### Cálculo da consistência

	z	z/w	
	0,186276	5,457409	
	0,423309	5,69427	
	1,849357	5,151947	
	0,955255	5,50277	<b>Média</b>
	1,849409	5,151989	5,391677
<b>CI</b>	0,097919		
<b>CR</b>	0,087428		

### ESPECIALISTA 2

#### Cálculo do vetor de pesos

	AG	AC	DOD	EUT	TO	Pesos
AG	1	5	0,3333	5	0,3333	0,174209
AC	0,2	1	0,14285	0,3333	0,14285	0,037938
DOD	3,00030003	7,00035	1	5	1	0,360247
EUT	0,2	3,0003	0,2	1	0,2	0,06736
TO	3,00030003	7,00035	1	5	1	0,360247

1,000

#### Cálculo da consistência

	z	z/w	
	0,940838	5,40062	
	0,198153	5,223084	
	1,84555	5,12302	
	0,360125	5,346307	<b>Média</b>
	1,84555	5,12302	5,24321
<b>CI</b>	0,060803		
<b>CR</b>	0,054288		

**ESPECIALISTA 3****Cálculo do vetor de pesos**

	AG	AC	DOD	EU	TO	<b>Pesos</b>
AG	1	<b>0,3333</b>	<b>0,11111</b>	<b>0,3333</b>	<b>0,14285</b>	<b>0,032627</b>
AC	3,00030003	1	<b>0,14285</b>	<b>1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,070946</b>
DOD	9,00009	7,00035002	1	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>0,608208</b>
EU	3,00030003	1	0,1111111	1	<b>0,2</b>	<b>0,067469</b>
TO	7,00035002	5	0,142857	5	1	<b>0,220751</b>

1,000

**Cálculo da consistência**

	<b>z</b>	<b>z/w</b>	
	0,177872	5,451761	
	0,367336	5,177717	
	3,55097	5,838413	
	0,348033	5,158444	<b>Média</b>
	1,228106	5,563305	5,437928
<b>CI</b>	0,109482		
<b>CR</b>	<b>0,097752</b>		

**ESPECIALISTA 4****Cálculo do vetor de pesos**

	AG	AC	DOD	EU	TO	<b>Pesos</b>
AG	1	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>0,587384</b>
AC	0,2	1	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>0,2165</b>
DOD	0,14285714	0,2	1	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>0,077064</b>
EU	0,14285714	0,2	1	1	<b>3</b>	<b>0,077064</b>
TO	0,11111111	0,33333333	0,333333	0,333333	1	<b>0,041987</b>

1,000

**Cálculo da consistência**

	<b>z</b>	<b>z/w</b>	
	3,126669	5,323038	
	1,230579	5,683956	
	0,407302	5,285251	
	0,407302	5,285251	<b>Média</b>
	0,230795	5,496767	5,414853
<b>CI</b>	0,103713		
<b>CR</b>	<b>0,092601</b>		

<b>ESPECIALISTA 5</b>										
<b>Cálculo do vetor de pesos</b>							<b>Cálculo da consistência</b>			
	AG	AC	DOD	EU	TO	<b>Pesos</b>		<b>z</b>	<b>z/w</b>	
<b>AG</b>	1	0,2	0,14285	0,2	0,14285	0,035772		0,1941	5,426051	
<b>AC</b>	5	1	0,2	0,2	0,2	0,077909		0,434032	5,570996	
<b>DOD</b>	7,00035002	5	1	1	1	0,301992		1,526281	5,054047	
<b>EU</b>	5	5	1	1	1	0,282335		1,454724	5,152471	<b>Média</b>
<b>TO</b>	7,00035002	5	1	1	1	0,301992		1,526281	5,054047	5,251522
						1,000				
								<b>CI</b>	0,062881	
								<b>CR</b>	0,056143	

**ESPECIALISTA 6****Cálculo do vetor de pesos**

	AG	AC	DOD	EU	TO	<b>Pesos</b>
<b>AG</b>	1	0,3333	0,14285	0,2	0,1111	0,032404
<b>AC</b>	3,00030003	1	0,2	0,3333	0,14285	0,062644
<b>DOD</b>	7,00035002	5	1	5	0,3333	0,28766
<b>EU</b>	5	3,00030003	0,2	1	0,2	0,11517
<b>TO</b>	9,00090009	7,00035002	3,0003	5	1	0,502122
						1,000

**Cálculo da consistência**

	<b>z</b>	<b>z/w</b>	
	0,173195	5,344936	
	0,327511	5,228093	
	1,570927	5,461049	
	0,623097	5,410228	<b>Média</b>
	2,671234	5,319894	5,35284
<b>CI</b>	0,08821		
<b>CR</b>	0,078759		

