UNIVERSIDADE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO
CENTRO DE TECNOLOGIA E CIÊNCIAS
FACULDADE DE ENGENHARIA

Carmen Josefa Miguelez Rodriguez

Tratamento de efluentes líquidos na Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF): avaliação da aplicabilidade do processo eletrolítico

Rio de Janeiro
2008

Carmen Josefa Miguelez Rodriguez

Tratamento de efluentes líquidos na Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF): avaliação da aplicabilidade do processo eletrolítico

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Gandhi Giordano, D.Sc.
Co-orientador: Prof. Olavo Barbosa Filho, Ph.D.

Rio de Janeiro
2008

CATALOGAÇÃO NA FONTE

UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

R696 Rodriguez, Carmen Josefa Miguelez

Tratamento de efluentes líquidos na Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF): avaliação da aplicabilidade do processo eletrolítico **/** Carmen Josefa Miguelez Rodriguez. - 2008.

251f.:il.

Orientador: Gandhi Giordano.

Co-orientador: Olavo Barbosa Filho.

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Engenharia.

Bibliografia: f. 199-210.

1. Águas residuais - Purificação - Teses. 2. Esgotos - Teses. 3. Eletrólise - Teses 4. Efluente - Qualidade - Teses. I. Giordano, Gandhi. II. Barbosa Filho, Olavo. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Engenharia. IV. Título.

CDU 628.2

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação.

Assinatura

14/05/2008

Data

Carmen Josefa Miguelez Rodriguez

Tratamento de efluentes líquidos na Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF): avaliação da aplicabilidade do processo eletrolítico

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovado em 14/03/2008

Banca Examinadora:

Gandhi Giordano.

Prof. Gandhi Giordano, D.Sc. - Orientador
Faculdade de Engenharia da UERJ

Prof. Olavo Barbosa Filho, Ph.D. – Co-orientador
Faculdade de Engenharia da UERJ

Daniele Maia Bila.

Profª Daniele Maia Bila, D.Sc.
Faculdade de Engenharia da UERJ

Prof. Roberto de Barros Emery Trindade, Ph.D.
PETROBRÁS – UNIVERSIDADE PETROBRÁS

Rio de Janeiro
2008

DEDICATÓRIA

À minha família, pelo apoio em todos os momentos, em especial, aos meus pais Elvira e José, pelo exemplo de perseverança, além do aprendizado de amor e respeito à natureza e, a Miguel Fabrício por tudo que representa.

AGRADECIMENTOS

À Marinha do Brasil por ter concedido a oportunidade de realização deste curso, em especial à Diretoria de Obras Civis da Marinha pelo apoio durante todo o trabalho.

Aos integrantes do Arsenal de Marinha do Rio de Janeiro (AMRJ), SECIRM e Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF) que colaboraram com o fornecimento de informações, coleta de dados e confecção do reator eletrolítico. Em especial à equipe do AMRJ que contribuiu para tornar este trabalho possível: Eng. Gerson, Eng. Rubens, FC Jair e técnicos do Setor de Maquetes. E, aos Chefes da EACF no decorrer deste estudo: CF(FN) Áthila e CMG Sá de Mello.

Aos professores do PEAMB, pelo aprendizado, apoio, reflexões críticas e demais integrantes da equipe do PEAMB, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental pelo apoio durante todo o curso. Aos professores de outros Institutos da UERJ, que também colaboraram para a realização deste trabalho.

Aos pesquisadores do Programa Antártico Brasileiro e de outros países que contribuíram com o intercâmbio de informações.

Ao professor Gandhi Giordano, meu orientador, pelo seu conhecimento e experiência compartilhados, pela orientação segura, amizade e exemplo de profissionalismo.

Ao professor Olavo Barbosa Filho, pelas palavras sábias, orientação objetiva, críticas construtivas e conhecimentos transmitidos.

À empresa TECMA Tecnologia por ter disponibilizado as suas instalações e equipamentos para realização de toda a parte experimental. Em especial ao Eng. Olegário, chefe do laboratório, por seu apoio, paciência, profissionalismo e aos técnicos que colaboraram diretamente com a realização das experiências realizadas.

Aos diversos profissionais que de algum modo participaram do desenvolvimento desta pesquisa.

Aos amigos que durante todo o desenvolvimento do trabalho sempre colaboraram com palavras de estímulo e em especial aos amigos Marly e Rubens.

À minha família pela compreensão e apoio durante todo o trabalho.

À DEUS pela oportunidade de vivência desta experiência e em especial pelas pessoas que este trabalho proporcionou conhecer.

Quando o ser humano aprender a respeitar até o menor ser da criação, seja animal, seja vegetal, ninguém precisará ensiná-lo a amar seu semelhante.

Albert Schweitzer – Nobel da Paz - 1952

RESUMO

RODRIGUEZ, Carmen Josefa Miguelez. *Tratamento de efluentes líquidos na Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF): avaliação da aplicabilidade do processo eletrolítico.* 2008. 251f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental, área de concentração: Saneamento Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

Esta pesquisa enfoca o uso do processo eletrolítico, como alternativa para tratamento de efluentes líquidos na Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF), considerando as limitações ambientais locais e aspectos de consumo de energia. Este processo, classificado como não convencional, vem sendo estudado pela comunidade científica nacional e internacional para tratamento de diversos efluentes, inclusive esgotos domésticos, apresentando várias vantagens que estimularam a verificação de sua aplicabilidade para as condições peculiares da EACF. Foram realizados ensaios, em escala de laboratório, com esgotos domésticos coletados em um condomínio no Rio de Janeiro, usando reatores eletrolíticos com capacidade de 4 L, com eletrodos de desgaste de alumínio (Al) e de ferro (Fe), distância entre as placas de 0,9 cm e 1,8 cm, temperaturas na faixa de 7ºC a 22ºC, e ensaios para verificação da sua eficiência, por meio de parâmetros como DQO, DBO_5, SST, turbidez e volume de lodo gerado. Sob temperatura de 15ºC e condições de condutividade da ordem de 900 µS/cm, estimada para os esgotos da EACF, aplicando densidade de corrente de 22,9 A/m^2, 4,5 V, tempo de retenção de 25 min, os resultados apresentaram valores de DQO no efluente tratado de 65 mg/L(redução de 89%), DBO de 56 mg/L (redução de 64 %), SST de 8 mg/L, com turbidez de 11,3 uT e, após filtração, turbidez de 3,2 uT, consumo de energia de 0,8 Wh/L. O aspecto é límpido e a qualidade final obtida é compatível para ser submetida a tratamento de desinfecção. A partir dos dados obtidos, foram avaliadas por meio de pré-projeto: a viabilidade de sua implantação em *container*, a estimativa de consumo de energia e de lodo gerado, requisitos de manutenção, operação, além da sugestão de monitoramentos e de medidas de mitigação de impactos ambientais associados à respectiva instalação.

Palavras-Chave: Controle de Efluentes Líquidos, Tratamento de Águas de Abastecimento e Residuárias, Processo Eletrolítico, Esgotos Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF).

ABSTRACT

RODRIGUEZ, Carmen Josefa Miguelez. Treatment of wastewater in Ferraz Station (Brazil): evaluation of the applicability of the electrolytical process. 2008. 251f. Dissertation (Master's degree in Environmental Engineering, area of concentration Environmental Sanitation). Rio de Janeiro. State University, 2008.

This research focuses on the use of the electrolytical process as alternative for treatment of wastewater in Ferraz Station, considering the local environmental limitations, and aspects of consumption of energy. This process, classified as unconventional, has been studied by the national and international scientific community to treat several effluents, besides domestic sewage, presenting several advantages which stimulated the verification of its applicability in the peculiar conditions of Ferraz Station. Laboratory experiments, with domestic sewage collected in a condominium in Rio de Janeiro were accomplished using electrolytical reactors of 4 L, with electrodes of aluminum (Al) and of iron (Fe), distance between the plates of 0,9 cm and 1,8 cm, temperatures, in the strip from 7ºC to 22ºC, and analyses laboratories for verification of its efficiency through COD, BOD_5, Suspended Solids, turbidity and generated sludge. Under temperature of 15ºC and conditions of conductivity of 900 µS/cm, estimated for the station sewage, applying density of current of 22,9 A/m^2, 4,5 V, time of retention of 25 min, the results presented values of COD in the treated effluent of 65 mg/L (reduction of 89%), BOD of 56 mg/L (reduction of 64%), Suspended Solids of 8 mg/L, with turbidity of 11,3 Tu and after filtration 3,2 Tu, consumption of energy of 0,8 Wh/L. Its appearance is very clean and the final result is compatible to be submitted to disinfection treatment. Based on the obtained data, the viability of its implantation in container, the estimate of consumption of energy and generated sludge and maintenance requirements, operation, besides the monitoring suggestion, and mitigating measures of environmental impacts were evaluated in a preliminary project.

Key-words: Wastewater Treatment, Electrolytical Process, Sewage Treatment, Ferraz Station (Brazil), Antarctica

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.0	Localização global da EACF	32
Figura 1.1	Tambores de combustíveis abandonados na área da estação Wilkes, atualmente fechada	36
Figura 1.2	Programa de limpeza em área abandonada na Antártica	36
Figura 1.3	Vista Aérea da Baía do Almirantado	41
Figura 1.4	Vista aérea da Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF)	41
Figura 1.5	Vista frontal da EACF	41
Figura 1.6	Vista aérea da face posterior da EACF	42
Figura 1.7	Vôo de apoio da FAB à Operação Antártica XXVI	43
Figura 1.8	Navio de Apoio Oceanográfico ARY RONGEL	43
Figura 1.9	Tanques de óleo combustível na EACF	46
Figura 1.10	Vista Aérea da EACF, com Lagos Norte e Sul	47
Figura 1.11	Compactador e incinerador de lixo na EACF	48
Figura 1.12	Conjunto de fossas sépticas e filtros instalados em 1996 na EACF	49
Figura 1.13	Reparo no ponto de lançamento do efluente tratado, durante maré baixa, no verão de 2006	49
Figura 2.1	Coleta de amostra de água em um lago contaminado na Antártica	79
Figura 3.1	Esquema de placas e Processo Eletrolítico	90
Figura 3.2	Ensaio em escala de laboratório com o Processo Eletrolítico	90
Figura 3.3	Classificação dos reatores de eletrocoagulação, segundo Holt	111
Figura 3.4	Diagrama representativo dos fenômenos envolvidos nos processos eletroquímicos (eletrocoagulação)	112
Figura 3.5	Calha eletrolítica da ETE de Glicério, Macaé – RJ	114
Figura 3.6	Calha eletrolítica vazia	114
Figura 4.1	Lago Norte usado no abastecimento da EACF	120
Figura 4.2	Lago Sul usado no abastecimento da EACF	120
Figura 4.3	Rede de águas servidas do banheiro masculino	123

Figura 4.4	Tratamento de esgotos EACF (Fossas e Filtros) instalado em 1996	123
Figura 4.5	Rede de lançamento dos efluentes na Baía do Almirantado, aberta para substituição	123
Figura 4.6	Reparo no ponto do lançamento dos efluentes (maré baixa) na Baía do Almirantado	123
Figura 4.7	Foto lateral do Reator B com vista dos parafusos	126
Figura 4.8	Reator eletrolítico A	126
Figura 4.9	Reator eletrolítico B	126
Figura 4.10.a	Reator eletrolítico A - vista lateral	127
Figura 4.10.b	Reator eletrolítico A – vista superior - distância entre placas de 1,8 cm	127
Figura 4.11.a	Reator eletrolítico B – vista frontal	127
Figura 4.11.b	Detalhes reator eletrolítico B – vista superior - distância entre placas de 0,9 cm	127
Figura 4.12	Equipamentos utilizados durante os ensaios	128
Figura 4.13	Fonte de corrente contínua	128
Figura 4.14	Condutivímetro	128
Figura 4.15	Ponto de coleta das amostras de esgoto utilizadas nos ensaios, em um condomínio na Barra da Tijuca, RJ	129
Figura 4.16	Armazenamento do esgoto coletado nos vasilhames de 5 L	129
Figura 4.17	Amostras coletadas e identificadas, prontas para envio para análise	132
Figura 4.18	Processo com Reator A	132
Figura 4.19	Processo com Reator B	132
Figura 4.20	Leitura de corrente e de tensão na fonte com os parâmetros iniciais adotados: U=10 V e I= 2,9 A	134
Figura 4.21	Processo eletrolítico, com monitoramento do tempo e da temperatura	134
Figura 4.22	Ensaio de volume de lodo com cones Imhoff de plástico	135
Figura 5.1	Diagrama de barras de distribuição de íons, em mg/L em $CaCO_3$	145
Figura 6.1	Fluxograma da ETE com processo eletrolítico	179

Figura 6.2	Container padrão IMO 20 pés, refrigerado, habitável	181
Figura 6.3	Esquema do Sistema da ETE com o Processo Eletrolítico	182
Figura 6.4	Exemplo de uma alternativa de l*ay-out* de ETE com processo eletrolítico em *container* padrão IMO 20 pés	185
Figura AA.1	Estrutura do PROANTAR	234
Figuras AB.1 e AB.2	Imagens de satélite: localização da EACF no continente antártico e ilha Rei George, arquipélago *Shetland* do Sul	235
Figura AB.3	Mapa da Ilha Rei George	235
Figura AB.4	Planta de Situação da EACF na Ilha Rei George	236
Figura AB.5	Mapa da Baía do Almirantado com a localização e ano de implantação das estações de pesquisa Comandante Ferraz (Brasil), na Península *Keller*, *Machu Picchu* (Peru) e *Arctowski* (Polônia)	236
Figura AC.1	Estações de Pesquisa na Antártica	237
Figura AC.2	Detalhe das estações de pesquisa nas ilhas antárticas, próximas a EACF	238
Figura AE.1	Planta de Situação da EACF (1999)	241
Figura AE.2	*Lay-out* previsto para a EACF em 2008	242
Figura AF.1	Diagramas das redes do sistema de esgoto sanitário - EACF	243
Figura AF.2	Diagramas das redes do sistema de águas servidas - EACF	244
Figura AF.3	Diagramas das redes do sistema de esgoto sanitário e águas servidas da enfermaria	245
Figura AG.1	Concepção do sistema de tratamento de efluentes, do tipo biológico, instalado na EACF em 2007	246
Figura AI.1	Sistema de tratamento de efluentes implantado na estação antártica *Progress Station* (Rússia) com o processo eletrolítico	251

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.1	Sistema de aquecimento do sistema de tratamento de esgotos implantado em 1996, na EACF	50
Quadro 1.2	Padrões da Resolução CONAMA 357/2005 para os principais parâmetros de qualidade, em águas salinas, na zona de mistura	53
Quadro 1.3	Eficiências de remoção de matéria orgânica, ou concentrações a serem atingidas no efluente final, de acordo com a Diretriz FEEMA (RJ) DZ.215.R-1	54
Quadro 1.4	Principais parâmetros estabelecidos na norma chilena DS nº 20/2000, para descarga de resíduos líquidos em corpos d`água marinhos dentro da zona de proteção litoral	55
Quadro 1.5	Limites de parâmetros de efluentes, para descarga no mar para proteção da vida aquática marinha, no Estado da Califórnia, 1990	56
Quadro 1.6	Principais poluentes nas águas residuárias – efluentes domésticos, e suas conseqüências	59
Quadro 1.7	Caracterização aproximada de esgotos domésticos, com consumo de água igual a 450L/pessoa.dia	62
Quadro 1.8	Características típicas de sólidos no esgoto bruto	62
Quadro 2.1	Valores de projeto relativos à ETE da nova Estação de pesquisa belga *Dronning Maud Land*	72
Quadro 2.2	Parâmetros de monitoramento de ETE	81
Quadro 2.3	Faixas de temperatura para o desenvolvimento ótimo das bactérias	83
Quadro 2.4	Membranas utilizadas para o tratamento de água e esgoto	86
Quadro 3.1	Reações no processo eletrolítico com eletrodos de desgaste de Alumínio	95
Quadro 3.2	Reações no processo eletrolítico com eletrodos de desgaste de Ferro	96
Quadro 3.3	Características das bolhas formadas em processos de flotação	97

Quadro 3.4	Arranjo dos eletrodos nos processos eletrolíticos	108
Quadro 4.1	Coletas de água realizadas na EACF	119
Quadro 4.2	Parâmetros analisados nas amostras de água de abastecimento coletadas na EACF e normas de referência utilizadas	121
Quadro 4.3	Reatores eletrolíticos A e B utilizados na parte experimental	126
Quadro 4.4	Volume coletado das amostras em função do ensaio a ser realizado	132
Quadro 5.1	Equipamentos hidrossanitários na EACF	139
Quadro 5.2	Estimativa de volume máximo de esgotos, baseado no consumo máximo provável de água no horário de pico de consumo (7 às 9 hs)	139
Quadro 5.3	Classificação da água em função dos níveis de dureza	147
Quadro 6.1	Descrição das etapas apresentadas no fluxograma da Figura 6.1	180
Quadro 6.2	Características de container tipo padrão IMO 20 pés	182
Quadro 6.3	Pré-dimensionamento dos componentes do sistema de tratamento de efluentes, com processo eletrolítico	183
Quadro 6.4	Vida útil estimada das placas do reator eletrolítico	184
Quadro 6.5	Geração de lodo por ano	184
Quadro 6.6	Especificações da ETE com processo eletrolítico	185
Quadro 6.7	Relação de equipamentos para instalação da ETE	186
Quadro 6.8	Sugestão de programa de monitoramento da ETE	188
Quadro 6.9	Estimativa de consumo energético do processo eletrolítico	190
Quadro 6.10	Estimativa de consumo energético do *container* a 12 ºC e a 25 ºC	191
Quadro A.1	Parâmetros de controle de descarga de efluentes domésticos no Brasil, Chile, CEE e EUA (Califórnia)	212
Quadro B.1	Principais parâmetros para controle de lançamento de efluentes e exemplos de valores limites com referências de legislação atendidas	213
Quadro C.1	Sumário de atividades de monitoramento ambiental na Antártica por país	214

Quadro F.1	Vida útil estimada das placas dos reatores eletrolíticos	229
Quadro G.1	Impactos ambientais x Sugestão de Medidas Mitigadoras, para a implantação do Sistema de Tratamento de Efluentes com o Processo Eletrolítico na EACF	231
Quadro AA.1	Base legal do PROANTAR	233
Quadro AA.2	Membros do PROANTAR	234
Quadro AH.1	Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas na Europa, de acordo com as diretivas 91/271/CEE, de 21 de maio de 1991 e Diretiva 98/15/CE, de 27 de fevereiro de 1998	247
Quadro AH.2	Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas na Europa, em zonas sensíveis, sujeitas a eutrofização, de acordo com a diretiva 98/15/CE	248
Quadro AI.1	Sistemas de tratamento de eflluentes (TE) implantados nas estações de pesquisa antárticas	249

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1.1	Variação da ocupação da EACF no período de 29/out/2003 a 20/set/2004.	44
Gráfico 1.2	Variação da ocupação da EACF durante o período do verão 2003/2004.	45
Gráfico 2.1	Percentual de estações de pesquisa na Antártica com algum tipo de tratamento de esgotos	68
Gráfico 2.2	Situação tratamento de efluentes nas estações antárticas	69
Gráfico 2.3	Tipos de tratamento de efluentes implantados nas estações antárticas	69
Gráfico 4.1	Comparação do Reator A com o Reator B, quando aplicadas a mesma corrente e quando aplicadas a mesma ddp.	133
Gráfico 5.1	Resultados análise alcalinidade e sais da água do Lago Sul - EACF	141
Gráfico 5.2	Condutividade e pH da água do Lago Sul - EACF	141
Gráfico 5.3	Resultados análise alcalinidade e sais da água do Lago Norte - EACF	142
Gráfico 5.4	Condutividade e pH da água do Lago Norte - EACF	142
Gráfico 5.5	Resultados análise alcalinidade e sais da água da cozinha	143
Gráfico 5.6	Condutividade e pH da água da torneira da cozinha - EACF	143
Gráfico 5.7	Análise de dureza da água coletada na EACF em 2006	146
Gráfico 5.8	Condutividade das amostras d`água coletadas na EACF	149
Gráfico 5.9	Comparação entre a condutividade d`água e do esgoto coletados no RJ	150
Gráfico 5.10	1ª série de ensaios processo eletrolítico – Variação de pH e da temperatura no reator A (*i*=2,9 A, *t*=10 min), nas temperaturas iniciais do afluente de 7 ºC, 12 ºC e 16º C.	151
Gráfico 5.11	1ª série de ensaios processo eletrolítico - Resultados de DQO, DBO_5, SST do esgoto tratado (ET) no reator A (anodos de Al (*n*=5), *i*=2,9 A e *t*=10 min), nas temperaturas de 7 ºC, 12 ºC e 16 ºC.	152
Gráfico 5.12	1ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura nos resultados de DQO, DBO_5 e SST do ET, na diferença de potencial e no consumo de energia no reator	153

A (anodos de Al (*n*=5), *i*=2,9 A e *t*=10 min).

Gráfico 5.13 1ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura no consumo de energia no reator A (anodos de Al (n=5), *i*=2,9 A e *t*=10 min). 153

Gráfico 5.14 1ª série de ensaios processo eletrolítico – Variação de pH e da temperatura no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A, *t*=10 min) nas temperaturas iniciais do afluente de 7, 12, 16 e 21 ºC 154

Gráfico 5.15 1ª série de ensaios processo eletrolítico - Resultados de DQO, DBO_5 e SST do esgoto tratado (ET) no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A e *t*=10 min) 154

Gráfico 5.16 1ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura nos resultados de DQO, DBO_5 e SST do ET, na diferença de potencial e no consumo de energia no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A e *t*=10 min) 155

Gráfico 5.17 1ª série de ensaios processo eletrolítico - 1ª série de ensaios - Influência da variação de temperatura no consumo de energia no reator B (anodos de Al (n=8), *i*=2,9 A e *t*=10 min) 155

Gráfico 5.18 1ª série de ensaios processo eletrolítico - Comparação entre os resultados de densidade de potência e redução de DQO, com anodos de Al, *i*=2,9 A, *t*= 10 min, nos reatores A (*n*=5) e B (*n*=8), nas temperaturas iniciais de 7 ºC, 12 ºC, 17 ºC e 22ºC. 156

Gráfico 5.19 2ª série de ensaios processo eletrolítico – Variação de pH e da temperatura no reator A (*i*=2,9 A, *t*=10 min), nas temperaturas iniciais do esgoto de 7 ºC, 12 ºC , 16º C e 21 ºC 157

Gráfico 5.20 2ª série de ensaios processo eletrolítico - Resultados de DQO, DBO_5 e SST dos esgotos tratados (ET) no reator A (anodos de Al (*n*=5), *i*=2,9 A e *t*=10 min), nas temperaturas de 7 ºC, 12 ºC , 16ºC e 21 ºC 158

Gráfico 5.21 2ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura nos resultados de DQO, DBO_5 e SST do ET, na diferença de potencial e no consumo de energia no reator A (anodos de Al (*n*=5), *i*=2,9 A e *t*=10 min) 158

Gráfico 5.22 2ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura no consumo de energia no reator A (anodos de Al (n=5), *i*=2,9 A e *t*=10 min) 159

Gráfico 5.23 2ª série de ensaios processo eletrolítico – Variação de pH e da temperatura no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A, *t*=12 min) nas temperaturas iniciais do afluente de 7, 12, 16 e 21 ºC 159

Gráfico 5.24 2ª série de ensaios processo eletrolítico - Resultados de DQO, DBO_5, SST do esgoto tratado (ET) no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A e *t*=12 min) 160

Gráfico 5.25 2ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura nos resultados de DQO, DBO_5 e SST do esgoto tratado (ET), na diferença de potencial e no consumo de energia no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A e *t*=12 min) 161

Gráfico 5.26 2ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura no consumo de energia no reator B (anodos de Al (n=8), *i*=2,9 A e *t*=12 min) 161

Gráfico 5.27 2ª Série de ensaios processo eletrolítico - Comparação entre os resultados nos reatores A (*n*=5) e B (*n*=8), com anodos de Al, *i*=2,9 A, *t*= 10 min, quanto à densidade de potência e redução de DQO, nas temperaturas iniciais de 7 ºC, 12 ºC , 16 ºC e 21 ºC 162

Gráfico 5.28 3ª série de ensaios processo eletrolítico – Variação do pH e da temperatura no reator A (*i*=2,9 A, *t*=15 min), nas temperaturas iniciais (Θ_i) de 8 ºC, 11 ºC, 16º C e 22 ºC 163

Gráfico 5.29 3ª série de ensaios processo eletrolítico - Resultados de DQO, DBO_5 e SST dos esgotos tratados (ET) no reator A (anodos de Al (*n*=5), *i*=2,9 A e *t*=15 min), nas temperaturas iniciais (Θ_i) de 8 ºC, 11 ºC, 16 ºC e 22 ºC 164

Gráfico 5.30 3ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura nos resultados de DQO, DBO_5 e SST do ET, na diferença de potencial e no consumo de energia no reator A (anodos de Al (*n*=5), *i*=2,9 A e *t*=15 min) 164

Gráfico 5.31 3ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura no consumo de energia no reator A (anodos de Al (n=5), *i*=2,9 A e *t*=15 min) 165

Gráfico 5.32 3ª série de ensaios processo eletrolítico – Variação do pH e da temperatura no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A, *t*=15 min) nas temperaturas iniciais do EB de 8 ºC, 11 ºC, 16 ºC e 22 ºC 165

Gráfico 5.33 3ª série de ensaios processo eletrolítico - Resultados de DQO, DBO_5, SST dos esgotos tratados (ET) no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A e *t*=15 min) 166

Gráfico 5.34 3ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura nos resultados de DQO, DBO_5 e SST do esgoto tratado (ET), na diferença de potencial e no consumo de energia no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A e *t*=15 min) 166

Gráfico 5.35 3ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura no consumo de energia no reator B (anodos de Al (n=8), *i*=2,9 A e *t*=15 min) 167

Gráfico 5.36 3ª Série de ensaios processo eletrolítico - Comparação entre os resultados, nos reatores A (*n*=5) e B (*n*=8), anodos de Al, *i*=2,9 A, *t*= 15 min, quanto à densidade de potência e redução de DQO, nas temperaturas iniciais de 8 ºC, 11 ºC, 16 ºC e 22ºC 167

Gráfico 5.37 Comparação dos resultados obtidos com eletrodos de desgaste de alumínio (Ensaios 3.3 e 3.4) e de aço carbono (Ensaios 4.3 e 4.4) 168

Gráfico 5.38 4ª série de ensaios processo eletrolítico – Resultados de DQO e de SST do ET, no reator A (anodos de Fe (n=5), *i* = 2,1 A e *t* = 15 min, 22 min e 30 min) 169

Gráfico 5.39 4ª série de ensaios processo eletrolítico – Variação da temperatura e do consumo de energia nos ensaios 4.P1, 4.P2 e 4.P3 no reator A (anodos de Fe (n=5), *i* = 2,1 A, *J* = 28,28 A/m^2) 171

Gráfico 5.40 4ª série de ensaios processo eletrolítico – Resultados de SST (ET - Mistura) e SST (ET - decantado) no reator A (anodos de Fe (n=5), i=2,1 A e t= 15 min, 22 min e 30 min) 172

Gráfico 5.41 4ª série de ensaios processo eletrolítico – Variação do lodo gerado e do consumo de energia nos ensaios 4.P1, 4.P2 e 4.P3 no reator A (anodos de Fe (n=5), *i* = 2,1 A, *J* = 28,28 A/m^2) em função do tempo de retenção 173

Gráfico 5.42 4ª série de ensaios processo eletrolítico – Influência da densidade de potência (tempo e densidade de corrente) nos ensaios 4.4, 4.P5 e 4.P6 no reator B (anodos de Fe (n=5)) em função do tempo de retenção 174

Gráfico 5.43 5ª série de ensaios processo eletrolítico – Resultados 176

Gráfico 6.1 Estimativa de energia necessária para climatização do container 191

Gráfico 6.2 Estimativa do consumo de energia (processo e climatização) para o processo eletrolítico e biológico. 192

Gráfico AD.1 Série temporal das médias anuais de temperaturas do ar, média, mínima e máxima na EACF, Ilha Rei George. (1986-2006) 239

Gráfico AD.2 Série temporal das médias mensais de temperaturas do ar, média, mínima e máxima do ar na EACF (1986-20076) 239

Gráfico AD.3 Série temporal das velocidades médias anuais do vento na EACF (1986-2006) 240

Gráfico AD.4 Série temporal das velocidades médias mensais dos ventos na EACF (1986-2007) 240

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Tempos de desgaste de eletrodos de *Al* e de *Fe*	92
Tabela 3.2	Eficiência dos processos e custos comparativos por níveis de tratamento	118
Tabela 4.1	Coletas de água realizadas no Rio de Janeiro	130
Tabela 4.2	Coletas de esgoto realizadas no Rio de Janeiro	130
Tabela 5.1	Consumo de água na EACF - 15/abr a 31/jul/2006 e 24/fev a 07/mar/2007	137
Tabela 5.2	Volume diário estimado de efluentes na EACF	138
Tabela 5.3	Características físico-químicas das amostras d`água de abastecimento da EACF, coletadas em 2006	140
Tabela 5.4	Concentração de íons analisados, em mg/L $CaCO_3$, na amostra coletada no ponto de entrada da caixa d`água, em 17/mar/2006	144
Tabela 5.5	Dureza das amostras d´água de abastecimento da EACF, coletadas em 2006	146
Tabela 5.6	Medições de temperatura e pH na rede de esgotos da EACF	150
Tabela 5.7	Dados dos processos eletrolíticos dos ensaios 4.P3, 4.3, 4.P2 e 4.P1	170
Tabela 5.8	Variação da temperatura observada e calculada nos processos eletrolíticos dos ensaios 4.P3, 4.3, 4.P2 e 4.P1	171
Tabela 5.9	Dados dos processos eletrolíticos dos ensaios 4.4, 4.P5 e 4.P6	174
Tabela D1.1	Dados das amostras, coletadas no condomínio X (RJ), em 23/05/2007	215
Tabela D1.2	Caracterização da água e efluente, coletados no condomínio X (RJ), em 23/05/2007	215
Tabela D1.3	1ª Série de ensaios – Processo eletrolítico com material do eletrodo de desgaste: Alumínio (*Al*)	216
Tabela D2.1	Dados das amostras, coletadas no condomínio X (RJ), em 29/05/2007	217

Tabela D2.2 Caracterização da água e efluente, coletados no condomínio X (RJ), em 23/05/2007 217

Tabela D2.3 2ª Série de ensaios – Processo eletrolítico com material do eletrodo de desgaste: Alumínio (*Al*) 218

Tabela D3.1 Dados das amostras, coletadas no condomínio X (RJ), em 13/06/2007 219

Tabela D3.2 Caracterização da água e efluente, coletados no condomínio X (RJ), em 13/06/2007 219

Tabela D3.3 3ª Série de ensaios de eletrocoagulação – material do eletrodo de desgaste – Alumínio (*Al*) 220

Tabela D4.1 Dados das amostras, coletadas no condomínio X (RJ), em 29/05/2007 221

Tabela D4.2 Caracterização da água e efluente, coletados no condomínio X (RJ), em 26/06/2007 221

Tabela D4.3 4ª Série de ensaios de eletrocoagulação – material do eletrodo de desgaste – Ferro (Fe) 222

Tabela D5.1 Dados das amostras, coletadas no condomínio X (RJ), em 12/07/2007 223

Tabela D5.2 Caracterização da água e efluente, coletados no condomínio X (RJ), em 12/07/2007 223

Tabela D5.3 5ª Série de ensaios de eletrocoagulação – material do eletrodo de desgaste – Ferro (*Fe*) 224

Tabela E.1 Ensaios realizados para avaliação do processo eletrolítico, em escala de laboratório - maio a agosto/2007 225

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AADC	*Australian Antarctic Data Center*
AAEG	Área Antártica Especialmente Gerenciada
AEON	*Antarctic Environmental Officers Network*
AMRJ	Arsenal de Marinha do Rio de Janeiro
ANE (*ENA*)	Anormalidades nucleares eritrocitárias
ATCMs	Reuniões Consultivas do Tratado Antártico (*Antarcty Treaty Consultive Meeting*)
CEE	Comunidade Econômica Européia
ChEACF	Chefe da Estação Antártica Comandante Ferraz
CIRM	Comissão Interministerial para os Recursos do Mar
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
COMNAP	Conselho dos Gerentes dos Programas Antárticos Nacionais (*Council of Managers of National Antarctic Programmes*)
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONANTAR	Comissão Nacional para Assuntos Antárticos
CONAPA	Comitê Nacional de Pesquisas Antárticas
DBO_5	Demanda Bioquímica de Oxigênio a 5 dias
D.N.	Deliberação normativa
D.O.U	Diário Oficial da União
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EACF	Estação Antártica Comandante Ferraz
FAB	Força Aérea Brasileira
FAS	Filtro Aerado Submerso
EB	Esgoto bruto
ET	Esgoto tratado
ETE	Estação de tratamento de efluentes ou esgotos
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (RJ)
GAAm	Grupo de Avaliação Ambiental (PROANTAR)
IAATO	*International Association Antarctica Tour Operators*
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
LABs	Alquibenzeno lineares

MARPOL 73/78	Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição Causada por Navios, adotada em 1973 e alterada pelo Protocolo de 1978 e por uma série de emendas a partir de 1984
MB	Marinha do Brasil
MBR	Reator Biológico de Membrana (*Membrane Bioreactor*)
MCT	Ministério da Ciência e Tecnologia
MD	Ministério da Defesa
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NUPAC	Núcleo de Pesquisas Antárticas e Climáticas
OD	Oxigênio Dissolvido
O&G	Óleos e Graxas
OPERANTAR	Operação Antártica
POLANTAR	Política Nacional para Assuntos Antárticos
PROANTAR	Programa Antártico Brasileiro
RAPAL	Reunião de Administradores de Programas Antárticos Latino-Americanos
RBC	Reator Biológico de Contato (*Rotating Biological Contactors*)
RCTA	Reuniões Consultivas do Tratado Antártico (*ATCMs*)
RNFT	Resíduo Não Filtrável Total (= SST)
SCAR	Comitê Científico sobre Pesquisa Antártica (*Scientific Committee on Antarctic Research*)
SISS	*Superintendencia de Servicios Sanitarios – Gobierno de Chile*
SM	*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*
SST	Sólidos em Suspensão Totais (= RNFT)
SeCIRM	Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar
TECMA	Tecnologia em Meio Ambiente Ltda
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
USP	Universidade de São Paulo
VL	Volume de Lodo

LISTA SÍMBOLOS

A	ampère
Al	Alumínio
At	área total
c	comprimento
C	Coulomb
C	Carbono
Ca^{+2}	cátion divalente Cálcio
C_{ee}	consumo específico de energia
C_F	densidade de carga
C_p	capacidade calorífica da solução
Cl^-	Íon Cloreto
ºC	grau Celsius
d	diâmetro
d	densidade do material do eletrodo
D	Dalton
e	elétron
F	constante de *Faraday*
Fe	Ferro
H	Hidrogênio
h	hora
h	altura
I	corrente elétrica
J	densidade de corrente elétrica
k	condutividade do eletrólito
K	grau Kelvin
k	kilo (x 10^3)
kg	quilograma
l	largura
L	litro
m	metro
m^3	metro cúbico

M	massa do eletrodo desgastada
Mg^{+2}	cátion divalente Magnésio
mg/L	miligrama por litro
mg/L $CaCO_3$	dureza carbonato
min	minuto
mg	miligrama
mL	mililitro
n	número de eletrodos
N	Nitrogênio
NTK	Nitrogênio Total *Kjeldahl* (amônia + nitrogênio orgânico)
NT	Nitrogênio Total (NTK + nitrito (NO_2^-) + nitrato (NO_3^-))
NTU (uT)	unidade de turbidez nefelométrica
O	Oxigênio
P	Fósforo
P	potência (corrente contínua)
P`	densidade de potência
Q	vazão
R	resistência elétrica
S	Siemens
S_{placa}	Area da placa
t	tempo
t	tonelada
U	tensão elétrica
V	volume
V	Volt
W	Watt
=	Igual a
α	Equivalente eletroquímico do material do eletrodo
Θ	temperatura
λ	condutividade elétrica
µ	mícron ($x10^{-6}$)
Ω	Ohm

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	31
1	**O AMBIENTE ANTÁRTICO, A ESTAÇÃO ANTÁRTICA COMANDANTE FERRAZ (EACF) E A IMPORTÂNCIA DO TRATAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS**	36
1.1	**Breve histórico da participação do Brasil na Antártica**	39
1.2	**Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF)**	41
1.2.1	Dados climáticos	42
1.2.2	Logística de apoio	42
1.2.3	Ocupação da EACF	43
1.2.4	Instalações da EACF	46
1.2.5	Sistema de tratamento de efluentes instalado e em implantação	49
1.3	**Aspectos legais e ambientais relacionados ao tratamento de efluentes no ambiente antártico e na EACF**	50
1.3.1	Aspectos legais	50
1.3.1.1	Aspectos legais relativos à área do Tratado Antártico	51
1.3.1.2	Legislação brasileira	52
1.3.1.3	Normas internacionais	55
1.3.2	Riscos de contaminação da fauna antártica e requisitos ambientais	56
1.3.3	Avaliação de impactos ambientais na região antártica	58
1.3.3.1	Impactos ambientais associados à emissão de efluentes líquidos e ao tratamento de esgotos	59
1.3.3.2	Avaliação de impactos ambientais no âmbito do PROANTAR	60
1.4	**Efluentes gerados na EACF e importância do sistema de tratamento**	61
1.4.1	Importância da melhoria do sistema de tratamento de efluentes na EACF e requisitos desejáveis	63
2	**PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS APLICÁVEIS NA REGIÃO ANTÀRTICA**	65
2.1	**Alguns estudos realizados sobre tratamento de esgotos na Antártica**	65
2.2	**Tratamentos de efluentes utilizados nas estações antárticas**	67

2.2.1 Alguns exemplos de sistemas de tratamento de efluentes implantados ou em projeto na Antártica 71
2.2.1.1 Austrália 71
2.2.1.2 Bélgica 71
2.2.1.3 Chile 73
2.2.1.4 Estados Unidos da América 73
2.2.1.5 França e Itália 74
2.2.1.6 Nova Zelândia 75
2.2.1.7 Rússia 75
2.2.1.8 Considerações 76
2.3 Monitoramento ambiental associado à emissão de efluentes líquidos na Antártica 78
2.3.1 Monitoramentos de efluentes líquidos realizados na Antártica 78
2.3.2 Monitoramentos realizados no âmbito do PROANTAR 79
2.3.3 Sugestão de Monitoramento para os Efluentes Líquidos da EACF 80
2.4 Principais tecnologias de tratamento de esgotos aplicáveis: vantagens e desvantagens 82
2.4.1 Tratamento biológico 82
2.4.2 Utilização de membranas 86
2.4.3 Precipitação química 87
2.4.4 Processo eletrolítico 87
2.5 Avaliação do processo eletrolítico 88
3 REVISÃO DO PROCESSO ELETROLÍTICO 89
3.1 Referencial teórico 89
3.1.1 Fenômenos associados com o processo eletrolítico 89
3.1.1.1 Eletrólise e as Leis de *Faraday* 90
3.1.1.2 Desgaste dos eletrodos 91
3.1.1.3 Considerações sobre as Leis de *Faraday* 92
3.2 Processo eletroquímico aplicado ao tratamento de efluentes 93
3.2.1 Princípios e processos associados 93
3.2.1.1 Coagulação via eletrocoagulação 94
3.2.1.2 Flotação via eletroflotação 97
3.2.2 Remoção de materiais em suspensão 98

3.2.3 Remoção de compostos solúveis 98
3.2.4 Influência da temperatura 99
3.2.4.1 Na flotação 102
3.2.5 Outros parâmetros que influenciam no sistema 102
3.2.5.1 Condutividade elétrica do afluente 102
3.2.5.2 O pH do afluente 103
3.2.5.3 Densidade de corrente 103
3.2.5.4 Distância entre os eletrodos 104
3.2.5.5 Tensão aplicada 104
3.2.5.6 Tempo de retenção 106
3.2.5.7 Densidade de carga 106
3.2.5.8 Potência consumida (Densidade de Potência) 107
3.2.5.9 Material do eletrodo 107
3.2.5.10 Arranjo dos eletrodos 108
3.2.6 Consumo de energia 108
3.2.7 Tipos de reatores utilizados no processo de eletrocoagulação 110
3.3 Pesquisas e aplicabilidade 111
3.3.1 No tratamento de esgotos domésticos 113
3.3.2 Em outras aplicações 115
3.3.2.1 No descolorimento de efluente têxtil e ddústria de papel e celulose 115
3.3.2.2 Na remoção de filmes oleosos e óleo emulsionado 116
3.4 Considerações sobre o processo eletrolítico: vantagens e limitações 116
3.5 Estudo comparativo entre a solução com o processo eletrolítico e solução convencional 117
4 MATERIAIS E MÉTODOS 119
4.1 Levantamento de campo realizado na EACF 119
4.1.1 Planejamento das coletas de amostras de água da EACF 119
4.1.2 Materiais utilizados no levantamento de campo na EACF 120
4.1.3 Procedimentos 120
4.1.3.1 Coleta e ensaios na água de abastecimento 120
4.1.3.2 Consumo de água 121
4.1.3.3 Temperatura e pH dos efluentes da EACF 122

4.2 Metodologia experimental utilizando o processo eletrolítico 123
4.2.1 Materiais e equipamentos utilizados 123
4.2.1.1 Na coleta das amostras de efluente doméstico e água no RJ 124
4.2.1.2 Nos ensaios em laboratório 125
4.2.2 Procedimentos 129
4.2.2.1 Coleta do efluente utilizado nos ensaios 129
4.2.2.2 Procedimentos durante os ensaios do processo eletrolítico 131
4.2.2.3 Procedimentos aplicados na 1ª série dos ensaios 133
4.2.2.4 Procedimentos aplicados na 2ª série dos ensaios 134
4.2.2.5 Procedimentos aplicados na 3ª série dos ensaios 135
4.2.2.6 Procedimentos aplicados na 4ª série dos ensaios 135
4.2.2.7 Procedimentos aplicados na 5ª série dos ensaios 136
5 RESULTADOS OBTIDOS E DISCUSSÃO 137
5.1 Consumo de água e volume estimado de efluentes 137
5.2 Ánalises da água de abastecimento e efluentes da EACF 140
5.2.1 Amostras d`água do Lago Sul 141
5.2.2 Amostras d`água do Lago Norte 142
5.2.3 Água coletada na torneira da cozinha da EACF 143
5.2.4 Análise dos sais, alcalinidade e dureza 144
5.2.5 Análise da condutividade 148
5.2.6 Características dos efluentes: temperatura e pH 150
5.3 Ensaios eletrolíticos realizados com eletrodos de desgaste de alumínio 151
5.3.1 1ª Série de ensaios 151
5.3.1.1 Ensaios com o **reator A** (cantoneiras amarelas, ***d*=1,8 cm**) 151
5.3.1.2 Ensaios com o **reator B** (cantoneiras Brancas, ***d*=0,9 cm**) 153
5.3.1.3 Comparação entre os reatores A (d=1,8 cm) e B (d=0,9 cm), quanto à densidade de potência e redução de DQO 156
5.3.2 2ª Série de ensaios 156
5.3.2.1 Ensaios com o **reator A** (cantoneiras amarelas, ***d*=1,8 cm**) 157
5.3.2.2 Ensaios com o **reator B** (cantoneiras Brancas, ***d*=0,9 cm**) 159
5.3.2.3 Comparação entre os reatores A (d=1,8 cm) e B (d=0,9 cm), quanto à densidade de potência e redução de DQO 162

5.3.3 3ª Série de ensaios 163
5.3.3.1 Ensaios com o **reator A** (cantoneiras amarelas, ***d*=1,8 cm**) 163
5.3.3.2 Ensaios com o **reator B** (cantoneiras Brancas, ***d*=0,9 cm**) 165
5.4 Ensaios realizados com placas de aço carbono 168
5.4.1 4ª série de ensaios 168
5.4.1.1 Ensaios com o Reator A (*d*=1,8 cm) 169
5.4.1.2 Ensaios com o Reator B (d=0,9 cm) 169
5.4.2 5ª série de ensaios 175
5.5 Análise geral dos dados 176
5.5.1 Comportamento do material dos eletrodos (Al e Fe) 176
5.5.2 Efeito da distância entre placas (eletrodos) 177
5.5.3 Variação de pH durante o processo eletrolítico 177
5.5.4 Efeito da variação da diferença de potencial aplicado 178
5.5.5 Efeito da variação de intensidade de corrente aplicada 178
5.5.6 Efeito da variação da temperatura 178
5.6 Parâmetros para operação 178
6 PROJETO CONCEITUAL PROPOSTO 179
6.1 Instalação 179
6.1.1 Dados de Projeto 180
6.1.2 Pré-dimensionamento da ETE 182
6.1.2.1 Características dos componentes do sistema de tratamento 183
6.1.2.2 Vida útil das placas 184
6.1.2.3 Quantidade de lodo gerado e espaço estimado para armazenamento e transporte 184
6.1.2.4 *Lay-out* de ETE com processo eletrolítico e especificações 184
6.1.3 Especificações Técnicas 185
6.1.4 Requisitos para instalação 186
6.2 Rotinas operacionais e de manutenção preventiva 186
6.2.1 Rotinas operacionais 186
6.2.2 Manutenção preventiva e corretiva 187
6.2.3 Requisitos de equipamentos e de pessoal 187
6.3 Proposta de monitoramento 188
6.4 Viabilidade técnica de implantação do processo eletrolítico 188

6.4.1 Estimativas de espaço ocupado 189
6.4.2 Estimativas de consumo energético 189
6.4.2.1 Consumo energético do processo eletrolítico 189
6.4.2.2 Climatização do container 190
6.4.3 Custos associados 192
6.4.4 Impactos ambientais e medidas mitigadoras 193
CONCLUSÃO E PRINCIPAIS RECOMENDAÇÕES 194
REFERÊNCIAS 199
GLOSSÁRIO 211
APÊNDICE A - Legislações e parâmetros referentes à descarga de efluentes domésticos no Brasil, Chile, CEE e EUA (Califórnia) 212
APÊNDICE B – Principais parâmetros para controle de lançamento de efluentes, valores limites e normas de referência 213
APÊNDICE C – Atividades de monitoramento de efluentes líquidos, realizadas por alguns países que operam na Antártica 214
APÊNDICE D - 1º a 5º séries de ensaios eletrolíticos realizados em bancada de laboratório 215
APÊNDICE E – Extrato de ensaios de laboratórios realizados 225
APÊNDICE F – Pré-Dimensionamento ETE 226
APÊNDICE G – Avaliação preliminar de impactos ambientais relativos à implantação de ETE com o Processo Eletrolítico 231
ANEXO A – Programa Antártico Brasileiro (PROANTAR): Base legal, estrutura e membros 233
ANEXO B – Localização da EACF na Antártica 235
ANEXO C – Estações de Pesquisa na Antártica 237
ANEXO D – Dados climáticos da EACF – 1986 a 2006 239
ANEXO E – Instalações da EACF: planta de situação e "*lay-out*" 241
ANEXO F – Diagrama da rede de efluentes líquidos da EACF 243
ANEXO G – Sistema de tratamento de efluentes na EACF 246
ANEXO H – Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas na Europa 247
ANEXO I – Sistemas de tratamento de efluentes implantado nas estações antárticas 249

INTRODUÇÃO

O continente antártico, legalmente declarado pelo Tratado Antártico como dedicado à paz e à ciência, devido ao seu estado primitivo e mais intocado do planeta, também é reconhecido como de importância global para o entendimento do clima terrestre, das mudanças climáticas e para o desenvolvimento da ciência em diversas áreas. Apesar das inúmeras pesquisas desenvolvidas no continente, o mesmo ainda é considerado uma das últimas fronteiras a dominar pelo homem, juntamente com os oceanos e o espaço (CNPq, 2006). Para alcançar tais objetivos, vários países mantêm estações de pesquisa na Antártica, entre os quais o Brasil, algumas com ocupação ao longo de todo o ano e outras apenas durante o verão. Com o desenvolvimento de recursos logísticos adaptados às suas condições climáticas extremas, a atividade turística também tem se intensificado na região.

Paradoxalmente, algumas qualidades que atraem o interesse de pesquisadores e turistas para a região, como ar, águas e solos limpos, são ameaçadas por essa ocupação associada a várias atividades que podem impactar o ambiente antártico de diferentes formas e magnitudes. No que diz respeito à instalação de estações de pesquisa, vários fatores constituem-se em fontes de poluição local, tais como: uso de fontes energéticas baseadas principalmente na queima de combustíveis fósseis, utilização de meios de transporte dos mais variados (navios, aviões, helicópteros, botes, motos), geração e tratamento de resíduos, além da inerente geração de efluentes e esgotos. “Esgoto e hidrocarbonetos provenientes de atividades humanas são as principais fontes de poluição para o meio ambiente marinho antártico” (MARTINS, 2001).

Com o incremento das pesquisas realizadas na Antártica sobre riscos de contaminação da fauna local, além de novos conhecimentos sobre poluentes encontrados atualmente nos esgotos domésticos, vem aumentando a preocupação da comunidade científica quanto aos impactos decorrentes do lançamento de esgotos nesse ecossistema. Há estações que ainda não dispõem de tratamento de efluentes, enquanto que alguns países já implantaram, em suas instalações, sistemas de tratamento de esgotos mais avançados, inclusive com tratamento terciário de desinfecção, embora ainda não haja legalmente esse requisito.

A estação de pesquisa brasileira, conhecida como Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF), encontra-se em operação no continente (**Figura 1.0**), desde fevereiro de 1984, tendo sofrido várias ampliações ao longo desse período.

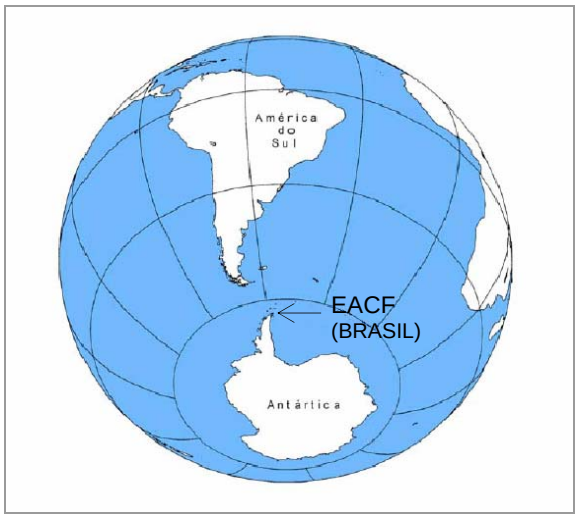


Figura 1.0 – Localização global da EACF (NUPAC[1], 2005).

Desde o início, o Brasil sempre se esforçou para minimizar os impactos decorrentes dessa ocupação. Em relação ao sistema de tratamento de esgotos, a princípio, foram instaladas fossas sépticas e, posteriormente, em 1996, este foi ampliado e aperfeiçoado pelo Arsenal de Marinha do Rio de Janeiro (AMRJ) com a instalação de filtros anaeróbios. Uma vez que o sistema está localizado na área externa da estação e é do tipo anaeróbio, o mesmo demanda aquecimento em uma faixa de temperatura relativamente restrita para se manter operacional. Embora atendendo aos requisitos legais estabelecidos no Tratado Antártico e seu Protocolo de Madri, consoante com a importância da minimização dos impactos ambientais na região, foi constatada, no âmbito do PROANTAR (Programa Antártico Brasileiro), a necessidade de melhorarias nesse sistema.

Em 2005, a Secretaria Interministerial de Recursos do Mar (SECIRM) solicitou à Diretoria de Obras Civis da Marinha (DOCM) uma avaliação do processo eletrolítico (com eletrodos reativos), como uma das possíveis soluções para o tratamento dos efluentes da EACF. Na época, foi realizada uma visita à estação por um integrante do corpo técnico da Diretoria para levantamento das condições locais e, posteriormente, considerando que era uma técnica não convencional, foi realizado

[1] Núcleo de Pesquisas Antárticas e Climáticas, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

um extenso levantamento junto a algumas instituições, empresas e universidades nacionais, quanto à viabilidade da solução e estimativa de custos para implantação do mesmo. O processo eletroquímico utilizado no âmbito da Marinha do Brasil (MB) em alguns navios, por módulos importados, utiliza eletrodos inertes (AMRJ, 2005), sendo distinto do referido processo. Tal levantamento resultou em uma especificação que previa a operação do sistema em container climatizado a 10 ºC. Entretanto, devido a limitações de tempo e de disponibilidade para pesquisas aplicadas, considerando que a DOCM é uma instituição voltada para a elaboração de projetos e gerenciamento de obras no âmbito da MB, o trabalho realizado não incluía pesquisas experimentais que comprovassem a adequabilidade do processo.

Assim, a escolha deste tema para a dissertação visa complementar o trabalho realizado, contribuindo para o estudo detalhado da solução, principalmente devido ao grande número de fatores limitantes do local e também para um melhor conhecimento sobre essa técnica. Para tal, a metodologia usada é composta de pesquisas bibliográficas, entrevistas junto ao corpo técnico do AMRJ, responsável pela manutenção e ampliação das instalações na referida estação, da SECIRM e da EACF (via *e-mail* e telefone), levantamento de dados via *Internet*, além de pesquisas experimentais em bancada de laboratório e realização de ensaios laboratoriais.

O processo não convencional, denominado processo eletrolítico, apresenta diversas características que atendem a vários dos fatores limitantes inerentes à região, tais como: requer pouco espaço, permite implantação modular, a sua operação independe de organismos sensíveis às variações abruptas de temperatura e carga, fácil automação, entre outras, o que o classifica como uma opção interessante a ser investigada dentre as possíveis soluções disponíveis para o tratamento de efluentes no local.

O objetivo geral do projeto é verificar a adequabilidade do processo eletrolítico com eletrodos reativos para o tratamento dos efluentes da EACF, identificando as suas vantagens, limitações e impactos associados.

Para atingir tal objetivo a pesquisa engloba os seguintes objetivos específicos:

- Realizar levantamento dos efluentes líquidos gerados na EACF;
- Identificar os requisitos legais e ambientais a serem atendidos pelo novo sistema de tratamento de efluentes;
- Levantar as soluções implantadas pelas demais estações de pesquisa

na Antártica, principalmente aquelas com características de ocupação similares à estação brasileira;

- Verificar a eficiência do processo eletrolítico, na faixa de temperatura de 7ºC a 22ºC, para tratamento de efluentes similares aos da EACF;
- Sugerir medidas de monitoramento dos efluentes gerados; e
- Avaliar a viabilidade técnica de sua implantação.

Para atender aos objetivos acima listados a dissertação encontra-se dividida em seis capítulos, conforme detalhado a seguir:

O capítulo 1 apresenta um panorama das condições locais. Descreve um resumo da importância do ambiente antártico, a participação do Brasil na região, a caracterização do ambiente onde está localizada a estação brasileira Comandante Ferraz, os aspectos legais e ambientais relacionados ao tratamento de efluentes no continente antártico, a sua importância na minimização da poluição local e dos riscos de contaminação da fauna antártica. Realiza também um levantamento sobre as recomendações já existentes quanto ao monitoramento de efluentes nesse ambiente, bem como dos parâmetros monitorados por alguns dos países na região.

O capítulo 2 aborda o tópico tratamentos de efluentes nas estações de pesquisa na Antártica. Mostra as soluções adotadas, levanta os efluentes da EACF a serem tratados, descreve algumas soluções disponíveis com suas vantagens e desvantagens e, os fatores que classificam o processo eletrolítico como uma das possíveis soluções.

O capítulo 3 realiza uma revisão bibliográfica quanto ao referencial teórico que envolve o processo eletrolítico. Para tal, apresenta os princípios e processos associados, além de pesquisas recentes que o classificam como uma solução promissora para o tratamento de efluentes de diversos tipos, inclusive esgotos domésticos, ou seu funcionamento associado a outros tratamentos.

O capítulo 4 apresenta os materiais e métodos utilizados no decorrer da pesquisa. Descreve os procedimentos aplicados no levantamento de campo para obtenção de dados na EACF e a metodologia experimental realizada em bancada de laboratório utilizando dois reatores eletrolíticos com eletrodos de ferro e de alumínio, com diferentes distâncias entre placas, para o tratamento de esgotos domésticos, similares aos gerados na EACF, em diferentes temperaturas.

No capítulo 5 são mostrados os resultados obtidos no levantamento de campo na EACF e nos ensaios realizados em bancada de laboratório com os reatores

eletrolíticos. Os resultados obtidos e fenômenos observados são analisados e também discutidos comparando-os com o referencial teórico levantado.

O capítulo 6 apresenta o projeto conceitual proposto para o tratamento dos efluentes da EACF por meio do processo eletrolítico, considerando a sua viabilidade técnica de implantação. Inclui uma breve análise de possíveis impactos associados, propondo algumas medidas mitigadoras, requisitos de instalação, as rotinas operacionais e de manutenção preventiva, bem como a sugestão de parâmetros para monitoramento e sua viabilização.

No último capítulo, são apresentadas as conclusões relativas aos ensaios realizados com o processo eletrolítico e à engenharia do processo e sua aplicabilidade para o tratamento dos efluentes da EACF, além de recomendações no âmbito da EACF e para estudos futuros com o processo eletrolítico.

Este projeto se enquadra na área de Engenharia Sanitária, subárea de Tratamento de Águas de Abastecimento e Residuárias. No âmbito dos assuntos antárticos, este estudo reúne informações que poderão auxiliar na otimização de processos relacionados ao tratamento de efluentes e contribui para uma avaliação criteriosa da alternativa de uso do processo eletrolítico para o tratamento de efluentes da Estação Antártica Comandante Ferraz. Considera a especial responsabilidade das Partes Consultivas do Tratado Antártico, o requisito de que todas as atividades desenvolvidas na região sejam compatíveis com os propósitos e princípios do Tratado e seu Protocolo de Proteção ao Meio Ambiente, conhecido como Protocolo de Madri, e diversos fatores limitantes: espaço ocupado, flutuação da população, resíduos gerados, requisitos de climatização e demanda energética.

No âmbito da Marinha do Brasil (MB), o mesmo contribui para um melhor conhecimento da técnica do processo eletrolítico com eletrodos reativos. O mesmo poderá ter aplicabilidade na Instituição, em locais com flutuação de população e, principalmente, em instalações de apoio marítimo no tratamento de efluentes contendo águas salinas, comumente utilizadas como veículo de diluição e de transporte nos sistemas de esgotos sanitários das embarcações.

Do ponto de vista acadêmico, na área de Tratamento de Águas Residuárias, a presente proposta amplia os estudos relativos à eficiência e consumo de energia do processo eletrolítico, para o tratamento de esgotos domésticos, em uma faixa de temperatura mais baixa (7ºC a 22ºC), o que pode ser de grande utilidade em locais que estejam submetidos a temperaturas similares.

1. O AMBIENTE ANTÁRTICO, A ESTAÇÃO ANTÁRTICA COMANDANTE FERRAZ (EACF) E A IMPORTÂNCIA DO TRATAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS

No passado, o continente antártico sofreu uma série de perturbações ambientais decorrentes de exploração econômica predatória, principalmente pela pesca comercial e pela caça às baleias e focas (BREMER, 2003). Em alguns locais, ainda é possível encontrar marcas desse período, conforme **Figuras 1.1 e 1.2**:

Figura 1.1 - Tambores de combustíveis abandonados na área da estação Wilkes, atualmente fechada (AUSTRALIAN ANTARCTIC DIVISION, 2007)

Figura 1.2 – Programa de limpeza em área abandonada na Antártica (AUSTRALIAN ANTARCTIC DIVISION, 2007. Foto: Wayne Papps)

Entretanto, a partir da segunda metade do século XX, visando reverter o quadro de devastação para um quadro de recuperação e preservação, uma série de mecanismos regulatórios de proteção ambiental foi implantada, através de Acordos Internacionais (MACHADO; BRITO, 2006), tais como:

- a criação da Comissão Internacional da Baleia (1946);
- o documento Medidas de Conservação da Flora e Fauna Antártica (1964);
- a Convenção para a Conservação das Focas Antárticas (1972);
- a Convenção sobre a Conservação dos Recursos Vivos Marinhos Antárticos (1980); e
- o Protocolo ao Tratado da Antártica para Proteção do Meio Ambiente – Protocolo de Madri (1991).

Em decorrência, alguns países possuem programas considerados prioritários, de limpeza e recuperação ambiental de áreas degradadas, como o desenvolvido pela Austrália e mostrado na **Figura 1.2**.

Atualmente a Antártica apresenta as estruturas menos modificadas, sob o ponto de vista ambiental, de toda a superfície da Terra. Representa um importante espaço (ar, água e solo) para a realização de pesquisas científicas que contribuem para a compreensão do papel das regiões polares no sistema climático da Terra, das mudanças ambientais globais[1], e para o conhecimento de um ecossistema que se mantém em condições climáticas extremas. A compreensão dos fenômenos que lá ocorrem possui aplicação nos mais variados campos, desde a agricultura, engenharia de alimentos, até a descoberta de princípios ativos para medicamentos. Pelas suas dimensões desempenha influência principalmente no clima do Hemisfério Sul (AQUINO et al., 2006) e conseqüentemente no do Brasil. Desde 2003, o projeto de Meteorologia Antártica inclui nas suas atividades o monitoramento mensal da região da Península Antártica e sua relação com o Brasil para o Climanálise – Boletim de Monitoramento e Análise Climática (INPE, 2006).

O ecossistema antártico é ainda pouco conhecido, o que justifica a região como uma das últimas fronteiras ao domínio do homem (CNPq, 2006). Estudos têm se intensificado com o domínio de novas tecnologias que permitem pesquisas em locais antes inaccessíveis. Em estudos realizados no oceano Antártico Sul, entre 2002 e 2005, por um projeto envolvendo treze países, foram coletadas amostras em até 6.348 metros de profundidade, no mar de *Weddell* e áreas adjacentes e medidos parâmetros como temperatura, salinidade e densidade da água e desenvolvido um sistema de câmeras para investigar as espécies. Os resultados revelaram uma biodiversidade que surpreendeu os cientistas conforme relatado por Brandt (2007): “Descobrimos 700 espécies antes desconhecidas, mas no total achamos pelo menos o triplo disso. Em muitos grupos de animais, de 80% a 90% das espécies são novas”.

É o único continente que não possui população nativa e cuja ocupação e permanência humana somente são possíveis com o apoio de operações logísticas complexas e domínio de tecnologias específicas. “A Antártica é considerada uma das últimas áreas do mundo a sofrer impacto antrópico direto. Entretanto, diversos países mantêm estações de pesquisa habitadas no continente e nas ilhas adjacentes” (CAMPOS et al., 2006). O estudo do ambiente antártico também é

[1] Pesquisas realizadas demonstram que as camadas de gelo da região guardam registros históricos da atmosfera terrestre relativos a dezenas de milhares de anos, permitindo o estudo climático da Terra e identificação de ciclos climáticos naturais e, conseqüentemente, a melhor avaliação das mudanças climáticas recentes.

fundamental para o monitoramento dos impactos causados pelas atividades humanas na região, subsidiando planos de prevenção e medidas mitigadoras.

Como conseqüência de todos os fatores citados, tem crescido as atividades de pesquisa científicas na região, assim como o interesse turístico na área. A maioria das estações de pesquisa é ocupada durante todo ano, designadas estações permanentes e as demais apenas durante o verão.

Atualmente, as estações de pesquisa, embora consideradas como de importância fundamental, são reconhecidas como fontes pontuais de poluição, conforme diversas citações: "A atividade humana na Antártica é mínima, entretanto **há alguns exemplos de poluição localizada, como a por esgotos provenientes das estações de pesquisa da região**" (BARBOSA; TANIGUCHI; BÍCEGO, 2006, In: Simpósio Brasileiro sobre Pesquisa Antártica, XIV, p. 75-76, grifo nosso). "O interesse científico e as atividades humanas, especialmente nas proximidades das estações de pesquisa, têm aumentado nas últimas décadas **gerando fontes pontuais de poluição ambiental, como a descarga de esgotos**" (MARTINS; MONTONE, 2006, Ibid., p. 124-125, grifo nosso).

> **Outra fonte potencial de poluição neste ambiente é o despejo de esgotos domésticos**, que na maioria das estações não recebe tratamento antes de ser lançado ao mar. A Estação Antártica Brasileira "Comandante Ferraz", como em todas as estações antárticas, utiliza combustíveis para suas atividades e produz esgoto que, no entanto, passa por tratamento antes de ser lançado. (CAMPOS et al., 2006, Ibid., p.86-87, grifo nosso).

Dados referentes ao turismo na área do Tratado Antártico, durante o verão de 2005/2006, registraram que 25.167 passageiros desembarcaram na região (IAATO[2], 2006 apud SANTOS; SIMÕES, 2006). O lançamento de efluentes por navios utilizados nas atividades turísticas é regulamentado pela MARPOL 73/78 [3], em seu Anexo IV, e o lançamento de esgotos não é permitido na região. Embora as estatísticas demonstrem que o número de turistas na região supere bastante[4] a ocupação das estações científicas, estes permanecem, em sua maioria, sediados nos navios efetuando rápidas visitas ao continente.

---

[2] International Association Antarctica Tour Operators.
[3] Convenção Internacional para Prevenção da Poluição Causada por Navios, de 1973 e seu respectivo Protocolo de 1978.
[4] No verão de 1999/2000, cerca de 14.000 turistas e 4.000 componentes de programas científicos visitaram a Antártica.(AADC, 2007).

Um dos principais problemas relacionados ao turismo é o desembarque concentrado sobre poucos lugares, considerando que 30 locais recebem aproximadamente 85% dos turistas. O arquipélago *Shetland* do Sul, que compreende a ilha Rei George, onde está localizada a EACF, foi o segundo lugar em número de turistas na temporada 2004-2005, após o Estreito de *Gerlache*. A estação polonesa *Henryck Arctowski*, também localizada na Baía do Almirantado, classificada como Área Antártica Especialmente Gerenciada (AAEG)[5], na temporada (2003-2004) recebeu todos os 3.581 turistas que visitaram essa área, sendo que em apenas um dia 3 navios desembarcaram 448 turistas (SANTOS; SIMÕES, 2006). As visitas concentradas de turistas em algumas estações, mesmo que por curto período de tempo, acarreta naturalmente um aumento na geração de esgotos com uma grande variação de carga, fator negativo para os tratamentos biológicos tradicionalmente utilizados.

A ocupação humana em um ecossistema frágil, caracterizado por condições climáticas inóspitas e de difícil acesso, traz associada uma série de atividades potencialmente poluidoras, tais como: utilização, em sua maioria, de matriz energética dependente de combustíveis fósseis; captação de água para consumo; geração, tratamento e disposição dos resíduos e dos efluentes; deslocamentos e utilização de diversos meios de transportes; riscos de introdução de organismos estranhos ao meio, inclusive patógenos; além de geração de barulho. Dentro deste contexto, considerando-se os efluentes[6] gerados nas estações de pesquisa, um dos principais focos de poluição local, o seu tratamento adequado assume grande importância na preservação deste ecossistema.

1.1 Breve histórico da participação do Brasil na Antártica

Em 1959, de forma a regular as atividades e a ocupação no continente antártico, doze países, que então mantinham empreendimentos na região, assinaram em Washington, o Tratado da Antártica que entrou em vigor em 23 de junho de 1961. Seu regime jurídico permite que outros países, além dos doze iniciais, se tornem Partes Consultivas nas discussões sobre o continente, quando

[5] Classificação prevista no Protocolo de Madri, tendo sido a primeira área no continente nomeada AAEG, após solicitação dos países que desenvolvem atividades no local. Visa evitar impactos cumulativos e otimizar esforços na obtenção de informações científicas.

[6] Incluem esgotos sanitários (águas negras) e demais efluentes também designados águas cinzas.

demonstrado interesse e realizarem atividades de pesquisa científicas substanciais. A adesão do Brasil ocorreu em 16 de maio de 1975, tendo sido promulgada pelo Decreto n° 75.963, de 11 de julho de 1975. Em 1982, foi criado o Programa Antártico Brasileiro (PROANTAR), cuja base legal, estrutura e membros encontram-se detalhados no **Anexo A**.

A primeira expedição (OPERANTAR I) ao Continente Austral ocorreu no verão de 1982/83 e, ainda em 1983, o Brasil foi elevado à categoria de Parte Consultiva do Tratado, tornando-se um país membro com direito a voto, integrante de um grupo de vinte e oito países que decide sobre as atividades realizadas na região. A estação antártica brasileira Comandante Ferraz (EACF) foi inaugurada em fev./1984, na ilha Rei George, ao norte da Península Antártica (vide **Anexo B**). Nesse mesmo ano, o Brasil foi aceito como membro pleno do Comitê Científico sobre Pesquisa Antártica (sigla em inglês, SCAR), órgão internacional que promove e coordena a ciência na região.

O PROANTAR apóia diversos projetos científicos e de tecnologia divididos em duas redes de pesquisa induzidas: Redes 1 e 2. Estas são apoiadas pelo Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), responsável pela política científica, pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) que financia e coordena a execução das pesquisas realizadas por universidades e outras instituições e pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), órgão assessor ambiental. Os projetos da Rede 1 investigam as mudanças ambientais na Antártica e seus impactos globais. A Rede 2 (PROANTAR – Gerenciamento da Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica) tem a tarefa de monitorar os impactos locais da presença humana, por meio de vários projetos interligados e de propor um plano de gerenciamento ambiental para a estação, de acordo com as diretrizes estabelecidas pelo Protocolo de Madri (CNPq, 2006).

O Ministério da Defesa (MD), por meio da Marinha do Brasil (MB) e da Força Aérea Brasileira (FAB), coordena um conjunto de ações para dar suporte às atividades de pesquisas brasileiras na região, tais como: coordenação das ações relativas ao PROANTAR pela SECIRM (MB), construção e manutenção da EACF pelo Arsenal de Marinha do Rio de Janeiro (AMRJ), transporte para a região (FAB e MB) e operação da Estação pela MB.

1.2 Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF)

A estação brasileira Comandante Ferraz (EACF) localiza-se na ilha Rei George, pertencente ao arquipélago *Shetland do Sul*, na Península *Keller*, na região da Baía do Almirantado, área classificada como AAEG, a uma distância de 70 milhas (130 Km) a leste da Península Antártica (**Anexo C**). As **Figuras 1.3** e **1.4** mostram vistas aéreas da Baía do Almirantado e da EACF.

Figura 1.3 – Vista Aérea da Baía do Almirantado (CNPq, 2006)

Figura 1.4 – Vista Aérea da Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF) (AMRJ, 2006)

As **Figuras 1.5** e **1.6,** a seguir, apresentam vistas frontal e posterior da EACF:

Figura 1.5 – Vista frontal da EACF (EACF, 2006)

Figura 1.6 – Vista aérea da face posterior da EACF (AMRJ, 2006)

1.2.1 Dados climáticos

O clima na Ilha Rei George, situada entre as coordenadas 61º50` - 62º15`S e 57º30` - 59º00`W, é determinado pela passagem de sucessivos sistemas ciclônicos, transportando ar aquecido e úmido, fortes ventos e grande volume de precipitação (FERRON et al.,2001).

A ilha apresenta vegetação de musgos e liquens e possui mais de 92% de sua superfície permanentemente coberta de gelo. A temperatura média anual na EACF é de –1,8ºC (1986-2005), tendo sido a mínima absoluta registrada de –28,5ºC, em 1991 e a máxima absoluta de 14,9ºC, em 1999 (MACHADO; BRITO, 2006). A umidade relativa, pela localização oceânica da área, e pela predominância de entrada de ar pelo Estreito Drake, é sempre elevada, acima dos 85%; alguns casos com circulação de ar continental antártico vindo do sul e sudeste reduzem a umidade para 40%. Quanto à direção dos ventos, os de oeste e norte foram os predominantes nesta ordem, tendo sido a rajada de vento mais veloz registrada 176 km h-1, em jun./1997. A precipitação (na forma de neve) na Península Antártica é de 600 a 1.500 mm/evento (em mm de água). No **Anexo D** encontram-se dados relativos à temperatura do ar e ventos, no período de 1986 a 2007 (INPE, 2008).

1.2.2 Logística de apoio

A EACF localiza-se a 4.515 km do Rio de Janeiro (RJ), local onde está localizado o AMRJ, e a 3.382 km da cidade de Rio Grande (RS), local da base da

MB mais ao sul do país e a 1.251 km de Punta Arenas, cidade chilena com aeroporto. As longas distâncias aliadas às condições climáticas rigorosas contribuem para a complexidade do apoio logístico.

Anualmente o AMRJ realiza tarefas de manutenção e/ou ampliação das instalações, principalmente durante o verão. Os transportes de pessoal, materiais, equipamentos e mantimentos são realizados por vôos da FAB de apoio ao PROANTAR até a Base chilena Frei na Ilha Rei George (**Figura 1.7**) e pelo Navio de Apoio Oceanográfico Ary Rongel da MB (**Figura 1.8**), em períodos pré-programados. O deslocamento entre a base chilena de Frei e a EACF é realizado por helicópteros ou com o apoio do navio e a duração depende das condições climáticas locais.

É importante que os módulos do sistema de tratamento de esgotos possam ser transportados por algum dos meios citados, bem como pela chata existente na EACF, para desembarque dos equipamentos e que o planejamento de manutenção considere a limitação quanto às datas das viagens.

Figura 1.7 – Vôo de apoio da FAB à Operação Antártica XXVI (SECIRM, 2008)

Figura 1.8 - Navio de Apoio Oceanográfico ARY RONGEL (MB, 2008)

1.2.3 Ocupação da EACF

A EACF é uma estação de pesquisa, de ocupação permanente, guarnecida durante períodos anuais por um grupo de dez militares da MB, designado Grupo-Base, responsável pela execução das atividades administrativas, de manutenção e de apoio às pesquisas desenvolvidas pelo PROANTAR. Apresenta uma ocupação média de 40 a 60 pessoas no verão e de 12 a 16 pessoas no inverno. Esse

quantitativo varia de acordo com as atividades de manutenção planejadas e com as pesquisas aprovadas. A sua ocupação caracteriza-se por flutuações nas datas de chegada e saída do navio Ary Rongel e dos vôos da FAB e, também pela permanência de pesquisadores durante algum tempo nos refúgios, acampamentos ou no navio.

Devido ao Ano Polar Internacional, está previsto uma maior ocupação da EACF para o verão 2007/2008, de até 80 pessoas. Não foram encontrados registros referentes ao recebimento de turistas, mas eventualmente podem ocorrer visitas por curtos períodos de tempo de integrantes de outras estações, de autoridades brasileiras [7] e estrangeiras ou integrantes da mídia.

O **Gráfico 1.1** mostra a flutuação na sua ocupação no período de 2003/2004.

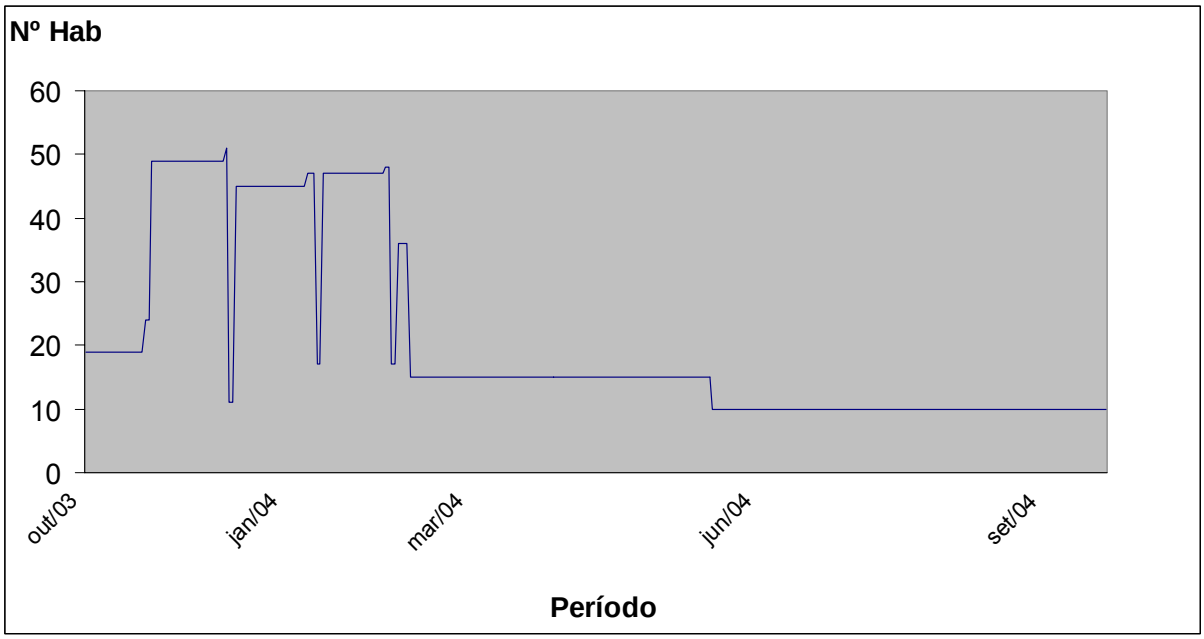


Gráfico 1.1 – Variação da ocupação da EACF no período de 29/out/2003 a 20/set/2004 (SECIRM, 2006)

O **Gráfico 1.2** detalha as variações de população ocorridas durante o verão 2003/2004, associadas à movimentação de pessoal na época dos vôos da FAB.

[7] Conforme notícia divulgada na mídia, recentemente um grupo de 13 congressistas brasileiros que integram a Frente Parlamentar Mista em Defesa do Programa Antártico Brasileiro, visitaram a EACF e foram conhecer as pesquisas realizadas na região (Jornal do Brasil, 31 jan. 2008).

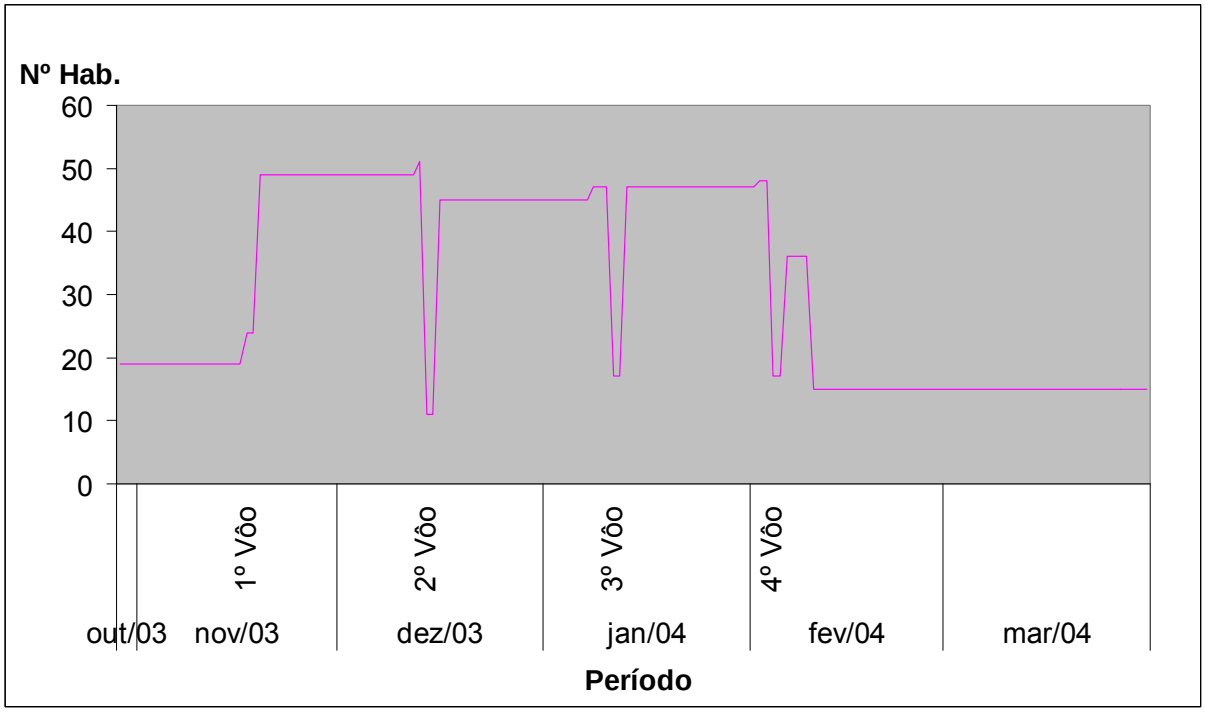


Gráfico 1.2 - Variação da ocupação da EACF durante o período do verão 2003/2004 (SECIRM, 2006)

O Grupo Base é composto por três oficiais, sendo um Chefe (ChEACF), um Subchefe e um médico, além de sete praças com especialidades diversas, compatíveis com as funções de: Encarregado de Embarcações, das Viaturas e Tratorista, de Comunicações, de Eletrônica, de Eletricidade, de Motores e Lanchas e Cozinheiro.

Suas principais atribuições são: apoiar os projetos de pesquisas desenvolvidos na Estação, coordenar as medidas de proteção ambiental na área de atuação dos pesquisadores alojados em suas dependências, manter o intercâmbio com outras Estações existentes na Baía do Almirantado e efetuar a manutenção da Estação e dos refúgios, localizados nas imediações para o apoio às pesquisas que lá se desenvolvem (SECIRM, 2007). Para tal, seus integrantes recebem treinamento específico para o ambiente antártico, e especializado para operação e manutenção dos equipamentos, embarcações e instalações da EACF, bem como em áreas afins às suas especialidades. Envolve estágios e cursos em unidades da MB e em empresas fornecedoras de equipamentos.

1.2.4 Instalações da EACF

A Estação Antártica Comandante Ferraz é um complexo que sofreu ampliações ao longo dos anos e atualmente ocupa uma área de 2 250 m^2, com *lay-out* conforme detalhado no **Anexo E**, e características descritas a seguir (SECIRM, 2008; MACHADO; BRITO, 2006):

O suprimento de energia elétrica é realizado por meio de 4 grupos de motores-geradores, de 150 kVA, que utilizam óleo diesel como combustível. O Ministério das Minas e Energia fornece, por meio da Petrobrás, o combustível utilizado para geração de energia na EACF, nos refúgios e acampamentos, nas travessias e em locomoções na área. De forma a aumentar a segurança contra eventuais vazamentos, além de elevar a capacidadede armazenamento para 400.000 L., novos tanques de aço estão em processo de instalação (**Figura 1.9**).

Figura 1.9 – Tanques de óleo combustível na EACF (EACF, 2008)

Algumas pesquisas encontram-se em desenvolvimento no que diz respeito ao uso de combustível alternativo, como o biodiesel, para os geradores elétricos da EACF e à viabilidade de utilização de fontes alternativas de energia (eólica e fotovoltaica), principalmente para os módulos ou equipamentos isolados, como é o caso das estações automáticas de meteorologia e refúgios (JUAÇABA FILHO, 2007; COSTA, 2008, em elaboração).

O abastecimento de água é realizado a partir da captação de água doce nos dois lagos de degelo, existentes na área da EACF, identificados como Lago Norte e Lago Sul, conforme mostrado na **Figura 1.10**.

Figura 1.10 – Vista Aérea da EACF, com Lagos Norte e Sul (AMRJ, 2006)

Habitualmente, mesmo durante os períodos de inverno é possível realizar-se a captação da água em forma líquida, abaixo da camada de gelo. Em 2007 ocorreu uma situação atípica com o congelamento dos lagos Sul em junho e Norte em setembro. Este fato obrigou a realização de um programa rigoroso de restrição ao consumo de água[8] (AGÊNCIA BRASIL, 2007), A água existente na caixa d`água, com capacidade de 10.000 L, foi mantida como reserva para uso em caso de incêndio e a sua obtenção realizada pelo processo de derretimento de neve, com prioridade para uso na cozinha. No período a geração de efluentes foi a mínima possível tendo inclusive, sido interrompido o monitoramento do consumo de água realizado pela leitura dos hidrômetros[9].

Em relação às instalações hidrossanitárias, a EACF possui: sete banheiros, com total de nove vasos sanitários e oito chuveiros, lavanderia com quatro máquinas domésticas de 9 kg e uma industrial para roupas pesadas, uma cozinha e copa para preparo da alimentação de toda a tripulação (EACF, 2007). É dotada também de

[8] Agência Brasil, 2007. Disponível em: <http://www.agenciabrasil.gov.br/noticias/2007/11/01/materia.2007-11-01.6045555991/view>. Acesso em: 19 nov. 2007.

[9] Além do hidrômetro principal (instalado no início de 2006) e do hidrômetro secundário (instalado no início de 2007), foram instalados, no decorrer de 2007, uma série de hidrômetros que permitem medir o consumo de água em vários compartimentos (ou segmentos da rede) tais como: aguada, cozinha, lavanderia, banheiros feminino, masculino e do pessoal do AMRJ, caldeira, retorno e lago Norte.

laboratórios para apoio às pesquisas, centro cirúrgico e enfermaria para eventuais emergências, além de oficinas mecânica, elétrica e náutica para suprir as necessidades de manutenção.

Os seus laboratórios são distribuídos conforme a seguir: módulo de química, módulos de biologia e de aquários com alimentação de água do mar durante o período de verão. Possui ainda outros módulos relacionados a atividades de pesquisa, tais como: módulo de metereologia, ozônio e geomagnetismo.

O gerenciamento de resíduos na EACF é realizado a partir da segregação criteriosa dos mesmos, seja para disposição temporária até o embarque para o Brasil ou para o tratamento por meio de incineração (para reduzir os resíduos de origem orgânica) utilizando o sistema de pirólise (SECIRM, 2007). A **Figura 1.11** mostra o compactador e incinerador[10] utilizados na EACF.

Figura 1.11 – Compactador e incinerador de lixo na EACF (EACF, 2008)

As cinzas resultantes da incineração, os compostos químicos produzidos nos diversos laboratórios e o óleo queimado também retornam para o Brasil no final da Operação Antártica. Atividades de coleta de lixo, designadas Operação Pente Fino, são realizadas periodicamente em mutirão pelos seus ocupantes na área da estação (MACHADO; BRITO, 2006). Um inventário dos resíduos gerados, inclusive com dados de pesagem, é realizado periodicamente. A classificação utilizada até jul./2005 era: madeira, vidro, papel, metal, plástico, cinzas (orgânicos) e diversos e a geração de resíduos sólidos nos anos de 2004 e de 2005 se manteve no patamar de

[10] Existe previsão de substituição do incenerador em março/2008 (EACF, 2008).

238 kg/hab/ano (ALVAREZ et al., 2006). Os resíduos produzidos pelo sistema de tratamento de efluentes, principalmente o lodo, devem ser criteriosamente avaliados, considerando a necessidade de armazenamento temporário, transporte para o continente e disposição final.

Recentemente, melhorias significativas foram implementadas na infra-estrutura de comunicações: no sistema de telefonia e no acesso à Internet (JUAÇABA FILHO, 2007). Essa nova estrutura facilita o intercâmbio de informações e o fornecimento de apoio técnico à Estação.

1.2.5 Sistema de tratamento de efluentes instalado e em implantação

O sistema de tratamento de efluentes da EACF, do tipo anaeróbio, instalado em 1996 e ainda operacional, está localizado no ambiente externo da estação. É composto por: quatro fossas sépticas, dois filtros anaeróbios, duas caixas de gordura e duas caixas interceptadoras. A fim de evitar congelamento das redes e das fossas, foram instaladas cintas térmicas ao longo das redes e nas fossas sépticas. O efluente final, das águas negras e cinzentas, é encaminhado, através de tubulações, até a linha da praia na baixa-mar. As fotos a seguir (**Figuras 1.12 e 1.13**) ilustram o referido sistema e o **Anexo F**, a rede de esgotos da estação:

Figuras 1.12 – Conjunto de fossas sépticas e filtros instalados em 1996 na EACF (AMRJ, 2006)

Figuras 1.13 – Reparo no ponto de lançamento do efluente tratado, durante maré baixa, no verão de 2006 (AMRJ, 2006)

No inverno, a Estação fica praticamente encoberta pela neve e gelo, principalmente o sistema de esgotos, dificultando a realização de qualquer procedimento que demande o acesso, tal como coleta de amostras para o

monitoramento adequado. No ponto de lançamento (descarga no mar) é comum a tubulação se danificar devido às intempéries e às condições do mar no local.

Para a operação do tratamento anaeróbio, sensível à variação e a baixas temperaturas, o mesmo é aquecido a uma temperatura entre 30ºC e 35ºC, o que demanda um gasto de energia, conforme **Quadro 1.1**, normalmente não associado aos tratamentos anaeróbios em condições climáticas mais favoráveis. As fossas possuem resistências e sistema de aquecimento por líquido circulante (EACF, 2006a).

Componentes		Resistências de Aquecimento		
Identificação	Quantidade (UN)	Capacidade (kW)	Quantidade (UN)	Consumo (kW)
Caixa de Gordura	2	0,5	2 (1/caixa)	1
Caixa interceptadora	2	1,02	2 (1/caixa)	2,04
	1	0,6	1 (1/caixa)	0,6
Fossas sépticas	4	1,2	12 (3/fossa)	14,4
	1	1,2	3 (3/fossa)	3,6
Filtros Anaeróbios	3	0,44	3 (1/filtro)	1,32
	1	0,57	3 (1/filtro)	1,71

Quadro 1.1 – Sistema de aquecimento do sistema de tratamento de esgotos implantado em 1996, na EACF (AMRJ, 1998)

Considerando a necessidade identificada de melhorar-se o sistema existente e a prioridade atribuída, no decorrer de 2007, a MB iniciou a implantação na EACF de um novo sistema de tratamento de efluentes convencional, do tipo biológico, com desinfecção, conforme **Anexo G**, para tratamento dos efluentes do tipo doméstico. De acordo com informações obtidas, o sistema encontra-se em face de implantação e o seu monitoramento seria realizado durante o início de 2008, não tendo sido possível o acesso aos resultados em tempo hábil para inclusão neste estudo.

1.3 Aspectos legais e ambientais relacionados ao tratamento de efluentes no ambiente antártico e na EACF

1.3.1 Aspectos legais

Com o aumento gradativo da ocupação do continente por bases de pesquisa (**Anexo C**) e das atividades de turismo, vem crescendo a nível internacional a preocupação com os possíveis efeitos antrópicos decorrentes. Como conseqüência,

em 1991, visando à regulamentação de medidas para proteção do meio ambiente antártico, foi assinado o Protocolo sobre Proteção do Meio Ambiente, conhecido como Protocolo de Madri, em vigor internacional desde 14 de janeiro de 1998, e promulgado no Brasil pelo Decreto nº 2.742, de 20 de agosto de 1998.

O Protocolo de Madri torna a região antártica uma reserva natural, dedicada à paz e à ciência, e proíbe por 50 anos (até 2.047) a exploração econômica dos recursos minerais e regulamenta e controla as atividades humanas no local (CNPq, 2006; AGÊNCIA ESTADO, 2007). O mesmo trouxe uma série de medidas de proteção ambiental, sendo bem extenso e restritivo quanto ao gerenciamento de resíduos sólidos na área, tendo demonstrado também uma grande preocupação com os riscos de contaminação da fauna antártica:

> [...] O Protocolo de Madri também estabeleceu normas de conduta para pesquisadores, visitantes, e pessoal de apoio logístico, como: não coletar ovos, animais ou plantas, e não levar para o continente, seres estranhos ao ecossistema, não usar armas e manter a preservação do espaço. (AGÊNCIA ESTADO, 2007)

Entretanto, quanto ao tratamento de efluentes líquidos, as restrições referem-se basicamente aos locais de lançamento, sendo muito insipiente quanto a essa questão. Apenas é exigido, para estações com ocupação média semanal no verão maior do que 30 pessoas, que os esgotos sejam submetidos à maceração antes da disposição final no mar. Segundo Smith e Riddle (2007), esta decisão baseou-se na dificuldade prevista para alguns dos integrantes do Tratado Antártico em atenderem normas mais restritivas. Assim, a adoção de tratamentos mais eficientes depende de iniciativa de cada país participante. Cabe ressaltar alguns artigos do Protocolo, relacionados à questão dos esgotos gerados no continente, detalhados a seguir:

1.3.1.1 Aspectos legais relativos à área do Tratado Antártico

O Anexo II do Protocolo de Madri trata da conservação da fauna e da flora da Antártida e o seu Art. 4, especificamente da prevenção da introdução de espécies não nativas, parasitas e enfermidades.

A eliminação e o gerenciamento de resíduos são regulamentados no Anexo III do Protocolo de Madri, merecendo destaque os Artigos de n°s 1, 2, e 4 a 6, além do 8, que classifica as águas residuais e resíduos líquidos domésticos como Grupo 1.

A prevenção da poluição marinha está regulamentada no anexo IV ao Protocolo da Madri em complemento à MARPOL 73/78 e aplica-se aos navios que operam na área do Tratado da Antártica. O Art. 6 diz respeito à descarga de esgoto, de navios autorizados a transportar mais de 10 pessoas. Esta regulamentação assume grande importância considerando o aumento do fluxo de navios de cruzeiro.

> 1. Salvo quando as operações na Antártida forem indevidamente prejudicadas:
> a) cada Parte deverá suprimir toda descarga no mar de esgoto sem tratamento (entendendo-se por "esgoto" a definição dada no Anexo IV da MARPOL 73/78) a menos de 12 milhas marinhas da terra ou das plataformas de gelo;
> b) além dessa distância, a descarga de esgoto conservada em um tanque de retenção não será efetuada instantaneamente, mas num ritmo moderado e, tanto quanto possível, quando o navio estiver navegando a uma velocidade igual ou superior a 4 nós.[...]

O Tratado Antártico prevê, em seu Artigo VII, a possibilidade de inspeções às diversas instalações pelas Partes sem prévio aviso, como forma de reforçar a desmilitarização na área. O Protocolo de Madri reforçou a idéia de que as inspeções devem ter também objetivos relacionados à Proteção do Meio Ambiente e ecossistemas associados e dependentes e deve ser uma ferramenta para assegurar o atendimento ao mesmo. Há um interesse atual na realização de inspeções em cooperação por um ou mais países, como forma de redução de custos logísticos, e foi padronizada uma lista de verificações(ATCM XIX, 1995)[11]. Em estações de uso permanente e instalações associadas são levantadas, entre outras, informações sobre os métodos de disposição de resíduos, tratamento dos esgotos e demais efluentes líquidos e sobre o monitoramento destes.

1.3.1.2 Legislação brasileira

Ao ratificar o Protocolo de Madri, o Brasil assumiu responsabilidades que poderiam ter implicações na legislação ambiental nacional. Tal assunto foi avaliado por um grupo formado pelo coordenador do GAAm e por representantes de diversos órgãos (Ministérios das Relações Exteriores, Marinha, Ciência e Tecnologia), no âmbito da Comissão Nacional para Assuntos Antárticos - CONANTAR, responsável pela definição das diretrizes da Política Antártica, que concluiu não haver

[11] Resolution 5: Antarctic Inspection Checklists (A). In: ANTARCTIC TREATY CONSULTATIV MEETING, 19., may 1995, Seoul. **Final Reports**. Disponível em: <http://www.ats.aq>. Acesso em: 30 apr. 2007.

necessidade de se criar uma legislação específica para atender ao disposto no Protocolo (MMA, 2006).

Vale ressaltar que ainda não há, no âmbito da região antártica, o estabelecimento de padrões de lançamento de efluentes a serem alcançados. Observado que alguns países, como Chile e Bélgica, fazem referências às suas legislações ambientais. A legislação brasileira estabelece uma série de dispositivos, de forma que os lançamentos dos esgotos tratados nos corpos d`água devem considerar e preservar o aspecto estético, a vida aquática e a saúde pública. Entre os principais instrumentos desses dispositivos pode-se ressaltar: o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental, a avaliação de impactos ambientais e o licenciamento de atividades poluidoras (JORDÃO; PESSÔA, 2005). São relacionadas a seguir as leis e normas brasileiras as quais podem servir de referência:

- Lei 6938 de 31 de agosto de 1981, que institui a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) e o Decreto 99.274, de 6 de junho de 1990, que a regulamenta.

- Resolução CONAMA[12] 357 de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece para as diversas classes (usos preponderantes) padrões para o enquadramento dos corpos d`água, segundo parâmetros de qualidade com concentrações limites bem definidas que, se ultrapassadas, poderão causar efeitos prejudiciais aos usos preponderantes designados (MMA, 2005). O **Quadro 1.2** mostra os padrões para alguns parâmetros de qualidade nas águas salinas:

Classe: Águas Salinas	**Parâmetros**		
	Carbono Orgânico Total (mg/L)	**Oxigênio Dissolvido (mg/L)**	**Coliformes Fecais (NMP/100 mL)**
Classe 1	3	6	43 (1) /1000 (2)
Classe 2	5	5	2500
Classe 3	10	4	4000
NOTAS: (1) para pesca para consumo humano e para cultivo de moluscos (2) para demais usos. (3) região do corpo receptor onde ocorre a diluição inicial do efluente			

Quadro 1.2 - Padrões da Resolução CONAMA 357/2005 para os principais parâmetros de qualidade, em águas salinas, na zona de mistura (3). (Adaptado de JORDÃO; PESSÔA, 2005)

[12] CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

Vale destacar os seus Artigos 32 e 34 que definem limites para os efluentes lançados (**Apêndice A**) e, o seu Art. 36, que estabelece que os efluentes provenientes de serviços de saúde ou infectados com microorganismos patogênicos só podem ser lançados após tratamento especial.

Alguns órgãos ambientais estaduais apresentam legislações específicas mais restritivas do que a Resolução CONAMA 357/2005. O **Apêndice A** exemplifica parâmetros, mais restritivos, estabelecidos pelos Estados de Goiás, Minas Gerais, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e São Paulo.

No Estado do Rio de Janeiro (RJ), a FEEMA estabelece por meio da Norma Técnica, NT-202.R-10, de 04 de dezembro de 1986, critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos, em águas interiores ou costeiras, superficiais ou subterrâneas do RJ, através de quaisquer meios de lançamento, inclusive da rede pública de esgotos (FEEMA, 2006a). Estabelece, ainda por meio da DZ.215.R-1 (Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem não industrial), as eficiências de remoção de matéria orgânica que os sistemas de tratamento devem apresentar, ou concentrações a serem atingidas no efluente final, em função da carga orgânica bruta produzida. O **Quadro 1.3** apresenta alguns dos principais limites estabelecidos (FEEMA, 2006b):

Carga orgânica bruta(C) (kgDBO/dia)	**Eficiência mínima de remoção (%)**	**Concentrações máximas permitidas (mg/L)**	
		DBO	**RNFT**
C ≤ 10	30	180	180
25 < C ≤ 100	70	80	80
50 < C ≤ 100	80	60	60
C > 100	90	30	30
OBS.: Contribuição de 1 pessoa/dia = 0,054 kg DBO - Coluna 1 - carga orgânica produzida por dia (valores máximos). - Coluna 2 - eficiência mínima de remoção de carga orgânica em DBO. - Coluna 3 - concentração máxima permitida de DBO e RNFT no efluente tratado.			

Quadro 1.3 - Eficiências de remoção de matéria orgânica, ou concentrações a serem atingidas no efluente final, de acordo com a Diretriz FEEMA (RJ) DZ.215.R-1

Os esgotos tratados da EACF são lançados na Baía do Almirantado, logo, sugere-se o enquadramento deste corpo receptor em águas salinas - Classe 1 [13]. Este seria o enquadramento mais restritivo, uma vez que o lançamento de efluentes, mesmo que tratados, é vedado em águas classe especial (Art. 32). Entre os usos associados à Classe 1 está a proteção das comunidades aquáticas (MMA, 2005).

[13] São águas com salinidade superior a 30 % e, enquadramento sugerido acordo Resolução CONAMA 357/2005.

Considerando-se na EACF uma ocupação máxima de 70 pessoas, a carga orgânica bruta estimada seria da ordem de 3,78 kgDBO/dia. A norma da FEEMA estabelece para esse nível de carga orgânica, DBO ≤180 mg/L (ou redução mínima de 30%) e RNFT ≤ 180 mg/L. A legislação de Minas Gerais, neste caso, seria mais restritiva, estabelecendo DBO ≤60 mg/L, DQO ≤90 mg/L (ou redução de 85%) e SST ≤ 60 mg/L (média mensal) e ≤ 100 mg/L (limite diário).

1.3.1.3 Normas internacionais

Relaciona-se a seguir algumas normas internacionais, relativas a descargas de efluentes domésticos no mar.

A Comunidade Econômica Européia estabelece por meio das Diretivas do Conselho 91/271/CEE, de 21 de Maio de 1991, e 98/15/CE, de 27 de fevereiro de 1998, os parâmetros para lançamento e tratamento de águas residuais urbanas, conforme demonstrado nos **Quadros AH.1** e **AH.2** do **Anexo H** (EUR-LEX, 2007).

O Chile estabelece por meio da norma D.S. nº 90 de 2000 (CHILE-SINIA, 2007), os limites para máximos permitidos para efluentes líquidos em águas marinhas e continentais superficiais, conforme mostrado no **Quadro 1.4:**

Parâmetro	**Unidade**	**Sigla**	**Limite máximo permitido**
Óleos e Graxas	mg/L	O & G	20
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L	DBO_5	60
Sólidos em suspensão	mg/L	SS	100
Coliformes fecais ou termotolerantes	NMP/100 ml	Coli/100 ml	1000-70*
Sólidos Sedimentáveis	ml/L/h	S Sed	5
Fósforo	mg/L	P	5
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	NTK	50
PH	Unidade	pH	6-9
Ferro dissolvido	mg/L	Fe	10
Alumínio	mg/L	Al	1
Sulfetos	mg/L	S^{2-}	1
Temperatura	º C	T º	30
NOTAS: Em áreas aptas para a aqüicultura e áreas de manejo e exploração de recursos bentônicos não se deve ultrapassar o limite de 70 NMP/100 ml.			

Quadro 1.4 – Principais parâmetros estabelecidos na norma chilena DS nº 20/2000, para descarga de resíduos líquidos em corpos d`água marinhos dentro da zona de proteção litoral (CHILE/SINIA, 2007, tradução nossa)

A referida norma se aplica no Chile em estabelecimentos com carga contaminante média diária superior ao equivalente populacional de 100 hab./dia. O

relatório preliminar de avaliação de impacto ambiental, referente à ETE a ser implantada na estação chilena Base Antártica Eduardo Frei Montalva (CHILE, 2005), adotou, como referência, os limites estabelecidos nesta norma para descarga de resíduos líquidos em corpos d`água marinhos dentro da zona de proteção litoral.

O **Quadro 1.5** mostra as principais limitações estabelecidas pelo Estado da Califórnia (EUA), para descargas no mar, com o objetivo de proteção da vida aquática marinha.

Parâmetro	**Califórnia (EUA)**		
	Mensal (média de 30 dias)	**Semanal** (média de 7 dias)	**Máximo** (qualquer tempo)
Graxa e Óleo, mg/L	25	40	75
Sólidos Suspensos, mg/L	60 com um mínimo de remoção de 75%		
Sólidos Sedimentáveis, ml/L	1,0	1,5	3,0
Turbidez, NTU	75	100	225
pH		6,0-9,0	
Toxidade, TUa	1,5	2,0	2,5
NOTA: Toxinas específicas, metais pesados e pesticidas são listados separadamente e DBO é incluída no caso de esgotos domésticos.			

Quadro 1.5 - Limites de parâmetros de efluentes, para descarga no mar para proteção da vida aquática marinha, no Estado da Califórnia, 1990 (HAMMER; HAMMER JR., 1996)

O **Apêndice A** mostra um quadro comparativo das normas citadas acima, com os principais parâmetros de controle utilizados para descargas de efluentes domésticos em corpos hídricos. O **Apêndice B** apresenta sugestão de valores limites com legislações de referência, considerando prioritariamente os valores estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005 e para os parâmetros não especificados, valores de referência estabelecidos em comum pelas demais normas.

1.3.2 Riscos de contaminação da fauna antártica e requisitos ambientais

Embora o Protocolo de Madrid revele uma especial preocupação quanto aos riscos de contaminação da fauna antártica, o nível de tratamento de esgotos exigido na região é apenas a maceração, em estações com média de ocupação superior a 30 pessoas no verão. Mas, de acordo com vários estudos realizados, os microorganismos presentes no esgoto representam um grande risco para a fauna da região (HUGHES, 2004; SMITH; RIDDLE, 2007).

> [...] uma vez permitidos, os microorganismos presentes no esgoto podem permanecer viáveis a baixas temperaturas nas águas antárticas por períodos

> prolongados (SMITH et al., 1994; STATHAM & McMEEKIN, 1994) e possuem o potencial para infectar e causar doenças, ou se transformarem em parte da flora intestinal da população local de mamíferos marinhos e aves, assim como de peixes e invertebrados marinhos (LENIHAN et al., 1995; GARDNER et al., 1997; EDWARDS et al., 1998; STARK et al., 2003) (HUGHES, 2004, tradução nossa).