**ESPECIALISTA 7****Cálculo do vetor de pesos**

	AG	AC	DOD	EU	TO	<b>Pesos</b>
AG	1	<b>0,3333</b>	<b>0,11111</b>	<b>0,2</b>	<b>0,14285</b>	<b>0,032659</b>
AC	3,00030003	1	<b>0,14285</b>	<b>0,3333</b>	<b>0,2</b>	<b>0,063137</b>
DOD	9,00009	7,00035002	1	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>0,434508</b>
EU	5	3,00030003	0,142857	1	<b>0,2</b>	<b>0,108522</b>
TO	7,00035002	5	1	5	1	<b>0,361174</b>

1,000

**Cálculo da consistência**

	<b>z</b>	<b>z/w</b>	
	0,175279	5,366928	
	0,331599	5,252025	
	2,291254	5,27322	
	0,595556	5,487881	<b>Média</b>
	1,882603	5,212457	5,318502
<b>CI</b>	0,079626		
<b>CR</b>	<b>0,071094</b>		

**ESPECIALISTA 8****Cálculo do vetor de pesos**

	AG	AC	DOD	EU	TO	<b>Pesos</b>
AG	1	<b>0,2</b>	<b>0,14285</b>	<b>0,14285</b>	<b>0,14285</b>	<b>0,032874</b>
AC	5	1	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,076582</b>
DOD	7,00035002	5	1	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0,296848</b>
EU	7,00035002	5	1	1	<b>1</b>	<b>0,296848</b>
TO	7,00035002	5	1	1	1	<b>0,296848</b>

1,000

**Cálculo da consistência**

	<b>z</b>	<b>z/w</b>	
	0,175404	5,335688	
	0,41906	5,472027	
	1,503583	5,065163	
	1,503583	5,065163	<b>Média</b>
	1,503583	5,065163	5,200641
<b>CI</b>	0,05016		
<b>CR</b>	<b>0,044786</b>		

**ESPECIALISTA 9****Cálculo do vetor de pesos**

	AG	AC	DOD	EU	TO	<b>Pesos</b>
<b>AG</b>	1	0,2	0,14285	0,2	0,14285	0,035772
<b>AC</b>	5	1	0,2	0,2	0,2	0,077909
<b>DOD</b>	7,00035002	5	1	1	1	0,301992
<b>EU</b>	5	5	1	1	1	0,282335
<b>TO</b>	7,00035002	5	1	1	1	0,301992

1,000

**Cálculo da consistência**

	<b>z</b>	<b>z/w</b>	
	0,1941	5,426051	
	0,434032	5,570996	
	1,526281	5,054047	
	1,454724	5,152471	<b>Média</b>
	1,526281	5,054047	5,251522
<b>CI</b>	0,062881		
<b>CR</b>	0,056143		

**ESPECIALISTA 10****Cálculo do vetor de pesos**

	AG	AC	DOD	EU	TO	<b>Pesos</b>
<b>AG</b>	1	0,2	0,1111	0,2	0,14285	0,033554
<b>AC</b>	5	1	0,2	0,2	0,2	0,076848
<b>DOD</b>	9,00090009	5	1	1	1	0,313234
<b>EU</b>	5	5	1	1	1	0,278488
<b>TO</b>	7,00035002	5	1	1	1	0,297876

1,000

**Cálculo da consistência**

	<b>z</b>	<b>z/w</b>	
	0,181973	5,423241	
	0,422539	5,498405	
	1,575855	5,030917	
	1,441608	5,176558	<b>Média</b>
	1,508728	5,064949	5,238814
<b>CI</b>	0,059704		
<b>CR</b>	0,053307		

**ESPECIALISTA 11****Cálculo do vetor de pesos**

	AG	AC	DOD	EU	TO		<b>Pesos</b>
<b>AG</b>	1	0,2	0,2	0,2	0,14285		0,038396
<b>AC</b>	5	1	0,2	0,2	0,2		0,078181
<b>DOD</b>	5	5	1	3	1		0,352942
<b>EU</b>	5	5	0,333333	1	1		0,227434
<b>TO</b>	7,00035002	5	1	1	1		0,303047

1,000

**Cálculo da consistência**

	<b>z</b>	<b>z/w</b>	
	0,213398	5,557816	
	0,446846	5,715499	
	1,921177	5,443319	
	1,231015	5,412626	<b>Média</b>
	1,543115	5,092006	5,444253
<b>CI</b>	0,111063		
<b>CR</b>	0,099164		