As extensões das plumas de esgotos de várias estações localizadas na área antártica e sub-antártica têm sido registradas utilizando como marcadores microorganismos usualmente presentes nos esgotos. Estes estudos visam detectar impacto no ambiente decorrente desses lançamentos e mais recentemente a eficiência das estações de tratamento implantadas (BRUNI et al., 1997; DELILLE; DELILLE, 2000; HUGHES, 2004).

Hughes (2004) realizou estudos comparativos, utilizando coliformes fecais como marcadores, entre dados anteriores e após a implantação de sistema de tratamento (filtro biológico aerado submerso seguido de tratamento por UV) na estação de pesquisa britânica Rothera, em fevereiro de 2003, na Ilha Adelaide, na Península Antártica. Foi possível constatar, um ano após, a diminuição significativa da pluma decorrente do lançamento de esgotos. Em fevereiro de 1999 a pluma se estendia 575 metros para o norte e mais de 800 m para leste do ponto de lançamento, enquanto em fevereiro de 2004 os coliformes fecais não foram detectados além de 50 m do ponto de descarga. Ainda, segundo Hughes (2004), a água na saída da descarga atende aos padrões estabelecidos pela União Européia para balneabilidade, ou seja, menos de 2.000 CF/100mL de água do mar. Estes resultados também foram apresentados, pelo Reino Unido, na 28º Reunião Consultiva do Tratado Antártico (ATCM XXVIII), realizada em Estocolmo em 2005.

Smith e Riddle (2007), após extensa pesquisa sobre os riscos associados à disposição de esgotos e possibilidades de doenças na fauna Antártica, sugerem que os efluentes sejam submetidos no mínimo a um tratamento secundário seguido de desinfecção antes de serem lançados no ambiente marinho antártico. O objetivo seria reduzir os riscos de transmissão de doenças para a fauna nativa e os impactos decorrentes da ocupação humana, mantendo-se o ambiente Antártico em seu estado primitivo tanto quanto possível[14]. Essa preocupação não é recente, pois Halton e Nehlsen (1968), ao constatarem que a *Esherichia Colli* se mantinha viável a

---

[14] *As with many authors cited here who have carried out surveys of faecal contamination of the Antartic environment, it is suggested wastewater should receive a minimum of secondary treatment with subsequent disinfection prior to discharge into the marine environment. This will assist in reducing risk of disease transmission to indigenous Antartic wildwife, as well as overall human impact, and maintain the unique Antarctic environments and ecosystems in as pristine a state as possible* (SMITH; RIDDLE, 2007).

0ºC na água do mar, já recomendavam que os esgotos recebessem tratamento completo antes de serem lançados no ambiente polar.

Na ausência de limites específicos para o lançamento de efluentes, no local da EACF, sugere-se que os requisitos a serem atendidos pelo Sistema de Tratamento de Efluentes na estação brasileira, até a definição de um padrão para a região, sejam, no mínimo, os mesmos que são estabelecidos no âmbito do território nacional. E, consoante com a tendência internacional, que o tratamento secundário implantado na EACF seja seguido de desinfecção. A adoção destes critérios justifica-se pelo Princípio da Prevenção, além da especial responsabilidade do Brasil como integrante do Conselho Consultivo do Tratado Antártico.

Logo, atribuindo-se o uso preponderante na Baía do Almirantado a preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, sugere-se que sejam adotados no mínimo parâmetros de controle estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005 para Águas Salinas Classe 1, no uso mais restritivo, ou seja, águas para pesca para consumo humano e para cultivo de moluscos (43 CF/100 mL). Para os parâmetros não especificados na respectiva Resolução, sugere-se que sejam adotados como referência os limites mais restritivos especificados em alguma das legislações estaduais ou em normas internacionais, conforme exemplificado no **Apêndice B,** devendo a escolha dos mesmos ser precedida de estudos específicos.

A diminuição do impacto na Baía do Almirantado, decorrente da implantação desse nível de tratamento nos esgotos da EACF, poderá ser aferida por monitoramentos ambientais, a exemplo do já realizado pelos pesquisadores do PROANTAR (PELLIZARI; MONTONE, 1997; MARTINS, 2001; MARTINS; MONTONE, 2006) e de programas de outros países (HUGHES, 2004).

1.3.3 Avaliação de impactos ambientais na região antártica

O Protocolo de Madri estabeleceu diversos procedimentos a serem seguidos na execução de pesquisas científicas e no apoio logístico às estações antárticas, visando à proteção da flora e fauna da região. Entre os mesmos, é exigido que todas as atividades a serem desenvolvidas na área do Continente Branco, tanto científicas quanto logísticas, sejam submetidas a uma Avaliação de Impacto Ambiental, antes de sua implementação.

1.3.3.1 Impactos ambientais, associados à emissão de efluentes líquidos e ao tratamento de esgotos

Os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água, e apenas 0,1% de sólidos e é devido a essa fração de 0,1% de sólidos que ocorrem os problemas de poluição das águas (BARROS et al., 1995). Esta proporção diz respeito a localidades que utilizam a água como veículo de transporte e diluição dos esgotos sanitários, sendo esta a forma mais comum e também a adotada na EACF.

O lançamento de esgotos pode acarretar impactos no ambiente de várias formas: do ponto de vista estético (odor e aspecto visual desagradável), efeitos físicos pelo lançamento de material particulado, químicos pelo lançamento de diversas substâncias como nutrientes e matéria orgânica e, biológicos, pela introdução de microorganismos vivos, alguns patógenos, ou até de substâncias eventualmente tóxicas (BRANCO, 1986; BARROS et al., 1995). O **Quadro 1.6** apresenta os principais poluentes relacionados a esgotos domésticos e suas principais conseqüências: diretas (no corpo receptor) ou indiretas (uso d`água).

Poluentes	Parâmetro de caracterização	Conseqüências
Sólidos em Suspensão	Sólidos em suspensão totais	Problemas estéticos Depósitos de lodo Adsorção de poluentes Proteção de patogênicos
Sólidos Flutuantes	Óleos e graxas	Problemas estéticos
Matéria Orgânica Biodegradável	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	Consumo de oxigênio Mortandade de peixes Condições sépticas
Patogênicos	Coliformes	Doenças de veiculação hídrica
Nutrientes	Nitrogênio Fósforo	Crescimento excessivo de algas Toxidade aos peixes Doença em recém-nascidos (nitratos)
Compostos não biodegradáveis	Detergentes	Toxidade Espumas Redução de transferência de oxigênio Não biodegradabilidade Maus odores

Quadro 1.6 – Principais poluentes nas águas residuárias – efluentes domésticos, e suas consequências (Adaptado de BARROS et al., 1995)

A implantação de estações de tratamento de efluentes (ETEs) também possuem impactos ambientais, que podem ser classificados em positivos e negativos (d`AVIGNON et al., 2002), sendo os positivos decorrentes do objetivo da

ETE, ou seja, proteger o meio ambiente ao remover ou reduzir substâncias nocivas presentes nos esgotos e melhorar aspectos sanitários relacionados à saúde humana. Os impactos negativos referem-se aos problemas decorrentes da solução de engenharia adotada, e podem envolver: geração de odores, geração de aerossóis, além de riscos sanitários para a operação da mesma.

No ambiente antártico, o principal impacto associado é o risco de introdução de espécies não nativas e de material genético na região, por ser a única atividade permitida e rotineira em que isto pode ocorrer em grande escala, em contraste com as demais proibições previstas no Protocolo de Madri (SMITH; RIDDLE, 2007).

1.3.3.2 Avaliação de impactos ambientais no âmbito do PROANTAR

Coube ao Ministério do Meio Ambiente a atribuição de coordenar o Grupo de Avaliação Ambiental do Proantar (GAAm), encarregado de avaliar o impacto das atividades brasileiras no ambiente antártico, visando o cumprimento das diretrizes estabelecidas no Protocolo de Madri. Em decorrência, o PROANTAR estabeleceu rotinas para avaliação de impactos ambientais das atividades de pesquisa a serem desenvolvidas na região. Quanto aos procedimentos para avaliação ambiental das atividades de logística do Programa e o desenvolvimento de um Programa de Monitoramento, ainda encontram-se em desenvolvimento (MMA, 2006):

> Após o atendimento de uma demanda emergencial, a análise anual de todos os projetos de pesquisa, o GAAm, tem se voltado para abarcar outras tarefas de suma importância:
>
> a) A avaliação ambiental das atividades de logística do programa e o desenvolvimento de um programa de monitoramento é uma tarefa ainda em consolidação e que pode trazer resultados importantes em termos de minimizar e mitigar a maior fonte de impactos do Programa;
>
> b) O programa de monitoramento ambiental em questão visa não só subsidiar o Programa brasileiro com informações concretas sobre as tendências ambientais, mas também atender a uma forte demanda internacional preocupada com a capacidade de absorção de impactos pelo continente antártico (MMA, 2006).

Entretanto, é recomendável que seja prevista uma análise prévia dos impactos associados à solução a ser implantada na EACF, com base na sistemática divulgada pelo COMNAP (RCTA, 1999), exemplificada no estudo para tratamento de efluentes na Base Antártica Eduardo Frei Montalva (CHILE, 2005).

1.4 Efluentes gerados na EACF e importância do sistema de tratamento

Os efluentes gerados na EACF são oriundos de banheiros, da cozinha e da lavanderia, sendo estes enquadrados como efluentes do tipo doméstico (JORDÃO; PESSÔA, 2005), além de laboratórios, enfermaria, centro cirúrgico e oficinas.

> Os esgotos domésticos ou domiciliares provêm principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou qualquer dispositivo de utilização da água para fins domésticos. Compõe-se essencialmente da água de banho, urina, fezes, papel, restos de comida, sabão, detergentes, águas de lavagem (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

Na EACF, os produtos de limpeza e higiene utilizados são similares aos habitualmente empregados em ambientes domésticos no Rio de Janeiro (EACF, 2006a). Não há restrições quanto ao uso de produtos de higiene (*shampoo*, condicionador, sabonetes), entretanto, devido ao tratamento biológico instalado em 2007, há recomendação para restrição no uso de desinfetantes (EACF, 2007).

Em relação aos efluentes dos laboratórios, os mesmos são armazenados e retornam para o Brasil para tratamento e/ou disposição final. A dificuldade no tratamento destes efluentes é a sua caracterização, em função da diversidade de pesquisas aprovadas a cada ano e a sensibilidade do tratamento biológico a alguns dos produtos químicos utilizados como reagentes. Juaçaba Filho (2007) relata esta dificuldade, conforme a seguir:

> [...] o tratamento de esgoto na EACF se torna complexo devido à variedade de águas a serem tratadas, não só oriundas de sanitários, como também de pias, chuveiros, cozinha e laboratórios de química e biologia. Embora o sistema instalado seja eficiente, o Brasil não tem poupado esforços na busca de soluções cada vez mais eficientes, esperando alcançar a excelência de, um dia, poder orgulhar-se de não lançar nenhum poluente na Baía do Almirantado que possa vir a afetar o meio ambiente (JUAÇABA FILHO, 2007, p. 13).

A caracterização dos esgotos domésticos é variável e depende de fatores locais, como: consumo de água, clima, hábitos locais, entre outros. “A característica dos esgotos gerados em uma comunidade é função dos usos aos quais à água foi submetida. Esses usos e a forma com que são exercidos variam com o clima, situação social e econômica, e hábitos da população” (BARROS et al., 1995). Dados de literatura apresentam os esgotos domésticos com a caracterização do **Quadro 1.7**, para um consumo médio de água de 450 L/hab.dia (HAMMER,1996):

Parâmetro		Esgoto Bruto	Após Sedimentação	Após tratamento biológico
Sólidos em Suspensão (mg/L)		240	120	30
Demanda Bioquímica de oxigênio (mg/L)		200	130	30
Nitrogênio (mg/L em N)	Inorgânico	22	22	24
	Orgânico	13	8	2
	Total	35	30	26
Fósforo (mg/L em P)	Inorgânico	4	4	4
	Orgânico	3	2	1
	Total	7	6	5

Quadro 1.7 - Caracterização aproximada de esgoto domésticos, com consumo de água igual a 450 L/pessoa.dia (HAMMER; HAMMER JR., 1996)

Quanto maior for o consumo de água, mais diluído será o esgoto gerado em relação à concentração de matéria orgânica e inorgânica, conforme classificação apresentada por Jordão e Pessôa (1995) no **Quadro 1.8**:

Matéria Sólida mg/L (e mL/L [1])	Esgoto Forte	Esgoto Médio	Esgoto Fraco
Sólidos Totais	1160	730	370
Sólidos em Suspensão Totais	360	230	120
Sólidos em Suspensão Voláteis	280	175	90
Sólidos em Suspensão Fixos	80	55	30
Sólidos Dissolvidos Totais	800	500	250
Sólidos Dissolvidos Fixos	300	200	105
Sólidos Dissolvidos Voláteis	500	300	145
Sólidos Sedimentáveis [1]	20	10	5

Quadro 1.8 - Características típicas de sólidos no esgoto bruto (JORDÃO e PESSÔA, 2005)

No caso da EACF, inicialmente, foram pesquisados dados pretéritos relativos a ensaios nos efluentes e na água de abastecimento. Os dados obtidos contemplam exames de colimetria realizados em 1997 (PELLIZARI; MONTONE, 1997), além de informações sobre monitoramentos de impactos realizados na Baía do Almirantado, utilizando diversos indicadores e métodos. Não foram encontrados dados de monitoramento do efluente bruto nem do tratado descartado no corpo hídrico.

A seguir, analisou-se a possibilidade de realização de ensaios de caracterização qualitativa do efluente bruto. Entretanto, foram identificadas diversas dificuldades que levaram a desconsiderar esta linha de ação, tais como: a topologia da rede de efluentes é composta por diversos ramais conforme **Anexo F** e não foi identificado um ponto de coleta representativo do efluente equalizado, nem a existência de dados relativos às vazões de cada ramal que subsidiassem o planejamento de uma coleta composta, além da dificuldade de acesso em diversos

pontos da rede para realização das coletas; o tempo de transporte da EACF até um laboratório no Rio de Janeiro excede o recomendado e pode invalidar as amostras e, o laboratório existente em cidade mais próxima, como Punta Arenas (Chile), é credenciado pelo governo chileno para análises de água (CHILE, 2006). Considerou-se então que o esgoto doméstico gerado na EACF seja similar ao esgoto gerado em um condomínio no Rio de Janeiro, que apresente um consumo de água similar.

Foram considerados neste estudo os efluentes gerados na EACF classificados como esgotos domésticos. O processo eletrolítico apresenta a vantagem, por ser um processo físico-químico, de não ser sensível a componentes considerados tóxicos para os processos biológicos. Wiendl (1998) relata o tratamento conjunto, sem problemas, dos efluentes dos laboratórios do hospital da Universidade de Campinas com os efluentes domésticos pelo tratamento eletrolítico. Entretanto, a análise de viabilidade do tratamento dos efluentes dos laboratórios da EACF demanda um estudo específico com dados não disponíveis neste estudo.

1.4.1 – Importância da melhoria do sistema de tratamento de efluentes na EACF e requisitos desejáveis

As diversas pesquisas realizadas na região antártica e em âmbito global sobre os riscos associados ao lançamento de esgotos, principalmente em ecossistemas marinhos, geraram uma maior conscientização quanto à necessidade de implantação de tratamentos mais eficazes visando à preservação do ambiente antártico. Existe uma grande preocupação da comunidade científica com o risco de contaminação da fauna antártica através de efluentes de esgotos, embora ainda não haja um consenso (HUGHES, 2003; SMITH; RIDDLE, 2007).

Face ao exposto e a partir de indicadores de influência antrópica na Baía do Almirantado, o PROANTAR identificou a necessidade de melhoria no sistema de tratamento de efluentes instalado na EACF e a MB iniciou estudos no início de 2005 para implantação de um novo sistema. Embora os motivos não tenham sido formalmente levantados, vários fatores devem ter contribuído para tal, tais como:

- a eficiência do sistema instalado, em 1996, embora atenda ao estabelecido no Tratado Antártico, não atende, na prática, ao desejável para o local;

- pesquisa da Rede 2 que analisou sedimentos superficiais coletados na Baía do Almirantado durante o verão de 1997/1998 e 1999/2000, constatou que apenas a

saída de efluentes da EACF pode ser considerada ponto altamente poluído, tendo sido verificada uma substancial diminuição do aporte de esgoto com o aumento da distância desde a fonte (MARTINS, 2001). Apesar da diluição constatada, considerando-se os riscos de contaminação e a fragilidade do ecossistema local, é desejável a diminuição desse impacto;

- há necessidade de implantar uma rotina de monitoramento dos efluentes, atendendo a recomendações do CONMAP-SCAR (COMNAP; SCAR, 2000);

- o Brasil ocupa uma posição de destaque como membro consultivo do conjunto de países que assinou o Tratado Antártico, o que eleva a sua responsabilidade na minimização dos impactos ambientais decorrentes das suas atividades no continente; e

- comemoração do Ano Polar Internacional no período de 2007-2008, com a intensificação das pesquisas na região.

Os sistemas de tratamento de efluentes implantados na região antártica, independente da tecnologia adotada, possuem alguns requisitos essenciais em comum, tais como: contribuir para minimizar os impactos ambientais dos esgotos gerados pela ocupação humana; os seus estudos devem considerar os possíveis impactos locais inerentes a cada solução e proporem ações mitigadoras; prever planos de operação, manutenção e monitoramento (de acordo com as recomendações do COMNAP), eficazes e viáveis de serem implementados pelo país responsável, considerando o reduzido efetivo de pessoal principalmente no período de inverno, o difícil acesso ao local e os custos associados. São também condicionantes desejáveis e importantes na EACF:

- o sistema de tratamento deve se adaptar bem à variação de carga decorrente da flutuação populacional, principalmente no início e término do verão;

- apresentar baixa demanda energética, considerando a fonte utilizada na EACF, óleo-diesel, que além de custos associados, demanda espaço para transporte e armazenamento, com riscos ambientais inerentes; e

- a qualidade do efluente tratado lançado na Baía do Almirantado deve atender pelo menos aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira, especificados na Resolução CONAMA 357/2005 e, se possível, às legislações estaduais mais restritivas, além de ser submetido a processo de desinfecção.

2. PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS APLICÁVEIS NA REGIÃO ANTÁRTICA

2.1 Alguns estudos realizados sobre tratamento de esgotos na Antártica

A busca por uma solução adequada para o tratamento de efluentes das estações de pesquisa na Antártica tem sido objeto de estudos pelos programas antárticos de diversos países. Cabe destacar dois estudos recentes: o primeiro[1] foi realizado em colaboração com o Programa de Pesquisa Antártica Sueco e, investigou entre diferentes técnicas disponíveis, uma solução que atendesse às necessidades para tratamento das águas cinza da estação de pesquisa sueca WASA, operada no verão (THOMSEN, 2004); o segundo[2] refere-se a uma pesquisa elaborada sobre a disposição de esgotos na região e os riscos associados de doenças na fauna antártica (SMITH; RIDDLE, 2007, no prelo).

O estudo elaborado por Thomsen (2004) incluiu: o levantamento das soluções adotadas pelas estações de pesquisa existentes na Antártica, por meio de questionários aos diversos Programas Antárticos e de informações disponibilizadas na página do COMNAP[3] (vide extrato **Anexo I**); análise de algumas opções de tratamento de efluentes; além de levantamento junto a algumas empresas da Suécia, que oferecem estações de tratamento compactas para ambientes domésticos, de outras soluções que não usem o tratamento biológico. Foram descritos conceitualmente alguns sistemas de tratamento, suas vantagens e desvantagens, tais como: adsorção, troca iônica, membranas, extração e vaporização, tratamento mecânico, métodos biológicos, precipitação química e solução híbrida. A solução desejada deveria atender aos seguintes requisitos:

> [...] A solução deve:
>
> - Demandar pouco espaço porque necessita ser instalada em ambiente interno.
> - Ser facilmente ligada e desligada, e não demandar vários dias para reinicializar a sua operação.
> - Funcionar o máximo possível sem interferência.
> - Trabalhar em condições climáticas rigorosas e de frio intenso.
> - Não demandar muita manutenção, pela dificuldade de acesso ao local, realizado somente durante as expedições antárticas.

---

[1] Dissertação de mestrado apresentada ao *Industrial Ecology Department*, no *Royal Institute of Technology*, Estocolmo, Suécia.

[2] Sewage disposal and Wildwife health in Antarctic. In: Diseases of Antarctic Wildlife, de autoria de Kerry, Shellam e Riddle (2007), a ser editado por Springer-Verlag.

[3] Disponível em: <www.comnap.aq>.

- Capacidade para depurar águas cinza de 30 pessoas que consomem no máximo 100 litros/dia/pessoa.

É desejável que a solução:

- Seja ambientalmente amigável, não demandando o uso de muitos produtos químicos ou energia.
- Seja facilmente transportada para a Antártica e instalada.
- Trabalhe imediatamente quando ligada após a chegada das expedições ao local (THOMSEN, 2004, p. 47, tradução nossa).

Na especificação realizada não foram detalhados parâmetros de eficiência a serem alcançados, talvez por não existir ainda uma padronização para a região. A mesma demonstra um resumo dos fatores limitantes que condicionam a implantação de uma solução de tratamento de esgotos no ambiente antártico. O tratamento eletrolítico, não citado nesse estudo e objeto da presente pesquisa, apresenta várias características que atenderiam aos requisitos especificados.

Thomsen (2004) sugeriu para a estação WASA, o tratamento por precipitação química e sedimentação, embora não a considerasse a melhor solução. Contribuiu para tal, dificuldades relatadas de obtenção de soluções junto aos fornecedores contactados e o fato de que uma planta similar, fornecida para as Forças Armadas da Suécia para operação na Libéria, estava atendendo às expectativas. A referida estação, com capacidade para tratamento de efluentes de 230 pessoas, havia sido adquirida a um custo de aproximadamente US$ 37.300 (sem considerar o transporte e a instalação). Seu transporte não havia apresentado problemas, a sua instalação havia sido realizada em apenas um dia por uma equipe de dois homens, além de sua operação demandar poucos minutos diários para checagem da planta química. O sistema pode operar em regime contínuo ou em batelada, necessitando neste caso de um tanque de equalização, cujo tamanho é função da ocupação e uso da água na estação. Para a capacidade solicitada, o sistema ocuparia aproximadamente 1,5 m de largura por 2 m de altura, além do espaço para separação e armazenamento do seu lodo (THOMSEN, 2004).

Observa-se que a implantação de tratamento de águas cinza no ambiente antártico, com todas as limitações associadas, não é uma tarefa simples, mesmo para um país acostumado a condições climáticas com baixas temperaturas e com alto grau de desenvolvimento em tecnologias ambientais. Cabe acrescentar aos requisitos citados acima o fator custo, pois a solução a ser adotada na estação brasileira deverá também ser viável do ponto de vista econômico em termos de

instalação e de manutenção. A opção recomendada para a estação sueca apresentaria para a EACF riscos associados principalmente quanto à manutenção corretiva por ser um produto fechado tipo caixa preta, importado e altamente dependente do fornecedor, além do acesso difícil ao local.

Smith e Riddle (2007) realizaram uma extensa revisão bibliográfica sobre o tema, incluindo: princípios básicos de tratamento e disposição de esgotos; histórico da disposição de efluentes na Antártica; aspectos legais; soluções implantadas; limitações operacionais; impactos ambientais associados; indicadores ambientais da presença de esgotos; sobrevivência de coliformes fecais no ambiente Antártico; associação entre patógenos de origem humana presentes nos esgotos e transmissão de doenças e pesquisa de associações entre a exposição aos esgotos e doenças na fauna antártica. Observam que ainda não há provas de que essa exposição possa causar doenças à fauna antártica, provavelmente, por falta de pesquisas específicas, visto que, as habitualmente realizadas nos demais ambientes investigam os riscos de transmissão no sentido inverso (animais → homem). Ao final, concluem que a prática oferece grandes riscos, principalmente por ser a única atividade permitida que inevitavelmente, levará a introdução de espécies não-nativas e material genético em grande escala. Face aos riscos apontados, Smith e Riddle (2007) recomendam a adoção do tratamento secundário, seguido de desinfecção.

O tratamento secundário destina-se principalmente à remoção de matéria orgânica em suspensão fina (DBO suspensa ou particulada) e na forma de sólidos dissolvidos (DBO solúvel), que não é removida no tratamento primário (BARROS et al., 1995). A desinfecção visa a eliminação de microorganismos patógenos.

Com uma maior conscientização sobre a necessidade de implantação de tratamentos mais eficientes no ambiente antártico, provavelmente haverá uma maior demanda pela busca de soluções alternativas e até mesmo pressão para o estabelecimento de requisitos legais mais restritos.

2.2 Tratamentos de efluentes utilizados nas estações antárticas

A maioria das estações de pesquisa na Antártica ainda dispõe os esgotos sem tratamento no mar (HUGHES, 2004). O levantamento realizado por Thomsen (2004) incluiu 28 países membros, que operam na Antártica, englobando 41 estações permanentes [Segundo Hughes (2004) são 44], 26 estações de verão e 4

refúgios. Os resultados mostraram que apenas cerca de metade (48%) das instalações de pesquisa (total de 71) existentes na Antártica, possuem algum tipo de tratamento de esgoto[4]. A maioria das estações permanentes (63%) possui algum tipo de tratamento de esgotos. A situação se inverte nas demais estações e instalações, pois nas estações de verão apenas 31% destas possuem algum tipo de tratamento e, nenhum dos refúgios possui tratamento de efluentes (THOMSEN, 2004), conforme apresentado no **Gráfico 2.1**.

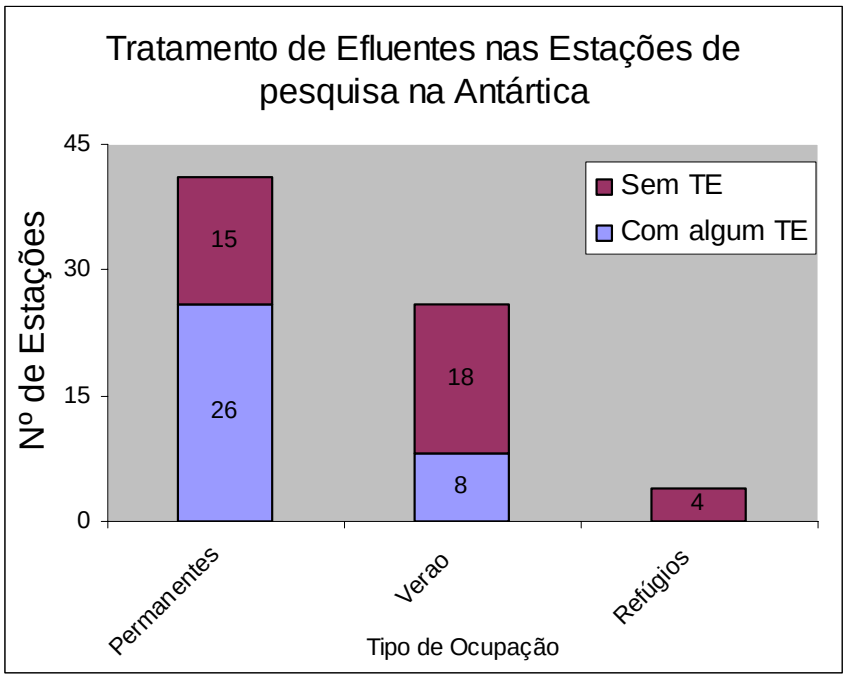


Gráfico 2.1 - Percentual de estações de pesquisa na Antártica com algum tipo de tratamento de esgotos (TE) (Adaptado de THOMSEN, 2004)

Encontra-se uma grande variedade de soluções, inclusive a retirada dos efluentes do Continente Antártico para tratamento e disposição final em outro continente (coletado). Entretanto, a maioria das estações permanentes adota o tratamento do tipo biológico, coerente com o observado por Smith e Riddle (2007).

Os **Gráficos 2.2** e **2.3** mostram as soluções adotadas, a partir da re-análise das respostas do questionário, quanto à classificação dos tratamentos, conforme planilha constante do **Quadro AI.1**, **Anexo I**.

[4] Incluído o tratamento mais simples, ou seja, a maceração, conforme exigência do Tratado Antártico.

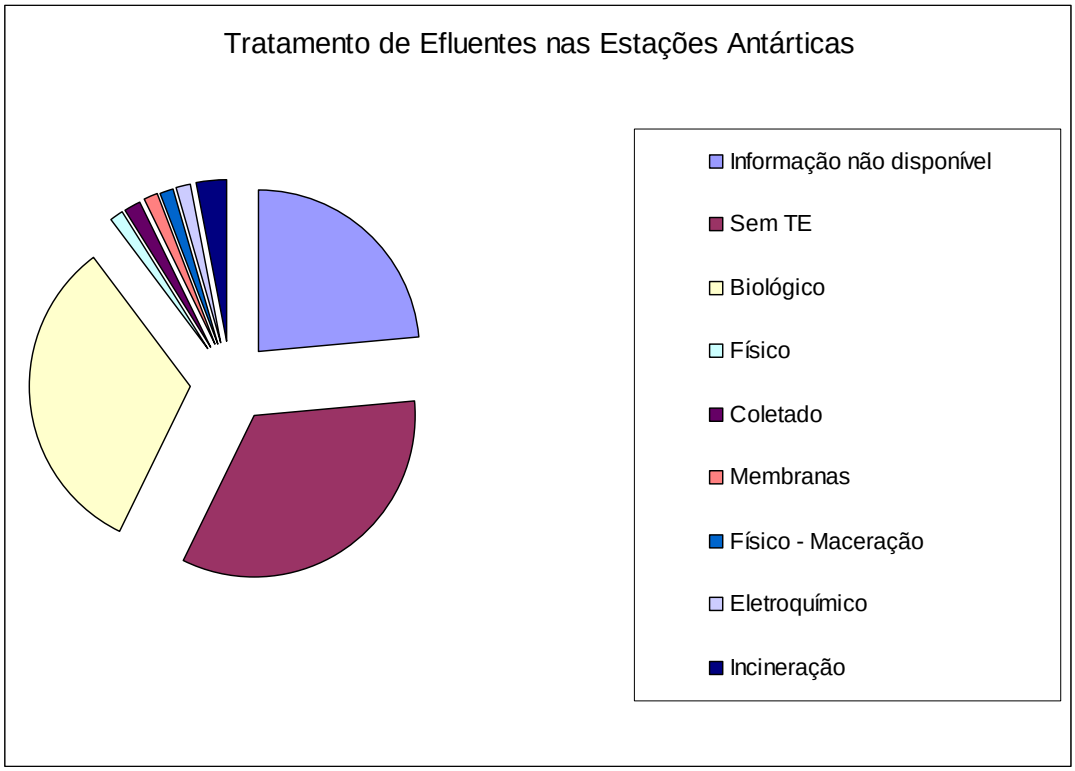


Gráfico 2.2 - Situação tratamento de efluentes nas estações antárticas (Adaptado de THOMSEN, 2004)

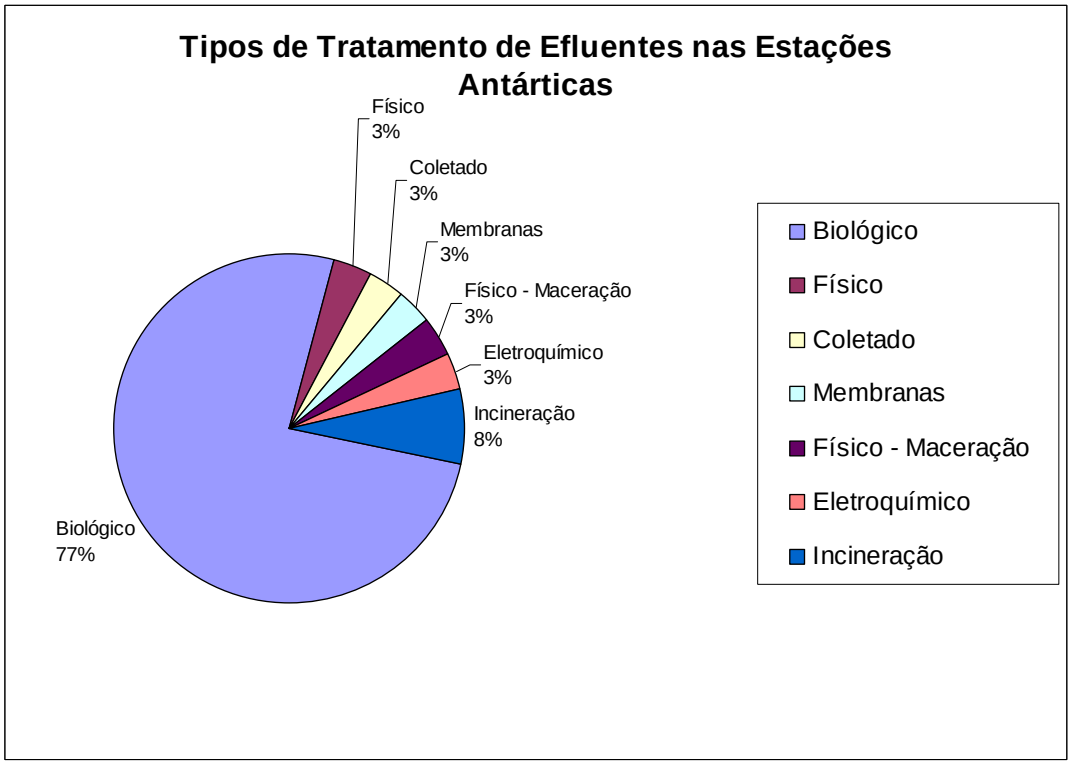


Gráfico 2.3 - Tipos de tratamento de efluentes implantados nas estações antárticas (Adaptado de THOMSEN, 2004)

Entretanto, Thomsen (2004) considerou que o tratamento biológico não seria adequado para a estação Wasa. Pois, os alimentos para os microorganismos em forma de matéria orgânica só seriam supridos durante o verão, além de que o tempo de aclimatação necessário para se alcançar às condições ideais de operação em tratamentos biológicos é bem maior que o período de um ou dois dias informado.

Em fevereiro de 2003, foi implantado um sistema de tratamento de esgotos na estação de pesquisa britânica Rothera[5], com ocupação permanente, localizada na ilha Adelaide na Península Antártica. A solução consistia de filtro biológico aerado submerso[6], com tratamento de desinfecção dos efluentes por UV e o lodo gerado removido para disposição final no Reino Unido. Hughes (2004) destaca que mesmo com a ocupação máxima da estação, o nível de poluição era muito baixo, sem detalhar os indicadores, e que o estudo demonstrava que existe tecnologia disponível para o tratamento eficaz dos esgotos nas condições logísticas desafiantes da Antártica. Entretanto, o sucesso da solução depende de vários fatores, além de tecnologia disponível, tais como: recursos disponíveis para aquisição e manutenção, pessoal disponível e treinado na operação, logística de manutenção eficaz, impactos ambientais conhecidos e mitigados entre outros. Principalmente no ambiente antártico os diversos fatores devem estar bem integrados, pois a falha de um deles pode inviabilizar o sucesso da solução.

Estudo realizado em outra estação antártica, após a instalação de sistema de tratamento de esgotos, mostrou que quando a sua ocupação era alta[7], o mesmo não operava adequadamente e os resultados não eram satisfatórios (BRUNI et al., 1997 apud HUGHES, 2004). O problema relatado pode ser derivado de vários fatores, entretanto sabe-se que a flutuação de população, comum nas estações antárticas, pode contribuir para o problema relatado. Em cidades de veraneio, esta constitui-se em um problema para os sistemas de tratamento biológicos devido à variação repentina da carga disponível para os microorganismos (GIORDANO, 1999).

Atualmente, o conceito adotado na construção e implantação de novas estações de pesquisa na Antártica baseia-se no uso de tecnologias sustentáveis e de alta eficiência energética, como divulgado, para a nova estação belga (BELGIAN FEDERAL SCIENCE POLICY OFFICE, 2006), e para a estação Concordia,

---

[5] Entre fev 1976 e jan 2003 os seus efluentes eram lançados sem tratamento por meio de tubulação de esgoto acima do nível da maré cheia em *North Cove*.

[6] Fornecido por *Hodged Separators Ltd, Penryn, Cornwall, UK*

[7] A flutuação da população, com considerável aumento no verão, é comum nas estações de uso permanente.

recentemente construída em projeto de cooperação entre a França e a Itália, no platô Domo C, no interior do continente (CONCORDIA, 2008).

No ambiente antártico, inóspito ao homem e de difícil acesso, além da técnica disponível, aspectos de segurança, saúde, funcionalidade e principalmente econômicos (coerentes com a realidade econômica do país responsável) e de eficiência energética são também importantes diretivas de projeto. Assim, o grande desafio é a minimização de impactos causados pelos efluentes das diversas estações por meio de tratamentos mais eficientes considerando-se as diversas limitações locais.

2.2.1 Alguns exemplos de Sistemas de Tratamento de Efluentes implantados ou em projeto na Antártica

O **Anexo I** relaciona os tipos de tratamento de esgotos, instalados ou em implantação, agrupados por país responsável. A seguir são apresentadas as soluções adotadas por alguns dos países que operam na região.

2.2.1.1 Austrália

As três estações australianas, Casey (70 residentes no verão e 20 no inverno), Mawson (60 residentes no verão e 20 no inverno) e Davis (70 residentes no verão e 22 no inverno), usam reatores biológicos de contato, conhecidos como RBC (*Rotating Bio Filters*). Em Casey e em Mawson estão funcionando adequadamente, entretanto, na estação Davis o sistema foi desativado, sem informar as causas, e os efluentes são submetidos apenas à maceração. Foi relatado que existe a intenção de implantar um novo sistema, com tratamento terciário em um prazo estimado de 3 anos, dependendo da existência de recursos disponíveis (THOMSEN, 2004).

2.2.1.2 Bélgica

A planta de tratamento de efluentes da nova estação de pesquisa belga, Dronning Maud Land, consistirá do tratamento de águas cinzas e negras (esgotos sanitários) e o projeto prevê a minimização da demanda de água potável. A água doce será obtida por degelo, armazenada em um tanque e utilizada para todas as

funções que requeiram água potável, como utilização na cozinha. Outras funções utilizarão água reciclada como os banheiros (BELGIAN FEDERAL SCIENCE POLICY OFFICE, 2007)[8]. A unidade de tratamento foi projetada em um sistema modular, permitindo expansões futuras, com a seguinte configuração inicial [9]:

- Dois tanques de equalização, coletando águas cinzas e negras;
- Um reator anaeróbio com uma unidade de ultra-filtração;
- Um reator de membrana do tipo MBR (Membrane Aerobic Bioreactor);
- Uma unidade de tratamento por carvão ativado;
- Uma unidade de cloração;
- Uma unidade de tratamento ultravioleta; e
- Um tanque para água reciclada.

O relatório de avaliação ambiental relativo à construção da nova estação de pesquisa prevê para seus efluentes tratados os parâmetros listados no **Quadro 2.1**.

Parâmetros		
Identificação	Unidade	Valor
Demanda Química de Oxigênio - DQO *(CODt)*	mg/L	45
Condutividade Elétrica *(EC)*	mS/cm	2,5
pH *(pH)*		8,3
Carbono Orgânico Total - COT *(TOC)*	g/L	0
Sulfatos *(Sulphate)*	mg/L	80
Fosfatos *(Phosphate)*	mg/L	24
Amônia *(Ammonium)*	g/L	0
Fluoretos *(Fluoride)*	mg/L	0.5
Cloretos *(Chloride)*	mg/L	96
Nitratos *(Nitrates)*	mg/L	78
Magnésio *(Mg)*	mg/L	4
Potássio *(K)*	mg/L	125
Cálcio *(Ca)*	mg/L	11
Sódio *(Na)*	mg/L	95
Turbidez *(Turbidity)*		5,0
Coliformes Totais *(Total coliform)*		<100
Eschericcia Coli (E.Coli)		0
Enterococci		<10
NOTA: Valores estimados para os efluentes do reator MBR após processos de tratamento final por ozonização, peróxido e cloração.		

Quadro 2.1 - Valores de projeto relativos à ETE da nova estação de pesquisa belga Dronning Maud Land. (BELGIAN FEDERAL SCIENCE POLICY OFFICE, 2006 e 2007, tradução nossa)

[8] The proposed design minimises water demand by reducing fresh water consumption. Water coming from the snow melting facility, stored in a buffer tank, will be used for all potable functions such as cooking. Other building functions will use recycled water, for example toilets.

[9] The Water Treatment Unit (WTU) has been designed as a modular system that can be extended in future. In an initial configuration there will be: 2 redundant influent buffers collecting all grey and black water produced; an anaerobic reactor with ultra-filtration unit; a Membrane Aerobic Bioreactor; a chlorine unit; an active carbon treatment unit chlorine unit; a UV treatment unit; and a tank to hygienic water.

2.2.1.3 Chile

O sistema previsto para tratamento de efluentes na Base Antártica Eduardo Frei Montalva, consiste em um tratamento biológico denominado Biofiltro Dinâmico e Aeróbio ou Sistema Tohá, patenteado pela Universidade do Chile com instalações implantadas no país desde 1994, com etapa de desinfecção por ultravioleta. De acordo com os dados divulgados, em uma primeira etapa o lodo resultante seria transportado para o Chile, e posteriormente utilizado como fertilizante após a sua transformação em húmus por meio de organismos nematódes, *Ascaris lumbricoides*, para uso em uma estufa a ser construída na referida Base (CHILE, 2005).

As eficiências esperadas para o sistema são: DBO_5, 90% (<= 30 mg/L), óleos e graxas, 90 % (<= 5 mg/L), sólidos suspensos, 95 % (<= 14 mg/L) e coliformes fecais, 99,99 % (<= 1000 NMP/100 mL). Não constam detalhes construtivos ou operacionais que permitam identificar a especificidade desse Biofiltro.

2.2.1.4 Estados Unidos da América

O maior sistema de tratamento de efluentes instalado no continente antártico encontra-se implantado desde 2003 na estação americana McMurdo Station (cerca de 1100 residentes no verão e 200 no inverno). Possui capacidade de tratar 457 m^3/dia usando o processo de lodos ativados, além de tratamento do lodo e desinfecção do efluente tratado por ultravioleta (UV). Na fase de pré-tratamento são utilizados tanques de equalização para regularização da vazão do esgoto bruto e unidades de gradeamento e maceração dos sólidos. Antes da descarga no mar, os efluentes tratados são misturados com água proveniente do aquário marinho na temperatura ambiente (- 1,8 ºC) e com rejeitos de salmoura da planta de osmose reversa de obtenção de água potável. O ponto de descarga situa-se a 50 m da costa e a 17 m de profundidade e utiliza uma tubulação reforçada para prevenir danos decorrentes da formação sanzonal de gelo. O lodo desidratado é enviado de navio para os Estados Unidos para incineração (SMITH; RIDDLE, 2007). Segundo Thomsen (2004) o custo de construção do sistema foi de aproximadamente US$ 7,2 milhões e a sua operação é de aproximadamente US$ 125 000/ano.

Nas estações Palmer Station (44 residentes no verão e 20 no inverno) e South Pole (220 residentes no verão e 60 no inverno), os efluentes são submetidos

à maceração e lançados no oceano em Palmer Station e em buracos profundos no gelo em South Pole. Encontrava-se em avaliação um sistema de tratamento para South Pole, e em consideração a implantação no futuro de um sistema para a estação Palmer (SMITH; RIDDLE, 2007).

2.2.1.5 França e Itália

Em 2005, foi inaugurada a estação de pesquisa denominada Concórdia, situada em uma área denominada DOMO C (platô antártico) no interior do continente antártico, fruto de cooperação tecnológica entre a França e a Itália, com capacidade para acomodar 16 pessoas no inverno (sendo 7 do grupo base) e 32 no verão. Em um local de condições climáticas rigorosas (média de - 30ºC no verão e de - 60ºC no inverno, e mínima já registrada de -81,9ºC em 4 de setembro de 2007, superior aos -80º C registrados anteriormente pela Rússia no continente antártico), utiliza concepções construtivas modernas e específicas para as condições locais e o sistema de tratamento de efluentes foi desenvolvido em cooperação com a Agência Espacial Européia – ESA (ESA, 2006).

A rede de efluentes utiliza um sistema à vácuo para coletar as águas cinza e negras, de forma a economizar cerca de 80% do consumo de água, obtida por degelo, em relação aos demais sistemas tradicionais. Quanto ao sistema de tratamento de efluentes implantado apenas é divulgado que utiliza um sistema de tratamento por osmose reversa (CONCORDIA, 2008).

As informações divulgadas pela Agência Espacial Européia (ESA) fazem referência aos processos desenvolvidos para reciclagem de águas cinza e negras, desenvolvidos em conjunto com especialistas do projeto Melissa [10] (Micro-Ecological Life Support System Alternative). A tecnologia anteriormente desenvolvida para os programas espaciais foi adaptada para atender uma faixa de 40 a 70 pessoas em instalações terrestres e será avaliada nas instalações da estação Concórdia na Antártica, com potencial de aplicação da tecnologia em missões espaciais futuras e

[10] Projeto multidisciplinar que investiga ecossistemas artificiais para suporte a vida biológica em longas missões espaciais tripuladas. A concepção baseia-se na recuperação de alimentos, água e oxigênio a partir de resíduos (fezes e uréia), dióxido de carbono e minerais, ou seja, prevê reciclagem de resíduos orgânicos para produção alimentar. O projeto envolve várias organizações independentes: Universidade de Gand (B), EPAS (B), Universidade de Clermont Ferrand (F), SCK (B), VITO (B), Universidade "Autônoma", de Barcelona (E) e Universidade de Guelph (CDN). É co-financiado pela ESA, MELISSA parceiros, a Bélgica (SSTC), e instituições da Espanha (CIRIT e MCYT) e do Canadá (CRESTech) e recebeu contribuições de instituições da Irlanda e da Holanda.

em instalações terrestres (países em desenvolvimento, hotéis, reciclagem de águas em uso doméstico) (ESA, 2008).

Segundo Thomsen (2004), o custo estimado do Sistema de Tratamento de Águas Cinza (GWTU) era de 300.000 euros (desenvolvimento e equipamentos) e 75.000 euros os demais itens associados, como peças sobressalentes e produtos químicos e o de Esgotos (BWTU) 300.000 euros (desenvolvimento e equipamentos).

Não foram encontrados dados referentes aos resultados obtidos com esse sistema, entretanto conclui-se que é um projeto de desenvolvimento e aplicação de tecnologia de ponta com interesses científicos e estratégicos que extrapolam o atendimento aos requisitos especificados para o tratamento de efluentes no Tratado Antártico e no Protocolo de Madri e até os recomendados por Smith e Riddle (2007).

2.2.1.6 Nova Zelândia

Recentemente a Nova Zelândia realizou um estudo para avaliação e implantação de uma solução para o tratamento de efluentes na estação de pesquisa Scott Base (85 residentes no verão e 10 no inverno), considerando um volume de efluente máximo similar ao estimado para a EACF (20 m^3/dia). Foi adotado o tratamento biológico, do tipo reator aeróbio de leito fixo submerso, com etapa de desinfecção. A sua implantação foi orçada, em aproximadamente, US$ 242.000 e a operação e manutenção em US$ 9.500 por ano (HUGHES, 2004).

2.2.1.7 Rússia

Os poucos dados obtidos indicam que na estação russa Progress (77 residentes no verão e 20 no inverno), encontra-se em funcionamento o processo eletrolítico, implantado em 2004 (**Figura AH.1**, **Anexo I**, p. 251). Segundo Thomsen (2004) foi informado que existe um cronograma de implantação desse tipo de sistema nas demais seis estações russas na Antártica até 2010, inclusive na estação Vostok (25 residentes no verão e 13 no inverno), que localiza-se no interior do continente. E, que o custo de implantação foi de aproximadamente US$ 60.000 e o de manutenção é de US$ 3.000 por ano, sendo o consumo de energia estimado de até 3 kW, incluindo o aquecimento.

2.2.1.8 Considerações

Os exemplos relacionados ilustram a variedade de tecnologias aplicadas para tratamento de efluentes por alguns dos países que operam no continente antártico, sendo possível observar situações contrastantes, como estações em que não há sistemas de tratamento de efluentes implantado ou com tratamento apenas a nível primário e estações com tecnologias avançadas e até inovadoras como as espaciais.

Sendo muitos dos desafios e problemas encontrados, comuns aos diversos países que lá operam, o Tratado Antártico prevê uma intensa troca de informações entre os países membros, e a publicação dos resultados de todas as pesquisas. Smith e Riddle (2007) descrevem restrições operacionais enfrentadas no ambiente antártico:

> O tratamento de esgotos no ambiente antártico apresenta vários desafios específicos (BLEASAL et al., 1989; McANENEY, 1998; MELLOR, 1969; REED; SLETTON, 1989), muitos dos quais causados pelas baixas temperaturas ambientais. As baixas temperaturas reduzem a eficiência do tratamento biológico (BITTON, 2005; MARA, 2003; McANENY, 1998) e como conseqüência facilidades de aquecimento devem ser incorporadas aos equipamentos de tratamento, tais como em tanques de armazenagem, bombas e manipulação de sólidos. **Os sistemas também requerem quantidades variáveis de energia para aquecimento**, bombas (especialmente sistemas aerados), controle e equipamentos auxiliares. Os sistemas de tratamento também devem ser isolados dos espaços habitáveis e de trabalho, por objetivos sanitários e de controle de odores. Adicionalmente **tubulações específicas e aquecidas** são requeridas para as redes de efluentes líquidos. **Grandes variações sazonais nas populações das estações também requerem ajustes significativos em seus parâmetros, especialmente nos tratamentos biológicos afetados pela grande flutuação na carga de nutrientes. Problemas relacionados a essa flutuação ocorreram nas estações Terra Nova (Lori et al. 1993) e Casey**. A formação de gelo no litoral também cria dificuldades na disposição do efluente no ambiente marinho [...] [11] (SMITH; RIDDLE, 2007, tradução nossa, grifo nosso).

Entretanto, a melhor solução para cada estação depende de suas peculiaridades, as quais devem ser avaliadas criteriosamente, considerando-se a

---

[11] […] Sewage treatment in the Antarctic environment presents several particular challenges (Bleasal et al 1989; McAneney 1998; Mellor 1969; Reed and Sletton 1989), many of which are caused by the low ambient temperatures. Low temperature reduce the efficiency of biological treatment (Bitton 2005; Mara 2003; McAneny 1998) and, as a consequence heated facilities must be allocated for treatment equipament such as holding tanks, pumps and solids handling. Treatment also requires varying amounts of energy for heat, pumps (particulary for actively-aerated systems), control and ancillary equipment. Treatment facilities and equipment must also be isolated from general living and working quarters for sanitary and odor purposes. Additionally, insulated and possibly heated wastewater transfer lines are required. Large seasonal variations in station populations may also require significant adjustments to treatment parameters, particularly for those biological processes affected by large fluctuations in nutrient loading. Treatment problems related to such fluctuations have been experienced at Terra Nova (Lori et al. 1993) and Casey Stations. The formation of sea-icecreates difficulties for the disposal of effluent to the marine environment. […] (SMITH; RIDDLE, 2007, p. 10).

tecnologia disponível, desempenho, disponibilidade de água doce na forma líquida, custos e principalmente facilidade e confiabilidade de operação e de manutenção. Por exemplo, a utilização de sistemas a vácuo para a rede de esgotos pode ser a melhor solução para uma estação situada no interior do continente, onde a água é obtida por degelo e não para a EACF onde existe uma grande disponibilidade de água na forma líquida. Machado e Brito (2006) sintetizam esse contexto ao afirmarem: “No entanto ainda se está longe de saber quais são as melhores soluções para cada caso, pela diversidade de formas das estações, dos materiais e das técnicas construtivas [...]”

A solução de tratamento de efluentes a ser implantada na EACF deverá contribuir para minimizar os impactos dos esgotos gerados pela ocupação da EACF, considerar os possíveis impactos ambientais associados, propor ações mitigadoras e prever um plano de monitoramento para os efluentes líquidos gerados, viável de ser implementado, mesmo considerando o reduzido efetivo de pessoal principalmente no período de inverno. Além do alto grau de eficiência, a solução deve atender às limitações e peculiaridades da EACF, especificamente:

- funcionar em baixas temperaturas;
- operar com variação do quantitativo de pessoas ao longo do ano;
- apresentar baixa demanda energética;
- permitir a instalação em “container” climatizado, o que facilita o acesso e conseqüentemente a manutenção do sistema e o monitoramento do efluente tratado;
- apresentar facilidade operacional devido ao quantitativo reduzido de pessoal, em especial no inverno;
- possuir um impacto ambiental aceitável para a região;
- facilidade de manutenção; e
- custos de implantação e de manutenção viáveis para o PROANTAR.

Sabe-se que alguns desses requisitos são antagônicos, havendo a necessidade de se buscar um equilíbrio entre os diversos fatores considerarando as condições locais, conforme enfatizado por Andrade Neto e Campos (1999):

> Não há um sistema de tratamento de esgotos que possa ser indicado como o melhor para quaisquer condições, mas obtêm-se a mais alta relação custos/benefícios (respeitando-se o aspecto ambiental) quando se escolhe criteriosamente um sistema que se adapta às condições locais e aos objetivos em cada caso (ANDRADE NETO; CAMPOS, 1999, p. 21).

2.3 Monitoramento ambiental associado à emissão de efluentes líquidos na Antártica

As atividades de monitoramento ambiental são de grande importância no ambiente antártico, para se acompanhar e minimizar os efeitos das atividades humanas e de pesquisas na área. São fundamentais na verificação da eficiência do processo de tratamento utilizado e, do atendimento às normas de cada país.

Embora ainda não existam limites pré-fixados de tolerância para os efluentes tratados gerados, existe a recomendação para que as estações efetuem o monitoramento nos efluentes líquidos dos parâmetros relacionados a seguir: **sólidos suspensos, DBO, DQO, OD, pH, condutividade, nutrientes, temperatura e coliformes** (COMNAP;SCAR, 2000, grifo nosso). Este manual sugere ainda os procedimentos a serem adotados na realização dos referidos ensaios.

Em 1998, o COMNAP/AEON publicou outro manual denominado “Summary of Environmental Monitoring Activities in Antarctica”, atualizado em 2005, detalhando as diversas atividades de monitoramento em execução por um grupo de dezesseis países na área. Cita um texto de 1992, mostrando que a preocupação com o monitoramento já fazia parte das discussões do SCAR/COMNAP naquela época:

> O monitoramento ambiental é um elemento fundamental de pesquisa, gerenciamento ambiental e conservação [...] o monitoramento dos dados é importante no desenvolvimento de modelos de processos ambientais, os quais facilitam a capacidade de predizer ou detectar impactos ou mudanças ambientais (SCAR/COMNAP, Discussion Document, 1992) (COMNAP; AEON, 2005).

O objetivo dessa publicação é divulgar os monitoramentos em execução, estimulando a prática e a troca de informações na região. Entre os principais parâmetros avaliados, encontram-se os referentes à caracterização qualitativa e quantitativa dos efluentes e resíduos sólidos gerados. Isto demonstra uma tendência a ser implementada na região, devendo as diversas Estações se preparar para atender a essas recomendações.

2.3.1 Monitoramentos de efluentes líquidos realizados na Antártica

O **Apêndice C** apresenta um sumário dos monitoramentos de efluentes líquidos, realizados por alguns países. Embora seja relatado que o controle da

quantidade e qualidade dos esgotos e demais efluentes líquidos produzidos nas estações de pesquisa figuram entre os parâmetros de monitoramento mais comuns adotados na região (COMNAP; AEON, 2005), pode-se observar que em sua maioria, ainda não há o atendimento integral à recomendação de monitoramento citada acima. A **Figura 2.1** ilustra uma coleta de amostra de água para monitoramento de um lago contaminado, realizado pelo Programa Antártico Australiano (AADC, 2007).

.

Figura 2.1 – Coleta de amostra d`água em um lago contaminado na Antártica (AADC, 2007)

2.3.2 Monitoramento ambiental associado a emissão de efluentes líquidos realizado no âmbito do PROANTAR

A Rede 2 de pesquisas do PROANTAR, nomeada “Gerenciamento da Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica”, tem realizado vários estudos quanto ao impacto do lançamento de esgotos na região, tais como:

- Avaliação da introdução de esgotos na Baía do Almirantado, através do estudo da concentração de alquibenzeno lineares (LABs). Realizado no verão de 2002-2003, por meio de coletas de sedimento realizadas na área de influência direta da EACF, ao longo de 4 transectos da costa em direção ao centro da baía (em frente ao módulo de química, às saídas de esgoto e em um ponto mais distante). Os resultados obtidos demonstraram valores da ordem de 1 a 10 ng.g-1 de LABs totais nos pontos de coleta na área de influência direta da EACF (BARBOSA; TANIGUCHI; BÍCEGO, 2006).

- Aplicação do ensaio de micronúcleos e de outras anormalidades nucleares eritrocitárias em peixes para verificar o potencial genotóxico das águas rasas diante da estação antártica brasileira “Comandante Ferraz” (CAMPOS et al., 2006; PHAN

et al., 2007). A pesquisa, realizada no verão de 2005/2006, visava identificar através de biomarcadores os efeitos potenciais de contaminantes presentes nas águas rasas diante da Estação sobre peixes da espécie *Trematomus newnesi*. Pôde-se observar uma nítida tendência ao aumento de anormalidades nucleares eritrocitárias (ANE) nos grupos expostos ao esgoto, tanto nos experimentos *in situ* quanto no bioensaio, de acordo com dados já obtidos em anos anteriores. Análises dos resultados também indicaram que há um provável acumulo de poluentes ao longo do tempo devido à presença humana (CAMPOS et al.,2006, p. 86-87).

Observa-se que os estudos coordenados em sua maioria por institutos oceanográficos, focam o monitoramento dos impactos no ecossistema da Baía do Almirantado. Não foram encontrados registros pretéritos de ensaios em amostras de efluente bruto e tratado. Os monitoramentos do efluente bruto e do tratado são de grande importância na avaliação do desempenho do sistema de tratamento de efluentes implantado e, principalmente no conhecimento das concentrações dos diversos elementos na origem. Os resultados poderiam auxiliar na interpretação dos resultados das pesquisas já realizadas, bem como, no aprofundamento das mesmas de forma a obter-se um melhor conhecimento dos processos envolvidos no ecossistema local.

2.3.3 Sugestão de Monitoramento dos Efluentes Líquidos da EACF

O controle de funcionamento e eficiência do sistema de tratamento de efluentes deve ser realizado por meio da caracterização quantitativa e qualitativa dos efluentes tratados e resíduos gerados.

A caracterização quantitativa pode ser realizada pela medição de vazão dos efluentes tratados e por meio do controle de volume e peso do lodo gerado pelo processo. A caracterização qualitativa demanda análises de campo e algumas análises que dependem de estrutura de laboratório. Um fator limitante é o tempo de transporte das amostras até um laboratório credenciado. Conforme citado no item 1.4 (p. 63), o laboratório denominado Água de Magallanes, existente em Punta Arenas, cidade mais próxima no continente, é credenciado pela Superintendência de Serviços Sanitários do governo chileno para a realização de ensaios em água de consumo, tais como: cor verdadeira, odor, pH, turbidez e coliformes totais, não havendo referência a realização de ensaios de efluentes (CHILE, 2006).

Logo, existe a necessidade de verificar do ponto de vista logístico qual seria a alternativa mais viável para a realização dos mesmos. Uma opção seria a realização de alguns dos ensaios por pesquisadores brasileiros, no âmbito do PROANTAR, ou a contratação ou convênio com algum laboratório brasileiro credenciado que realizasse pelo menos anualmente os respectivos ensaios na EACF. Ambas as alternativas dependem de recursos específicos e de dotar-se os laboratórios da EACF com os equipamentos necessários, seja por aquisição, ou instalação temporária durante as Operações Antárticas. Face às dificuldades relatadas, outra alternativa a ser avaliada seria a adoção de solução integrada com as demais Estações de Pesquisa próximas, para análises conjuntas dos seus efluentes, como forma de reduzir esforços logísticos e custos.

O **Quadro 2.2** apresenta uma sugestão de monitoramento para a ETE da EACF, considerando os parâmetros recomendados para a região antártica (COMNAP; SCAR, 2000), os estabelecidos pela legislação brasileira, especificamente pelo órgão ambiental do Estado do Rio de Janeiro, a FEEMA, e referências bibliográficas sobre tratamento e análise de efluentes.

Parâmetros	**Manual COMNAP**	**PROCON [1] FEEMA**	**Recomendável ETE - EACF**	**Análises**
Potencial Hidrogeniônico (pH)	X	X	X [2]	Campo
Condutividade	X	X	X [2]	Campo
Temperatura	X	X	X [2]	Campo
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	X	X	X	Laboratório
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	X	X	X [2]	Laboratório / Campo
Oxigênio Dissolvido (OD)	X	X		Campo
Nutrientes	X		X	Laboratório
Cloretos		X		
Coliformes Total e Fecal	X		X	Laboratório
Resíduo Não Filtrável Total (RNFT ou SST)	X	X	X [2]	Laboratório
Resíduo Não Filtrável Volátil (RNFV ou SSv)		X		Laboratório
Material Sedimentáveis (MS)		X	X	Campo
Óleos e Graxas (O.G.)		X	X	Laboratório
Detergentes			X	Laboratório
Volume de Lodo			X [2]	Laboratório
NOTA: [1] Programa de Autocontrole de Efluentes Líquidos - PROCON ÁGUA (FEEMA - DZ-942.R-7. 1990) [2] Importante no Processo Eletrolítico				

Quadro 2.2 – Parâmetros de monitoramento de ETE (COMNAP; SCAR, 2000; FEEMA, 1990; TECMA, 2000; BARBOSA FILHO, 2007)

2.4 Principais tecnologias de tratamento de esgotos utilizadas: vantagens e desvantagens

A seguir, são apresentadas algumas considerações sobre alguns dos sistemas de tratamento utilizados na região, considerando-se as peculiariedades locais:

2.4.1 Tratamento biológico

Atualmente os processos biológicos são os mais amplamente difundidos, talvez por fatores econômicos: “a degradação biológica de efluentes líquidos ainda é o método mais econômico para eliminação de poluentes orgânicos” (BILA, 2006). Entretanto, no ambiente antártico o seu uso implica em requisitos de climatização com conseqüente aumento da demanda energética (a produção local é baseada, em sua maioria, na queima de combustíveis fósseis), de custos e de riscos ambientais. Apesar disto, esta tendência também é reproduzida na Antártica, sendo o processo adotado na maioria das estações (THOMSEN, 2004; HUGHES, 2005).

De modo geral, os sistemas biológicos de tratamento de esgotos tentam reproduzir por processos tecnológicos (em condições controladas e em taxas mais elevadas) os fenômenos naturais que ocorrem em um corpo d`água após o lançamento de despejos, ou seja a autodepuração, no qual a matéria orgânica é convertida por mecanismos naturais em produtos mineralizados inertes (VON SPERLING, 1996b). Participa do processo um conjunto de microorganismos, formado principalmente por bactérias, além de protozoários, fungos, algas e vermes, havendo a necessidade para o bom funcionamento do sistema, de um equilíbrio dinâmico estabelecido por interações ecológicas na comunidade microbiana, em função dos processos de transformação ocorridos no meio. A redução da matéria orgânica biodegradável pode ser realizada em condições aeróbias, anóxicas ou anaeróbias, classificando os sistemas segundo o processo predominante.

Os fatores locais na Antártica que mais interferem no tratamento biológico, são as baixas temperaturas e as variações repentinas de carga orgânica decorrentes da flutuação nas populações das estações de pesquisa, de forma similar ao problema enfrentado nos balneários (GIORDANO, 1999; GIORDANO; BARBOSA FILHO, 2000). O consumo de energia demandado nos processos

biológicos aeróbios também é um fator limitante relevante na região (SMITH; RIDDLE, 2007).

Sabe-se que a taxa de qualquer reação química aumenta com a elevação da temperatura, e as reações biológicas apresentam também essa tendência, entretanto existe uma faixa ótima de operação, acima da qual há um decréscimo da taxa. “A variação na temperatura afeta todos os processos biológicos” (ECKENFELDER, 1989). “De maneira geral, a taxa ótima de crescimento das bactérias ocorre dentro de faixas de temperatura e pH relativamente limitadas, embora a sua sobrevivência possa ocorrer dentro de faixas bem mais amplas” (VON SPERLING, 1996b). As bactérias podem se classificadas em função de faixas de temperaturas adequadas para o seu desenvolvimento, conforme **Quadro 2.3**.

Bactérias	**Temperatura (ºC)**	
	Faixa	**Ótima**
Psicrofílicas	-10 a 30	12 a 18
Mesofílicas	20 a 50	25 a 40
Termofílicas	35 a 75	55 a 65

Quadro 2.3 - Faixas de temperatura para o desenvolvimento ótimo das bactérias (METCALF; EDDY, 1991, apud VON SPERLING, 1996b)

Segundo Jordão e Pessôa (1995), as faixas de temperatura ideais para a atividade biológica nos sistemas de tratamento de esgotos, são relativamente estreitas conforme enunciado a seguir:

> A velocidade de decomposição do esgoto aumenta com a temperatura, **sendo a faixa ideal para a atividade biológica 25 a 35 ºC**, sendo ainda 15 ºC a temperatura abaixo da qual as bactérias formadoras do metano se tornam inativas na digestão anaeróbia (JORDÃO e PESSÔA, 1995, grifo nosso).

O impacto decorrente da variação populacional no funcionamento das estações que utilizam sistemas biológicos é citado na página do Programa Antártico Australiano ao se referir ao sistema implantado que utiliza o Reator Biológico de Contato: “Entretanto a eficiência do tratamento diminui em proporção direta ao aumento de população durante o verão” [12] (AACD, 2007, tradução nossa).

O processo de digestão anaeróbia é utilizado em algumas estações e apresenta vantagens que se enquadram nos requisitos desejáveis, tais como:

[12] “However, the treatment efficiency decreases in direct proportion to the increase of station populations over summer” (AACD, 2007). Disponível em: <http://www.aad.gov.au/default.asp?casid=24414>. Acesso em: 25 out. 2007.

apresenta razoável eficiência na remoção de DBO; baixos requisitos de área; baixos custos de implantação e operação; tolerância a efluentes bem concentrados em matéria orgânica; produção de lodo da ordem de metade ou menos, em comparação com os aeróbios; além da estabilização do lodo no próprio reator. Entretanto a digestão anaeróbia é particularmente suscetível a um controle rigoroso das condições ambientais, uma vez que o processo requer uma interação das bactérias fermentativas e metanogênicas [13]. As desvantagens do processo são: dificuldade em satisfazer padrões de lançamento restritivos, demandando pós-tratameno; baixa eficiência na remoção de coliformes; remoção de Nitrogênio (*N*) e Fósforo (*P*) praticamente nula; possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável; relativamente sensível a variações de carga e compostos tóxicos; o efluente tratado apresenta baixo nível de OD e pode apresentar cor e/ou geração de maus odores.

Entretanto, a principal restrição do processo anaeróbio, na região, relaciona-se com a sua suscetibilidade às condições de temperatura, pH e à variação de cargas. Na Antártica, demanda climatização em faixas de temperatura restritas e bem superiores à ambiente, implicando no aumento do consumo de energia.

Os tratamentos aeróbios mais comuns implantados nas estações antárticas são: lodos ativados, filtros aerados submersos e filtros biológicos (THOMSEN, 2004).

No processo de lodos ativados (LA) o fornecimento de oxigênio é feito artificialmente, por aeradores mecânicos superficiais, ou por tubulações de ar no fundo do tanque, e deve ser mantido em condições adequadas de aeração, pH, temperatura e agitação. A matéria orgânica é removida por microorganismos, principalmente bactérias, que crescem dispersas em um tanque (tanque de aeração). Apresenta razoável eficiência na remoção de DBO, alcançando maiores eficiências no processo de lodos ativados de aeração prolongada, entretanto com maior consumo de energia. Atualmente, é o método mais utilizado no tratamento de efluentes líquidos contendo matéria orgânica, pois apresenta: boa eficiência de tratamento; flexibilidade de operação; além de baixos requisitos de área.

Entretanto, as desvantagens do LA são: custos elevados de implantação e operação; elevado índice de mecanização e de consumo de energia; geração de

---

[13] Operam na faixa mesófila, ou seja, temperaturas na faixa de 30 a 35º C e na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora possa conseguir uma estabilidade numa faixa de pH entre 6,0 a 8,0. O pH fora da faixa pode inibir por completo as bactérias formadoras de metano (acidogênese(5,8 –6,0) metanogênese(6,8 –7,2)).

ruídos e aerossóis; operação mais delicada, podendo apresentar dificuldades operacionais causadas por instabilidades do reator biológico, além de requerer controle por ensaios de laboratório (VON SPERLING, 1996a). Alguns fatores, como variação da carga do efluente, presença de compostos inorgânicos e substâncias tóxicas, podem inibir o processo biológico, sendo às vezes necessária uma etapa prévia de tratamento físico-químico para remoção destas substâncias

Os Filtros Aerados Submersos (FAS) ou Biofiltros Submersos são de desenvolvimento recente, tendo surgido na década de 80 na Europa. Constitui uma unidade de filtração biológica aerada em que ocorre uma percolação com eliminação biológica dos poluentes e um processo de filtração física com retenção de partículas sólidas, e a remoção do material retido ocorre por contra-lavagem (JORDÃO; PESSÔA, 1995). Apresentam dimensões reduzidas em planta e ocupam menor área que os processos de LA, são de elevada eficiência e mantêm resultados estáveis.

Entretanto, os FAS ou Biofiltros requerem um afluente com concentração relativamente baixa de sólidos, menor que 120 mg/L, isto é, requerem uma unidade de tratamento primário; há necessidade de fornecimento de ar ao meio (bolhas grossas) durante todo o processo, a partir do fundo do reator, para garantir a fase aeróbia, fornecendo aos organismos o oxigênio necessário para a estabilização do substrato; e o excesso de biomassa formado deve ser periodicamente retirado do meio filtrante, por lavagem por contra-corrente, normalmente realizada com o efluente tratado e com ar, saindo o lodo em excesso no topo do reator e retornando para o início do tratamento. A freqüência de lavagem é da ordem de 2 dias, por um período de aproximadamente 20 minutos.

Outras variações são: os Filtros Biológicos, que apresentam remoção de substrato da ordem de 60 % (modelos convencionais), e os Reatores Biológicos de Contacto (RBC) ou Biodiscos, em que a biomassa cresce aderida a um meio suporte, no caso, são discos que giram, ora expondo a superfície ao líquido, ora ao ar (VON SPERLING, 1996a). São comercializados em unidades modulares, permitindo fácil ampliação, simplicidade de construção e de operação, baixo consumo de energia (manter o eixo em rotação), estabilidade operacional, e lodo com boas características de sedimentabilidade (BILA, 2006). Entretanto, os Biodiscos apresentam grande limitação quanto à faixa de temperatura de operação e, na Antártica foi registrada queda da eficiência do mesmo com o aumento da população no verão (AADC, 2007).

2.4.2 Utilização de membranas

A tecnologia de membranas filtrantes é uma tecnologia recente, que consiste em sistemas de separação de materiais, ou seja, não ocorre transformação química ou biológica durante o processo de filtração. Uma membrana pode ser definida como um filme sólido que separa duas soluções e que atua como barreira seletiva para o transporte de componentes dessas soluções, quando aplicada alguma força externa (pressão, sucção (pressão negativa) ou potencial elétrico). O líquido que passa pela membrana é denominado permeado e a seletividade das membranas é variada por meio da modificação do tamanho dos poros ou pela alteração físico-química dos polímeros componentes da membrana, principalmente dos polímeros localizados na superfície (SCHNEIDER, 2001).

Quanto aos materiais das membranas, em princípio, podem ser utilizados quaisquer materiais que permitam a síntese de filmes com porosidade controlada. O **Quadro 2.4** detalha a classificação das membranas quanto à porosidade e capacidade de retenção:

Membrana	Porosidade	Material Retido
Microfiltração (MF)	0,1 µm – 0,2 µm [1]	Protozoários, bactérias, vírus (maioria), partículas
Ultrafiltração (UF)	1.000 – 100.000 D [2]	Material removido na MF + colóides + totalidade de vírus
Nanofiltração (NF)	200 – 1.000 D	Íons divalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior do que a porosidade média da membrana.
Osmose Reversa (RO)	< 200 D	Íons, praticamente toda a matéria orgânica

NOTA: [1] µm = 1 x 10^{-6} m;
[2] D: Dalton, medida de peso molecular e um D corresponde ao peso de um átomo de hidrogênio.

Quadro 2.4 – Membranas utilizadas para o tratamento de água e esgoto (SCHNEIDER, 2001)

Apresentam alta qualidade do efluente tratado sendo normalmente utilizadas como tratamento terciário associadas a tratamentos convencionais. Atualmente encontra-se em expansão a utilização de um sistema denominado MABR (*Membrane Aerated Bioreactor*), que consiste em um tratamento biológico aeróbio associado com membranas. O biofilme cresce em uma membrana permeável a gás submersa no efluente. É introduzido oxigênio no interior da membrana, sendo difundido pelos poros para a base do biofilme.

Demandam consumos elevados de energia e o custo de reposição das membranas é um dos mais importantes componentes do custo operacional. A operação dos sistemas de membranas demanda necessidade de acompanhamento contínuo do desempenho da planta pelos operadores para otimização dos processos e principalmente para a redução de custo operacional, por meio da maximização da vida útil das membranas (SCHNEIDER, 2001).

Estão sendo utilizadas na antártica nas novas estações de pesquisa, principalmente em aplicações de reuso de água. Nas condições da EACF podem ser de difícil implementação, considerando os custos de implantação e manutenção, além dos requisitos de operação.

2.4.3 Precipitação Química

O processo é utilizado na remoção de sólidos na forma coloidal e/ou em suspensão (ECKENFELDER, 1989). A desestabilização dos colóides se dá por ação de agentes coagulantes, e posterior aglomeração dos sólidos em suspensão como flocos. Apresenta alta eficiência na remoção de óleos e gorduras, é indicado na remoção de alguns compostos tóxicos, de metais, para redução parcial da carga orgânica e da cor em águas residuárias. Entretanto, gera lodo químico, apresenta operação delicada, implica no armazenamento e manipulação de produtos químicos além dos custos de consumo dos mesmos.

O processo foi recomendado por THOMSEN (2004) para a estação antártica sueca, embora não fosse considerada a melhor solução técnica para o local. Foram relevantes na indicação diversos aspectos, tais como: a restrição quanto à adoção de sistemas biológicos, o interesse demonstrado pelo fornecedor do sistema avaliado em fornecer o apoio necessário e, a experiência anterior que apresentou rapidez na instalação e automatização na sua operação.

2.4.4 Processo Eletrolítico

Apresenta vantagens adequadas aos requisitos do ambiente antártico, tais como: admite variações de vazão, pois opera de forma contínua ou intermitente (WIENDL, 1998), e não é sensível a variação de carga orgânica, pois não depende de metabolismo biológico; ocupa área relativamente pequena se comparada com as

áreas requeridas pelos tratamentos biológicos convencionais (GIORDANO, 1999); ausência de ruídos dos equipamentos de processo, de aerossóis e a sua concepção modular estimulam a utilização do processo (WIENDL, 1998); facilidade para expansão da capacidade instalada; alta eficiência em relação à remoção de coliformes e a alta qualidade organoléptica (baixa turbidez, reduzida cor e ausência de odor) são características dos esgotos tratados pelo processo de tratamento eletrolíico (WIENDL, 1998); menor consumo de energia comparado com processos biológicos aeróbios (GIORDANO, 1999); não há necessidade de consumo de produtos químicos, pois o coagulante é gerado *in situ*, e consequentemente dispensa operação e estoque dos mesmos; além de manutenção reduzida comparada com outras tecnologias, inclusive sendo de fácil automação.

Entretanto, as principais desvantagens são: o consumo dos eletrodos normalmente de aço carbono ou alumínio e a necessidade periódica de operação de troca (WIENDL, 1998); a necessidade de energia elétrica para sua operação e de suporte para a manutenção eletromecânica; risco de passivação do catodo, que pode afetar a eficiência do reator; e a maior produção de lodo se comparado com os processos biológicos (GIORDANO, 1999).

2.5 Avaliação do processo eletrolítico

A avaliação do uso do processo eletrolítico na EACF será realizada através da análise conjunta das seguintes informações:

- atendimento aos requisitos legais e ambientais estabelecidos na área da EACF e na legislação brasileira;
- levantamento das condições ambientais da EACF e quantitativo e qualitativo dos efluentes líquidos;
- revisão bibliográfica sobre o processo eletrolítico e, metodologia experimental em bancada de laboratório para avaliar o processo eletrolítico na faixa de 7ºC a 21ºC +- 1ºC e obter parâmetros para operação otimizada do processo;
- dados de pré-projeto, conforme a seguir: estimativas de espaço ocupado, consumo energético, requisitos de implantação e de operação, além de sugestão de parâmetros de monitoramento; e
- principais impactos ambientais associados e medidas mitigadoras sugeridas com base em dados obtidos no pré-projeto.

3. PROCESSO ELETROLÍTICO

3.1 Referencial Teórico

O processo eletrolítico pode ser considerado uma tecnologia com grande potencial de incremento para tratamento de efluentes. Embora a tecnologia tenha surgido no final do século XIX, recentemente tem havido intensificação das pesquisas no Brasil e no exterior, em diversas áreas de aplicação, tais como: tratamento de esgotos domésticos (POON; BRUECKNER, 1975; PESSOA, 1996; ALEM SOBRINHO; ZIMBARDI, 1987; WIENDL, 1998; GIORDANO, 1991, 1999; GIORDANO; BARBOSA FILHO, 2000; SINOTI, 2004), de efluentes de restaurantes (CHEN et al., 2000), de lavanderias (GE et al., 2004), da indústria alimentícia (ANGELIS et al., 1998; SILVA; WILL; BARBOSA FILHO, 2000), de papel (FERREIRA, 2006), e da indústria mecânica fabricante de equipamentos para produção de petróleo (SILVA, 2005), remoção de metais pesados (CASQUEIRA et al., 2005), no descolorimento de efluente das indústrias de papel e celulose e têxtil (BUZZINI, 1995; SILVA et al., 2000; MACHADO et al., 2005), e até no tratamento de chorume (TSAI et al., 1997; GIORDANO, 2003).

Caracteriza-se pela propriedade físico-química da dissociação iônica através da passagem da corrente elétrica. A passagem da corrente elétrica em meio aquoso efetua a dissociação de determinadas moléculas e a sua separação irreversível, possibilitando então a separação dos resíduos da água durante o processo.

3.1.1. Fenômenos associados com o processo eletrolítico

O processo eletrolítico para tratamento de efluentes baseia-se nos fenômenos de eletrólise, estudados por Faraday, no século XIX (MOORE, 2002):

> Um par de eletrodos imerso numa solução iônica e ligado por um condutor metálico externo constitui uma célula eletroquímica típica. Quando a célula é usada para fornecer energia elétrica, isto é, quando converte a energia livre de uma transformação física ou química em energia livre elétrica, é chamada célula galvânica ou pilha. Uma célula, na qual um suprimento externo de energia elétrica é usado para realizar uma transformação física ou química, é denominada célula eletrolítica. {...} A reação na superfície de um eletrodo é uma tranferência de cargas, geralmente na forma de elétrons para ou de moléculas neutras ou íons. Um eletrodo atuando como fonte de elétrons é um catodo e atuando como um sumidouro de elétrons é um anodo (MOORE, 2002).

Assim, os processos de natureza eletroquímica apresentam mecanismos constituídos por áreas anódicas e catódicas, entre as quais circulam uma corrente de elétrons e uma corrente de íons. A corrente contínua que flui no eletrólito encontrando uma estrutura metálica (muito mais condutora) entra na estrutura em um ponto e descarrega em outro para retornar à fonte geradora da corrente.

A interface eletrodo-solução caracteriza-se por um sistema heterogêneo e vários modelos, foram elaborados para descrever os fenômenos envolvidos, dentre os quais o mais simples denominado da dupla camada elétrica[1] e outros mais sofisticados que tentam descrever as variações graduais na estrutura da solução entre os dois extremos: a superfície carregada do eletrodo e o seio da solução. (*Cf.* ATKINS, 2004).

A **Figura 3.1** mostra o esquema de placas eletrolíticas e a desestabilização dos colóides no processo eletrolítico e a **Figura 3.2** o sistema utilizado em escala de laboratório para tratamento do esgoto doméstico nesta pesquisa.

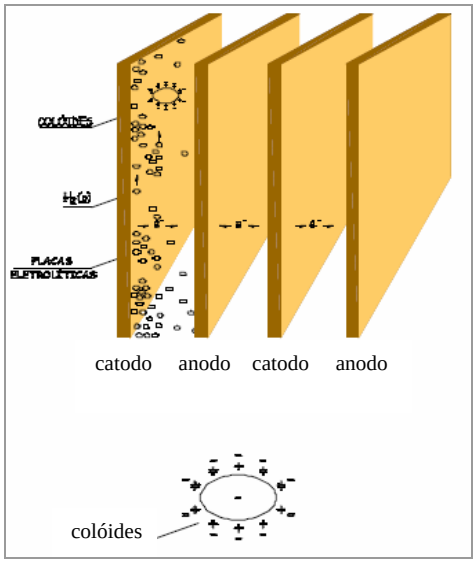


Figura 3.1 – Esquema de placas e Processo Eletrolítico (GIORDANO, 1999)

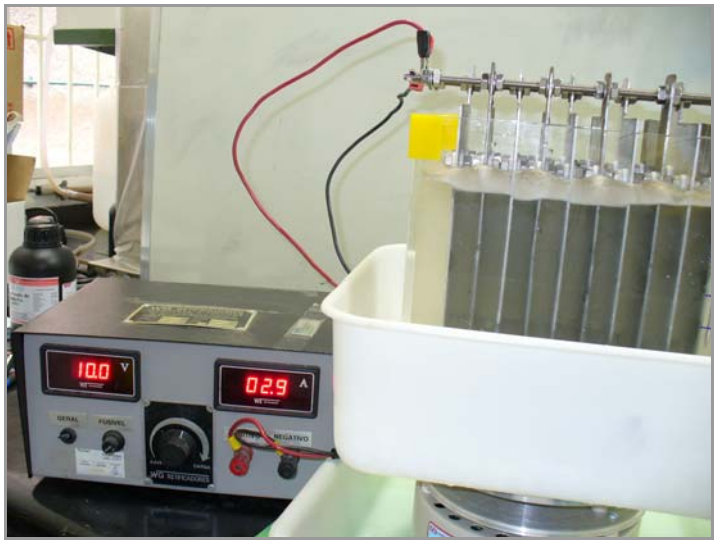


Figura 3.2 – Ensaio em escala de laboratório com o Processo Eletrolítico

3.1.1.1 Eletrólise e as Leis de Faraday

O estudo quantitativo da eletrólise foi realizado por Faraday, que em 1833 enunciou as leis da eletrólise, conforme descrito a seguir:

[1] Consiste numa camada de cargas positivas na superfície do eletrodo e em outra camada de cargas negativas, vizinha à primeira, na solução (ou vice-versa) (ATKINS, 2004).

Primeira Lei de *Faraday*

"A massa da substância desprendida (decomposta ou liberada, que reage ou se forma) em um eletrodo é diretamente proporcional à carga elétrica que atravessa a solução." É representada pela **Equação 3.1**:

$$M = \alpha \, . \, C = \alpha \, . \, I \, . \, t \qquad \textbf{(3.1)}$$

Onde:
M = massa da substância, em gramas (g)
I = intensidade da corrente contínua em Ampéres (A)
t = tempo de eletrólise em segundos (s)
C = carga elétrica, em Coulomb (C)
α = equivalente eletroquímico do material do eletrodo, em grama/Coulomb (g/C)

Segunda Lei de *Faraday*

"A massa (M) da substância desprendida em um eletrodo é diretamente proporcional (k) ao Equivalente Químico (m) dessa substância." A **Equação 3.2** representa a Segunda Lei de *Faraday*:

$$M = k \, . \, m \qquad \textbf{(3.2)}$$

Onde:
M = massa da substancia, em gramas
k = constante de proporcionalidade
m = Equivalente químico da substância do eletrodo

3.1.1.2 Desgaste dos eletrodos

O tempo de desgaste dos eletrodos pode ser determinado pela Lei de *Faraday*, e pode ser calculado em função da massa ou volume desgastado, conforme as **Equações 3.3** ou **3.4**:

$$t = M / \alpha \, . \, I \qquad \textbf{(3.3)}$$

Ou

$$t = d \,.\, V / \alpha \,.\, I \qquad \textbf{(3.4)}$$

Sendo:

M = massa de eletrodo desgastada (g)

α = equivalente eletroquímico do material do eletrodo (g/C)

I = corrente (A)

t = tempo (s)

V = volume de eletrodo desgastado (m^3)

d = densidade do material do eletrodo = M/V (g/m^3)

Assim, os tempos de desgaste de eletrodos de materiais diferentes, de mesmas dimensões e submetidos à mesma corrente elétrica, são diretamente proporcionais às respectivas densidades e inversamente proporcionais aos seus Equivalentes Eletroquímicos. Por exemplo, ao compararmos o tempo de desgaste de eletrodos de mesmo volume, de alumínio e de ferro, utilizados nos testes experimentais, quando submetidos às mesmas condições elétricas, verifica-se que os tempos de desgaste são similares, sendo o do alumínio ligeiramente maior, conforme mostrado na **Tabela 3.1**:

Tabela 3.1 – Tempos de desgaste de eletrodos de *Al* e de *Fe* (WIENDL,1998)

Material do eletrodo	Densidade (t/m^3)	Equivalente Eletroquímico (mg/Coulomb)	Fator tempo de desgaste
Alumínio	2,71	0,093	29,14
Ferro	7,80	0,289	26,99

3.1.1.3 Considerações sobre as Leis de *Faraday*

As leis de *Faraday* consideram um sistema fechado e perfeito, entretanto na prática, em relação à energia elétrica aplicada nas células eletrolíticas, existem perdas associadas à resistência das conexões, do eletrólito, e a dissipação por calor entre outros.

O valor real de energia elétrica demandado pelo sistema para realizar as reações químicas é afetado pela queda de potencial (IR) necessária para vencer a resistência do eletrólito e terminais (a energia elétrica correspondente I^2R é

dissipada em forma de calor, sendo análoga às perdas por atrito em processos mecânicos irreversíveis) e por processos limitantes da velocidade nos eletrodos (MOORE, 2002),

3.2 Processo eletrolítico aplicado ao tratamento de efluentes

3.2.1 Princípios e processos associados

No tratamento de efluentes, de modo geral, o processo eletrolítico[2] é relacionado na literatura a quatro mecanismos: eletrocoagulação, eletroflotação, eletro-oxidação e eletro-redução (LIN; PENG, 1996, apud GIORDANO, 1999).

Entretanto, "o processo eletroquímico se desenvolve de duas formas distintas, dependendo dos tipos de eletrodos utilizados" [3] (BUKHARI, 2005). Entende-se que Bukhari (2005) está se referindo ao uso de eletrodos reativos ou inertes, os quais dão origem a processos distintos, nos quais os mecanismos preponderantes ou atuantes variam inclusive alterando-se a forma como os mesmos se desenvolvem e os produtos gerados. Cabe ressaltar que esta pesquisa se desenvolveu com o uso de eletrodos reativos de alumínio e de ferro, não tendo o uso de eletrodos inertes sido incluído na mesma.

Quando no tratamento de efluentes são utilizadas placas de eletrodo sujeitas a corrosão, estes são designados eletrodos reativos e a redução da matéria orgânica está relacionada principalmente aos mecanismos de eletrocoagulação e eletroflotação. "O uso de processos eletrolíticos com anodos reativos, como ferro e alumínio induzem a eletrocoagulação, a eletrofloculação e a eletroflotação" (SINOTE, 2004). A seguir, são descritos o mecanismo de coagulação via eletrocoagulação, as reações de formação dos coagulantes e o mecanismo de flotação, via eletroflotação, promovidos pelo processo eletrolítico com eletrodos reativos:

---

[2] Também encontra-se na literatura a nomenclatura Processo Eletroquímico (electrochemical treatment) (BUKHARI, 2005)

[3] The eletrochemical treatment can take place via two distinct processes depending on the type of the electrodes used (BUKHARI, 2005).

3.2.1.1 Coagulação via eletrocoagulação

Entre a variedade de impurezas contidas nos esgotos, destacam-se além das partículas em suspensão, partículas coloidais[4], substâncias húmicas e organismos. Tais impurezas em geral, apresentam carga superficial negativa ou podem ter polímeros adsorvidos em sua superfície, impedindo que as mesmas se aproximem umas das outras, permanecendo no meio líquido se suas características não forem alteradas.

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005) a coagulação resulta da desestabilização dessas partículas, geralmente realizada por sais de alumínio e de ferro[5], envolvendo fenômenos químico e físico, os quais dependem de várias características: pH, temperatura, condutividade térmica, concentração das impurezas, etc.

> [...] o primeiro, essencialmente químico, consiste nas reações do coagulante com a água e na formação de espécies hidrolizadas com carga positiva e depende da concentração do metal e pH final da mistura; o segundo, fundamentalmente físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja contato entre as impurezas presentes na água. [...] Atualmente, considera-se a coagulação como o resultado individual ou combinado da ação de quatro mecanismos distintos: a) compressão da dupla camada elétrica; b) adsorção e neutralização; c) varredura; d) adsorção e formação de pontes (*Cf.* DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Após desestabilizadas, ocorre a etapa de floculação, uma vez que o choque entre as impurezas, geralmente provocado por agitação lenta, faz com que as referidas partículas se aglomerem formando partículas maiores, denominadas flocos, que podem então ser removidos por sedimentação, flotação ou filtração.

Em sistemas de tratamento de efluentes, com operações segmentadas e seqüenciais, a coagulação e floculação são recomendadas antes da flotação, para boa remoção de sólidos em suspensão e tipicamente os produtos químicos empregados são: o sulfato de alumínio ou o cloreto férrico, sendo suas concentrações determinadas em laboratório, em testes de jarro.

Na eletrocoagulação, o coagulante é produzido na célula eletrolítica (*in situ*) resultando na remoção de sólidos em suspensão (BUKHARI, 2005). “A dissolução química dos anodos compreende a formação do agente coagulante” (CRESPILHO;

---

[4] Os diâmetros dos colóides por definição estão compreendidos entre 10^{-6} e 10^{-3} mm, abaixo do valor dos poros dos filtros (0,45 µm) utilizados na determinação de sólidos em suspensão (SS), sendo mensurados como sólidos dissolvidos (SD).

[5] Também são utilizados polímeros sintéticos ou vegetais catiônicos.

REZENDE, 2004). O coagulante gerado varia de acordo com o material do eletrodo reativo utilizado. Os fenômenos de eletrocoagulação e de flotação, via eletroflotação, são associados e ocorrem simultaneamente no reator (SINOTI, 2004).

> A adição de íons de ferro ou de alumínio pode ser feita pela forma convencional ou pelo processo eletrolítico. No processo convencional ocorre a dissolução de sal de ferro ($FeCl_3$) ou sal de alumínio ($Al_2(SO_4)_3.(14 \text{ a } 18\ H_2O)$). No processo eletrolítico a adição de íons ocorre pelo desgaste do eletrodo reativo, que poderá ser de alumínio ou ferro (SINOTI, 2004).

Ocorrem reações eletrolíticas na superfície dos eletrodos, que são principalmente as reações de oxidação do material do anodo com a liberação de íons metálicos e reações no eletrólito. Essas reações são exemplificadas a seguir, no **Quadro 3.1**, para reações com eletrodos de Alumínio e, no **Quadro 3.2**, para reações com eletrodos de Ferro (CRESPILHO; RESENDE, 2004; FERREIRA, 2006).

Local	Descrição Reações
Anodo	$Al_{(s)} \leftrightarrow Al_{(aq)}^{3+} + 3\ e^-$
	$2\ H_2O(l) \leftrightarrow O_2(g) + 4\ H_{(aq)}^{+} + 4\ e^-$
Catodo	$2\ H_{(aq)} + 2\ e^- \leftrightarrow H_{2\ (g)}$ (formação de gás hidrogênio)
	$2\ H_2O_{(l)} + 2e^- \leftrightarrow H_{2\ (g)} + 2OH^-_{(aq)}$
Global	$Al^{3+} + 6H_2O \rightarrow Al(H_2O)_6^{3+}$
	$Al(H_2O)_6^{3+} \rightarrow Al(OH)_{3\ (s)} + 3H^+$

Quadro 3.1 - Reações no processo eletrolítico com eletrodos de desgaste de Alumínio (Adaptado de CRESPILHO; RESENDE, 2004; FERREIRA, 2006)

A estabilidade do hidróxido de alumínio depende do pH do meio. A sua solubilidade mínima é de 0,03 mg/L e ocorre a pH 6,3, aumentando a medida que a solução se torna mais ácida ou mais básica. Uma vez que o alumínio está dissolvido, dependendo do pH da solução, algumas espécies podem ser formadas (CAÑIZARES et al., 2005 apud FERREIRA, 2006). A remoção de contaminantes é atribuída aos vários complexos de alumínio formados nessas reações ditas secundárias, pelo fato destes absorverem-se às partículas, originando coágulos maiores, os flocos (**Equação 3.5**):

$$n\mathrm{Al(OH)_3} \rightarrow \mathrm{Al}_n(\mathrm{OH})_{3n}\ (s) \qquad \textbf{(3.5)}$$

Quando do uso de eletrodos de Ferro, a oxidação produz hidróxido de ferro, $Fe(OH)_n$, onde nº de oxidação *(n) igual a* 2 ou 3, por isso são propostos dois mecanismos.

Local	*Nº oxidação*	Reações
Anodo	2	$Fe_{(s)} \leftrightarrow Fe^{2+} + 8e^-$
		$2H_2O_{(l)} \leftrightarrow O_{2(g)} + 4H_{(aq)}^+ + 4\ e^-$
		A espécie gerada e o oxigênio dissolvido na solução reagem para formar o $Fe(OH)_3$.
		$4Fe^2_{(aq)} + 10\ H_2O_{(l)} + O_{2\ (g)} \leftrightarrow 4\ Fe(OH)_{3\ (s)} + 8\ H^+_{(aq)}$
		$n\ Fe(OH)_3 \rightarrow Fe(OH)_{3n}$
	3	$Fe_{(s)} \leftrightarrow Fe^{2+} + 2e^-$
		$Fe^{2+}_{(aq)} + 2OH^-_{(aq)} \leftrightarrow Fe(OH)_{2\ (s)}$
		$2H_2O(l) \leftrightarrow O_2(g) + 4H_{(aq)}^+ + 4\ e^-$
		$n\ Fe(OH)_2 \rightarrow Fe(OH)_{2n}$
Catodo	2	$8H^+_{(aq)} + 8\ e^- \leftrightarrow 4H_{2\ (g)}$
		$2H_2O_{(l)} + 2e^- \leftrightarrow H_{2\ (g)} + 2OH^-_{(aq)}$
	3	$2H_2O_{(l)} + 2e^- \leftrightarrow H_{2\ (g)} + 2OH^-_{(aq)}$
Global	2	$4Fe^{2+}_{(s)} + 10\ H_2O_{(l)} + O_{2\ (g)} \leftrightarrow 4Fe(OH)_{3\ (s)} + 4\ H_{2\ (g)}$
	3	$Fe_{(s)} + 2\ H_2O_{(l)} \leftrightarrow Fe(OH)_{2\ (s)} + H_{2\ (g)}$

Quadro 3.2 - Reações no processo eletrolítico com eletrodos de desgaste de Ferro (Adaptado de CRESPILHO; RESENDE, 2004; FERREIRA, 2006)

O pH da solução também interfere no processo. Em meio alcalino ocorre a hidrólise do íon Fe^{2+} ($Fe^{2+} + 2\ OH^- \rightarrow Fe(OH)_2$). Os íons Fe^{3+} podem ser formados em meio ácido e na presença de oxigênio, e, dependendo do pH da solução as espécies $Fe(OH)^{2+}$, $Fe(OH)_2^+$, $Fe(OH)_3$ podem estar presentes (CRESPILHO; RESENDE, 2004).

> Sob circunstâncias alcalinas, $Fe(OH)_3$ e $Fe(OH)_4^-$ estão presentes em maior quantidade. Conseqüentemente, as espécies aniônicas e catiônicas podem ser formadas usando ferro como eletrodo de sacrifício e pode-se esperar que ocorra a adsorção e absorção de metais pesados por esses compostos. [...] Os sólidos de $Fe(OH)_n$ formam uma suspensão gelatinosa que pode remover os poluentes do efluente por complexação ou atração eletrostática, seguida de coagulação. A forma mais estável de compostos férricos é o composto α-Fe(OH), o qual pode formar complexos em que o poluente age como um ligante (L), de acordo com a equação: L-H + (OH) OFe $\rightarrow$ L + OFe + H_2O (CRESPILHO; RESENDE, 2004).

3.2.1.2 Flotação via eletroflotação

A flotação consiste na separação das partículas presentes na água ou nos efluentes, pela introdução de bolhas de ar que, aderindo à superfície das partículas, aumentam seu empuxo e causam ascensão das mesmas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). As três etapas mais significativas durante a flotação, são: geração e introdução de bolhas de gás no sistema; contato entre as partículas ou agregados e as bolhas de gás (ângulo de contato); e ascenção do complexo bolha-sólido (ZABEL,1982 apud DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A eficiência dos sistemas de flotação, medida em termos de remoção de sólidos em suspensão totais, depende primordialmente da razão ar sólidos (mg ar/mg sólidos) (JORDÃO; PESSÔA, 2005). A geração dessas bolhas pode ser realizada por diversos métodos, entre os quais a eletrólise. O diâmetro das bolhas geradas por eletrólise situa-se em uma faixa intermediária entre os valores dos processos por ar dissolvido e por ar disperso (RAMIREZ apud WIENDL,1998), conforme **Quadro 3.3** a seguir:

Processo de Flotação (geração das bolhas)	**Diâmetro das Bolhas** (µm)		**Nº bolhas formadas por cm^3** (CNTP)
	Faixa	**Valor mais comum**	
Ar Dissolvido	30 a 110	75	2×10^5
Eletrólise	45 a 180	110	1×10^6
Ar Disperso	80 a 300	170	36

Quadro 3.3 – Características das bolhas formadas em processos de flotação (RAMIREZ, 1995 apud WIENDL,1998)

Segundo Wiendl (1998), em conseqüência da dissociação das moléculas neutras de ácidos, bases e sais na água, decorre a movimentação de íons em direção ao catodo e anodo quando entre eles se estabelece um campo elétrico criado pela diferença de potencial (ddp) gerada por uma fonte de energia externa.

Assim, nos esgotos sanitários, ocorre a movimentação predominante de íons H^+ para o catodo. Se atingirem os eletrodos antes de reagirem quimicamente com substâncias eventualmente existentes no líquido, se neutralizam eletricamente e formam moléculas gasosas (H_2) que permanecem em solução até determinado limite (a capacidade de um gás manter-se dissolvido na água depende de sua natureza e

da temperatura), a partir do qual sobem para a superfície sob a forma de micro bolhas.

As micro-bolhas formadas, ao subirem para a superfície, contribuem para a agitação do meio e promovem o arraste dos sólidos em suspensão, principalmente na forma de flocos devido ao mecanismo simultâneo de eletrocoagulação. A eletroflotação dos flocos é responsável pela formação na superfície do líquido de uma camada de escuma[6].

3.2.2 Remoção de materiais em suspensão

A remoção de materiais em suspensão (SS) e das partículas coloidais pelo processo eletrolítico relaciona-se principalmente aos mecanismos de eletrocoagulação e eletrofloculação (GIORDANO, 1999). Além da coagulação química, ocorre também a adsorção dos poluentes coloidais nas superfícies das bolhas e remoção por flotação (FERREIRA, 2006).

Nos esgotos domésticos, os SS representam cerca de 60% dos sólidos totais[7] (JORDÃO; PESSÔA, 2005, p. 48), não incluídos os colóides, responsáveis por grande parte da matéria orgânica contida nos mesmos. Logo, os fenômenos de eletrocoagulação e eletrofloculação são responsáveis por grande parte da eficiência do processo eletrolítico no tratamento de esgotos domésticos.

3.2.3 Remoção de compostos solúveis

Os sólidos dissolvidos presentes no esgoto resultam principalmente de matéria orgânica em solução, formada por: nutrientes, carboidratos, aminoácidos, vitaminas, ácidos gordurosos entre outros.

A remoção de compostos solúveis, pelo processo eletrolítico, decorre principalmente dos mecanismos de eletro-oxidação e de eletro-redução (GIORDANO, 1999). Bukhart (2005) relaciona a eletro-oxidação de matéria orgânica

---

[6] Escuma - denominação dada ao material flotante que contenha sólidos residuais presentes (SINOTI, 2004).

[7] Matéria orgânica que permanece como resíduo após evaporação a 103 ºC.

solúvel, em processos eletrolíticos, a dois princípios: oxidação direta e oxidação indireta[8]:

> [...} A oxidação direta ocorre no eletrodo anodo, no qual os compostos orgânicos cedem seus elétrons para manter o fluxo de corrente no eletrólito. A oxidação indireta ocorre como resultado da produção de um agente oxidante no eletrólito como cloro, ozônio, ou outros radicais livres (BUKHARI, 2005).

Entretanto, nos reatores com eletrodos reativos, a eletro-oxidação da matéria orgânica dissolvida se dá principalmente pela sua oxidação direta no anodo, sendo desprezível a formação secundária de agentes oxidantes no eletrólito, devido à presença dos íons metais, oriundos da oxidação do metal do anodo, que reagem com os radicais hidroxila formados no eletrólito.

3.2.4 Influência da temperatura

Nos processos de tratamento de efluentes, a influência da temperatura se manifesta em diferentes operações: interfere nas de natureza biológica, por exercer grande influencia na atividade biológica (metabolismo) dos microorganismos envolvidos (vide item 2.4.1, p. 83); nos processos de transferência de massa de gases (e.g. as operações de flotação por ar dissolvido, apresentam problemas quando a temperatura do afluente assume valores acima de 55 ou 60ºC, o que compromete a formação de bolhas em função da diminuição da solubilidade do ar em água com o aumento da temperatura); temperaturas mais elevadas favorecem as reações de dissolução de sólidos e fazem aumentar as suas respectivas solubilidades, enquanto causam a diminuição das solubilidades dos gases (e.g. solubilidade do oxigênio é menor nas temperaturas mais elevadas); e nas operações em que ocorre o fenômeno da sedimentação (o aumento da temperatura faz diminuir a viscosidade, melhorando as condições de sedimentação) (JORDÃO; PESSÔA, 1995; BARBOSA FILHO, 2007). A temperatura interfere ainda nas operações de coagulação: “A principal influência sobre a coagulação é o seu efeito no tempo requerido para a boa formação do floco. Geralmente, quanto mais frio for o efluente, mais longo é o seu efeito no tempo requerido para a boa formação do floco” (MANNARINO, 1987).

---

[8] Eletro-oxidation of soluble organic matter takes place via two principle pathways: direct oxidation and indirect oxidation (BUKHART, 2005).

Teoricamente, sabe-se que a temperatura influencia vários parâmetros durante o processo eletrolítico (MANNARINO, 1997; WIENDL, 1998; GIORDANO, 1999). Entretanto, poucas pesquisas têm sido realizadas neste campo (CRESPILHO; RESENDE, 2004):

> O que se sabe até o presente momento é que alguns trabalhos realizados na Rússia revelaram que a eficiência da EF com eletrodos de alumínio aumenta com a temperatura até 60ºC. Acima deste valor, a eficiência diminui. Porém a condutividade aumenta com o aumento da temperatura, diminuindo o consumo da energia elétrica (CRESPILHO; RESENDE, 2004).

Mannarino (1997), em estudos realizados sobre a aplicação do processo de eletrocoagulação em efluente petroquímico, analisou a influência da temperatura no desempenho do processo, avaliando a redução de DQO nas faixas de 20ºC, 30ºC e 40ºC. Em um efluente com DQO inicial de 1000 ppm, para um mesmo tempo de 10 minutos e densidade de corrente de 90 A/m^2, constatou reduções para ordem de 500 (20ºC), 300 (30ºC) e 150 (40ºC) ppm respectivamente, o que demonstrou a influência direta do aumento da temperatura no aumento da eficiência do processo. Os resultados foram coerentes com o relatado, anteriormente, por Além Sobrinho e Zimbardi (1987), apud Mannarino (1997): “Influi no tratamento já que o aumento desta aumenta a velocidade de remoção” e, posteriormente, por Daneshvar et al. (2004) apud Ferreira (2006).

Observou ainda o efeito da temperatura no processo, pela variação da corrente elétrica em função desta. Para tal, realizou testes mantendo as condições de ddp, tempo do processo e pH, variando a temperatura na faixa de 12ºC a 52ºC. Observou incremento de corrente com o aumento da temperatura, que pode ser explicado pelo aumento da condutividade e, diminuição da taxa de incremento a partir de 42ºC.

A temperatura é um dos fatores, além da concentração total de íons em solução, número de oxidação dos íons e mobilidades iônicas, que afetam a condutividade (BARBOSA FILHO, 2007) e o seu aumento contribui para o aumento da mesma. Logo, para uma mesma ddp, em temperaturas mais elevadas, haverá uma maior condutividade, sendo possível obter-se maiores correntes, o que influência diretamente o processo.

O aumento da temperatura da solução contribui para o acréscimo da eficiência de remoção causado pelo aumento da movimentação dos íons

produzidos, que facilita a colisão deles com o coagulante formado. Porém, quando aquele valor for superior a 300 K ($\approx$27 ºC), a eficiência da remoção diminui devido à formação de flocos indesejados e ao aumento da solubilidade dos precipitados (DANESHVAR et al., 2004 apud FERREIRA, 2006).

Observa-se também o aumento da temperatura da solução no período de aplicação da eletrocoagulação, causado pelo efeito Joule, expresso em Q ($kWhm^{-3}$) e definido matematicamente na **Equação 3.6** (LAURIE et al., 2003 apud FERREIRA, 2006):

$$Q = C_p * \Delta T \qquad \textbf{(3.6)}$$

Sendo:

C_p = capacidade calorífica da solução e, supondo-se que seja igual à da água, 4,18 $Jm^{-3}K^{-1}$; e

ΔT= diferença entre as temperaturas final e inicial do efluente.

Cabe ressaltar que Mannarino (1987) já recomendava a observação deste parâmetro de forma a se evitar o efeito prejudicial decorrente da perda de energia por dissipação de calor ou a quebra dos flocos recém-formados ao ultrapassar os valores limites de tensão de cisalhamento que os mesmos podem suportar.

O aumento da temperatura da solução com o decorrer do tratamento foi avaliado por Ferreira (2006), em reatores com eletrodos de ferro e de alumínio. Nos dois tipos de materiais, os valores de acréscimo de temperatura verificados não apresentaram diferenças significativas e foram coerentes com o modelo matemático citado, entretanto com diferenças quanto à eficiência do processo.

Segundo Mannarino (1997) em localidades com inverno rigoroso é necessário utilizar maior densidade de corrente para se obter a mesma eficiência daqueles dias mais quentes. No levantamento preliminar realizado pela DOCM, quanto à instalação do processo eletrolítico na EACF, foi sugerida a temperatura de 10º C na climatização do “containner”, local de instalação do processo. É importante verificar: as temperaturas mínimas dos efluentes; qual a menor faixa de temperatura que o processo eletrolítico fornece resultados adequados para o tratamento dos esgotos; e o consumo energético do processo e da climatização do ambiente e das redes, visando conciliar economia de energia com resultados de eficiência.

3.2.4.1 Na flotação

No processo de eletroflotação, o aumento da temperatura tende a favorecer a flotação. A diminuição do coeficiente de solubilidade dos gases na água com o aumento da temperatura, viabiliza que maiores quantidades de gases sejam eliminadas sob a forma de bolhas, o que favorece a flotação.

A velocidade de ascenção das bolhas também é influenciada pela temperatura, o que pode ser explicado pela equação de Stokes. Wiendl (1998) ao aplicar a referida equação, simplificada, conclui que a velocidade de ascenção da bolha de hidrogênio a 30°C é cerca de duas vezes maior que a 0°C. Assim, no processo de flotação, a elevação da temperatura facilitaria o arraste das partículas em suspensão.

3.2.5 Outros parâmetros que influenciam no sistema

A seguir serão abordados alguns dos principais parâmetros que afetam o processo eletrolítico:

3.2.5.1 Condutividade elétrica do afluente

A condutividade do efluente é de grande importância, pois contribui para a redução do consumo de energia, embora não altere significativamente a eficiência do processo, desde que, haja uma condutividade mínima para que o mesmo ocorra. Ela é inversamente proporcional à resistência elétrica da solução oferecida à passagem de corrente, sendo influenciada pela presença de sais em solução e pela distância entre as placas.

De acordo com a Lei de Ohm, equação [3.6], com a adição de sal ocorre um abaixamento no valor da resistência da solução, que é inversamente proporcional a condutividade, e para um mesmo valor de voltagem, o valor da corrente elétrica será aumentado (SINOTI, 2004).

$$U = I.R \qquad \textbf{(3.7)}$$

Onde:

U = tensão elétrica, em V,

I = intensidade de corrente, em A; e

R = resistência, em Ω (ohm)

3.2.5.2 O pH do afluente

A estabilidade dos agentes coagulantes gerados, como o hidróxido de alumínio usando anodo de alumínio metálico ou hidróxido de ferro com o uso de anodos de ferro, é altamente dependente do meio, conforme observado nos diagramas de solubilidade dos hidróxidos de alumínio e de ferro e comentado nos itens 3.2.1.1 (p. 95-96).

Existe um consenso de que valores de pH entre 6,5 a 7,0 favorecem o processo eletrolítico: "As maiores velocidades de reação são obtidas na faixa de pH de 6,5 a 7,0, sendo recomendado que o pH seja mantido nessa faixa" (GIORDANO, 1999). "É desejável que a hidrólise resulte em hidróxido de alumínio, $Al(OH)_3$, uma vez que esse composto é o maior responsável por remover as impurezas do efluente e sua formação é favorecida na faixa de pH entre 6 e 7" (CRESPILHO; RESENDE, 2004).

Observa-se também durante o processo eletrolítico um aumento do pH do meio, associado à formação de hidroxilas nas reações do catodo. Uma das vantagens atribuída a eletrofloculação é a sua capacidade de neutralizar o pH do efluente, caso este esteja acima ou abaixo de 7.

3.2.5.3 Densidade de corrente

A densidade de corrente influencia diretamente na eficiência da remoção de material em suspensão pela eletrocoagulação e eletroflotação, pois, relaciona-se diretamente com a quantidade de coagulante gerado *in situ*, de acordo com a Lei de Faraday pelo desgaste do eletrodo e, pelas bolhas geradas.

Entretanto, existem restrições quanto ao aumento da densidade de corrente: "Quando a corrente específica aplicada nos eletrodos é muito alta, ou seja, maior que 27 A/m^2, ocorre a formação de bolhas de hidrogênio em excesso, ocorrendo a passivação do catodo" (ALEGRE; DELGADILLO, 1993, apud GIORDANO, 1999).

A potência elétrica aplicada também está relacionada diretamente com a densidade de corrente aplicada ($P = U.I$).

Logo, este parâmetro influencia os dois principais fatores relacionados a custo de operação do processo, ou seja, tempo de vida útil dos eletrodos reativos utilizados e consumo de energia.

3.2.5.4 Distância entre os eletrodos

Conforme detalhado acima, a resistência elétrica da solução é proporcional a distância entre as placas. Logo, com menores distâncias obtêm-se menores valores de tensão para uma mesma densidade de corrente, e menores perdas. “Se a distância entre os eletrodos for muito grande, ocorrerá a perda de energia por dissipação, ocorrendo um aumento da diferença de potencial” (GIORDANO, 1999).

Logo, este parâmetro influencia o consumo de energia e consequentemente os custos de operação. Entretanto, placas, muito próximas, também dificultam o fluxo do efluente e a flotação das impurezas.

3.2.5.5 Tensão aplicada

A tensão aplicada é dependente da densidade de corrente, da condutividade do efluente, do espaçamento entre os eletrodos e do estado de superfície destes (CHEN et al., 2000 apud FERREIRA, 2006).

Wiendl (1998) descreve os resultados obtidos em pesquisa realizada na Universidade Estadual da Paraíba sobre a correlação entre quatro dos fatores que influenciam o processo, ou seja: tensão entre eletrodos; densidade de corrente elétrica, nas faces dos eletrodos; afastamento entre eletrodos contíguos e paralelos; e condutividade elétrica do eletrólito (sais dissolvidos, por exemplo). Em relação à tensão, o estudo demonstrou as seguintes conclusões:

a) A tensão varia linearmente com a intensidade (ou densidade) da corrente (A ou A/m^2), conforme o teor de sal (ppm) e o afastamento entre eletrodos (mm).

Ou seja, para um mesmo afastamento entre os eletrodos, a condutividade, nesta pesquisa associada ao teor de sal, influencia o coeficiente angular da reta representativa do comportamento (*U x I*), o qual diminui com o aumento desta, o que acarreta menores valores de tensão para condutividades maiores.

De forma similar, para uma mesma condutividade a distância entre eletrodos influencia o coeficiente angular da reta representativa do comportamento (*U x I*), o

qual aumenta com a diminuição da distância entre os eletrodos, o que acarreta menores valores de tensão para distâncias menores entre os eletrodos. Por analogia com a lei de *Ohm,* na eletrólise, a resistência é função da distância entre os eletrodos e da condutividade do eletrólito.

b) A tensão (V) não varia linearmente com o afastamento entre eletrodos (mm), conforme a intensidade (A) ou densidade de corrente (A/m^2) e o teor de sal (ppm).

c) A tensão (V) não varia linearmente com o teor de sal (ppm), conforme o afastamento entre eletrodos (mm) e a intensidade (A) ou densidade de corrente de corrente (A/m^2).

A tensão influencia o desempenho do processo e Casqueira et al. (2006) sugerem que somente a partir de determinado valores de tensão haveria uma quantidade suficiente de gases disponíveis para o arraste eficiente dos contaminantes. Segundo Ferreira (2006) a tensão é de grande importância no processo, pois, relaciona-se às condições mínimas para as ocorrerem as reações:

> A tensão é um fator que influencia fortemente o desempenho da eletrofloculação, pois existe uma condição mínima de energia, encontrada geralmente de maneira empírica, para que as partículas em suspensão se desestabilizem completamente (FERREIRA, 2006).

Foi observado que há um valor limite para as diferenças de potencial, para que não haja desperdício de potência. “Diversos experimentos foram realizados para a obtenção da correlação entre a condutividade elétrica das soluções (SAVER; DAVIS, 1994), as distâncias entre as placas de eletrodos e a diferença de potencial (PESSOA, 1996)” (GIORDANO, 1999). Segundo Ferreira (2006) uma das fórmulas encontradas na literatura (PRETRORIUS et al., 1991 apud HEMKEMEIER, 2001; LARUE et al., 2003) para se calcular o valor necessário de tensão aplicada para que uma determinada corrente elétrica passe pela solução é dada pela **Equação 3.8**:

$$U = \frac{J.d}{k} \qquad \textbf{(3.8)}$$

Onde:

U = tensão elétrica, em V;

J = densidade de corrente, A/m^2;

d = distância entre os eletrodos, em m; e

k = condutividade do eletrólito, em S/m.

3.2.5.6 Tempo de retenção

O tempo de aplicação do processo afeta o desgaste dos anodos, de acordo com a Primeira Lei de Faraday (**Equação 3.1**), e consequentemente a quantidade de coagulante gerado, interferindo nos mecanismos de eletrocoagulação e eletrofloculação. O tempo também está associado à potência aplicada e consequentemente com o consumo de energia.

Logo, o aumento do tempo interfere na eficiência de redução de matéria orgânica do efluente e no aumento do custo do sistema, seja pela diminuição do tempo de vida útil das placas ou pelo aumento de consumo de energia do processo.

3.2.5.7 Densidade de carga

A densidade de carga foi considerada por Kumar et al. (2004) apud Ferreira (2006), um parâmetro apropriado para se comparar diferentes resultados experimentais, podendo ser utilizada como parâmetro de projeto na eletrofloculação. É determinada conforme a **Equação 3.9**:

$$C_F = \frac{I.t}{F.V} \qquad \textbf{(3.9)}$$

Sendo:

C_F = densidade de carga, F/m^3;

I = corrente aplicada, A;

t = tempo de aplicação da corrente, s;

F = constante de *Faraday*, 96500 C/mol;

V = volume do efluente tratado.

3.2.5.8 Potência consumida (Densidade de Potência)

Um parâmetro, apropriado para se comparar diferentes resultados experimentais no processo eletrolítico e nos respectivos projetos, é a potência consumida por quantidade de efluente tratado, que foi designada como densidade de potência e é calculada pela **Equação 3.10** (GIORDANO, 2003):

$$P` = \frac{UIt}{V} \qquad \textbf{(3.10)}$$

Sendo:

P` = densidade de potência em Wh/L;

U = tensão elétrica, em V;

I = corrente aplicada, em A;

t = tempo de aplicação da corrente, em h;

V = volume do efluente tratado em L.

3.2.5.9 Material do eletrodo

Vários tipos de materiais têm sido utilizados nas pesquisas com o processo eletrolítico[9], entretanto nos processos que utilizam eletrodos reativos, os materiais usuais são os de *Fe* e de *Al*. Crespilho e Resende (2004) justificam o fato pelos mesmos serem: baratos, eficazes e prontamente disponíveis. Uma desvantagem do uso do Alumínio refere-se a sua toxidez, conforme relatado na literatura: "Alguns pesquisadores ressaltam a vantagem do uso de Fe^{3+} como agente coagulante no tratamento de água diante dos íons Al^{3+} por não apresentar efeitos tóxicos" (CRESPILHO; RESENDE, 2004).

> Embora o ferro apresentasse efluente de cor verde na calha e ainda levemente esverdeada ou amarelada na saída do decantador, esse material foi considerado mais vantajoso não só por razões econômicas, como também porque sua presença no efluente não tem significativa importância sanitária (de toxidez, por exemplo) (WIENDL, 1998).

[9] Outros materiais citados na literatura, como Grafite, Titânio, Aço inox e $Ti/Ru_{0,3}Ti_{0,7}$ (SINOTI, 2004), são empregados nos reatores inertes, cujo princípio do processo é distinto do processo com eletrodos reativos e não foi objeto deste estudo.

3.2.5.10 Arranjo dos eletrodos

Várias configurações de arranjo dos eletrodos são relatadas na literatura. A primeira grande classificação: monopolar ou bipolar, refere-se a forma como os eletrodos ficam com as suas faces carregadas, ou seja, na modalidade monopolar cada eletrodo assume a mesma carga em ambas as faces e nos bipolares, um mesmo eletrodo assume em cada face o carregamento contrário ao do eletrodo paralelo. A outra classificação refere-se ao modo como os eletrodos estão conectados eletricamente: em série ou em paralelo.

O **Quadro 3.4** a seguir ilustra a classificação descrita acima.

Arranjo		**Conexão dos eletrodos**		**Observação**
		Analogia elétrica	**Forma de conexão**	
Monopolar	Cada eletrodo fica carregado com cargas do mesmo tipo em ambas as faces.	Série	Apenas os eletrodos dos extremos conectam-se a fonte de energia elétrica e os internos são interligados eletricamente aos pares.	Demanda uma maior tensão para que a mesma corrente seja mantida ao longo dos diversos eletrodos.
		Paralelo	Os eletrodos de mesma carga são conectados e a corrente elétrica é dividida entre as placas.	Tipo de arranjo utilizado nos ensaios experimentais em bancada de laboratório.
Bipolar	O mesmo eletrodo assume em cada face o carregamento contrário ao do eletrodo paralelo.	Série	Apenas os eletrodos dos extremos conectam-se a fonte de energia elétrica e são denominados monopolares e os internos funcionam como bipolares.	Considerado de mais fácil construção e manutenção. Entretanto demanda maiores tensões.

Quadro 3.4 – Arranjo dos eletrodos nos processos eletrolíticos (Adaptado de FERREIRA, 2006)

3.2.6 Consumo de energia

Os custos associados ao consumo energético para o tratamento eletrolítico são em grande parte dependentes de fatores como: a qualidade do efluente, o grau

de tratamento requerido e a eficiência da célula utilizada (DELLA MONICA; AGOSTINIANO; CEGLIE, 1980). Wiendl (1998) também o associa ao tempo de retenção no reator.

> Os índices energéticos de consumo e de potência instalada no sistema elétrico relacionam-se não só com as condições de densidade de corrente (tensão e intensidade da corrente), condutividade do esgoto bruto (teores de sais, etc), espaçamento entre eletrodos, como também a vazão do esgoto afluente (tempo de retenção no reator) (WIENDL, 1998, p. 115)

O consumo de energia na eletrólise pode ser calculado em função da potência necessária para produzir 1 kg de produto (MOORE, 1990, apud MACHADO e WIMMER, 2005), designado consumo específico de energia (C_{ee}) conforme a **Equação 3.11** a seguir:

$$Cee = \frac{UxIxt}{m} \qquad \textbf{(3.11)}$$

Onde:

C_{ee} = consumo específico de energia, em kW.h/kg;

U = tensão elétrica aplicada no sistema, em V;

I= corrente elétrica aplicada em A;

t = tempo de aplicação da corrente, em h;

m = massa da substância formada, em kg.

Entretanto, no caso de tratamento de efluentes, o consumo de energia por volume de efluente tratado é mais indicado.

Assim o consumo de energia em um reator eletrolítico em batelada pode ser expresso de acordo com a **Equação 3.12**:

$$C_{energia} = \frac{P.t}{V} = \frac{U.I.t}{V} \qquad \textbf{(3.12)}$$

Onde:

$C_{energia}$ = consumo de energia, em W.h/m^3;

P = potência aplicada ao sistema em W;

U = tensão elétrica aplicada no sistema, em V;

I= corrente elétrica aplicada em A;

t = tempo de aplicação da corrente, em h;

V = volume de afluente tratado, em m^3.

Logo, o consumo de energia relaciona-se com a potência aplicada e o tempo de retenção do afluente.

Por sua vez, para uma mesma densidade de corrente aplicada, a potência obtida será função da tensão. E a tensão obtida é função do espaçamento entre os eletrodos e da condutividade do afluente, sendo a mesma proporcional à distância entre os eletrodos e inversamente proporcional a condutividade do afluente. O aumento da condutividade do afluente, como a mistura com soluções salinas, ou a utilização de menores espaçamentos entre os eletrodos contribuem para redução do consumo de energia.

Segundo Wiendl (1998), o consumo de energia no processo eletrolítico é cerca de 60% ou 85% menor que nos biológicos por lodos ativados ou por aeração prolongada. Em projetos realizados para uma população equivalente de 1500 pessoas foram estimados valores de consumo de energia para eletrocoagulação de cerca de 10% (0,3-0,4 kW/hab) dos valores obtidos para lodos ativados (3-4 KW/hab) por aeração prolongada (GIORDANO, 1999).

No caso da EACF, a climatização do ambiente assume uma parcela considerável do consumo energético. Logo, o funcionamento do processo eletrolítico em faixa de temperatura mais baixa, não operacional para os processos biológicos, contribui para uma grande economia de energia, relacionada à climatização do efluente e do ambiente.

3.2.7 Tipos de reatores utilizados no processo de eletrocoagulação

Segundo HOLT et al. (2005), os reatores podem ser classificados segundo a combinação de três critérios básicos, ou seja:

- Tipo de operação: em batelada ou contínuo;
- O papel desempenhado pelas bolhas geradas eletroliticamente; e
- A forma de separação dos poluentes agregados.

A **Figura 3.3** sintetiza por meio de um diagrama hierárquico esta classificação:

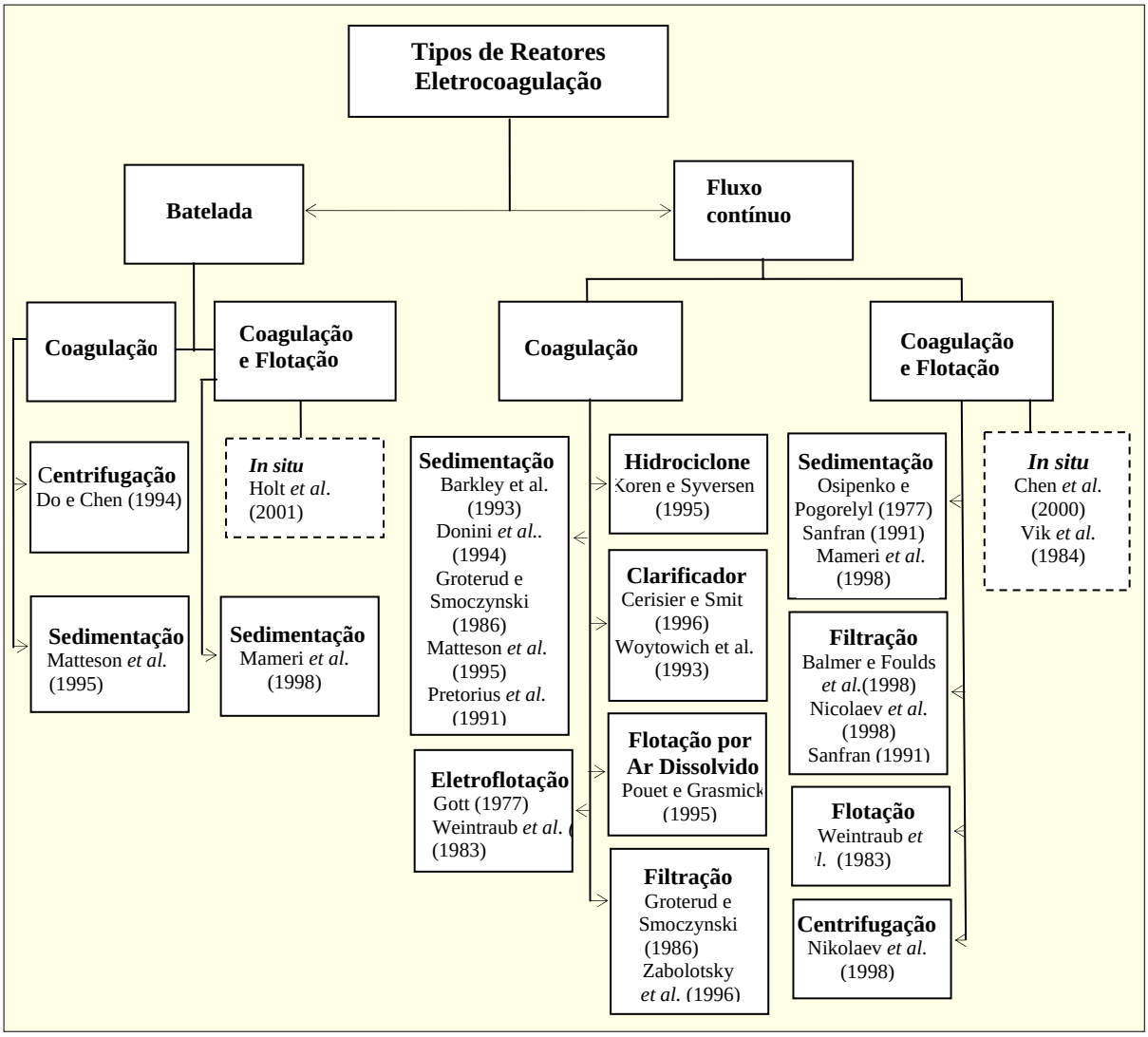


Figura 3.3 - Classificação dos reatores de eletrocoagulação, segundo HOLT (HOLT et al., 2005, tradução nossa)

3.3 Pesquisas e aplicabilidade

As pesquisas recentes buscam em sua maioria, identificar a aplicabilidade do processo eletrolítico no tratamento de tipos específicos de efluentes, no caso em que os processos tradicionais de tratamento como os biológicos ou por precipitação química apresentam restrições, bem como verificar quais os respectivos parâmetros ótimos de operação (YANG, 2006; BAYRAMOGLU et al., 2006; GE et al., 2004; CHEN, 2004).

Algumas pesquisas realizam avaliações comparativas da eletrocoagulação/eletroflotação com métodos tradicionais de coagulação e floculação (MACHADO et al., 2005), com o objetivo de otimização de métodos separadores de fases. Outras, mais conceituais, têm por objetivo uma melhor

compreensão da interação entre os diversos fenômenos envolvidos, considerando a complexidade destas interações e domínio sobre a técnica (MOLLAH et al., 2001; HOLT et al., 2005). A **Figura 3.4** apresenta sucintamente essas interações.

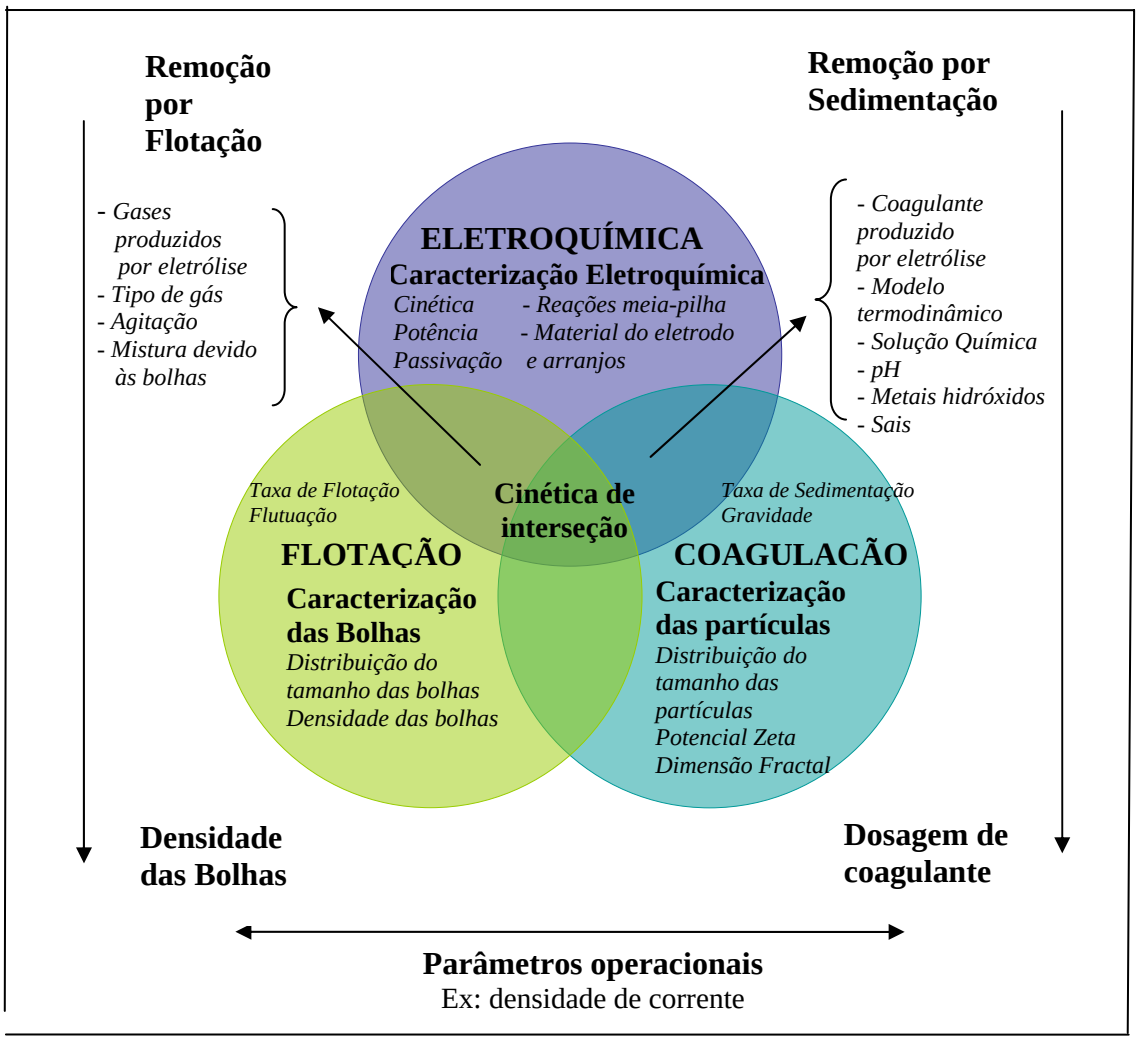


Figura 3.4 – Diagrama representativo dos fenômenos envolvidos nos processos eletroquímicos (HOLT et al., 2005, tradução nossa)

A eletrocoagulação é reconhecida por apresentar uma rápida taxa de remoção de poluentes, tamanho compacto dos equipamentos, simplicidade na operação e baixos custos de implantação e de operação (CHEN et al., 2005).

A importância do tratamento eletrolítico como uma alternativa que pode auxiliar a suprir a demanda crescente por soluções descentralizadas (para regiões ou aplicações específicas) no tratamento de efluentes é ressaltada por Holt et al. (2005). Justifica que mesmo em países desenvolvidos, o uso de plantas centralizadas de tratamento de efluentes em larga escala não representa uma

solução completa, e assim esta alternativa desempenha um papel significativo na estratégia global de tratamento de efluentes.

No Brasil diversas pesquisas têm sido realizadas, principalmente na última década, com aplicações para o tratamento de esgotos domésticos e outros tipos de efluentes industriais, além de tratamento da água, conforme descrito a seguir:

3.3.1 No tratamento de esgotos domésticos

"As primeiras tentativas de utilização da eletricidade na depuração de esgotos sanitários urbanos remontam ao fim do século passado (século XIX)" (WIENDL, 1998). Giordano e Barbosa Filho (2000) avaliaram o processo eletrolítico aplicado ao saneamento ambiental de balneários, tendo o estudo de tratabilidade realizado em escala de laboratório, indicado o processo como uma alternativa viável para o tratamento de esgotos nesses locais. Foram obtidas eficiências de redução de DBO acima de 85%, da DQO acima de 90% e do fósforo sempre superiores a 85%. Foi também enfatizada, a vantagem desta solução, por permitir a sua instalação em áreas próximas à geração de esgotos, devido a pouca área requerida, o que reduz os custos de implantação do sistema de esgotamento sanitário como um todo, em função da redução dos custos de implantação de rede coletoras de esgotos. Dentre as características peculiares dos balneários destaca-se a sazonalidade das atividades turísticas e como conseqüência a considerável flutuação populacional. Esta característica é similar à encontrada na EACF, a qual apresenta grande aumento populacional durante o período de verão, quando se intensificam as atividades de pesquisa e de manutenção na Estação.

> A flutuação de população dificulta, ou mesmo, inviabiliza, a utilização de métodos convencionais de tratamento (biológicos) que requerem uma relativa equalização das vazões afluentes às estações de tratamento. O processo eletrolítico com uma estrutura modular permite a flexibilidade operacional que vai ao encontro destas características de sazonalidade dos balneários (GIORDANO; BARBOSA FILHO, 2000).

Sinoti (2004) estudou a aplicação do processo eletrolítico no tratamento de esgotos sanitários acoplado com outros processos, com o objetivo de melhorar a qualidade dos efluentes tratados. Quanto ao processo eletrolítico usado, utilizou a combinação de dois processos distintos, ou seja: em primeira etapa utilizou, por 60 minutos, reatores reativos utilizando eletrodos de ferro ou de alumínio, seguido de

uma segunda etapa, na qual utilizou por 20 minutos, eletrodos inertes de grafite. Para tal avaliou o processo eletrolítico com efluentes oriundos de outros processos de tratamento, tais como: decantador primário, decantador secundário de processo de lodos ativados, do tratamento físico-químico terciário e efluentes tratados de forma biológica anaeróbia (reator UASB). Concluiu que o tratamento eletrolítico pode levar à altas eficiências de remoção de ortofosfato (> 90%) e coliformes totais (100% em vários casos), mesmo com baixas correntes aplicadas para os quatro efluentes tratados. Observou que o tratamento eletrolítico apresentou maior eficiência para os efluentes primários e de reator UASB, com maior carga poluente, em relação aos efluentes secundários e terciários. Foram obtidos melhores resultados com os eletrodos de alumínio do que com os de ferro para todas as características de qualidade da água estudadas, com exceção de coliformes totais, tendo sido os principais mecanismos de remoção dos poluentes a eletrocoagulação e a eletrofloculação, com remoção dos sólidos por eletroflotação.

Em 2005, foi realizada por um grupo da MB (técnicos do AMRJ e da DOCM) uma visita a ETE de Glicério, localizada no município de Macaé (RJ) e administrada pela EMHUSA (Empresa Pública Municipal de Habitação, Urbanização, Saneamento e Águas de Macaé), que utiliza o processo eletrolítico (**Figura 3.5**). A **Figura 3.6** ilustra uma calha eletrolítica vazia, em outro local.

Figura 3.5 – Calha eletrolítica da ETE de Glicério, Macaé – RJ (DOCM, 2005)

Figura 3.6 – Calha eletrolítica vazia (GIORDANO, 1999)

Na época da visita, a estação de Glicério atendia a uma comunidade de aproximadamente 1.000 pessoas e, encontrava-se em operação há dez anos. Foi observado que não existiam odores desagradáveis e que seu funcionamento era automatizado, requerendo poucas intervenções dos operadores. Os resíduos sólidos são retirados a cada duas semanas de operação e equivalem a 0,04 m³, não apresentam odor e servem como adubo orgânico[10]. As análises do efluente tratado, são efetuadas pela FEEMA e os resultados considerados dentro dos parâmetros exigidos pelo referido órgão (DOCM; AMRJ, 2005). Observado nos painéis do voltímetro e do amperímetro do retificador que a tensão de operação situa-se na faixa de 5 V e a intensidade de corrente na faixa de 500 A.

Algumas pousadas no município de Búzios no Rio de Janeiro, área sujeita a grande variação populacional decorrente de atividades turísticas, utilizam o processo eletrolítico para tratamento de seus efluentes (classificados como esgotos domésticos), funcionando satisfatoriamente. Uma dessas estações foi dimensionada para operar com população contribuinte de até 186 pessoas durante alta temporada (TECMA, 2000) e, o seu projeto caracteriza-se pelo dimensionamento modular, pouco espaço requerido e simplicidade operacional, coerente com os requisitos do cliente.

3.3.2 Em outras aplicações

A versatilidade deste processo pode ser percebida pela grande variedade de pesquisas realizadas para tratamento de diferentes tipos de efluentes além de diferentes objetivos, como remoção de vírus, remoção de cor, além de redução de DQO e Sólidos em Suspensão.

3.3.2.1 No descolorimento de efluente têxtil e da indústria de papel e celulose

Segundo Machado et al. (2005), estudo comparativo foi realizado entre dois coagulantes (sulfato de alumínio e Tanfloc, ambos combinados com polieletrólito catiônico) e a eletroflotação com eletrodos de ferro, para o descolorimento de efluente têxtil de indústria na Região do Vale do Rio Pardo, RS. A eletroflotação foi o

[10] A utilização do lodo não foi objeto de análise no referido relatório, portanto, não incluindo dados ou referências aos estudos que demonstraram tal viabilidade.

método de melhor desempenho, reduzindo 93% da cor aparente e gerando 15 mL de Lodo L^{-1}, com deságue de 60% em sistema de filtração a vácuo, contra 57% da coagulação/floculação com sulfato de alumínio e polieletrólito catiônico. Neste estudo, devido as exigências ambientais para correta disposição de lodo para resíduos de classes 1 e 2, além da eficiência de remoção da cor aparente foram avaliadas outras características do processo de coagulação, tais como: o volume do lodo gerado, a cinética de decantação do lodo (adensamento do lodo) e o percentual de deságüe do lodo decantado.

Os parâmetros referentes aos resíduos gerados, também assumem grande importância na solução em estudo para a EACF, considerando-se as restrições impostas pelo Tratado Antártico para os resíduos gerados na região, os quais não podendo lá permanecer ou são incinerados ou transportados para o continente.

O uso de um sistema de eletroflotação para remoção de cor em efluentes de indústrias de papel e celulose também já foi objeto de avaliação (BUZZINI, 1995 apud FERREIRA, 2006).

3.3.2.2 Na remoção de filmes oleosos e óleo emulsionado

Dentre os efluentes oleosos, o tratamento de efluentes de refinarias também pode ser obtido pelo processo eletrolítico, notadamente pelos processos de eletrocoagulação e eletroflotação associados (KALINIICHUK, et al*.,* 1976 apud GIORDANO, 1999). Mannarino (1997), também realizou estudos sobre a aplicação do processo de eletrocoagulação em efluente petroquímico. Yang (2006) estudou o uso da eletrocoagulação e eletroflotação no tratamento de efluentes oleosos, tendo obtido redução significativa do tempo de tratamento e índices de turbidez abaixo do limite de detecção (14 FAU) do instrumento de medição utilizado.

3.4 Considerações sobre o processo eletrolítico: vantagens e limitações

Devido às condições peculiares da região Antártica, existe a necessidade de determinados requisitos para a solução a ser adotada para tratamento dos efluentes, que nos remete ao estudo do Processo Eletrolítico, como alternativa a ser implantada, principalmente pelos fatores relacionados a seguir:

- Ocupa área relativamente pequena se comparada com as áreas requeridas pelos tratamentos biológicos convencionais. Logo, é de interesse a verificação da possibilidade da sua instalação em “container” climatizado, o que facilita o acesso e conseqüentemente a manutenção do sistema e o monitoramento do efluente tratado;

- Pode ser construído modularmente;

- Admite variações de vazão, pois opera de forma contínua ou intermitente (WIENDL, 1998); e

- Alta eficiência em relação à remoção de coliformes e a alta qualidade organoléptica (baixa turbidez, reduzida cor e ausência de odor) são características dos esgotos tratados pelo processo de tratamento eletrolíico (WIENDL, 1998).

De acordo com pesquisas recentes, utilizando-se o processo eletrolítico é possível a remoção de compostos solúveis e materiais em suspensão, inclusive os colóides (GIORDANO, 2003).

Entretanto sabe-se que alguns fatores influenciam diretamente a eficiência do processo e devem ser cuidadosamente avaliados, tais como:

- A condutividade, cujo aumento beneficia o processo eletrolítico. A condutividade mínima do esgoto é um requisito no funcionamento do processo eletrolítico que muitas vezes torna necessária a adição de água do mar para que o nível mínimo seja alcançado. Entretanto na EACF, esta operação torna-se inviável a maior parte do tempo, devido às condições climáticas extremamente desfavoráveis que inviabilizam a captação de água do mar durante o inverno;

- O consumo dos eletrodos que implica em operação de troca, além de custo;

- A maior produção de lodo se comparado aos processos biológicos; e

- A temperatura, pois a eficiência do processo aumenta com a temperatura (WIENDL,1998).

3.5 Estudo Comparativo entre a solução com o Processo Eletrolítico e solução convencional

Giordano (1999) realizou uma avaliação comparativa entre o processo eletrolítico e soluções convencionais aplicadas a esgotos sanitários, utilizando dados reais de projeto de locais com populações equivalentes (1500 hab). Foram considerados parâmetros tais como: área necessária, demanda energética e eficiência, conforme **Tabela 3.2** a seguir:

Tabela 3.2 – Eficiência dos processos e custos comparativos por níveis de tratamento

Sistema de Tratamento	Eficiência na Remoção (%)				Requisitos			Quantidade lodo gerado (kg/hab.ano)
	Matéria Orgânica	Nitrogênio	Fósforo	Coliformes	Área (m^2/hab.)	Potência (KW/hab.dia)	Custo (R$/hab)	
TRATAMENTO PRIMÁRIO								
Decantação e digestão de lodo	25-40	5	10	40-60	1	0,5-1	120	10
Coagulação química e decantação	<75	30-50	90-95	95-99	0,5-1	0,5-1	100	-
TRATAMENTO SECUNDÁRIO								
Biocontactores	80-95	70-80	<75	<75	0,15	3	200	2
Lodos Ativados aeração prolongada	90-95	70-80	70	85-95	0,3	3-4,5	180	4
Eletrocoagulação	85-90	<30	75-95	98-99	0,16	0,2-0,4	120	25-45
TRATAMENTO TERCIÁRIO								
Membranas (ultrafiltração)	10	10	30	100	0.05	8	120	0
Radiação Ultravioleta	0	0	0	90	0,01	0,1	10	0

Dados obtidos no acervo técnico da TECMA – Tecnologia em Meio Ambiente Ltda, no ano de 1999, referentes a sistemas de tratamento dimensionados para população equivalente a 1500 habitantes.
Os custos estão corrigidos para setembro de 1999.
Para os processos de tratamento que produzem lodo, foi considerada a secagem natural com leitos de secagem.
FONTE: Adaptado de Giordano (1999)

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Inicialmente foram planejados ensaios na água de abastecimento da EACF e levantamento de campo na EACF para identificação do consumo de água e de dados relativos à temperatura e pH dos efluentes. O consumo de água foi o parâmetro escolhido para estimar-se a vazão de efluentes gerados.

Posteriormente, procedeu-se aos ensaios experimentais em bancada de laboratório utilizando o processo eletrolítico para o tratamento de efluentes similares aos da EACF (esgoto doméstico), coletado no Rio de Janeiro (RJ), na faixa de temperatura de 7ºC, 12ºC, 17ºC e 21ºC +- 1ºC.

4.1. Levantamento de campo realizado na EACF

4.1.1. Planejamento das coletas de amostras de água na EACF

Devido aos motivos já expostos no Capítulo 1, os ensaios em amostras da água de abastecimento utilizada na EACF, visaram a obtenção de dados relativos à condutividade, sais e dureza da água para estimar a condutividade do esgoto.

Inicialmente foi realizada uma coleta de água no ponto de entrada da caixa d`água (no momento era oriunda do Lago Norte). Posteriormente, considerando que o Lago Sul também é utilizado no abastecimento de água doce, foram planejadas novas coletas visando obter-se uma melhor amostragem da água utilizada. Foram então realizadas coletas de água nos pontos de captação de água, no Lago Norte e no Lago Sul, e também na torneira da cozinha, para obter amostra após etapas de armazenamento, filtração e distribuição. As amostras foram coletadas no final do verão e no inverno conforme detalhado no **Quadro 4.1**. Durante o inverno não há transporte de carga, tendo as amostras sido enviadas para análise no RJ, de acordo com as datas dos vôos de apoio das Operações Antárticas.

Data de Coleta	Data de entrada no laboratório	Pontos de Coleta
17/mar/2006	28/mar/2006	P1 – Lago Norte
28/jun/2006	04/out/2006	P1- Lago Sul; P2 – Lago Norte; e P3 - Cozinha
31/jul/2006	04/out/2006	P1- Lago Sul; P2 – Lago Norte; e P3 - Cozinha
31/ago/2006	04/out/2006	P1- Lago Sul; P2 – Lago Norte; e P3 - Cozinha

Quadro 4.1 – Coletas de água realizadas na EACF (EACF, 2006b; TECMA, 2006)

As **Figuras 4.1** e **4.2** mostram os Lagos Norte e Sul, locais das coletas d`água:

Figura 4.1 e 4.2 - Lagos Norte e Sul, usados no abastecimento da EACF

4.1.2. – Materiais utilizados no levantamento de campo realizado na EACF

- Três frascos de polietileno de 1 L e um de 250 mL;
- Termômetro existente na EACF (utilizado durante a coleta de água);
- Fita medidora de pH, fabricante Merck 0-14 e 5-10;
- Termômetro digital tipo espeto, marca "Incoterm" modelo 9791, faixa de temperatura (-50 +300 ºC), com precisão: ± 1ºC de -30 a 250ºC, display LCD e a prova d`água.;
- Caixas isotérmicas contendo gelo reaproveitável para transporte das amostras;
- Hidrômetro principal e secundário, instalados na EACF.

4.1.3. Procedimentos

4.1.3.1. Coleta e ensaios na água de abastecimento

As coletas das amostras de água na EACF foram realizadas por integrantes do Grupo Base e da equipe de manutenção do AMRJ, seguindo instruções com os cuidados necessários, durante os procedimentos de coleta e transporte, para a realização de análises físico-químicas (IAL, 2006; VAITSMAN, 2005). Foram utilizados os frascos de 1 L para a coleta das amostras de água e, para leitura do pH e da temperatura, o de 250 mL.

Após a coleta, as amostras eram conservadas a 4ºC (VAITSMAN, 2005), até a data de envio para o laboratório no Rio de Janeiro. Para o transporte, as amostras foram congeladas e mantidas, até a entrada no laboratório, em caixa térmica com gelo reaproveitável. Eventualmente, quando em trânsito em alguma instalação terrestre, as mesmas eram mantidas em geladeira. A opção pelo congelamento foi decorrente do tempo de transporte, o qual pode variar, mesmo de avião, de três a sete dias dependendo das condições climáticas locais e da logística de transporte, o que excede o tempo recomendado (SM 1060).

Foram realizados ensaios nessas amostras, conforme detalhado no **Quadro 4.2,** no laboratório TECMA – Tecnologia em Meio Ambiente, utilizando como referência as metodologias estabelecidas nas normas do "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21 st edition" (APHA, AWWA, WEF, 2005).

Parâmetros	Unidade	Norma [(1)]
Alcalinidade de Carbonato	mg/L de Ca CO_3	SM 2330 (B)
Alcalinidade de Bicarbonato	mg/L de $CaCO_3$	SM 2330 (B)
Cálcio	mg/L de Ca^+	SM 3010/3020/3030
Cloretos	mg/L Cl^-	SM 4500 Cl (B)
Condutividade a 25ºC	µS/cm	SM 2510 (B)
Magnésio	mg/L Mg^+	SM 3010/3020/3030
pH		SM 4500 H+ (B)
Potássio	mg/L K^+,	SM 3010/3020/3030
Sódio	mg/L Na^+	SM 3010/3020/3030
Sulfato	mg/L $SO_4^=$	SM 4500 $SO_4^=$ (B)
NOTA: [(1)] SM – *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21 st edition*		

Quadro 4.2 - Parâmetros analisados nas amostras de água de abastecimento coletadas na EACF e normas de referência utilizadas (TECMA, 2006)

4.1.3.2. Consumo de água

O primeiro hidrômetro, denominado hidrômetro principal, havia sido instalado no início de 2006, não havendo registros históricos de consumo de água.

. Para o cálculo do consumo médio de água da EACF foram realizadas leituras semanais e posteriormente diárias, além do registro do quantitativo de habitantes nos referidos períodos, de forma a se estimar o consumo médio *per capita* de água.

Inicialmente, a existência de recirculação na rede de abastecimento de água, devido ao sistema de aquecimento utilizado, tornava a leitura realizada, apenas no hidrômetro principal, uma medição indireta. "O hidrômetro instalado é altamente impreciso, uma vez que existe um dispositivo de recirculação de água para evitar o

congelamento das tubulações. Assim, embora haja fluxo pelo hidrômetro, essa água retorna para a caixa” (EACF, 2006a). Uma alternativa seria a estimativa de consumo por variação do nível do reservatório, o que implicaria na necessidade do desligamento temporário das bombas de captação de água, tendo esta opção sido desconsiderada. Houve então a necessidade de se realizar algumas considerações quanto à primeira série de dados obtida. Foi observado que, durante o início do primeiro período de leitura, o sistema de recirculação encontrava-se desligado, em função das condições climáticas mais amenas, podendo-se considerar os valores lidos como os consumidos. Após o sistema ter sido religado, por comparação e considerando que não houve variação na ocupação da EACF, foi possível estimar que a recirculação acrescia à leitura do hidrômetro cerca de 50% do valor real.

Durante o verão 2006-2007, foi instalado um novo hidrômetro, denominado secundário, com o objetivo de obter leituras mais precisas. Foram então realizadas novas medições, inclusive diárias, no período de 24/fev. a 7/mar./2007. Observado que alguns procedimentos tais como limpeza do pátio e exercícios de combate a incêndio, habitualmente realizados aos sábados, não geram efluentes para o sistema de tratamento existente. As leituras diárias permitiram uma estimativa da média de efluentes gerados por dia, desconsiderando o consumo de água dessas tarefas.

Posteriormente, houve a instalação de diversos hidrômetros, mas os dados disponíveis, relativos ao período de 16/jun. a 07/set./2007, não foram considerados nesta estimativa, pois poderia induzir à erros. O congelamento dos lagos no inverno de 2007 (subitem 1.2.4 p. 47), acarretou implantação de programa de racionamento, com alterações no padrão de consumo de água da EACF.

4.1.3.3 Temperatura e pH dos efluentes da EACF

O objetivo era verificar a temperatura dos efluentes na rede de coleta e também obter dados de pH. Foi constatado que existiam dificuldades para realização de medições em campo (EACF, 2006a).

> A rede possui um revestimento térmico e as caixas de passagem existentes (cozinha e lavanderia) possuem cintas térmicas para o seu aquecimento.
> [...] medições nas caixas de passagem são complicadas, pois elas exigem desmontagem e desativação das cintas/resistências elétricas, o que iria variar a temperatura real da água (EACF, 2006a).

Entretanto, algumas medições foram efetuadas com o termômetro tipo espeto e fitas para a medição de pH, no verão de 2007, em alguns pontos (**Figuras 4.3 a 4.6**): banheiro do AMRJ, na caixa acoplada e na saída da tubulação (externa ao container); entrada e saída da fossa; saída dos filtros e ponto de lançamento. A **Figura 4.6** mostra trecho da rede de lançamento dos esgotos, abaixo do heliponto, aberta para substituição de trecho danificado. Pode-se visualizar caixas plásticas utilizadas para armazenamento de resíduos até a sua retirada da região.

Figura 4.3 - Rede de águas servidas do banheiro masculino (AMRJ, fev. 2006)

Figura 4.4 – Tratamento de esgotos (Fossas/ Filtros) instalado em 1996 (AMRJ, jan. 2006)

Figura 4.5 – Rede de lançamento dos efluentes na Baía do Almirantado, aberta para substituição (AMRJ, fev. 2006)

Figura 4.6 – Reparo no ponto do lançamento dos efluentes (maré baixa) na Baía do Almirantado (AMRJ, fev. 2006)

4.2 Metodologia experimental utilizando o processo eletrolítico

O procedimento experimental consistiu de ensaios realizados em bancada de laboratório, em regime de batelada, com dois reatores eletrolíticos utilizando eletrodos reativos de aço carbono (ABNT 1020) e de alumínio e distância entre as

placas de 0,9 cm e 1,8 cm respectivamente, e efluente do tipo esgoto doméstico com variação de temperatura na faixa de 6º C a 22ºC. O objetivo era identificar as melhores condições (redução de carga orgânica x consumo de energia) para operação do processo eletrolítico para tratamento de esgoto doméstico na EACF, considerando a influência da temperatura no processo.

Parâmetros como a geometria da célula, distância entre as placas, tipo de agitação, materiais dos eletrodos, temperatura, condutividade, pH do meio, tempo de retenção na câmara eletrolítica, entre outros possuem influência no processo. Neste estudo, foram adotadas condições experimentais cujas variáveis foram: temperatura (7ºC, 12ºC, 17ºC e 22ºC ± 1ºC), distância entre as placas (0,9 cm e 1,8 cm), material dos eletrodos (*Al* e *Fe*), tensão aplicada (2,1 V a 12,1 V) e tempo de retenção na câmara (10 a 46 min.), sendo investigado principalmente o efeito da variação da temperatura na eficiência do processo e no consumo de energia.

Os experimentos com o processo eletrolítico utilizaram amostras de esgoto bruto coletadas em um condomínio residencial, no RJ, e foram realizados no Laboratório da Tecma -Tecnologia em Meio Ambiente LTDA, no decorrer de 2007.

Para avaliação da eficiência do processo eletrolítico no tratamento do esgoto doméstico, foram realizadas análises dos parâmetros DQO, sólidos em suspensão (SST), DBO_5, turbidez e volume de lodo gerado, utilizando como referência o "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21 st edition".

Inicialmente os testes foram realizados com o pH e condutividade do esgoto bruto coletado (séries 1 a 4 dos ensaios) com pH na faixa de 6,65 a 7,31 e condutividade da ordem de 500 µS/cm. Posteriormente, foi realizado um ajuste da condutividade (série 5), de forma a simular as condições de condutividade dos efluentes da EACF, estimados em 900 µS/cm. Para tal, foram usados como referência os dados de condutividade da água de abastecimento e dos esgotos do condomínio e da água na EACF.

.

4.2.1 Materiais e equipamentos utilizados

4.2.1.1 Na coleta das amostras de efluente doméstico e água no Rio de Janeiro

- Fita medidora de pH, modelo Merck 0-14;
- Termômetro de mercúrio (LAB 284);

- Dez vasilhames de plástico com capacidade de 5 L cada;
- Frasco de plástico para coleta de água com capacidade de 1L;
- Caixas térmicas com gelo e/ou "*bags*" para resfriamento e transporte das amostras até o laboratório;
- Balde de plástico e funil; e
- Equipamento de proteção individual como luvas e óculos.

4.2.1.2 – Materiais e equipamentos utilizados nos experimentos em laboratório

Inicialmente foi realizada a montagem dos reatores eletrolíticos utilizados, com o material e procedimentos relacionados a seguir:

- duas câmaras eletrolíticas de acrílico (0,005m de espessura) nas dimensões externas 0,23 x 0,12 x 0,23 m, e internas 0,22 x 0,11 x 0,22 m, com capacidade útil de até 4 L cada. Em cada uma, foi utilizado um fundo removível de acrílico, com dois pentes suporte com altura de 0,03 m, para permitir o uso do agitador magnético e aberto um orifício inferior (a 0,005 m do fundo) na parte frontal e colado um dreno na face externa, para instalação de mangueira de borracha para coleta de amostras. Em ambas as caixas de acrílico foram adicionadas cantoneiras acrílicas externas visando o reforço estrutural da peça e identificação visual, nas cores amerelo (Reator A) e branco (Reator B) respectivamente.
- treze placas de alumínio e treze placas de aço carbono do tipo 1020 com espessura de 0,002m, nas dimensões 0,10m por 0,20m (**Figura 4.7**), com rebites na parte superior nas dimensões de 0,03 por 0,03m com um furo para fixação dos parafusos de aço, responsáveis pela conexão elétrica, e três furos para passagem dos parafusos de nylon, para fixação do espaçamento.
- seis parafusos (três por célula) de nylon com diâmetro de ¼" e comprimento de 21 cm, para fixar e manter o espaçamento entre as placas;
- quatro parafusos (dois por célula) de aço inox com diâmetro de ¼" e comprimento de 25 cm;
- espaçadores de cobre para os parafusos de aço inox, e espaçadores de pvc para os parafusos de *nylon*, entre as placas, nas dimensões de 0,009m; e
- arruelas e porcas de aço inox para parafusos com diâmetro de ¼".

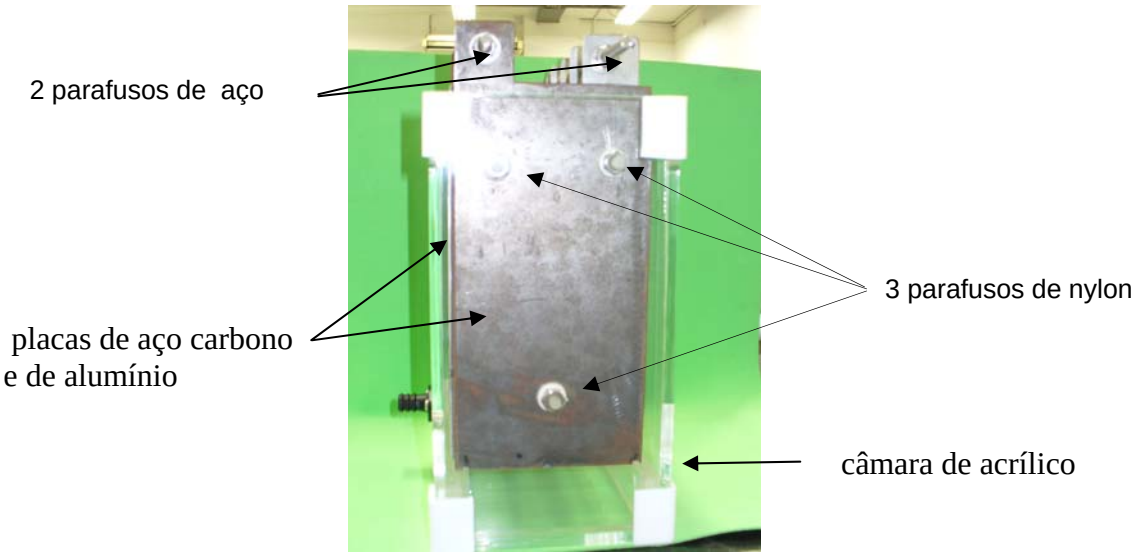


Figura 4.7 – Foto lateral do Reator B com vista dos parafusos

Os reatores eletrolíticos foram montados pelo AMRJ, com as caixas de acrílico, placas de *Al* e de *Fe* intercaladas, além de parafusos, arruelas, conectores, formando dois conjuntos distintos, com número de placas e espaçamento entre placas diferentes, conforme **Quadro 4.3**.

Reator eletrolítico	**Quantidade de placas (*Fe* / *Al*)**	**Distância entre as placas – d (m)**	**Área Molhada das placas [1] (m^2)**	**Identificação visual (cor cantoneiras de acrílico)**	**Observações (espaçadores)**
A (Fig. 4.10)	5/5	0.018	0,0150	Amarelo	PVC
B (Fig. 4.11)	8/8	0,009	0,0165	Branco	Arruelas e porcas de aço inox
NOTA: [1] Considerando o volume útil do reator igual a quatro litros.					

Quadro 4.3 – Reatores eletrolíticos A e B utilizados na parte experimental

Figura 4.8 – Reator eletrolítico A

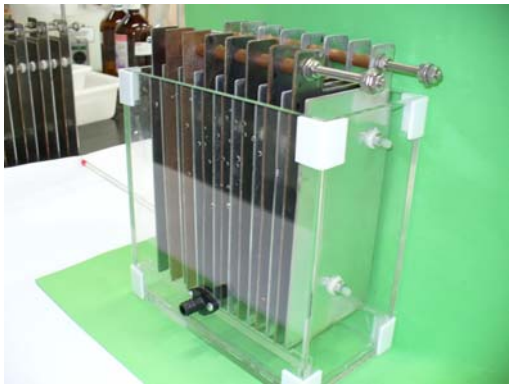


Figura 4.9 – Reator eletrolítico B

A confecção dos reatores eletrolíticos foi realizada mediante apoio conjunto da DOCM, que forneceu o material, e do AMRJ, responsável pela montagem dos reatores. A utilização de conectores de PVC e de cobre como espaçadores, foi fruto de uma melhoria construtiva implementada pelo AMRJ na concepção dos mesmos. As **Figuras 4.10.a**, **4.10.b, 4.11.a** e **4.11.b** ilustram os reatores A e B:

Figura 4.10.a – Reator eletrolítico A - vista lateral

Figura 4.10.b – Reator eletrolítico A – vista superior - distância entre placas de 1,8 cm

Figura 4.11.a – Reator eletrolítico B – vista frontal

Figura 4.11.b – Detalhes reator eletrolítico B – vista superior - distância entre placas de 0,9 cm

Além dos reatores eletrolíticos foram utilizados os seguintes equipamentos:

- uma fonte de corrente contínua, marca WG, modelo de laboratório, com controles de voltagem entre 0-15V e de corrente entre 0-15 A.
- um condutivímetro, marca DIGIMED, modelo DM 3 (LAB-065), com célula de condutividade 1408, modelo DMC-010M, k=1 cm
- um pHmetro, marca DIGIMED, modelo DM 2.(LAB-153)
- um multiparametrico YSI-63
- termômetro digital marca

- dois “*becker*” com capacidade de 3 L
- uma proveta de 1000 ml, marca Vidroquímica
- um suporte com três cones Imhoff, utilizados nos ensaios de volume de lodo
- um cronômetro marca Cronobio modelo 5W2018
- um agitador magnético, marca QUIMIS
- uma câmara fotográfica digital

Além dos equipamentos detalhados acima foram utilizados vidraria diversas para coleta das amostras para realização dos ensaios.

As **Figuras 4.12, 4.13 e 4.14** ilustram alguns dos equipamentos utilizados:

Figura 4.12 – Equipamentos utilizados durante os ensaios

Figura 4.13 - Fonte de corrente contínua

Figura 4.14 - Condutivímetro

4.2.2 Procedimentos

4.2.2.1 Coleta do efluente utilizado nos ensaios

Os testes foram realizados com amostras de esgotos sanitários similares aos gerados na EACF, coletados no Rio de Janeiro.

Devido à inviabilidade logística de coleta de amostras de efluentes da EACF e transporte até um laboratório habilitado, bem como a realização dos respectivos ensaios no local, as coletas foram realizadas em um condomínio localizado na Barra da Tijuca, no município do Rio de Janeiro, local relativamente próximo (30 min. de carro) ao laboratório aonde foram realizados os experimentos e as análises.

Para a escolha do local foram considerados os fatores: consumo de água, hábitos de higiene e alimentação similares ao da EACF, idade do esgoto e acesso ao local para a realização das coletas. O consumo de água por habitante no local é similar ao observado na EACF, ou seja, entre 300 a 400L/hab/dia. Outra característica importante atendida pelo local é a de que o esgoto a ser utilizado nos ensaios deveria ser de idade reduzida, considerando que os esgotos na EACF permanecem muito pouco tempo retidos na rede coletora.

As coletas de esgoto foram realizadas em horários diversos, sempre no mesmo ponto, na entrada da estação de tratamento de esgotos do referido condomínio (**Figura 4.15**), por meio de coleta simples. O efluente era coletado em um recipiente maior, e distribuído uniformemente pelos diversos vasilhames de cinco litros e esse processo repetido diversas vezes até o enchimento dos mesmos (**Figura 4.16**), de forma a evitar etapa de homogeneização no laboratório.

Figura 4.15 – Ponto de coleta das amostras de esgoto utilizadas nos ensaios.

Figuras 4.16 – Armazenamento do esgoto coletado nos vasilhames de 5 L

Era coletada também amostra de água (1L) na torneira do jardim para análise de condutividade e comparação com a do esgoto. Era verificado a temperatura ambiente, bem como a temperatura e pH do efluente e da água coletados.

Após a coleta, as amostras, armazenadas nos vasilhames eram imediatamente transportadas em caixas térmicas com gelo e/ou “bags” e armazenados no laboratório em geladeira a temperatura menor do que 6º C.

As **Tabelas 4.1** e **4.2** a seguir sintetizam os dados relativos às coletas realizadas de efluente doméstico e de água de abastecimento no RJ.

Tabela 4.1 – Coletas de água realizadas no Rio de Janeiro

Nº	Data	Horário hs	Volume (L)	Temp. Ambiente (ºC)	Temp.[1] (ºC)	pH local [2] lab. [3]	Condutividade (µS/cm)
1	23/mai	10:40 -10:45	1	23	...	...	121,3
2	29/mai	11:15 -11:20	1	25	...		120,4
3	13/jun	16:00 -16:10	1	26	23	7,23 [3] 6,0 [3]	109,3
4	26/jun	11:05 - 11:10	1	25	23	6 [2]	91,7
5	12/jul	10:52 - 10:58	1	23	23	6,67 [3] 6 [2]	94,

NOTAS: [1] Termômetro LAB-284
[2] Fita medidora de pH Merck
[3] Multiparametrico YSI-63

Tabela 4.2 – Coletas de esgoto realizadas no Rio de Janeiro

Nº	**Data**	**Horário inicial / final hs**	**Volume (L)**	**Temp. Efluente (º C)**	**pH**	**Conduti-vidade a 25ºC (µS/cm)**	**DQO mg O_2/L**	**DBO_5**	**SST (mg/L)**	**O&G**
1	23/mai	10:00 10:30	40	...	7	537	339,8	206,6	91,61	< 6,0
2	29/mai	10:45 11:10	50	25	7	531	385	221,0	124,5	21,56
3	13/jun	15:30 15:45	50	26	7	501	259	79,7	75,0	15,0
4	26/jun	10:25 10:50	50	26	7	233	374	298	109	23
5	12/jul	10:17 10:37	50	26	7	504	279	...	122	15

Nota: [1] Termômetro LAB-284
[2] Fita medidora de pH Merck

4.2.2.2 Procedimentos durante os ensaios do processo eletrolítico

Os testes foram realizados em escala de laboratório, em temperatura ambiente de 20ºC ± 2ºC, com o reator eletrolítico operando em regime de batelada (4 L), associado ao retificador de corrente com ajustes contínuos de corrente e potencial. Os ensaios de DQO, DBO_5, SST, O&G do EB eram realizados em uma das amostras ao chegar ao laboratório e, considerados como referência para a série.

Com o objetivo de facilitar os procedimentos operacionais durante os ensaios, as caixas de acrílico com capacidade de 4L, foram previamente graduadas com marcador permanente, utilizando proveta de 1000 mL da Vidroquímica, em intervalos de 500 ml na faixa de 2 a 3,5L e em intervalos de 100 ml para a faixa de 3,5 a 4L. A caixa, com cantoneiras na cor amarelo, foi preparada para uso com o reator A (d=1,8 cm) e a de cantoneiras brancas para o reator B (d=0,9 cm). Após a graduação foi então realizada a medição para determinação da altura molhada das placas e cálculo das respectivas áreas molhadas dos Reatores A e B.

Os ensaios foram realizados inicialmente com os esgotos em temperaturas variáveis (7ºC, 12ºC, 17ºC e 22ºC) e posteriormente na faixa variável de 12ºC a 17ºC, com reatores de placas de Alumínio e Ferro, utilizando a distância entre as placas de 1,8 cm e 0,9 cm respectivamente, sendo mantidos valores de corrente de 2,9 A, na maioria dos ensaios, e diferenças de potencial variáveis.

A temperatura mantida estável por meio de recipiente externo com gelo, com controle por meio de termômetro digital.

O tempo de duração de cada batelada variou entre 10 a 46 min., de forma a se observar a formação de lodo e a clarificação da amostra. A mistura era homogeneizada todo o tempo por um agitador magnético.

Em cada experimento, eram observados e registrados os dados: tempo de duração do teste; temperatura ambiente; temperatura inicial e final; pH inicial e final, condutividade inicial e final, além de monitoramento da tensão e corrente aplicada durante o processo.

O esgoto bruto (EB), após o processo eletrolítico, era misturado com um bastão, e denominado mistura (MIS). Era então realizada a coleta de 1L da MIS para ser submetida ao ensaio de Volume de Lodo e o restante armazenado em um Becker de 3 L. A amostra coletada após decantação da mistura era denominada Esgoto Tratado (ET). As amostras da mistura tratada (MIS), e do esgoto tratado

(ET), eram armazenadas em frascos específicos, de acordo com os ensaios a serem realizados, conforme mostrado na **Figura 4.17** e detalhado no **Quadro 4.4**.

Figura 4.17 - Amostras coletadas e identificadas, prontas para envio para análise

Amostras	Ensaios	Volume Coletado (mL)
Esgoto Bruto	DQO	250
	O.G.	1000
	DBO_5	1000
Mistura	SST	200
Esgoto Tratado	DQO	250
	DBO_5	1000
	SST (RNFT)	200
	Volume de Lodo (VL)	1000
	Lodo	200
	Metais	1000
NOTA: Os ensaios de metais e do lodo não foram realizados, devido a necessidade de se restringir o escopo do estudo, considerando-se a limitação de tempo e de recursos.		

Quadro 4.4: Volume coletado das amostras em função do ensaio a ser realizado

As **Figuras 4.18** e **4.19** ilustram os ensaios com os Reatores A e B.

Figura 4.18 – Processo com Reator A

Figura 4.19 – Processo com Reator B

4.2.2.3 – Procedimentos aplicados na 1ª Série dos Ensaios

Foi utilizado como eletrodo de desgaste os de alumínio e tempo = 10 min. Para cada temperatura, os ensaios eram realizados com o Reator A e B. O efluente tratado, após o processo eletrolítico era coletado pelo orifício inferior existente na caixa, sem etapa de mistura e de decantação.

Parametrização inicial: Após o primeiro ensaio com o Reator A (d=1,8 cm), à temperatura inicial de 7ºC, foi realizada uma experiência com o Reator B (d=0,9 cm) aplicando-se uma diferença de potencial (ddp) da mesma ordem de grandeza (10,7 V), à mesma temperatura. Foi observado intensidade de corrente superior (i=7,5 A) ao obtido no Reator A (2,9 A), representando aumento da densidade de corrente (de 39 A/m^2 para 57 A/m^2) e da densidade de potência (de 1,29 W.h/L para 3,13 W.h/L). Foi também observado um grande aumento da temperatura durante o processo (4ºC), o dobro do observado no reator A (2 ºC). Considerando-se que este reator possui menor espaçamento interplacas e maior número de placas, estes resultados demonstram a influência deste parâmetro de projeto.

Para evitar aumentos nas perdas por dissipação de calor, optou-se por trabalhar com a mesma corrente nas experiências com o Reator B, ou seja, i=2,9 A, e consequentemente, com densidade de corrente menor, da ordem de 22 A/m^2. No **Gráfico 4.1** é possível comparar os dados dos reatores A e B, quando aplicada a mesma corrente (i=2,9 A) e diferente com **ddp** similar (10 V e 10,7 V).

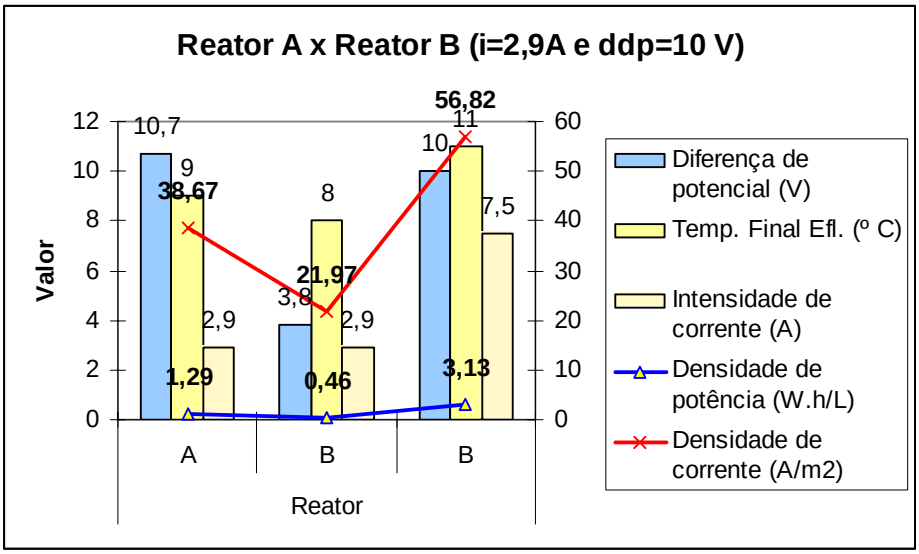


Gráfico 4.1 – Comparação do Reator A com o Reator B, quando aplicadas a mesma corrente e quando aplicadas a mesma ddp

A **Figura 4.20** ilustra os valores de corrente e ddp aplicados na 1ª série, no Rearor A. Na **Figura 4.21** pode-se observar o monitoramento de tempo e temperatura durante o processo e a formação de escuma clara, devido ao uso dos eletrodos de alumínio como anodo (eletrodo de desgaste), na 1ª série dos ensaios.

Figura 4.20 – Leitura de corrente e de tensão na fonte com os parâmetros iniciais adotados: *U*=10 V e *I*= 2,9 A

Figura 4.21 – Processo eletrolítico, com monitoramento do tempo e da temperatura

4.2.2.4 – Procedimentos aplicados na 2ª Série dos Ensaios

Foram utilizados como eletrodos de desgaste os de alumínio, tempos = 10 e 12 min. Para cada temperatura, os ensaios eram realizados com o Reator A e B.

Foi dada continuidade usando-se os mesmos procedimentos adotados na 1º série, e incorporado as operações de mistura e de decantação após o processo eletrolítico.

Após o término do processo e medição de pH e de condutividade, o mesmo era submetido a mistura (processo manual com bastão) e então coletado, 250 mL para ensaio de sólidos em suspensão (SST) e 1 L da mistura (MIS) para o ensaio de volume de lodo (VL) em proveta de 1 L. O restante era transposto para um Becker de 3 L, e submetido a decantação durante 2 h. Após esse período eram então realizadas as coletas de esgoto tratado para os ensaios de DQO, DBO_5, SST.

4.2.2.5 – Procedimentos aplicados na 3ª Série dos Ensaios

Foram utilizados como eletrodos de desgaste os de alumínio, tempos = 15 e 20 min. Para cada temperatura, os ensaios eram realizados com o Reator A e B.

Foi dada continuidade usando-se os procedimentos adotados para a 2ª série e aumentando-se o tempo de retenção para melhorar a eficiência de redução da matéria orgânica. Os ensaios de Volume de Lodo (VL) passaram a ser realizados com cones Imhoff, com 1 L do efluente tratado (Mistura) e leitura após 1 hora, conforme a **Figura 4.22**.

Figura 4.22 – Ensaio de volume de lodo com Cones Imhoff de plástico

4.2.2.6 – Procedimentos aplicados na 4ª Série dos Ensaios

Foram utilizados como eletrodos de desgaste os de ferro, tempos na faixa entre 15 e 46 min e intensidades de corrente de 2,1 A, 2,9 A e 3,6 A.

Os ensaios passaram a ser realizados em sua maioria com o Reator A, considerando-se que neste foi observado visualmente uma melhor dinâmica de flotação e menor dissipação de calor pelas placas, observado pelos aumentos de temperatura durante os processos.

Foi dada continuidade usando-se os procedimentos adotados para a 3ª série, aumentando-se o tempo de retenção ou a densidade de corrente, para melhorar a eficiência de redução da matéria orgânica e com foco principalmente nos valores de densidade de corrente e de potência aplicada.

Estes ensaios foram designados ensaios de parametrização e identificados com a nomenclatura, 4.P.x., onde x indica o número do ensaio de parametrização. Os ensaios 4.3 e 4.4 repetiram as condições dos ensaios 3.3 e 3.4, de forma a comparar a influência do material dos eletrodos de desgaste, uma vez que na terceira série foram utilizados os eletrodos de alumínio como anodo e na quarta série os de aço carbono.

Foram realizados alguns ensaios de DQO e de turbidez no efluente tratado, após processo de filtração. Os ensaios de DBO_5, após verificação da influência da temperatura, foram então suspensos até a parametrização das melhores condições, considerando-se os custos associados. Os ensaios de Volume de Lodo (VL) foram realizados com cones Imhoff.

4.2.2.7 – Procedimentos aplicados na 5ª Série dos Ensaios

Foi utilizado como eletrodo de desgaste os de ferro, reator A, tempos = 15, 22 e 30 min e temperaturas na faixa de 13 ºC a 15 ºC e, elevada a condutividade do efluente, simulando as condições estimadas para a EACF (cerca de 900 µS/cm).

Assim, em quatro dos ensaios da série 5, foi utilizada uma solução de NaCl 0,2M, para acréscimo no esgoto, em volume verificado experimentalmente utilizando-se como referência amostra de 1000 mL d`água da torneira. Foi realizada a medição inicial de sua condutividade e com a pipeta acrescentado a solução de NaCl, tendo-se constatado que um acrécimo de 15 mL produzia o efeito desejado, tendo-se então padronizado o valor de acréscimo de 60 mL da solução de NaCl 0,2 M para os 4L utilizados nas amostras.

Foi dada continuidade aos ensaios de parametrização, variando-se o tempo de retenção e a intensidade de corrente, para melhorar a eficiência de redução da matéria orgânica (DQO e SST) associada ao menor consumo de energia.

Estes ensaios foram identificados como 5.P.x, onde x indica o número do ensaio de parametrização e com “.c” nos casos de elevação da condutividade. O ensaio 5.3.c repetiu as condições do ensaio 4.3, mas com aumento da condutividade em cerca de 400 µS/cm, permitindo verificar a influência deste parâmetro na eficiência de remoção de matéria orgânica e de consumo de energia.

5. RESULTADOS OBTIDOS E DISCUSSÂO

5.1 Consumos de água e volume estimado de efluentes

A **Tabela 5.1** mostra os resultados das medições realizadas na EACF no período de 15/abr a 31/jul/2006 após a instalação do hidrômetro principal e no período de 24/fev. a 7/mar/2007 após a instalação de outro hidrômetro (secundário):

Tabela 5.1 - Consumo de água na EACF - 15 abr. a 31 jul. 2006 e 24 fev. a 07 mar. 2007 (EACF, 2006; AMRJ, 2007)

Medição	Período	Leitura Hidrômetro (m^3)		Consumo Estimado (m^3)	Nº dias/ horas	Nº Hab.	Consumo médio diário/hab ($L.hab^{-1}dia^{-1}$)	Consumo médio por hora[3] (m^3/h)	OBS
		Principal (Entrada)	Secundário (Saída)						
1	15-30 Abr 2006	126,00	-	126,00	15 d	23	365	-	Sistema de recirculação desligado
2	01-31 Mai 2006	245,00	-	245,00	31 d	23	343	-	Sistema de recirculação desligado
3	01-30 Jun 2006	326,92	-		30 d	23	474 (316) [1]	-	Sistema de recirculação religado [6]
4	01-31 Jul 2006	542,80	-		31 d	23	762 (506) [1]	-	Sistema de recirculação ligado
5	24 Fev 2007	13,07	2,44	10,63	10 h	69	-	1,1	sábado 08:00 às 18:00hs.
6	26 Fev 2007	13,86	9,31	4,55	9 h	69	-	0,51	2 ª feira 7:55 às 16:45hs
7	28 Fev. 2007	15,05	4,58	10,47	12 h	69	-	0,87 (0,51 – 2) [4]	4ª feira 08:00 às 20:00hs
8	03 à 04 Mar. 2007	34,84	11,10	23,74	25 h	69	330 [2]	0,95 (1,26)[5]	Sábado / Domingo 09:00 às 10:00hs
9	04 à 07 Mar 2007	147,37	35,04	112.33	3,2 d	69	510	1,47	Domingo até 4ª feira 10:00 às 14:30hs

[1] Consumo estimado considerando o valor real igual a 67 % da leitura, em função da recirculação de água.
[2] Realizada uma projeção para 24 horas.
[3] Período diurno, com lotação igual a 69 habitantes.
[4] Usando a referência da medição 6 e considerando-se o acréscimo associado a um pico de consumo no horário de 17 às 20 hs.
[5] Considerando o consumo de água concentrado em 18 h das 24 hs.
[6] Data não disponível
[7] Dia de rotina de faxina na EACF

Os dados disponíveis relativos à medição de consumo de água no período de 16/jun. a 07/set./2007, após a instalação de outros hidrômetros, não foram considerados nesta estimativa, pois devido ao congelamento dos lagos houve racionamento de consumo de água e alterações no padrão do consumo da EACF. No período de 23 jun. 2007 a 13 jul. 2007, início do racionamento, foram registrados valores médios de 189 L/hab/dia, cerca de metade do observado no levantamento anterior (**Tabela 5.1**). Os resultados levantados permitiram concluir que:

- O consumo de água medido com a recirculação ligada é aproximadamente o dobro de quando o sistema está desligado.
- Considerando-se o consumo médio de água na EACF de aproximadamente 330 L/hab/dia, e uma taxa de geração de efluentes a serem tratados de 90% do quantitativo de água consumida, a geração de efluentes seria de 300 L/hab/dia.
- Considerando-se a lotação da EACF variável entre 15 a 70 hab/dia, e a geração de efluentes a serem tratados da ordem de 300 L/hab/dia, tem-se o volume diário estimado de efluentes, conforme **Tabela 5.2**:

Lotação	Volume de Eluentes (m^3/dia)
15	5
70	21

Tabela 5.2 – Volume diário estimado de efluentes na EACF

- Logo, a estação de tratamento deve ter a capacidade de atender a uma vazão média variável entre 5 a 21 m^3 efluentes/dia, ou seja, 0,3 a 1,25 m^3/hora.
- Entretanto, em instalações com a rede coletora de esgotos de pequena extensão, como é o caso da EACF, os horários de pico de utilização podem influir significativamente na estimativa da vazão máxima de projeto da estação de tratamento de esgotos, uma vez que não há a regularização de vazões promovida pelas redes de grande extensão. Logo, é importante que seja estimada a vazão máxima provável de esgotos. Para tal foi verificado que os horários de maior consumo de água são: 7 às 9hs, 12 às 14 hs e 17 às 20 hs e levantado os equipamentos hidrossanitários disponíveis na EACF, conforme mostrado no **Quadro 5.1**.

Compartimento	Equipamentos hidrossanittários na EACF e consumo/Un			
	Vasos sanitários	Chuveiros	Torneiras	Máquinas de Lavar
	8 L/descarga	12 a 20 L/min		150 L/lavagem
Lavanderia	-	-	-	4 máquinas domésticas de 9 kg 1 máquina industrial
Banheiro Feminino	1	-	-	-
Banheiro Masculino	1	-	-	-
2 Banheiros Femininos	2 x 2 = 4	2 x 2	-	-
2 Banheiros Masculinos	2 x 2 = 4	2 x 3	-	-
1 Banheiro AMRJ	3	3	-	-
Laboratórios	-	-	nd	-
Cozinha	-	-	1	-
Total	13	13	nd	5
NOTA: nd – informação não disponível				

Quadro 5.1 - Equipamentos hidrossanitários na EACF

Considerando-se um dos horários de maior utilização (7 às 9 hs), a lotação máxima de 70 pessoas, e o principal uso da água o relacionado a higiene pessoal, tem-se uma estimativa do volume máximo de esgotos conforme **Quadro 5.2**:

Qtd	Atividade	Volume. (L)
35	Banhos de 10 min e c= 12 L/min = 120 L /banho	4200
70	Descarga vaso sanitário = 8 L/descarga	560
70	Pia do banheiro = 1 min e c= 10 L/min	700
	Outros	340

Quadro 5.2 – Estimativa de volume máximo de esgotos, baseada no consumo máximo provável d`água em horário de pico de consumo (7 às 9 hs)

- Assim, o consumo total estimado d`água é de 5 800 L (6 m^3) no período de 7 às 9 hs e a vazão máxima horária estimada de:

Q máx = 6 000/2 = 3 000 L/h = 0,83 L/s => Adotando-se o valor de 0,85 L/s, tem-se $Q_{máx}$ estimada $\approx$3,1 m^3/h (mais provável, baseado no **Quadro 5.2**).

A ETE deverá ter capacidade de absorver vazões de pico de até de 3,5 m^3/h, por períodos de até duas horas consecutivas.

- Em relação à vazão média, tem-se $Q_{méd}$ diário estimado no período de ocupação máxima = 21 m^3/dia. Considerando-se o consumo distribuído em 17 hs de uso, tem-se $Q_{méd}$ = 1,25 m^3/h (sem considerar o horário de vazão máxima). Entretanto, se considerarmos que 60% (12 m^3) do consumo de água ocorre no período da manhã (7 às 9 hs) e tarde (12 às 14 hs e 17 às 20 hs), teríamos, nas 10 hs restantes uma vazão média estimada de 9 m^3/10 h = 0,9 m^3/h.

5.2 Análises da água de abastecimento da EACF e características dos efluentes

A **Tabela 5.3** apresenta os resultados das análises realizadas nas amostras d`água da EACF, em laboratório credenciado pelo INMETRO e FEEMA, no RJ:

Tabela 5.3 - Características físico-químicas das amostras d`água de abastecimento da EACF, coletadas em 2006 (TECMA,2006)

PARÂMETROS	PONTOS DE COLETA(1)									
	P0	P1			P2			P3		
Datas das Coletas	17/mar	28/jun	31/jul	31/ago	28/jun	31/jul	31/ago	28/jun	31/jul	31/ago
Alcalinidade de Carbonato, mg/L de $CaCO_3$	11	<1	<1	<1	12	<1	<1	20	<1	<1
Alcalinidade de Bicarbonato, mg/L de $CaCO_3$	35	41	63	63	27	67	67	39	71	78
Cálcio, mg/L Ca	23	34	41	42	41	51	50	40	49	43
Cloretos, mg/L Cl^-	25	61	61	63	99	113	110	68	103	68
Condutividade a 25ºC, µS/cm	216	331	418	429	532	687	653	439	644	508
Magnésio, mg/L Mg	3,2	5,5	6,0	6,4	7,8	9,6	9,2	5,9	8,3	6,7
pH	8,29	8,74	7,44	7,35	9,09	7,43	7,52	8,91	7,43	7,69
Potássio, mg/L K	2,6	6,2	8,8	8,2	9,8	16,0	15,9	7,1	13,6	8,8
Sódio, mg/L Na	25	55	66	68	90	107	101	67	102	71
Sulfato, mg/L $SO_4^=$	28	49	41	43	42	54	53	36	51	40
Temperatura de medição do pH, ºC	22,5	20,0	-	-	20,0	-	-	20,0	-	-

NOTA: (1) P0 – Caixa d`água - No momento da coleta a água era oriunda do Lago Norte.
P1 – Lago Sul
P2 – Lago Norte

P3 – Cozinha

5.2.1 – Amostras d`água do Lago Sul – EACF

Os **Gráficos 5.1 e 5.2** permitem comparar os resultados das diferentes análises de água do Lago Sul, conforme **Tabela 5.1**:

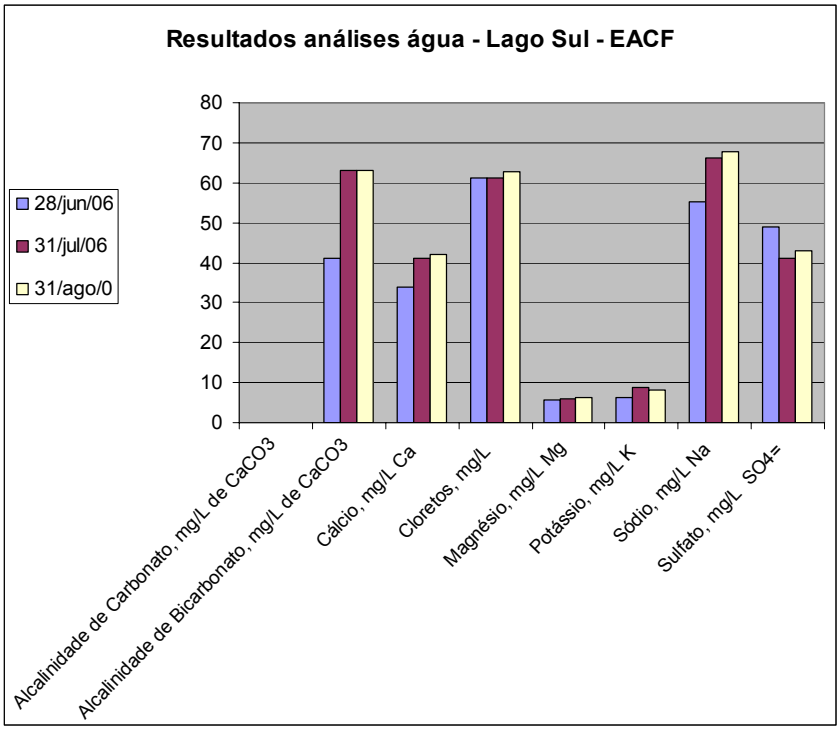
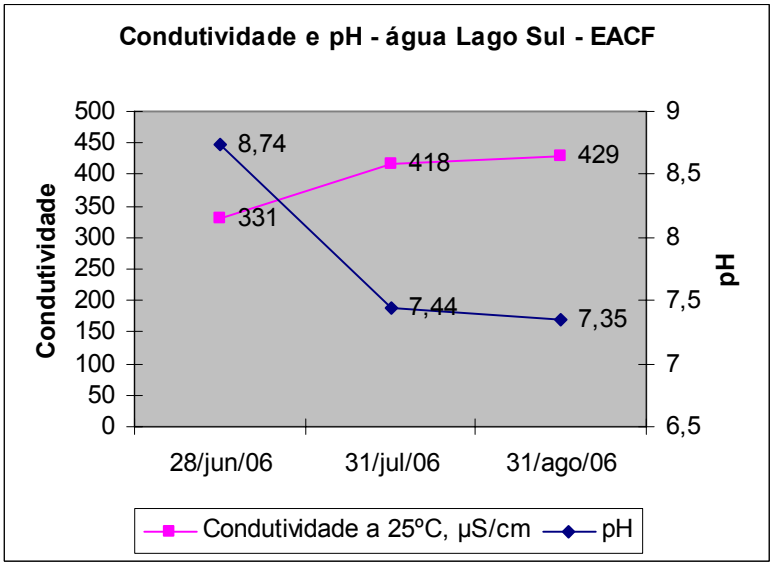


Gráfico 5.1 – Resultados análise alcalinidade e sais da água do Lago Sul – EACF



Gráficos 5.2 – Condutividade e pH da água do Lago Sul - EACF

5.2.2 – Amostras d`água do Lago Norte

Os **Gráficos 5.3 e 5.4** a seguir sintetizam os resultados encontrados nas análises da **Tabela 5.1**, para o Lago Norte:

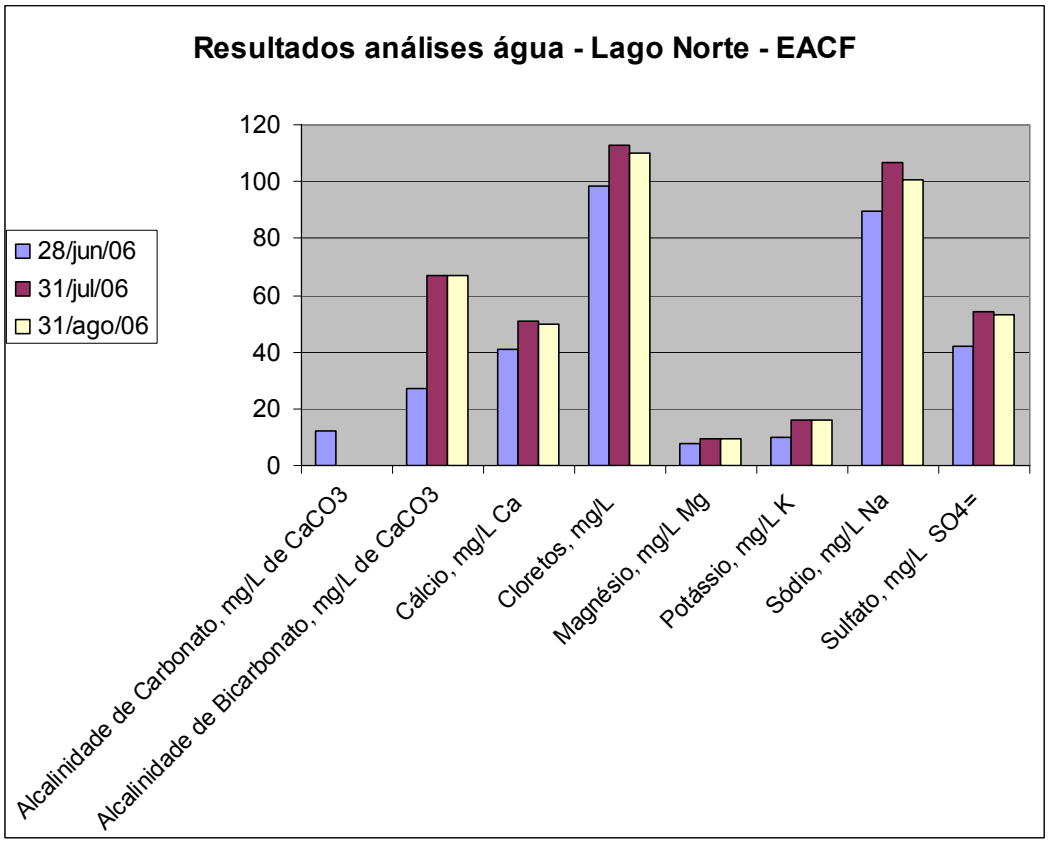
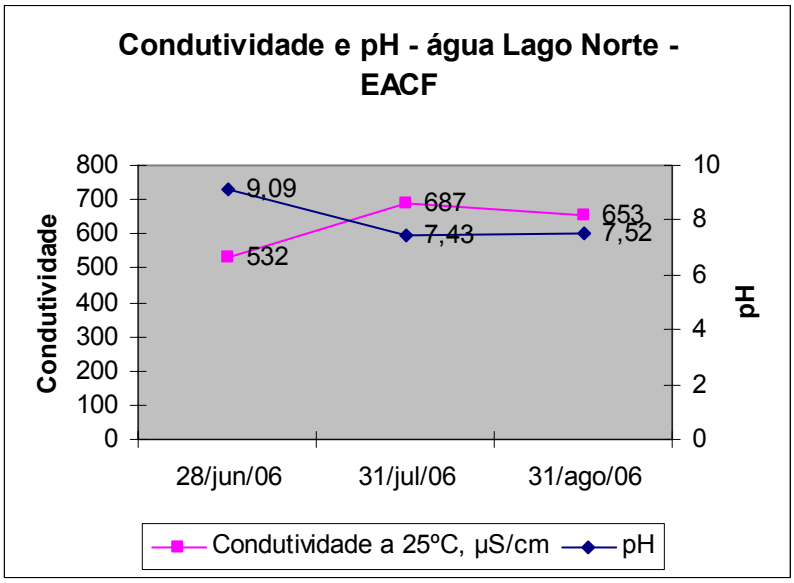


Gráfico 5.3 – Resultados análise alcalinidade e sais da água do Lago Norte – EACF



Gráficos 5.4 – Condutividade e pH da água do Lago Nortel - EACF

5.2.3 – Água coletada na torneira da cozinha da EACF

Os **Gráficos 5.5 e 5.6** apresentam os resultados encontrados nas análises da água coletadas na torneira da cozinha da EACF:

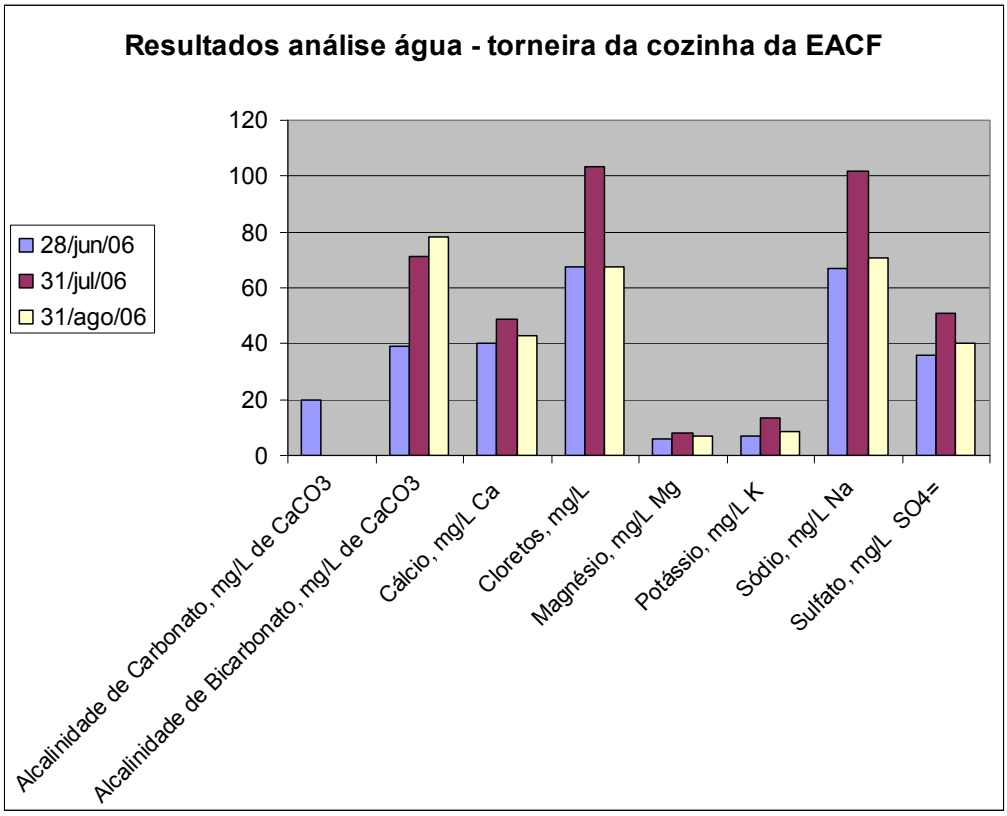
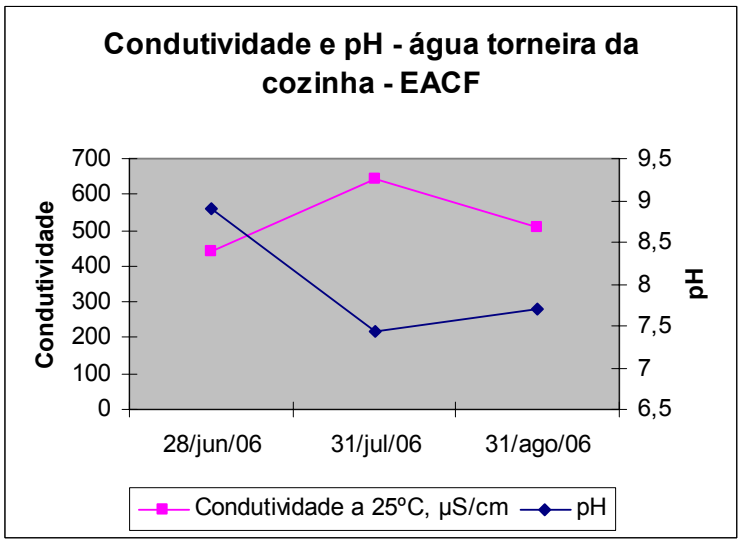


Gráfico 5.5 – Resultados análises alcalinidade e sais da água da cozinha – EACF



Gráficos 5.6 – Condutividade e pH da água da torneira da cozinha – EACF

5.2.4 Análise dos sais, alcalinidade e dureza da água de abastecimento da EACF

Observa-se nas diversas análises a presença de íons similares aos encontrados nas águas salinas, com elevada concentração de íons Na^{+}, Ca^{+2} e Cl^{-}. Isto pode ser fruto da influência da proximidade com o litoral, ficando o solo e lagos expostos à ação de "*sprays*" salinos provenientes da Baía do Almirantado, e/ou ser associado à influência direta das águas salgadas. Neste caso, saturam rochas ou sedimentos sob o mar, com influência nas águas dos lagos, considerando-se que em regiões costeiras existe um equilíbrio dinâmico entre as águas subterrâneas de baixo conteúdo salino e a água do mar.

O índice de sais é compatível com os valores de condutividade observados, ou seja, na faixa de 331 a 429 µS/cm no Lago Sul, 532 a 687 µS/cm no Lago Norte e 439 a 644 µS/cm na água da torneira da cozinha.

Com base nas características físico-químicas observadas, foi realizada para cada amostra uma análise de balanço iônico, conforme demonstrado na **Tabela 5.4** para a amostra P0 (primeira amostra analisada):

Tabela 5.4 – Concentração de íons analisados, em mg/L de $CaCO_3$, na amostra coletada no ponto de entrada da caixa d`água, em 17/mar/2006

Espécies iônicas	Pesos Iônicos	Peso Equivalente	Concentração		
			mg/L	mEq/L	mg/L em CaCO3
Ca^{+2}	40	20	23	1,15	57,5
Mg^{+2}	24,3	12,15	3,2	0,26	13
K^{+}	39,1	39,1	2,6	0,07	3,5
Na^{+}	23	23	25,4	1,10	55
Total Cátions				**2,58**	**129**
Cl^{-}	35,5	35,5	24,9	0,70	35
$SO_4^{=}$	96,1	48,05	28	0,58	29
HCO_3^{-}	61	61	42,7	0,7	35
CO_3^{2-}	60	30	6,6	0,22	11
Total Ânions				**2,2**	**110**

A concentração total dos cátions deve ser aproximadamente igual a concentração dos ânions. O desvio percentual desta igualdade é determinado pelo coeficiente de erro "e", que é dado pela **Equação 5.1** (FENZL, 1986 apud MACÊDO, 2004):

$$e = \frac{rc - ra}{rc + ra} \times 100 \qquad (5.1)$$

Onde, *rc*= concentração de cátions e *ra* = concentração de ânions

O coeficiente de erro calculado na amostra P0 foi da ordem de 7,9 %, dentro do limite aceitável de 10%. Essa diferença pode estar relacionada à presença de outros ânions, como nitratos, silicatos, os quais não foram analisados. Uma análise mais completa poderia incluir ainda íons como: Fe, Sr, Ba, iodetos, fosfatos, fluoretos entre outros. Sawyer (1994) relata que algumas águas contêm quantidades apreciáveis de estrôncio (Sr) e, caso não seja efetuada uma análise específica, poderá ser medido como cálcio, podendo afetar o cálculo da dureza.

O diagrama de barras da **Figura 5.1** representa a concentração de cátions e ânions associados, expressos em mg/L em $CaCO_3$, causadores da dureza:

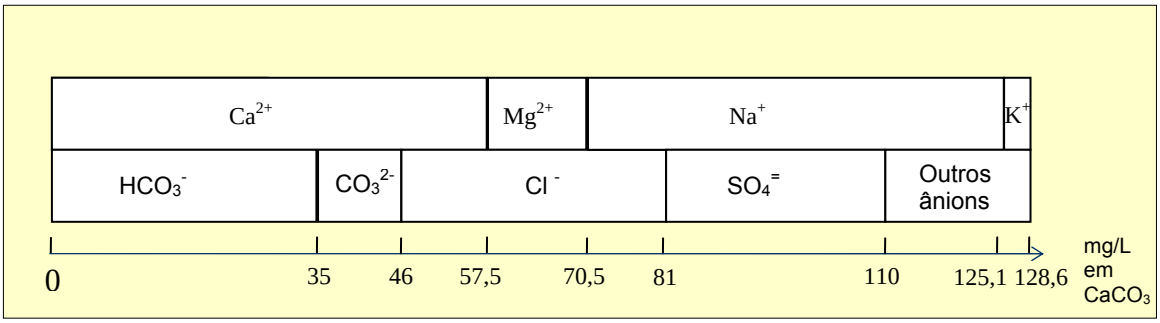


Figura 5.1 - Diagrama de barras de distribuição de íons, em mg/L em $CaCO_3$

Baseado no gráfico de barras, pode-se fazer algumas combinações hipotéticas, para estimativa da constituição físico-química da amostra d`água analisada. Por exemplo, neste caso seria composta principalmente de: $Ca(HCO_3)_2$, $Ca(CO_3)$, $CaCl_2$, $MgCl_2$, NaCl, Na_2SO_4, e outros sais.

Por meio do diagrama de barras de distribuição de íons é possível observar as proporções das diferentes espécies iônicas causadoras da dureza (HAMMER, 1996), importante na análise do processo de abrandamento a ser utilizado.

A dureza é definida como a concentração de cátions multivalentes em solução. Os cátions multivalentes mais abundantes encontrados em águas naturais são os de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) (BARBOSA FILHO, 2007). Considerando-se para efeitos práticos a dureza como a soma daquelas representadas pelo cálcio e magnésio tem-se a seguinte distribuição de dureza na amostra P0:

Dureza relativa a carbonatos de cálcio = 35 + 11 = 46 mg/L em $CaCO_3$

Dureza relativa a carbonato de magnésio = 0 mg/L em $CaCO_3$

Dureza total= 57,5 + 13 = 70,5 mg/L em $CaCO_3$

Dureza de não carbonatos de cálcio = 57,5 – 46 = 11,5 mg/L em $CaCO_3$

Dureza de não carbonatos de magnésio = 70,5 – 57,5 = 13 mg/L em $CaCO_3$

Este procedimento foi realizado para as diversas amostras analisadas, tendo-se obtido os resultados de dureza apresentados na **Tabela 5.5** e no **Gráfico 5.7**:

Tabela 5.5 - Dureza das amostras d´água de abastecimento da EACF, coletadas em 2006

PARÂMETROS	PONTOS DE COLETA(1)									
	P0	P1			P2			P3		
Datas das Coletas	17/mar	28/jun	31/jul	31/ago	28/jun	31/jul	31/ago	28/jun	31/jul	31/ago
pH	8,29	8,74	7,44	7,35	9,09	7,43	7,52	8,91	7,43	7,69
Dureza Total, mg/L em $CaCO_3$	71	108	127	131	135	167	163	124	157	223
Dureza relativa a Carbonato de Cálcio, mg/L em $CaCO_3$	46	34	53	53	42	57	57	65	60	66
Dureza relativa a Carbonato de Magnésio, mg/L em $CaCO_3$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dureza relativa a não Carbonatos de Cálcio, mg/L em $CaCO_3$	12	51	49	52	60	71	68	35	63	129
Dureza relativa a não Carbonatos de magnésio, mg/L em $CaCO_3$	13	23	25	26	32	40	38	24	34	28

NOTA: (1) P0 – Caixa d`água - No momento da coleta a água era oriunda do Lago Norte; P1 – Lago Sul; P2 – Lago Norte; e P3 – Cozinha

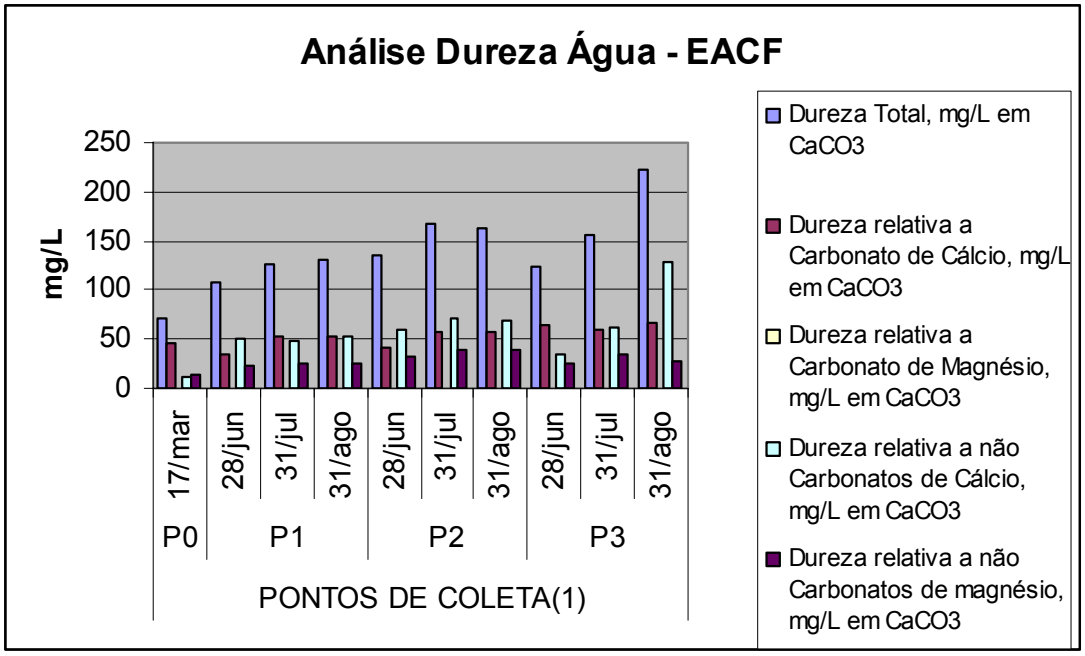


Gráfico 5.7 – Análise de dureza da água coletada na EACF em 2006

A dureza pode trazer prejuízos para as tubulações, conforme relatado na literatura (VAITSMAN, 2005; BARBOSA FILHO, 2007).

> A água dura, além de interferir na ação de limpeza dos sabões e detergentes, apresenta tendência de formar incrustações em superfícies onde há troca de calor podendo bloquear tubos de caldeiras e de trocadores de calor de sistemas de água de refrigeração. (VAITSMAN, 2005).
>
> A dureza é conhecida por impedir a formação de espuma com os sabões, implicando em aumento do consumo destes. A espuma não se forma até que toda a dureza tenha sido ´abrandada` pelo sabão. O precipitado formado adere às tubulações, pias, equipamentos de lavagem, roupas eoutros itens, além de permanecer nos poros causando aspereza da pele (BARBOSA FILHO, 2007):

$$\underset{\text{Sabão}}{2\ NaCO_2C_{17}H_{33}} + \text{Cátion}^{2+} \rightarrow \underset{\text{Precipitado}}{\text{Cátion}^{2+}.(CO_2C_{17}H_{33})_2} + 2\ Na^+$$

O **Quadro 5.3** mostra a classificação das águas quanto à dureza:

Água	Dureza em mg/L de $CaCO_3$
Moles	< 50 (<75 [1])
Dureza Moderada	50 a 150 (75 a 150 [1])
Duras	150 a 300
Muito Duras	> 300

NOTA: [1]Segundo Vaitsman (2005).

Quadro 5.3 – Classificação da água em função dos níveis de dureza (BARBOSA FILHO, 2007; MACÊDO, 2004 e VAITSMAN, 2005)

De acordo com a classificação mostrada no **Quadro 5.3**, as amostras de água do Lago Sul apresentaram dureza moderada (108, 128 e 131 em mg/L de $CaCO_3$), as do Lago Norte durezas maiores, classificadas como moderada a dura (135, 167 e 163 em mg/L de $CaCO_3$) e as coletadas na torneira da cozinha dureza moderada a dura (124, 157 e 223 em mg/L de $CaCO_3$), compatível com a informação de que o abastecimento d´água na EACF é na maior parte do tempo oriundo do Lago Norte.

A principal espécie iônica causadora da dureza identificada foi o Ca^+, coerente com o normalmente encontrado nas demais águas naturais. Sabe-se que a dureza de carbonatos é sensível ao calor produzindo precipitados que formam incrustações em sistemas de água quente. Embora não fosse objetivo deste estudo, este dado agrega informações que podem auxiliar na identificação e prevenção de

eventuais problemas de incrustação ou de corrosão além de subsidiar soluções de abrandamento.

Quanto à alcalinidade, embora esta não possua significado sanitário, influi no processo de coagulação química. De acordo com a faixa de pH observada, há variação nas concentrações relativas das espécies causadoras da alcalinidade. Na faixa de pH de 4,6 a 8,3, a alcalinidade está associada à presença de bicarbonatos e para pH entre 8,3 a 9,4, à presença de carbonatos e bicarbonatos.

Sabe-se, que o ambiente salino do local contribui para intensificar os problemas relacionados à corrosão, comuns na EACF conforme descrito por Machado e Brito (2006). Mas, no caso das tubulações de água, vários fatores podem estar associados.

Recomenda-se que parâmetros da qualidade da água, tais como: dureza, sólidos dissolvidos totais, alcalinidade, pH, condutividade, sejam monitorados de forma a se obter uma melhor amostragem e avaliação local. Caso sejam verificadas com o cálculo do Índice de *Langelier* (DEGRÉMONT, 2005) características de ação incrustante ou corrosiva da água em determinadas condições, principalmente temperatura, a mesma poderia ser submetida a tratamento para prevenir tal comportamento e problemas decorrentes.

Os resultados dos parâmetros analisados nas amostras de água doce coletadas na EACF encontram-se dentro dos limites estabelecidos para Padrão de Potabilidade da Água para Consumo Humano (Portaria nº 518 de 25/03/2004, Ministério da Saúde). Entretanto, o enquadramento como água potável[1] depende de outros parâmetros físico-químicos, biológicos e radioativos, os quais não foram objetos deste estudo.

5.2.5 Análise da condutividade da água de abastecimento da EACF

A concentração dos íons e a condutividade na água de abastecimento são importantes parâmetros que podem influenciar no processo de tratamento dos efluentes, principalmente no caso do processo eletrolítico.

[1] Água potável -: água para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendem ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos a saúde. (DI BERNARDO, L; DI BERNARDO, A., 2005)

As amostras d´água da EACF apresentaram condutividade na faixa de 331 µS/cm a 687 µS/cm, com uma média de 515 µS/cm, conforme **Gráfico 5.8**. As condutividades médias observadas foram de 624 µS/cm (Lago Norte, que é utilizado a maior parte do tempo), 392 µS/cm (Lago Sul) e 530 µS/cm (água da torneira).

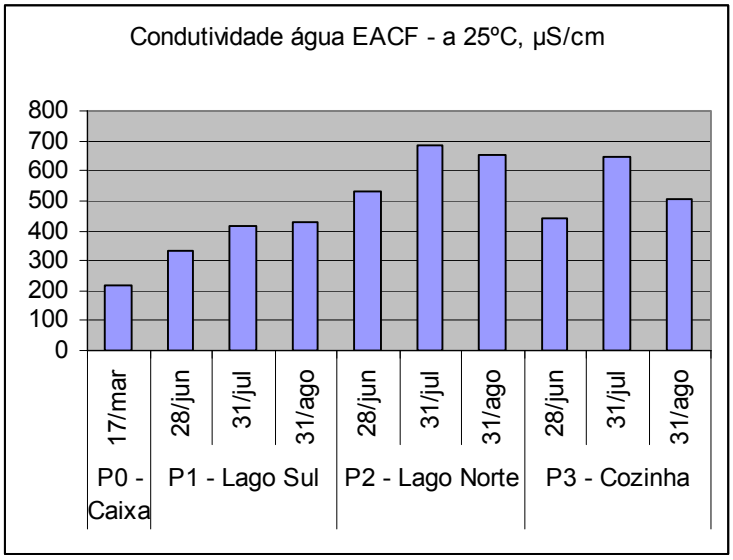


Gráfico 5.8 - Condutividade das amostras d´água coletadas na EACF

A condutividade da água de abastecimento utilizada na EACF, devido à presença de sais, é maior do que a observada nas coletas realizadas no Rio de Janeiro (RJ), que apresentou valores na faixa de 91,7 a 121,3 µS/cm e média de 107,5 µS/cm. Os hábitos locais, consumo d´água, produtos de limpeza e de higiene utilizados na EACF são similares aos de um condomínio no RJ.

Com o objetivo de estimar a condutividade dos esgotos gerados na EACF, foi utilizada a condutividade da água como referencial. Os resultados da condutividade dos esgotos, coletados no RJ, apresentaram valores de 350,4 a 568,3 µS/cm e, média de 507,34 µS/cm. Por comparação, constatou-se que as diversas substâncias presentes no esgoto geram um acréscimo de cerca de 400 µS/cm à condutividade da água, conforme **Gráfico 5.9**.

A partir dos valores de condutividade d`água na EACF, estimou-se que os seus esgotos apresentem condutividade da ordem de 700 a 1100 µS/cm, com uma média de 900 µS/cm. Logo, para simular as condições da EACF, foi realizada correção da condutividade do esgoto utilizado, em alguns dos ensaios na 5ª série, em torno de 400 µS/cm, ou seja, para o valor médio de 900 µS/cm.

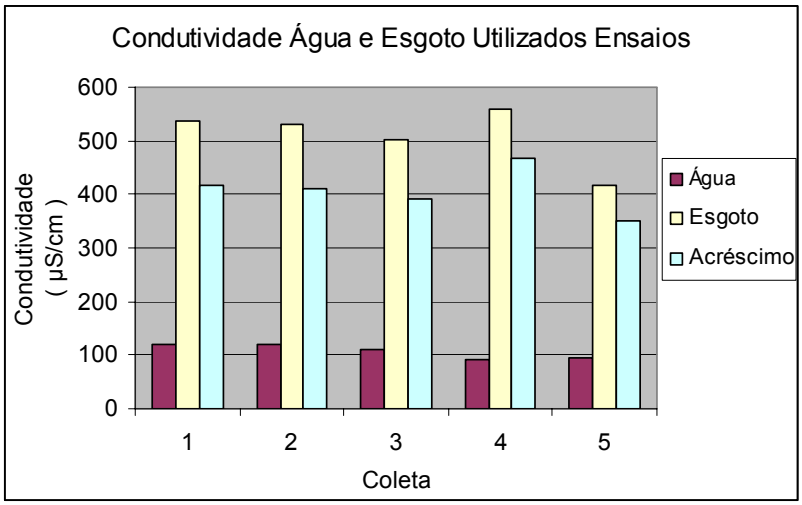


Gráfico 5.9 – Comparação entre a condutividade d`água e do esgoto coletados no RJ

De acordo com as análises da água da EACF, estima-se que a condutividade da água da EACF é elevada principalmente pela presença de íons na forma de cloretos, sulfatos e sódio.

5.2.6 Características dos efluentes

Os resultados obtidos nas medições de pH e de temperatura dos efluentes (**Tabela 5.6**) indicam que devido ao uso de água quente e do aquecimento nas redes a temperatura dos efluentes mantêm-se acima de 30ºC, com pH entre 6 e 7.

Tabela 5.6 - Medições de temperatura e pH na rede de esgotos da EACF

DATA	LOCAL	TEMP. AMB.	TEMPERATURA AGUA / EFLUENTE		LEITURA DE pH		OBS.
			EXTERNA TUBO	INTERNA TUBO	Fita pH 0-14	Fita pH 5,0-10	
11/01/07	*BANHEIRO AMRJ*	*21°C*	*17°C*	*31°C*	*6.0*	*6.0*	*TEMP. AMB. EXT. 8.°C (10:00 Hs)*
	SAIDA NA PRAIA	*8°C*	27°C	...	7.0	...	
14/02/07	*BANHEIRO. AMRJ*	20°C	18°C	37°C	6.0	6.0	*TEMP. AMB. EXT. 3°C (15:00 HS)*
16/02/07	*ENT. FOSSA*	9°C	28°C	40°C	6.0	5.5	*TEMP. AMB. INT 17°C (11:45 Hs)*
	SAIDA FOSSA	9°C	28°C	...	8.0	8.0	
27/02/07	*BANHEIRO AMRJ*	22°C	23°C	34°C	6.0	6.0	*TEMP. AMB. EXT. -1°C (10:25 Hs)*
	SAIDA FILTRO	*-2°C*	33°C	34°C	7.0	8.0	
	SAIDA NA PRAIA	-2°C	22°C	31°C	8.0	7.0	

FONTE: AMRJ – verão 2006/2007
NOTAS: ... Dado não disponível

5.3 Ensaios eletrolíticos realizados com eletrodos de desgaste de alumínio

Os ensaios das séries 1 a 3 foram realizados com as amostras de esgoto sem correções de condutividade, ou seja, em uma condição mais desfavorável para o processo e com eletrodos de desgaste de alumínio.

5.3.1 – 1ª Série de ensaios

Parâmetros fixos: *i*=2,9 A e *t*=10 min e material do anodo: Al

Variáveis: Temperatura inicial (Θ_i)= 7ºC, 12ºC, 17ºC e 22ºC $\pm$ 1ºC; e

Distância entre as placas (*d*)= 1,8 cm (*n*=5) e 0,9 cm (*n*=8)

Nesta série, as amostras foram retiradas diretamente do reator pelo orifício inferior, sem o processo de mistura e posterior sedimentação.

5.3.1.1 – Ensaios com o **reator A** (cantoneiras amarelas, ***d*=1,8 cm**)

Durante os ensaios foi possível observar que há um aumento do pH e da temperatura, conforme mostrado no **Gráfico 5.10:**

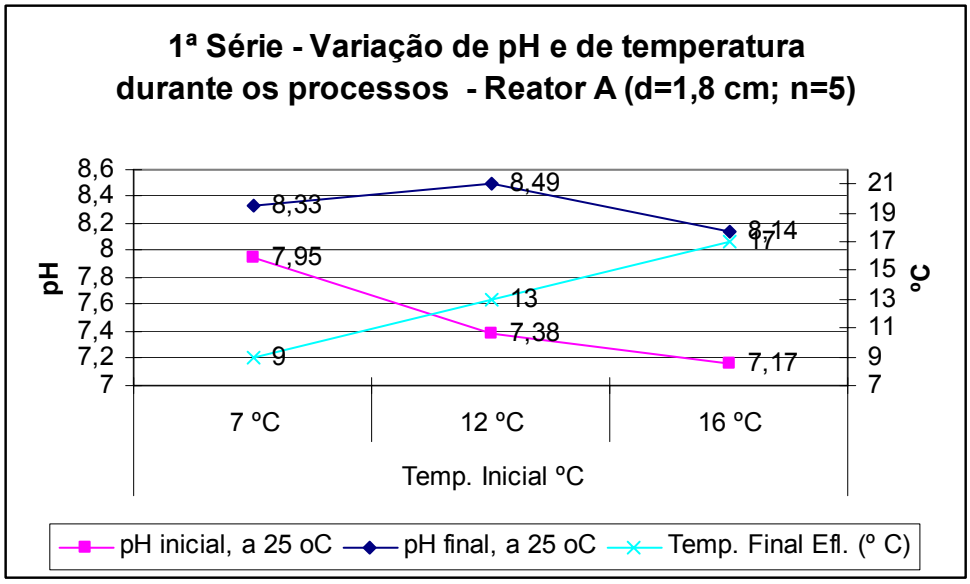


Gráfico 5.10 - 1ª série de ensaios processo eletrolítico – Variação de pH e da temperatura no reator A (*i*=2,9 A, *t*=10 min), nas temperaturas iniciais do esgoto de 7ºC, 12ºC e 16ºC

O aumento da temperatura durante o processo é decorrente do efeito Joule e do pH da formação dos hidróxidos. O pH do esgoto tratado manteve-se abaixo de 9.

Quanto à influência da temperatura do esgoto na eficiência do processo, é possível considerar que o processo foi favorecido pelo aumento da temperatura, entretanto apresentando resultados favoráveis mesmo a 7ºC que seria inviável do ponto de vista operacional para o processo biológico. O **Gráfico 5.11** mostra os resultados alcançados para DQO, DBO_5 e SST, nas temperaturas de 7ºC, 12ºC e 16ºC:

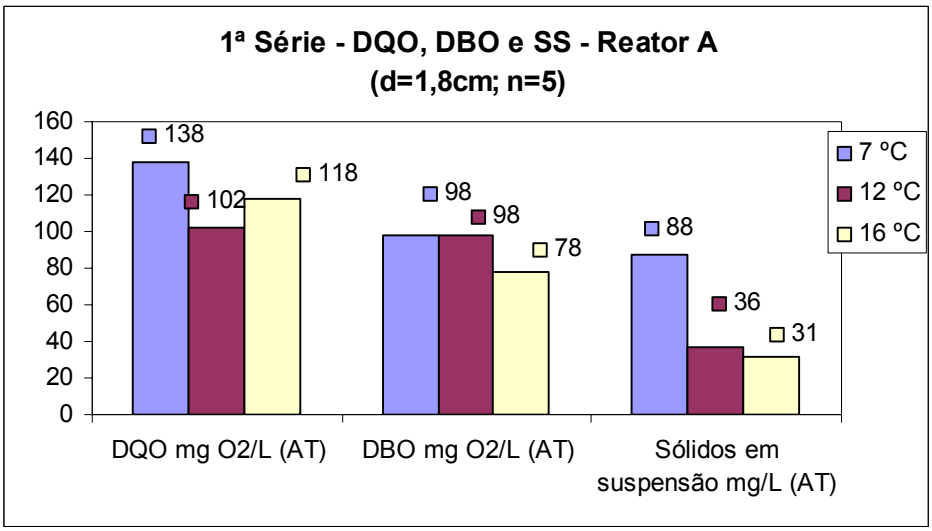


Gráfico 5.11 - 1ª série de ensaios processo eletrolítico - Resultados de DQO, DBO_5, SST do esgoto tratado (ET) no reator A (anodos de Al (*n*=5), *i*=2,9 A e *t*=10 min), nas temperaturas de 7ºC, 12ºC e 16ºC

A redução da DQO e da DBO_5 não foi linear, entretanto pode ter havido variação das DBO_5 e DQO iniciais das amostras. O principal efeito observado foi a diminuição da diferença de potencial para uma mesma intensidade de corrente, acarretando diminuição da potência aplicada e conseqüente economia de energia (vide **Gráficos 5.12 e 5.13)**:

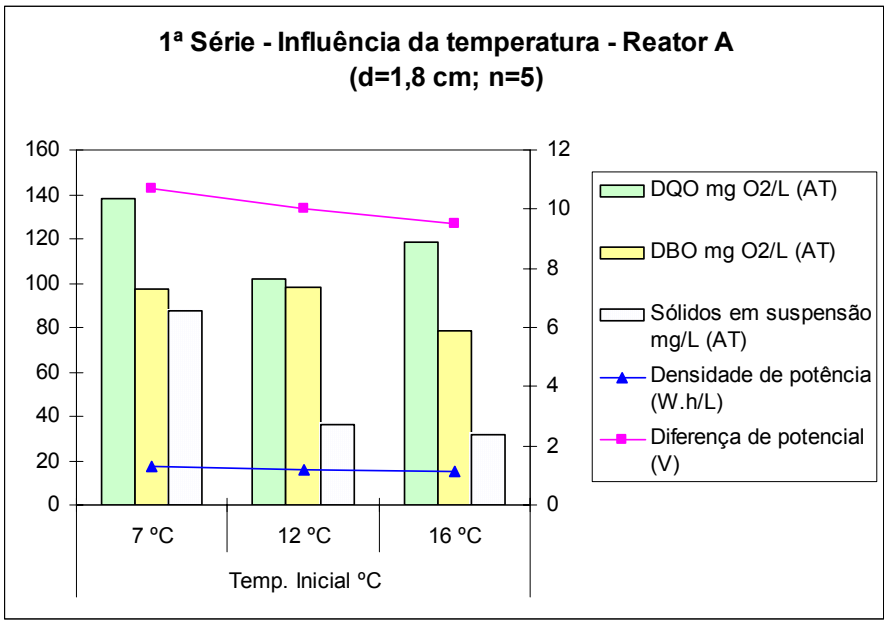


Gráfico 5.12 - 1ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura nos resultados de DQO, DBO_5 e SST do ET, na diferença de potencial e no consumo de energia no reator A (anodos de Al (*n*=5), *i*=2,9 A e *t*=10 min)

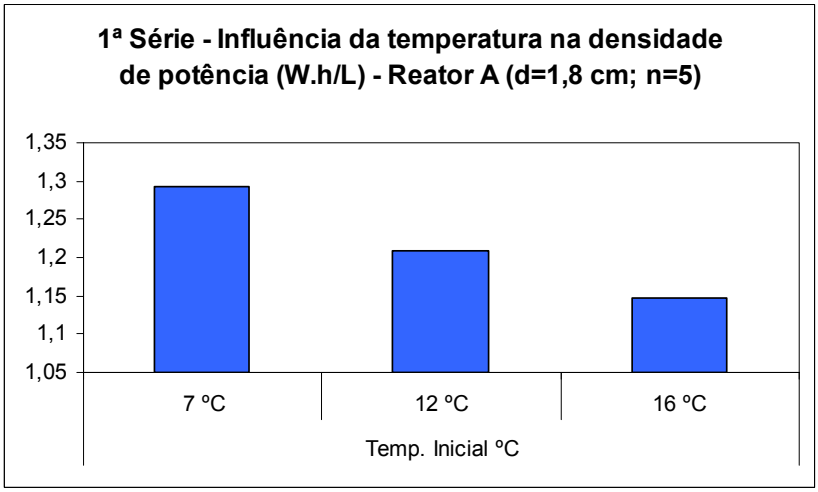


Gráfico 5.13 - 1ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura no consumo de energia reator A (anodos de Al (n=5), *i*=2,9 A e *t*=10 min)

5.3.1.2 – Ensaios com o **reator B** (cantoneiras Brancas, ***d*=0,9 cm**)

Também foi observado aumento da temperatura e do pH (vide **Gráfico 5.14**) durante os ensaios com o processo eletrolítico.

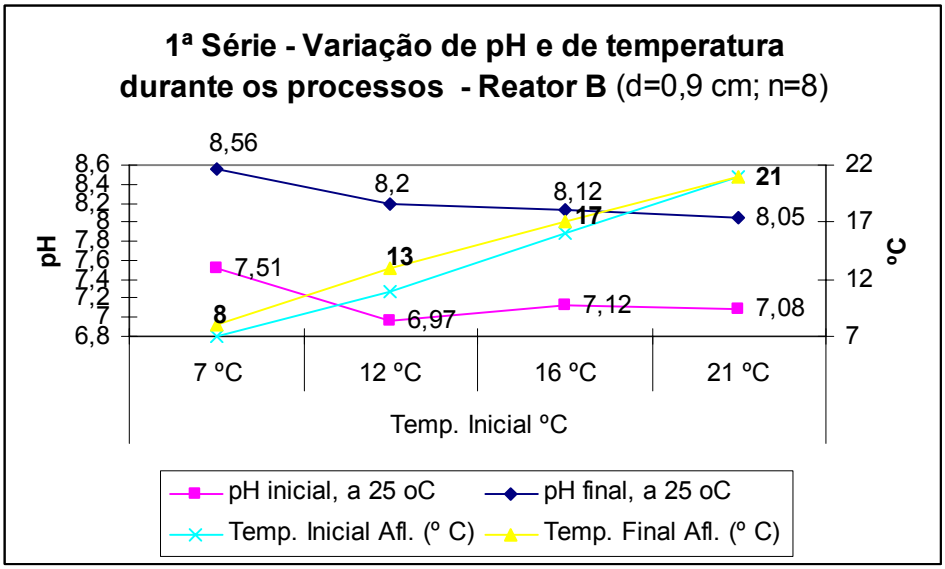


Gráfico 5.14 - 1ª série de ensaios processo eletrolítico – Variação de pH e da temperatura no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A, *t*=10 min) nas temperaturas iniciais do afluente de 7ºC, 12ºC, 16ºC e 21ºC.

O **Gráfico 5.15** mostra a influência da temperatura na eficiência do processo pelos resultados alcançados para DQO, DBO_5 e SST no esgoto tratado (ET):

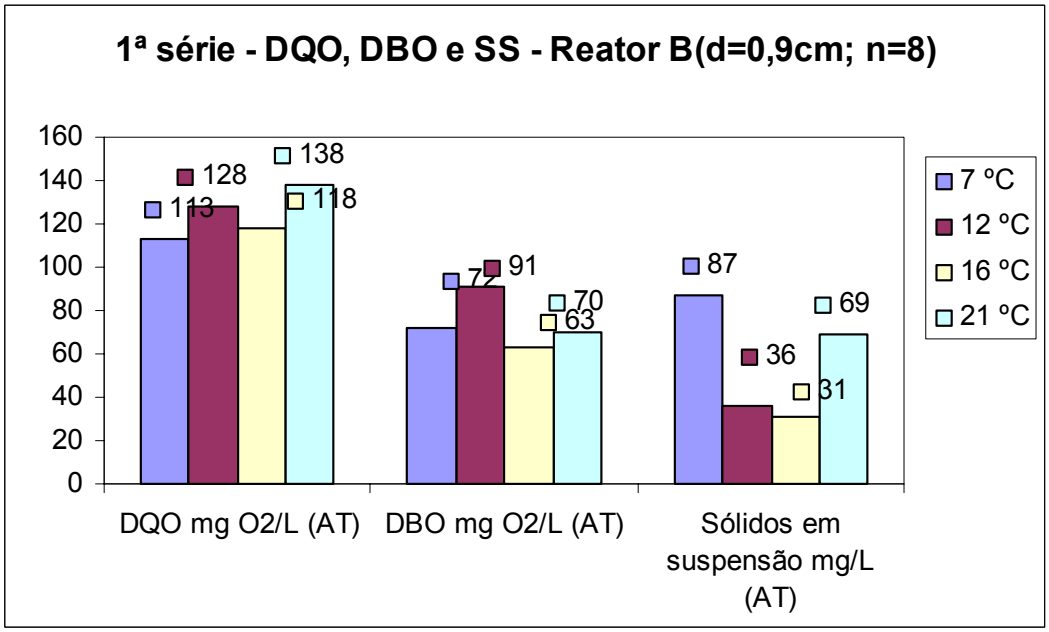


Gráfico 5.15 - 1ª Série de ensaios processo eletrolítico - Resultados de DQO, DBO_5, SST do esgoto tratado (ET) no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A e *t*=10 min).

Nos ensaios realizados com o reator B (d=0,9 cm) com a elevação da temperatura do afluente foi possível observar apenas uma tendência a maiores índices de redução de sólidos em suspensão. No ensaio 1.8 (21ºC) observou-se

inclusive valores maiores de DQO e SST para o esgoto tratado do que os obtidos a 12ºC e 16ºC, o que poderia ser explicado por variação das DBO_5 e DQO iniciais em relação às demais amostras. Novamente, o principal efeito observado com o aumento da temperatura do esgoto está associado à diminuição da diferença de potencial obtida para uma mesma intensidade de corrente com a conseqüente diminuição da densidade de potência, conforme mostrado nos **Gráficos 5.16 e 5.17:**

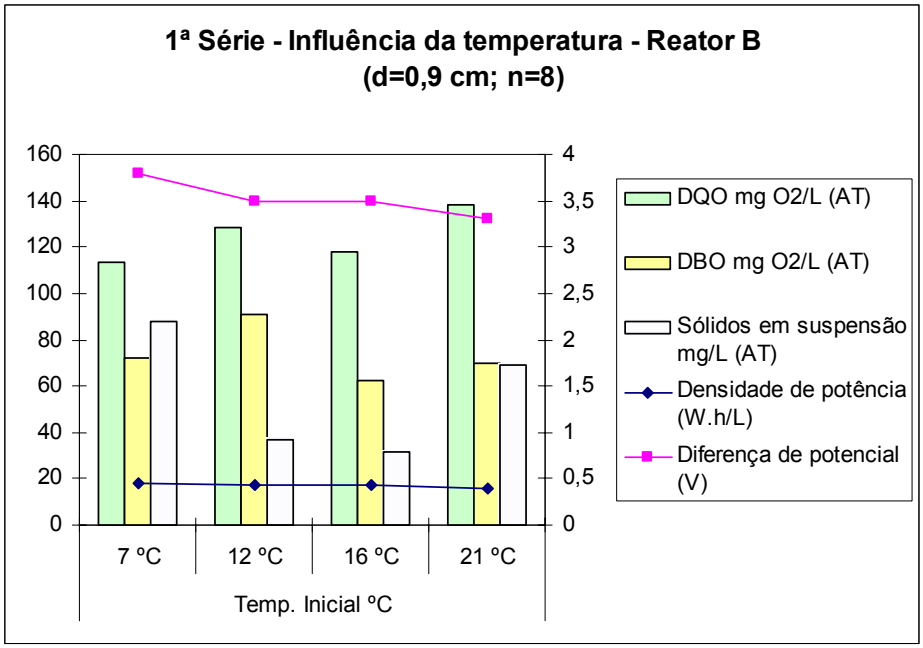


Gráfico 5.16 - 1ª Série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura nos resultados de DQO, DBO_5 e SST do ET, na diferença de potencial e no consumo de energia no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A e *t*=10 min).

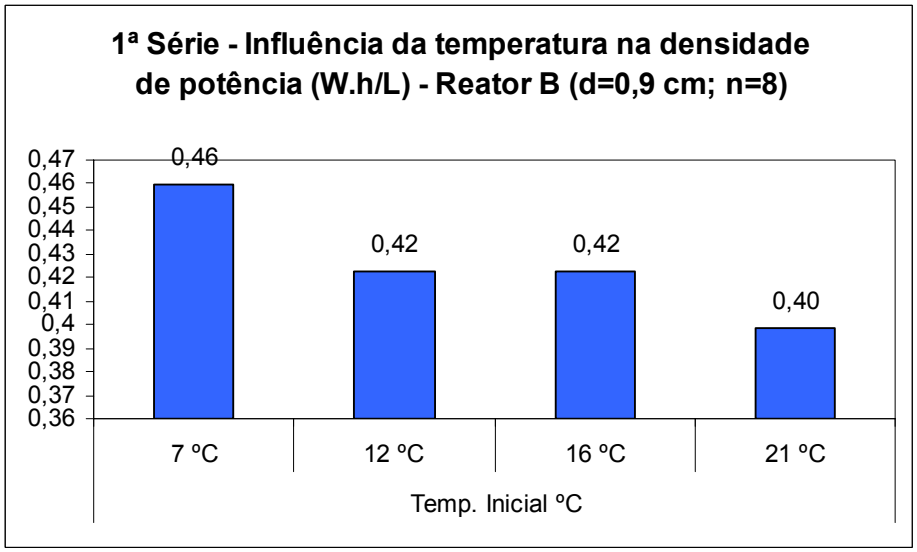


Gráfico 5.17 - 1ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura no consumo de energia no reator B (anodos de Al (n=8), *i*=2,9 A e *t*=10 min).

5.3.1.3 – Comparação entre os reatores A (d=1,8 cm) e B (d=0,9 cm), quanto à densidade de potência e redução de DQO

O **Gráfico 5.18** mostra a comparação entre os Reatores A e B, nas temperaturas de 7ºC, 12ºC e 17ºC e os valores obtidos para o Reator B em 21ºC:

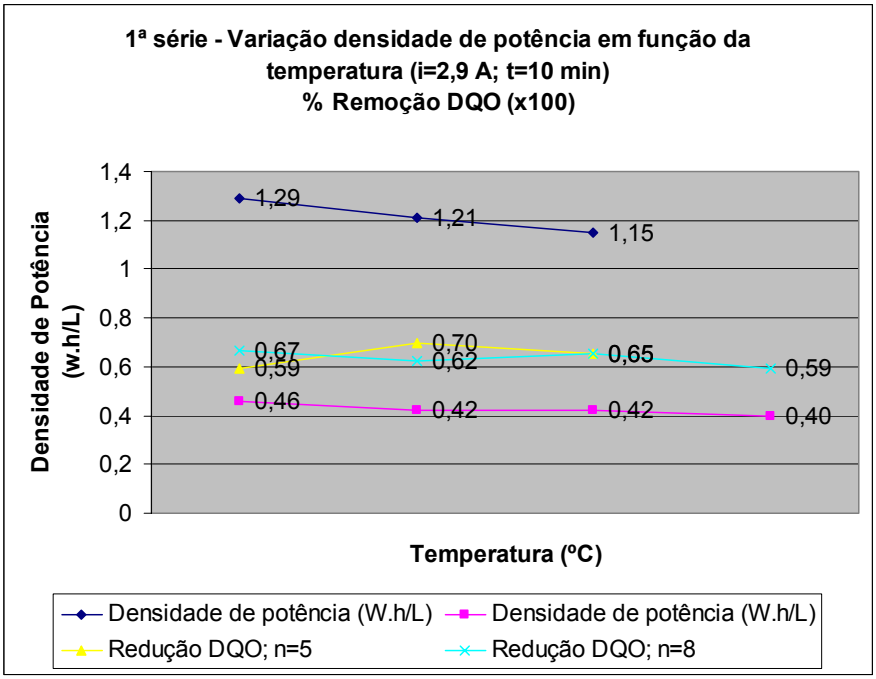


Gráfico 5.18 – 1ª Série de ensaios processo eletrolítico - Comparação entre os resultados de densidade de potência e redução de DQO, com anodos de Al, *i*=2,9 A, *t*= 10 min, nos reatores A (*n*=5) e B (*n*=8), nas temperaturas iniciais de 7ºC, 12ºC, 17ºC e 21ºC

Neste caso os dois reatores apresentaram eficiências similares, apresentando resultados de redução de DQO na faixa de 60 a 70% com tempo de processo de 10 min. Entretanto o reator com menor espaçamento entre as placas apresenta um menor consumo de energia.

5.3.2 – <u>2ª Série de ensaios</u>

Parâmetros fixos: *i*=2,9 A; Material do anodo: Al; *t*= 10 min (reator A)

Variáveis: Temperatura inicial = 7ºC, 12ºC, 16ºC e 21ºC;

Distância entre as placas = 1,8 cm (n=5) e 0,9 cm (n=8); e

Tempo = 10 e 12 min (reator B). O objetivo de aumentar-se o tempo para 12 min foi aumentar a eficiência do processo.

A partir da segunda série, o esgoto tratado (ET) era misturado, retirada uma amostra de 1 L para ensaio de volume de lodo e o restante transferido para *becker* de 3L e submetido a operação de sedimentação por um período mínimo de 2 hs.

5.3.2.1 – Ensaios com o reator A (cantoneiras Amarelas, d=1,8 cm)

Durante os ensaios da 2ª série também é possível observar o aumento do pH e da temperatura do esgoto tratado (ET), conforme mostrado no **Gráfico 5.19**. O pH manteve-se abaixo de 9.

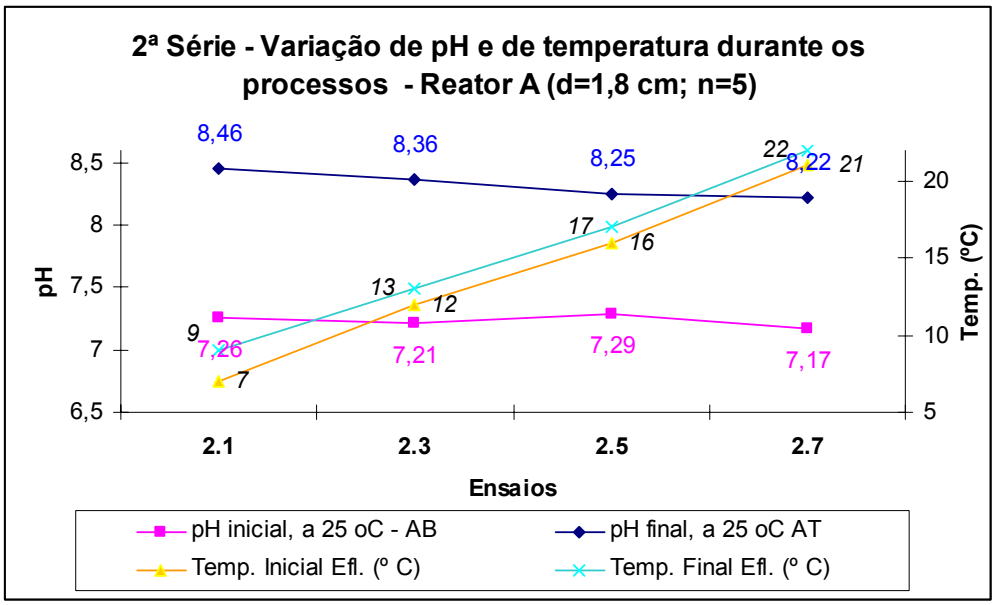


Gráfico 5.19 - 2ª Série de ensaios processo eletrolítico – Variação de pH e da temperatura no reator A (*i*=2,9 A, *t*=10 min), nas temperaturas iniciais do esgoto de 7ºC, 12ºC, 16ºC e 21ºC

Quanto à influência da temperatura na eficiência do processo, o **Gráfico 5.20** mostra os resultados alcançados para DQO, DBO_5 e SST após o processo eletrolítico, nas temperaturas de 7ºC, 12ºC, 16ºC e 21ºC. É possível observar que com o aumento da temperatura do afluente há uma pequena tendência a maiores índices de redução de DQO e principalmente sólidos em suspensão (SST). No caso da DBO_5 (ET) essa tendência não se confirmou. Entretanto, pode ter havido pequena variação das DBO_5 e DQO iniciais entre as amostras.

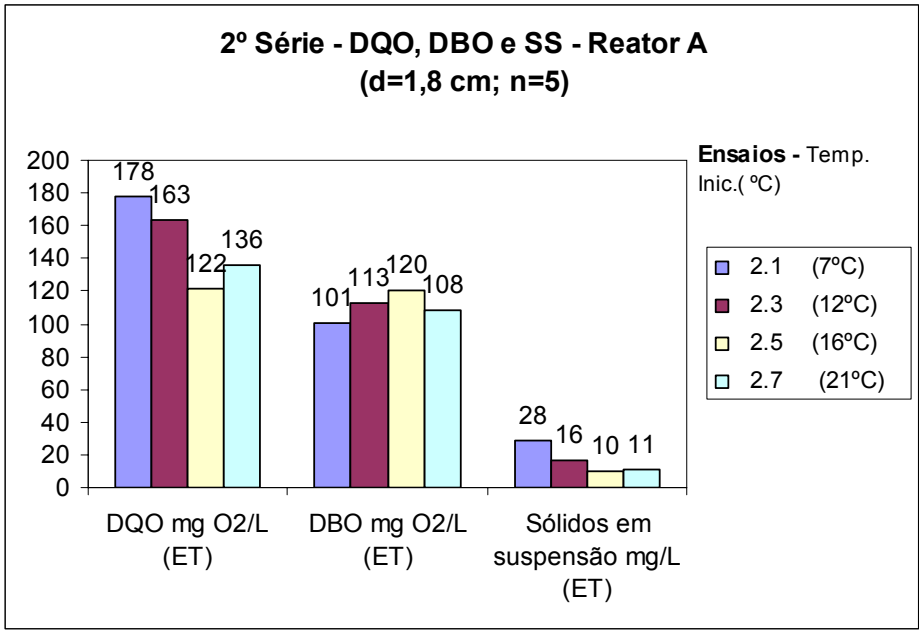


Gráfico 5.20 - 2ª série de ensaios processo eletrolítico - Resultados de DQO, DBO_5 e SST dos esgotos tratados (ET) no reator A (anodos de Al (*n*=5), *i*=2,9 A e *t*=10 min), nas temperaturas de 7ºC, 12ºC, 16ºC e 21ºC

Nesta série também repetiu-se o principal efeito observado na 1º série com o aumento da temperatura, ou seja, a diminuição do consumo de energia (**Gráficos 5.21** e **5.22**):

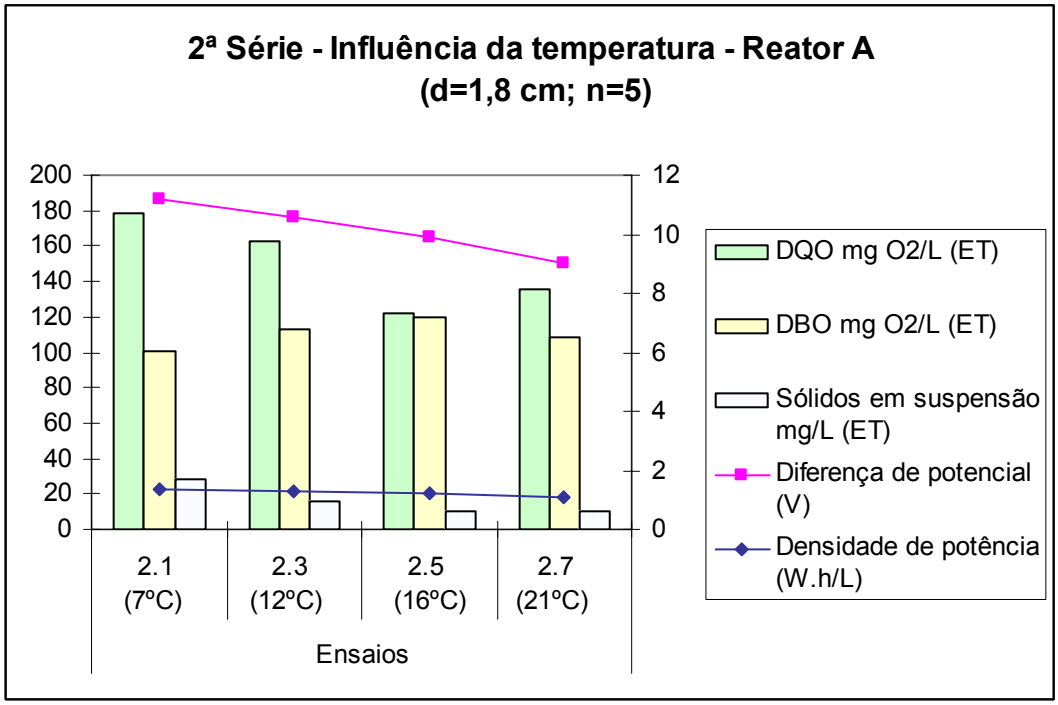


Gráfico 5.21 - 2ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura nos resultados de DQO, DBO_5 e SST do ET, na diferença de potencial e no consumo de energia no reator A (anodos de Al (*n*=5), *i*=2,9 A e *t*=10 min)

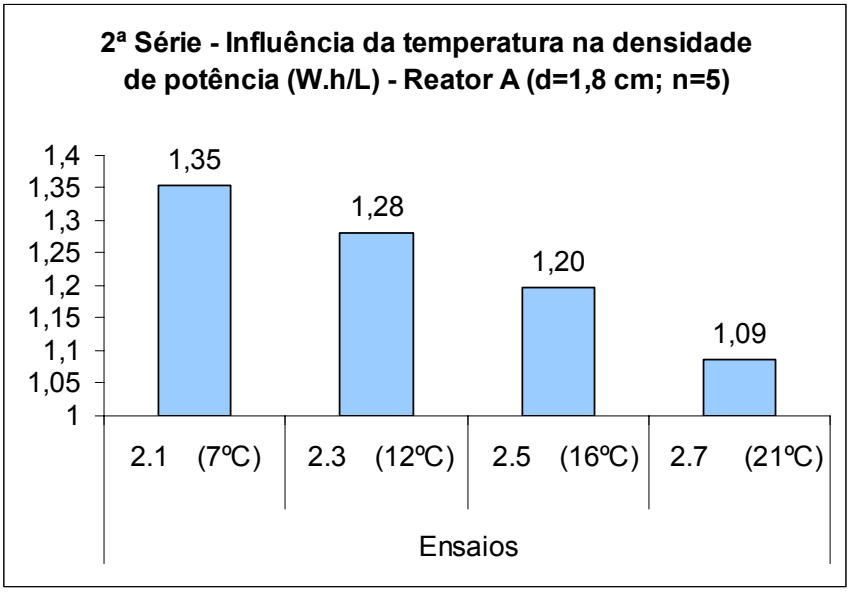


Gráfico 5.22 - 2ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura no consumo de energia reator A (anodos Al (n=5), *i*=2,9 A e *t*=10 min)

5.3.2.2 – Ensaios com o reator B (cantoneiras Brancas, d=0,9 cm)

Conforme já observado, há um aumento da temperatura decorrente do efeito Joule, e do pH, conforme mostrado no **Gráfico 5.23**. O pH do Afluente Tratado também manteve-se abaixo de 9.

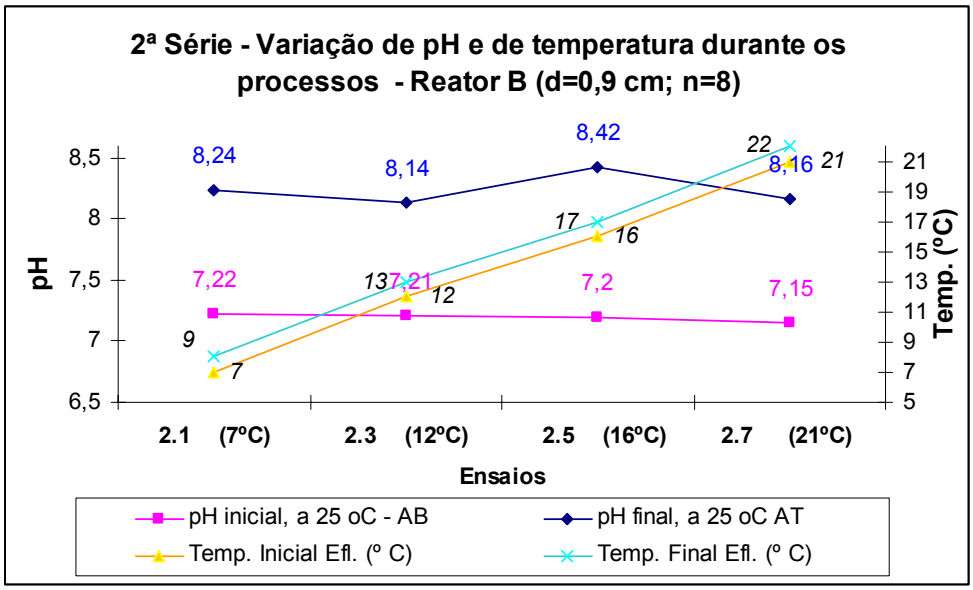


Gráfico 5.23 - 2ª série de ensaios – Variação de pH e da temperatura durante os processos eletrolíticos no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A, *t*=10 min) nas temperaturas iniciais do afluente de 7ºC, 12ºC, 16ºC e 21ºC

Quanto à influência da temperatura na eficiência do processo, o **Gráfico 5.24** mostra os resultados alcançados para DQO, DBO_5 e SST no efluente após o processo eletrolítico (ET), nas temperaturas de 7ºC, 12ºC, 16ºC e 21ºC:

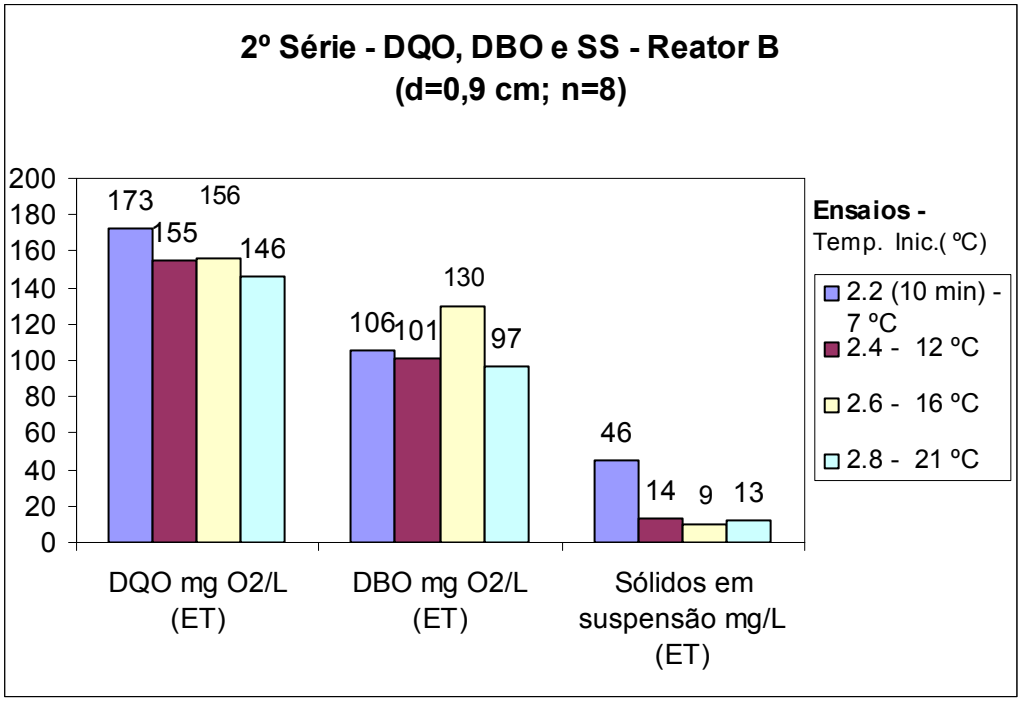


Gráfico 5.24 - 2ª série de ensaios - Resultados de DQO, DBO_5 e SST do esgoto tratado (ET) por processo eletrolítico no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A e *t*=10 min)

Foi possível observar uma tendência a maior redução dos valores de DQO e de SST a partir de 12ºC. No ensaio 2.6 (17ºC), observaram-se valores maiores de DQO e de DBO para o efluente tratado do que os obtidos a 22ºC, entretanto também poderia ser explicado por variação dos valores de DBO_5 e DQO iniciais em relação às demais amostras.

Novamente, o principal efeito observado com o aumento da temperatura está associado à diminuição da diferença de potencial obtida para uma mesma intensidade de corrente com a conseqüente diminuição da densidade de potência, e consumo de energia conforme mostrado nos **Gráficos 5.25 e 5.26**:

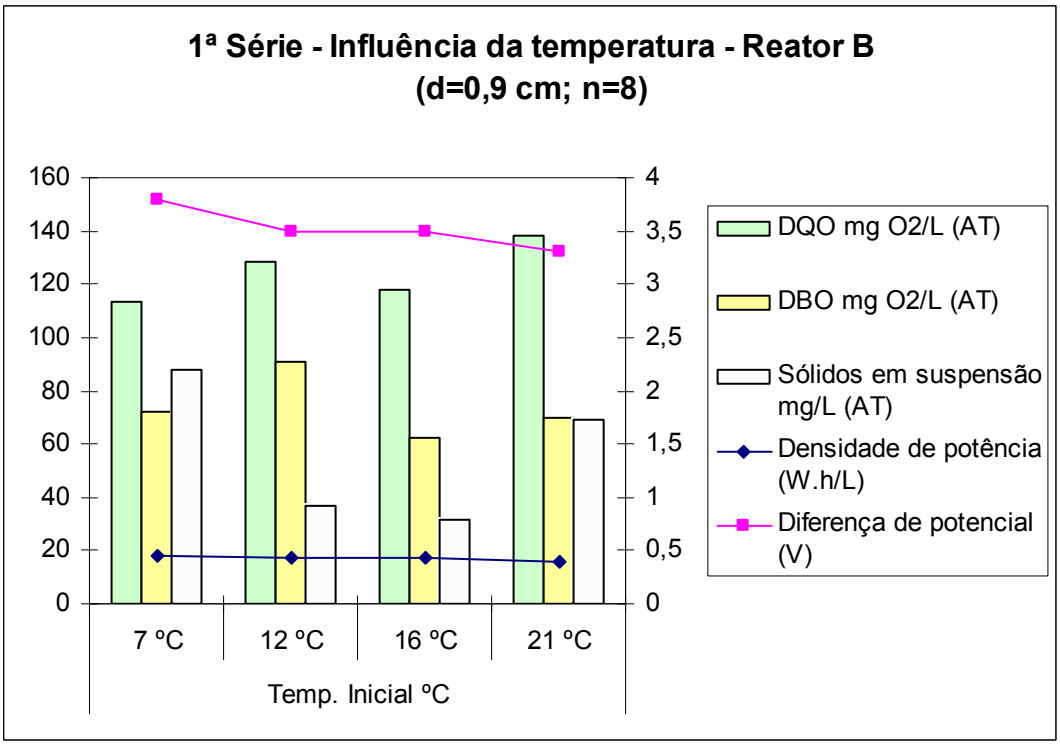


Gráfico 5.25 - 2ª série de ensaios processo eletrolítico - Influência da variação de temperatura nos resultados de DQO, DBO e SS do esgoto tratado (ET), na diferença de potencial e no consumo de energia no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A e *t*=10 min)

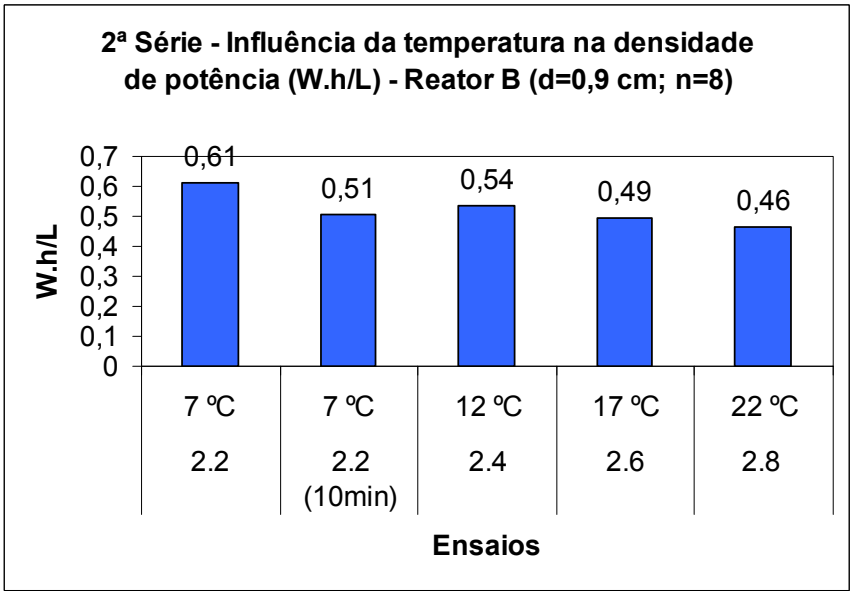


Gráfico 5.26 - 2ª série de ensaios - Influência da variação de temperatura no consumo de energia nos processos eletrolítico no reator B (anodos de Al (n=8), *i*=2,9 A e *t*=10 min)

5.3.2.3 – Comparação entre os reatores de d=1,8 cm e d=0,9 cm, quanto à densidade de potência e redução de DQO

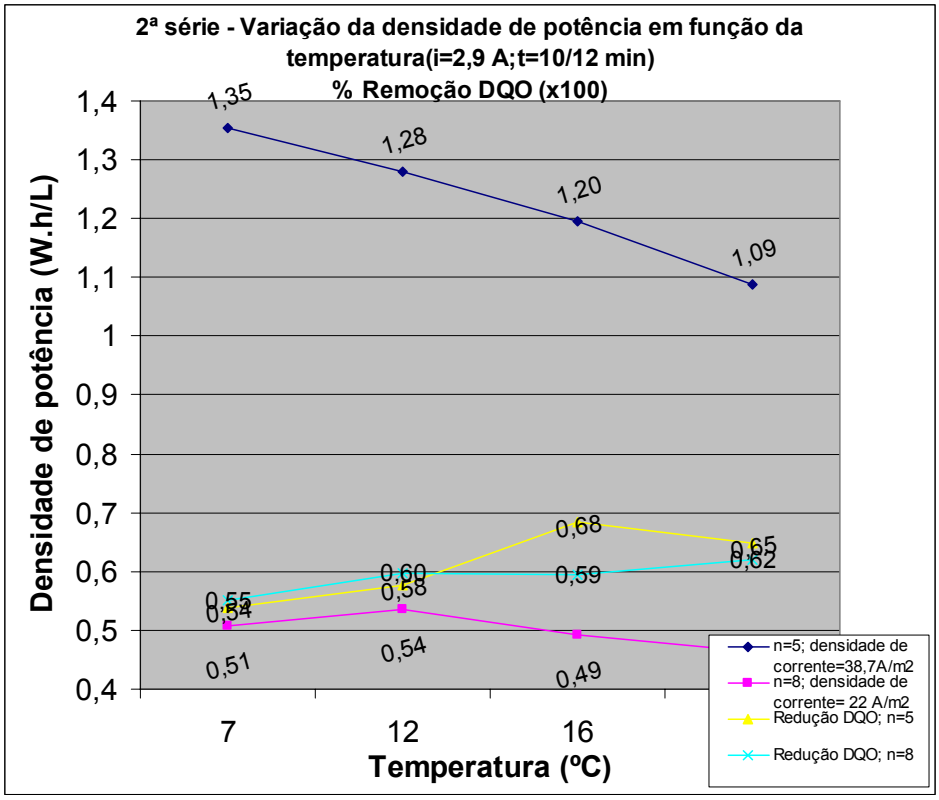


Gráfico 5.27 - 2ª Série de ensaios - Comparação entre os resultados dos processos eletrolíticos (anodos de Al, *i*=2,9 A, *t*= 10 min), nos reatores A (*n*=5) e B (*n*=8), quanto à densidade de potência e redução de DQO, nas temperaturas iniciais de 7ºC, 12ºC, 16ºC e 21ºC

5.3.3 – 3ª Série de ensaios

Parâmetros: *i*=2,9 A e *t*= 15 min e material do anodo: Al

Variáveis: temperatura inicial (Θ_i) = 8ºC, 11ºC, 16ºC e 22ºC; e

distância entre as placas (*d*) = 1,8 cm (*n*=5) e 0,9 cm (*n*=8)

t = 16 min (3.7 e 3.8), *t*= 20 min (3.4)

i= 3,3 A (3.2)

Cabe ressaltar que na terceira série de ensaios as amostras também foram misturadas após o processo e submetidas a processo de sedimentação.

5.3.3.1 – Ensaios com o reator A (*d*=1,8 cm)

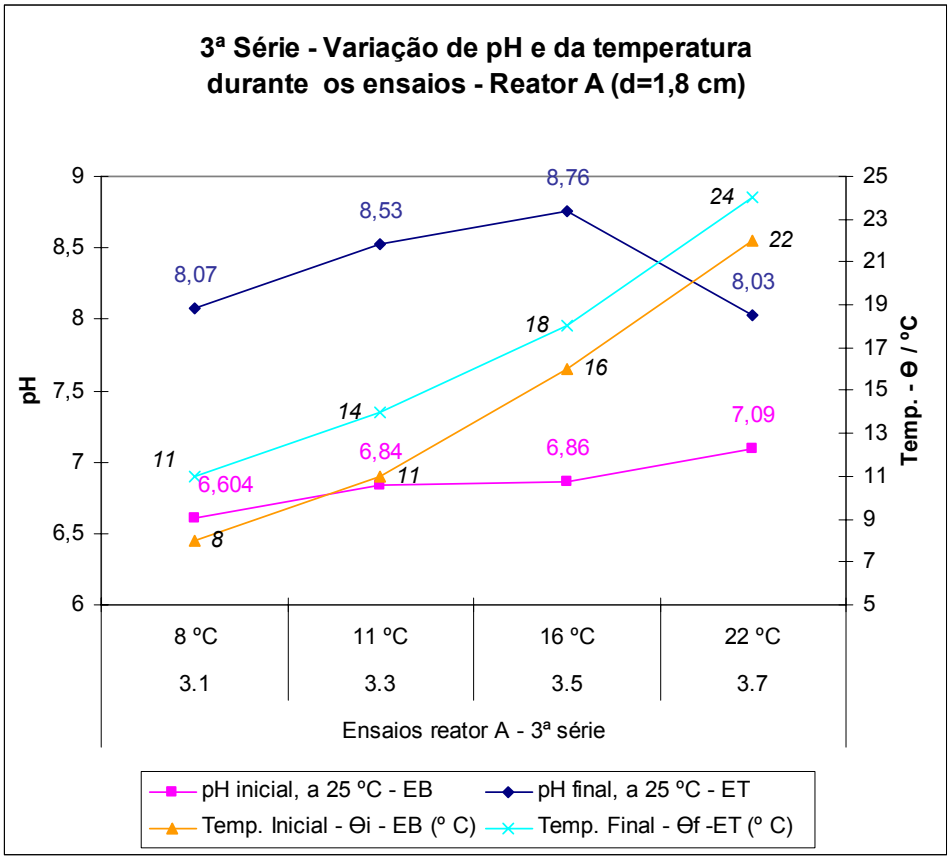


Gráfico 5.28 - 3ª Série de ensaios – Variação do pH e da temperatura durante os processos eletrolíticos no reator A (*i*=2,9 A, *t*=15 min), nas temperaturas iniciais (Θ_i) de 8ºC, 11ºC, 16ºC e 22ºC

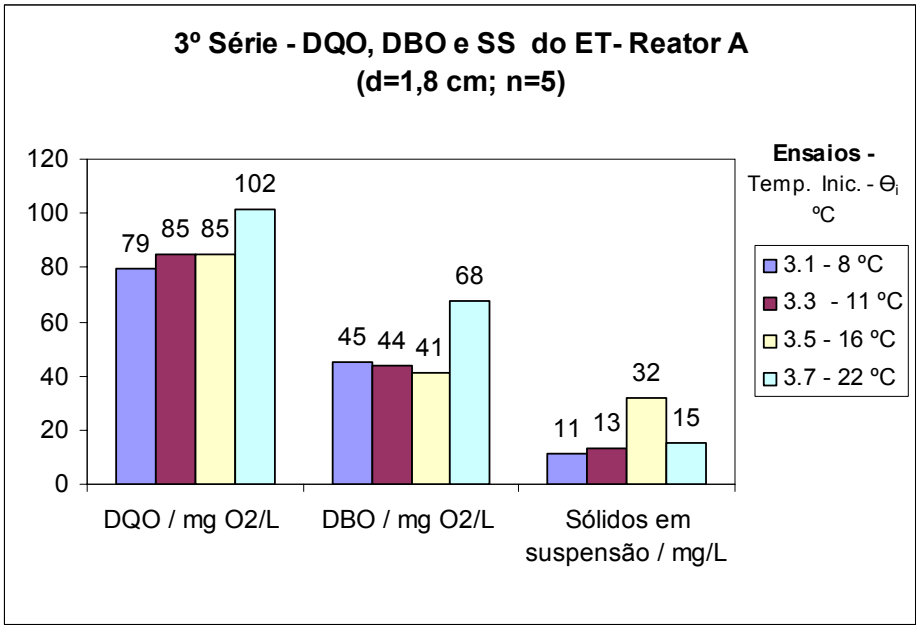


Gráfico 5.29 - 3ª série de ensaios - Resultados de DQO, DBO_5 e SST dos esgotos tratados (ET) com processo eletrolítico no reator A (anodos de Al (*n*=5), *i*=2,9 A e *t*=15 min), nas temperaturas iniciais (Θ_i) de 8ºC, 11ºC, 16ºC e 22ºC

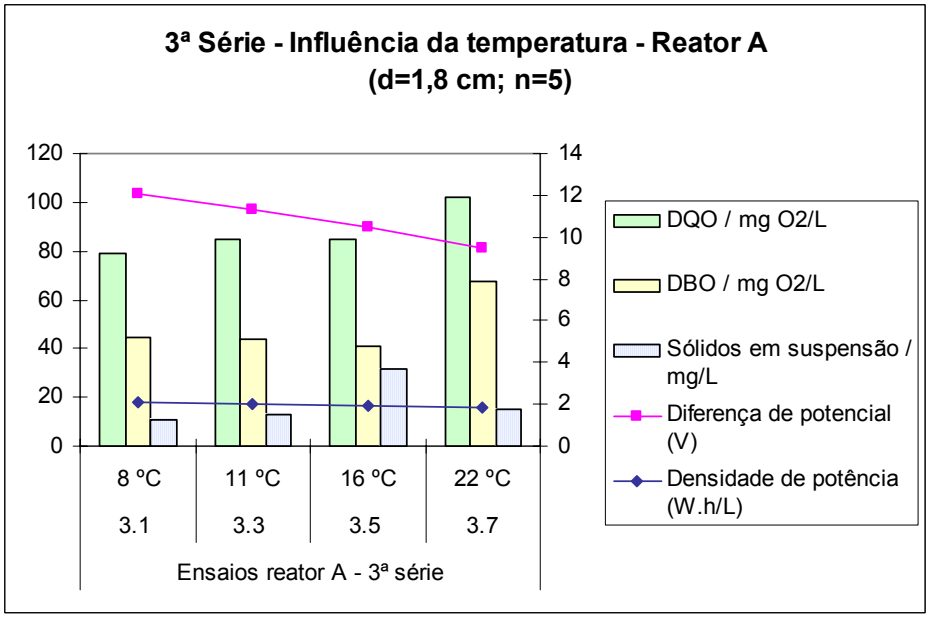


Gráfico 5.30 - 3ª série de ensaios - Influência da variação de temperatura nos resultados de DQO, DBO_5 e SST do ET, na diferença de potencial e no consumo de energia nos processos eletrolíticos no reator A (anodos de Al (*n*=5), *i*=2,9 A e *t*=15 min)

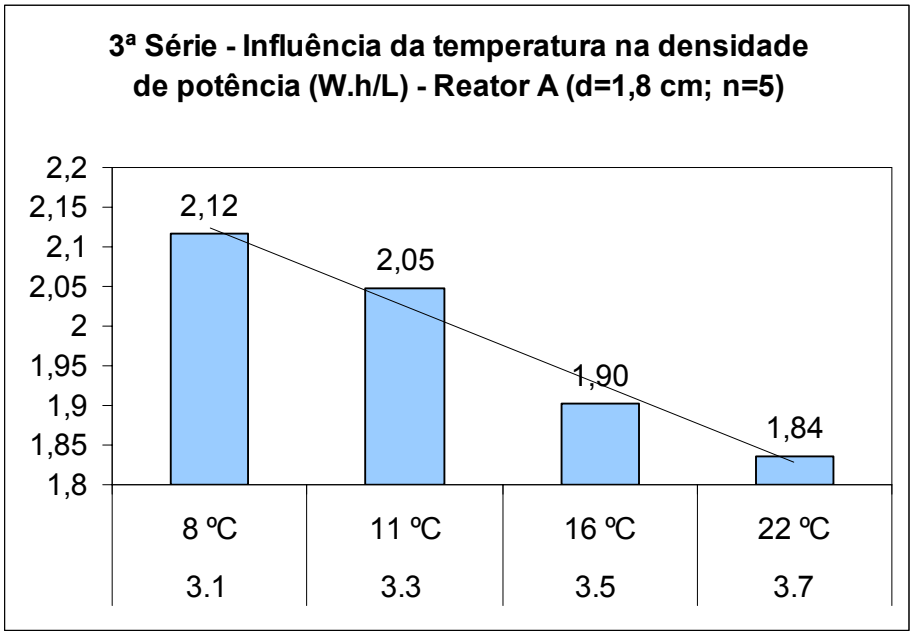


Gráfico 5.31 - 3ª série de ensaios - Influência da variação de temperatura no consumo de energia nos processos eletrolíticos no reator A (anodos de Al (n=5), *i*=2,9 A e *t*=15 min)

5.3.3.2 – Ensaios com o reator B (d=0,9 cm)

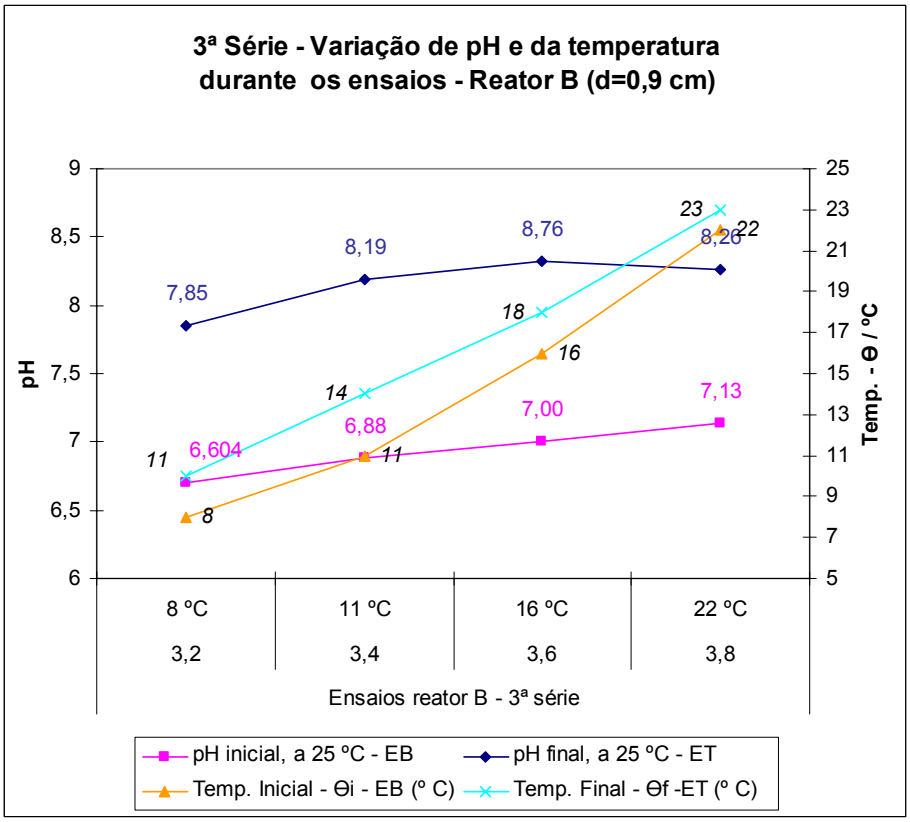


Gráfico 5.32 - 3ª Série de ensaios – Variação do pH e da temperatura durante os processos eletrolíticos no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A, *t*=15 min) nas temperaturas iniciais do EB de 8ºC, 11ºC, 16ºC e 22ºC

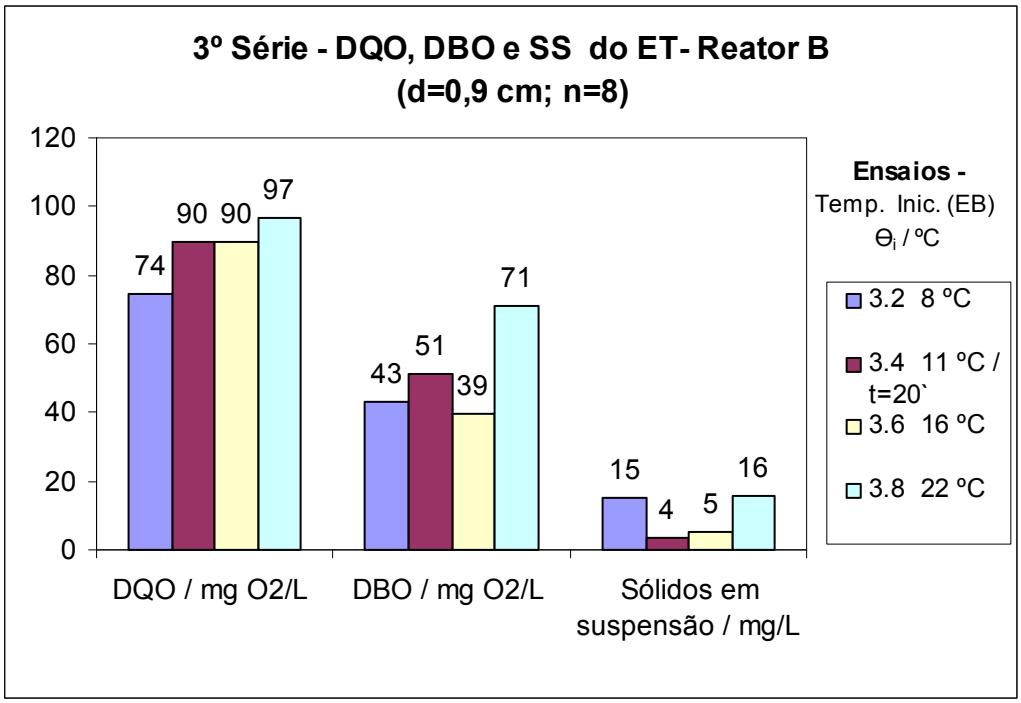


Gráfico 5.33 - 3ª série de ensaios - Resultados de DQO, DBO_5, SST dos esgotos tratados (ET) por processo eletrolítico no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A e *t*=15 min)

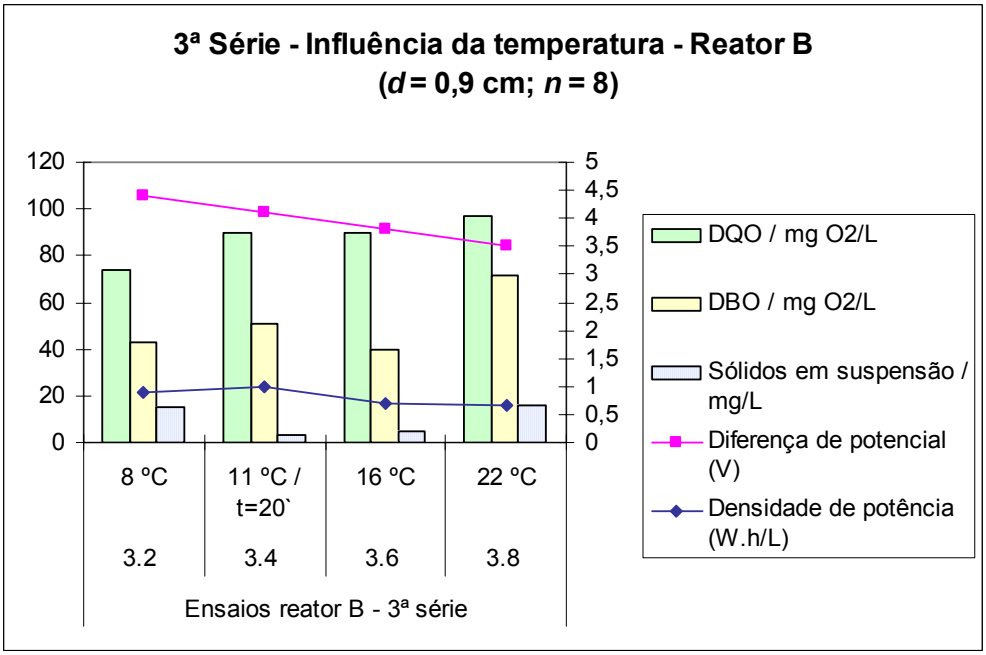


Gráfico 5.34 - 3ª série de ensaios - Influência da variação de temperatura nos resultados de DQO, DBO_5 e SST do esgoto tratado (ET), na diferença de potencial e no consumo de energia nos processos eletrolíticos no reator B (anodos de Al (*n*=8), *i*=2,9 A e *t*=15 min)

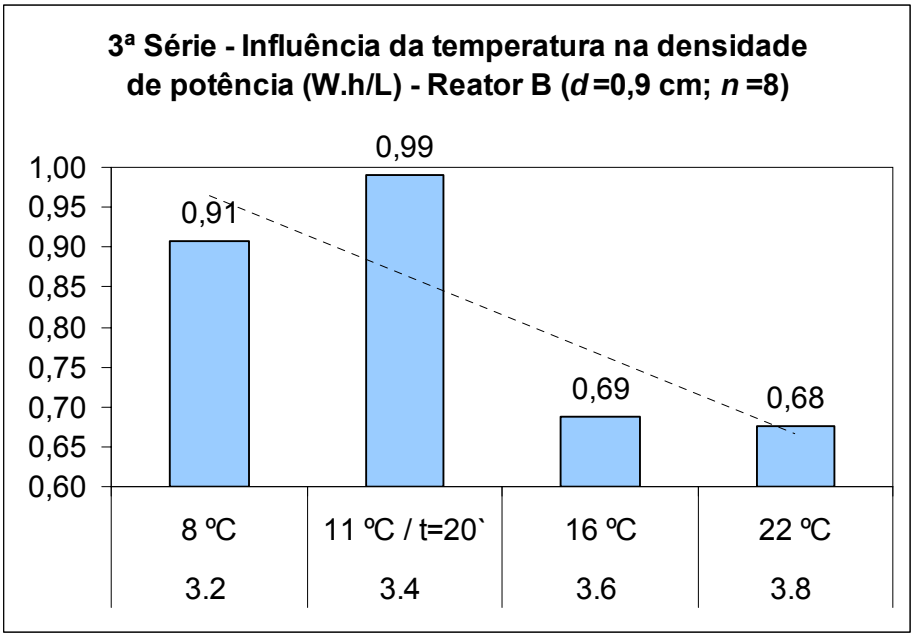


Gráfico 5.35 - 3ª série de ensaios - Influência da variação de temperatura no consumo de energia nos processos eletrolíticos no reator B (anodos de Al (n=8), *i*=2,9 A e *t*=15 min).

5.3.3.3 – Comparação entre os reatores de d=1,8 cm e d=0,9 cm, quanto à densidade de potência e redução de DQO

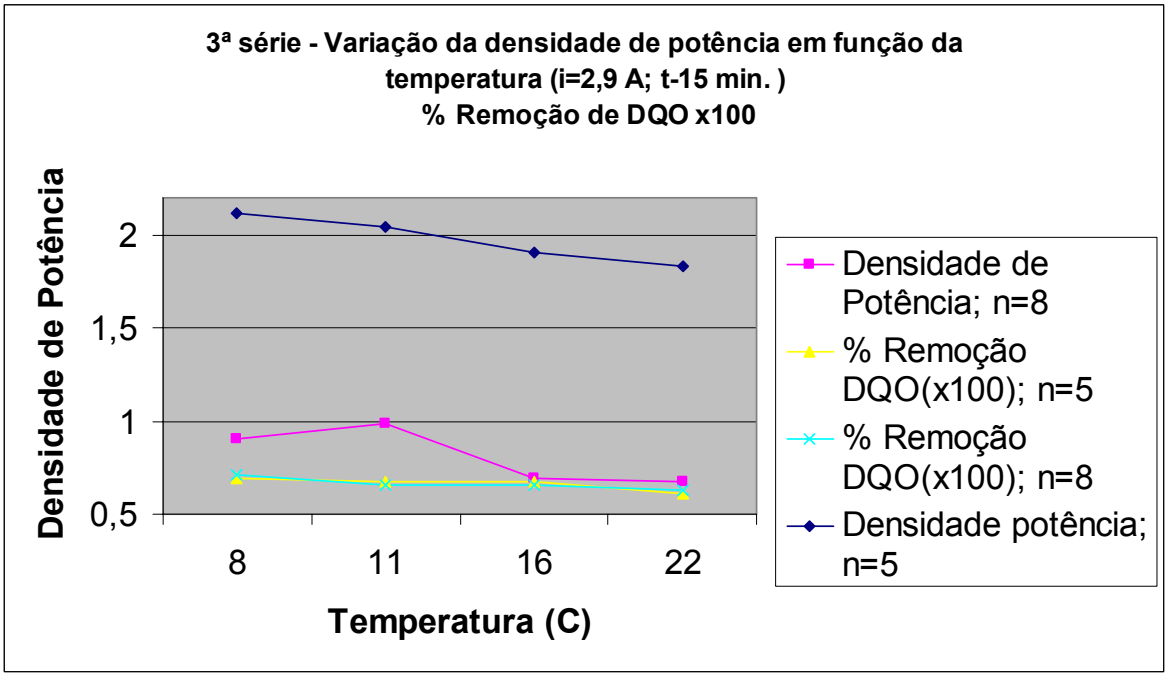


Gráfico 5.36 - 3ª série de ensaios - Comparação entre os resultados dos processos eletrolíticos (anodos de Al, *i*=2,9 A, *t*= 15 min), nos reatores A (*n*=5) e B (*n*=8), quanto à densidade de potência e redução de DQO, nas temperaturas iniciais de 8ºC, 11ºC, 16ºC e 22ºC.

5.4 – Ensaios realizados com placas de aço carbono

As quartas e quinta séries de ensaios foram realizadas com placas de desgaste (anodos) de aço carbono.

5.4.1 – 4ª série de ensaios

Nesta série, foram realizados vários ensaios de parametrização, de forma a aumentar-se a eficiência do processo. Para tal, foram adotados:

Parâmetros: Material do anodo: Fe; e Temperatura inicial (Θ_i) = 11ºC a 17ºC;

Variáveis: Para distância entre as placas = 0,9 cm (*n*=8): *densidade de potência* = 1 W.h/L (*i*= 2,9 A, *t*= 20 min) e *densidade de potência* = 1,5 W.h/L (*i*= 3,6 A, *t*= 20 min; e *i*= 2,1 A, *t*= 46 min);

Para distância entre as placas = 1,8 cm (*n*=5): *i*= 2,9 A (*t*= 15 min e 20 min); e *i*= 2,1 A (*t*= 15 min, 22 min e 30 min).

Inicialmente se repetiram as condições dos ensaios 3.3 em 4.3 (reator A - *d*=1,8 cm, *i* = 2,9 A, *t* = 15 min, Θ_i = 12ºC) e de 3.4 em 4.4 (reator B – *d*=0,9 cm, *i*=2,9 A, *t*= 20 min, Θ_i = 12ºC), para comparar-se a eficiência dos eletrodos de desgaste de aço carbono com os de alumínio, conforme **Gráfico 5.37**:

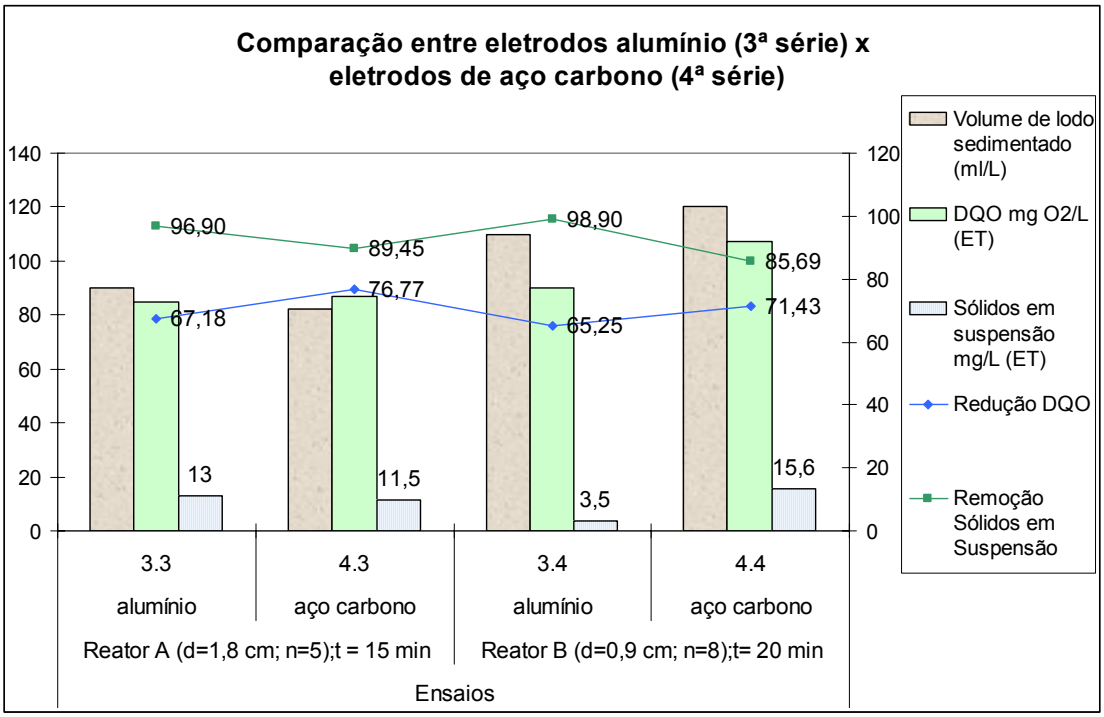


Gráfico 5.37 – Comparação dos resultados obtidos com eletrodos de desgaste de alumínio (Ensaios 3.3 e 3.4) e de aço carbono (Ensaios 4.3 e 4.4)

5.4.1.1 Ensaios com o Reator A (*d*=1,8 cm)

Após a realização do ensaio 4.3 (*i*=2,9 A, *J*=39 A/m^2, t=15 min), foi realizado o primeiro ensaio de parametrização (ensaio 4.P1), diminuindo-se a densidade superficial de corrente para 28,28 A/m^2 (*i*= 2,1 A), mantendo-se o mesmo tempo, de forma a verificar-se a possibilidade de diminuir-se o consumo de energia. Posteriormente, foi variado o tempo para 22 min (4.P2) e 30 min (4.P3) para aumentar-se a eficiência do processo.

Observou-se que maiores eficiências para redução de DQO e de SS foram alcançadas com o aumento do tempo do processo, para 22 min (4.P2) e 30 min (4.P3), conforme mostrado no **Gráfico 5.37**.

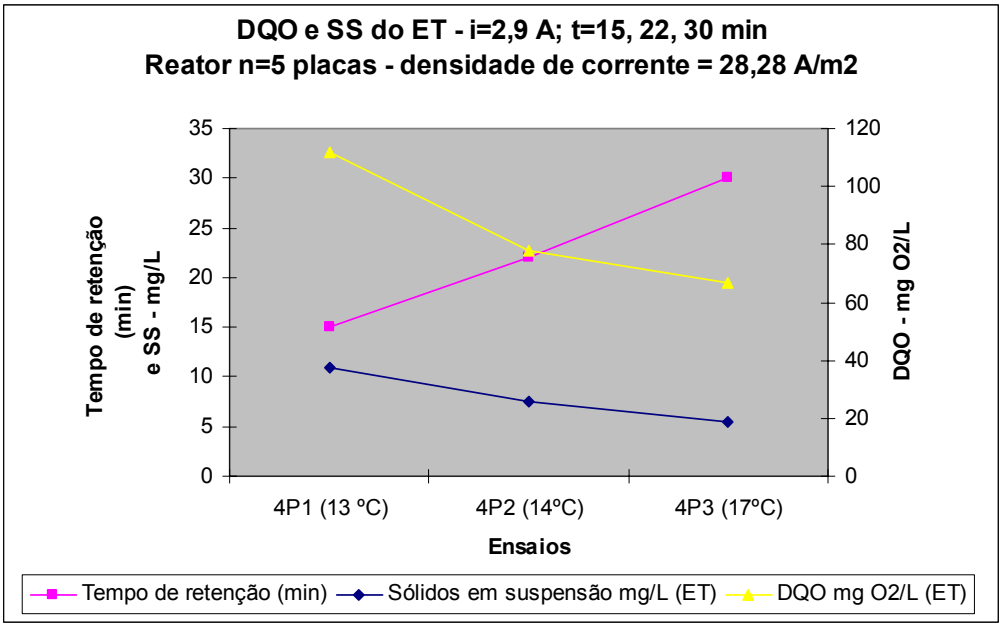


Gráfico 5.38 – 4ª série – Resultados de DQO e de SST do ET nos processos eletrolíticos no reator A (anodos de Fe (n=5), *i*=2,1 A e *t*= 15 min, 22 min e 30 min)

A densidade de potência aplicada no ensaio 4.P3, que apresentou os melhores resultados, foi da ordem de 1,94 W.h/L, similar a aplicada no ensaio 4.3 (1,92 W.h/L), que usou maior densidade de corrente e menor tempo de retenção. Entretanto a variação da temperatura no ensaio 4.P3 foi de +5ºC e no ensaio 4.3 foi de +2ºC.

Neste caso em que houve uma diferença significativa entre os aumentos de temperatura dos ensaios 4.P3 e 4.3, conclui-se que no ensaio 4.P3 houve mais perdas associadas ao efeito Joule, embora ambas tenham apresentado consumo de

energia (densidade de potência) similares. A seguir são detalhados os cálculos relativos a estimativa de aumento de temperatura, de acordo com o método usado por Ferreira (2006) e baseado na potência fornecida ao sistema:

Cálculo da relação entre $Q_{4.P3}$ e $Q_{4.3}$, baseado na **Equação 3.6** (p. 102) e no valor de aumento de temperatura observado:

$$\frac{Q_{4.P3}}{Q_{4.3}} = \frac{Cpx5}{Cpx2} = \Delta T_{4.P3} / \Delta T_{4.3} \text{ observado} = 2{,}5$$

Sendo:

C_p = capacidade calorífica da solução, em cal/g ºC

ΔT= diferença entre as temperaturas final e inicial do efluente, em ºC

A partir de dados do sistema (**Tabela 5.4**) também podemos estimar o aumento da temperatura pelo efeito Joule de $Q_{4.P3}$ e de $Q_{4.3}$:

Tabela 5.4 – Dados dos processos eletrolíticos dos ensaios 4.P3, 4.3, 4.P2 e 4.P1

Dados Processo	Ensaios			
	4.P3	4.3	4.P2	4.P1
Tensão (V)	7,4	10,6	7,8	7,7
Corrente (A)	2,1	2,9	2,1	2,1
Tempo de retenção (min)	30	15	22	15
Volume afluente (L)	4	4	4	4
Potência (W)	15,54	30,74	16,38	16,17
ΔT (ºC)	+ 5	+ 2	+ 3	+ 2
Consumo de energia (W.h/L)	1,942	1,921	1,50	1,01

$P_{4.P3}$ = 15,54 W = 15,54 e t = 30 min = 0,5 h

$Q_{4.P3}$ = 15,54 x 0,5 = 7.77 W.h= 27.972 J = 6.680,99 cal

$P_{4.3}$ = 30,74 W e t= 15 min = 0,25 h

$Q_{4.3}$ = 30,74 x 0,25 = 7,69 W.h = 27 684 J = 6.607,91 cal

$\Delta T_{4.P3} / \Delta T_{4.3}$ calculado = (6 680,99 /(C_p x m))/(6 607,91/(C_p x m) = 1,01 $\neq$ valor observado = 2,5.

Considerando-se a capacidade calorífica e a massa específica do efluente as mesmas da água, tem-se Cp = 1 cal/g ºC e ´Y= 1g/mL.

Logo, pode-se estimar as variações de temperatura para os ensaios:

$\Delta T_{4.P3} =$ 6 680,99 / (1 x 4000) = 1,74 ºC ;

$\Delta T_{4.3} =$ 6 607,91 / (1 x 4000) = 1,65 ºC;

$\Delta T_{4.P2} =$ 5.164,23/ (1 x 4000) = 1,29 ºC; e

$\Delta T_{4.P1} =$ 3.475,92 / (1 x 4000) = 0,86 ºC.

A **Tabela 5.5** sintetiza os cálculos efetuados:

Tabela 5.5 – Variação da temperatura observada e calculada nos processos eletrolíticos dos ensaios 4.P3, 4.3, 4.P2 e 4.P1

Dados Processo	Ensaios			
	4.P3	4.3	4.P2	4.P1
Potência (W)	15,54	30,74	16,38	16,17
Consumo de energia (W.h/L)	1,942	1,921	1,50	1,01
ΔT (ºC)	+ 5	+ 2	+ 3	+ 2
ΔT calculado (ºC)	+ 1,74	+ 1,65	+ 1,29	+ 0,86

O **Gráfico 5.39** ilustra as observações acima:

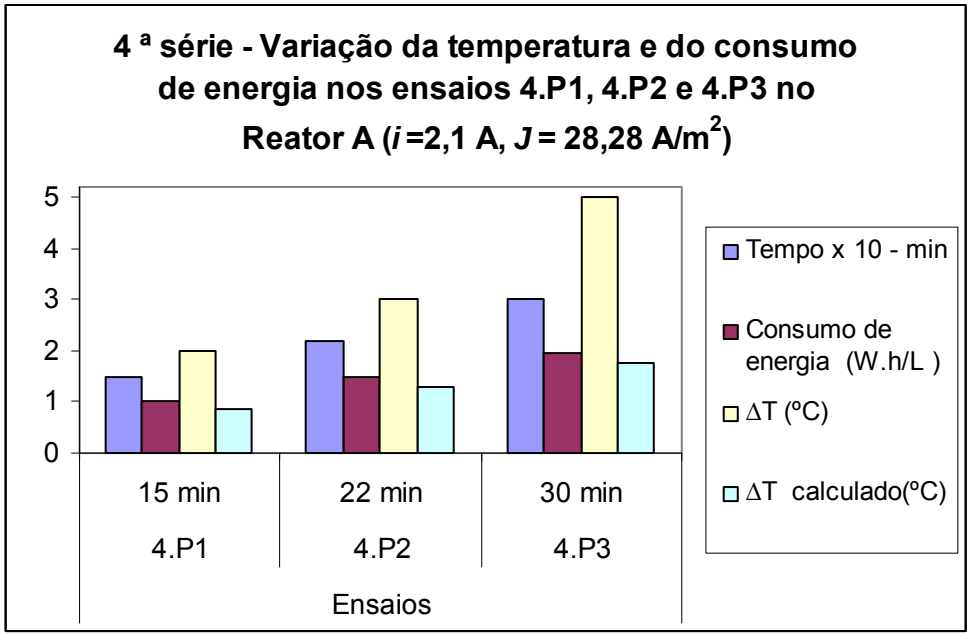


Gráfico 5.39 – 4ª série – Variação da temperatura e do consumo de energia nos ensaios 4.P1, 4.P2 e 4.P3 no reator A ((anodos de Fe (n=5), i= 2,1 A, J = 28,28 A/m^2)

A variação observada no ensaio 4.3 de 2ºC é compatível com o calculado (1,65 ºC), e a diferença pode ser atribuída às aproximações aplicadas para capacidade calorífica e para densidade do afluente e a leitura do termômetro e

principalmente as perdas do sistema, visto que as fórmulas usadas fornecem estimativas teóricas. Entretanto, os aumentos observados de: 5ºC (ensaio 4.P3); 3ºC (ensaio 4.P2) e 2ºC (ensaio 4.P1), em muito superam os valores calculados de 1,74ºC, 1,29ºC e 0,86ºC, respectivamente. Considerando que os parâmetros de tensão e densidade de corrente aplicados no ensaio 4.P3 são menores que no ensaio 4.3, o aumento observado no ensaio 4.P3 pode estar associado ao maior tempo de retenção ou por influência externa.

Outro efeito observado com o aumento do tempo de retenção é o aumento da eficiência pela remoção de sólidos em suspensão, conforme mostrado no **Gráfico 5.40**:

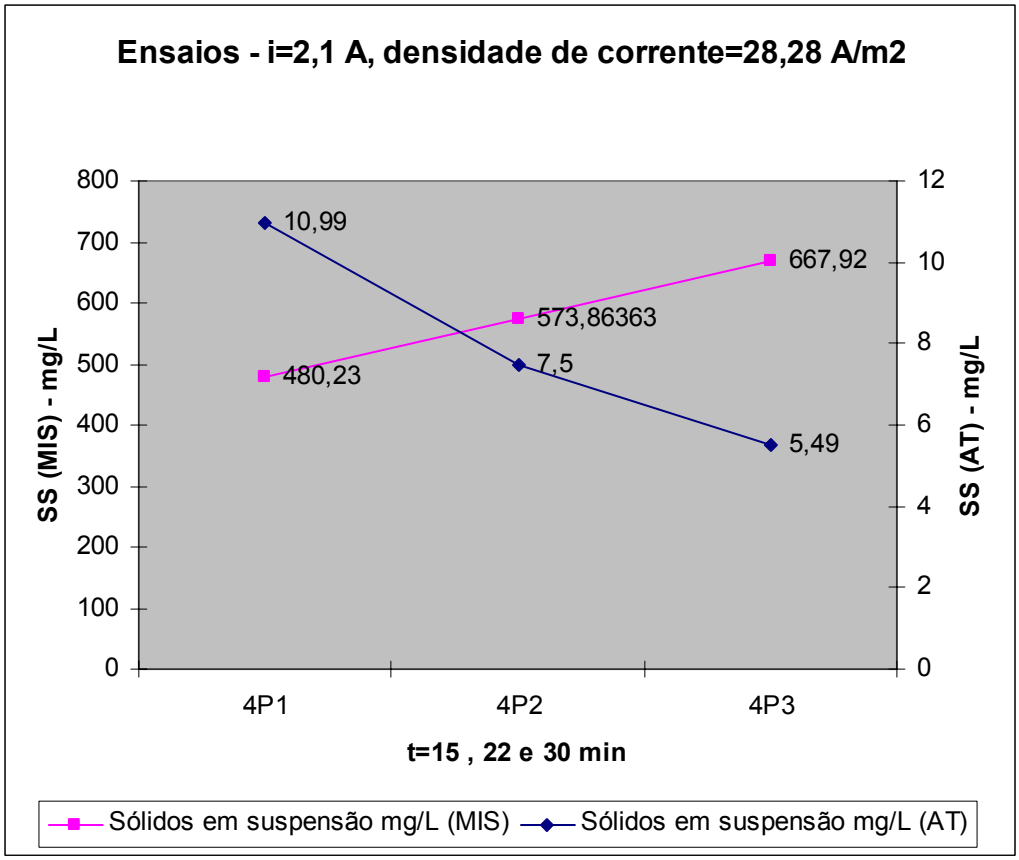


Gráfico 5.40 – 4ª série processo eletrolítico – Resultados de SST (ET - Mistura) e ST (ET - decantado) no reator A (anodos de Fe (n=5), *i*=2,1 A e *t*= 15 min, 22 min e 30 min)

Observa-se que com o aumento do tempo de retenção, ocorre um aumento dos sólidos em suspensão (SST) na mistura após tratamento. Conseqüentemente, observa-se que há um aumento do volume de lodo gerado e uma diminuição dos valores de SST no esgoto tratado, após sedimentação. O **Gráfico 5.41** ilustra o

aumento de lodo observado com o aumento do tempo de retenção, que gera aumento na densidade de potência, para uma mesma densidade de corrente.

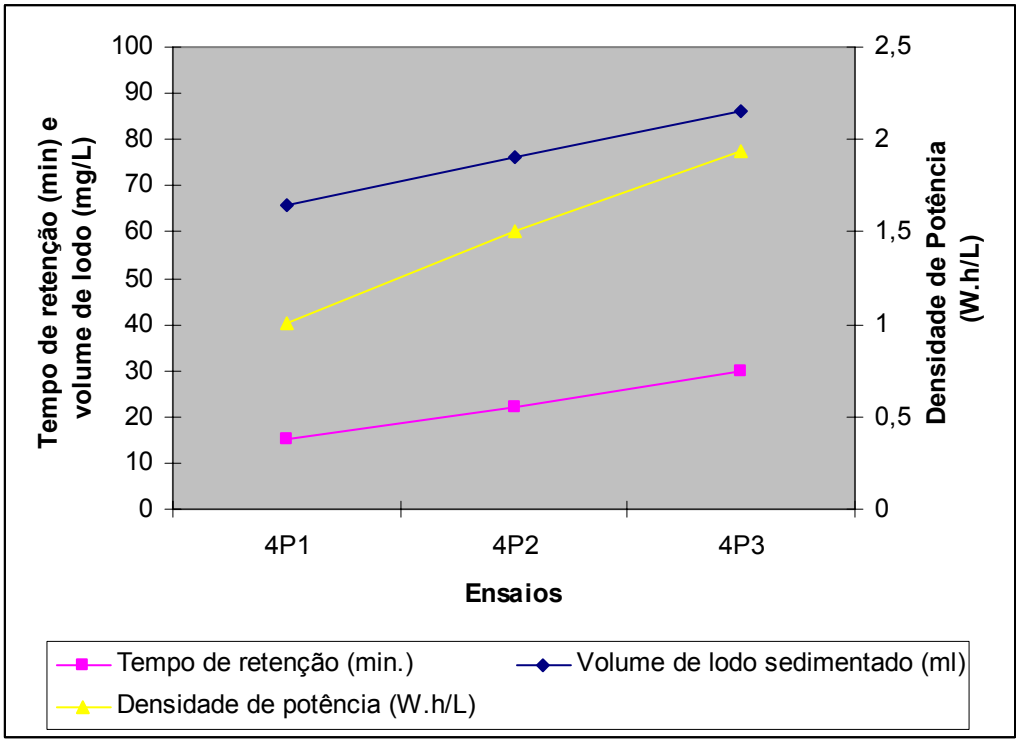


Gráfico 5.41 - Variação do lodo gerado e do consumo de energia nos ensaios 4.P1, 4.P2 e 4.P3 no reator A (anodos de Fe (n=5), *i* = 2,1 A, *J* = 28,28 A/m^2) em função do tempo de retenção

A seguir, variou-se a corrente aplicada, aumentando-a para 2,9 A, ou seja, uma densidade de corrente de 39,06 A/m2.

5.4.1.2 Ensaios com o Reator B (d=0,9 cm)

Após comparar o processo eletrolítico usando os eletrodos de aço carbono (ensaio 4.4) e de alumínio (3.4), realizaram-se dois ensaios para aumentar a eficiência do processo com o reator B. Para tal optou-se por aumentar a densidade de potência aplicada ao sistema de 1 W.h/L para 1,5 W.h/L. Para se conseguir essa densidade de potência, foi realizado um ensaio aumentando-se a densidade de corrente, mantendo-se o mesmo tempo e outro ensaio, diminuindo-se a densidade de corrente e aumentando-se o tempo. Os resultados obtidos estão demonstrados na **Tabela 5.6** e **Gráfico 5.42**, a seguir:

Tabela 5.6 - Dados dos processos eletrolíticos dos ensaios 4.4, 4.P5 e 4.P6

Ensaios	Parâmetros						
	Densidade de potência	Tempo - *t*	Intensidade de corrente - *i*	DQO	SST (MIS)	SST (ET)	Volume de Lodo
	w.h/L	min	A	mg O_2/L	mg /L	mg /L	mL /L
4.4	1	20	2,9	112	697	20	130
4.P5	1,5	20	3,6	79	1027	19	150
4.P6	1,5	46	2,1	110	1102	7,75	200

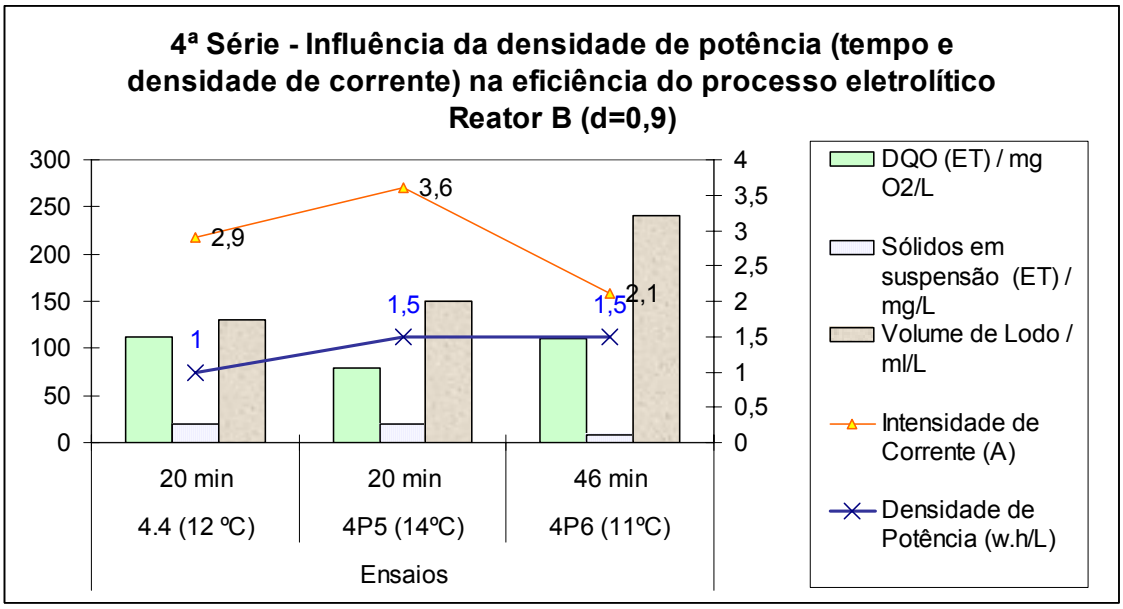


Gráfico 5.42 – Influência da densidade de potência (tempo e densidade de corrente) nos ensaios 4.4, 4.P5 e 4.P6 no reator B (anodos de Fe (n=5)) em função do tempo de retenção

Foi possível observar nos ensaios de parametrização 4.4 e 4.P5, com o reator B (d= 0,9 cm), que ao aumentar-se a densidade de potência em 50% (de 1 w.h/L para 1,5 W.h/L, por meio do aumento da densidade de corrente de 22,06 A/m^2 para 28 A/m^2 durante o mesmo tempo = 20 min), a redução nos valores da DQO aumentou de 71% para 79%, e a remoção de sólidos em suspensão manteve-se na mesma faixa (20 – 19 mg/L). Entretanto houve também um aumento do volume de lodo gerado (15 %).

A outra verificação realizada foi no ensaio de parametrização 4.P6 no qual aplicou-se a mesma densidade de potência que no ensaio 4.P5, ou seja 1,5 W.h/L, entretanto diminuindo-se a densidade de corrente (de 22,06 A/m^2 para 14,6 A/m^2), e aumentando-se o tempo para 46 min. Neste ensaio a redução nos valores da DQO se manteve na faixa de 71%, idem ao ensaio 4.4, tendo entretanto havido um

aumento da remoção dos sólidos suspensos de 86% para 93%, mas também um aumento significativo do lodo gerado (34%).

O aumento significativo do lodo gerado pode ser atribuído a um maior desgaste dos eletrodos no ensaio 4.P6, de acordo com a primeira Lei de Faraday

Sendo $M = \alpha.C = \alpha.i.t$ (Equação 3.1, p. 91)

$M_{4P6} / M_{4P5} = (\alpha.\ 2{,}1.\ 46/60) / (\alpha.\ 3{,}6.\ 20/60) = 1{,}34$

Assim, teoricamente, a quantidade de substância desprendida no eletrodo durante o ensaio 4P6 é 34% superior a desprendida em 4.P5. Embora tenha sido aplicada a mesma densidade de potência, observou-se que o volume de lodo de 4.P6 (200mL) também é aproximadamente 34 % superior ao observado em 4.P5 (150 mL).

Assim, neste caso o aumento significativo dos sólidos na mistura e no volume de lodo não estaria relacionado apenas a um aumento da remoção de partículas em suspensão e coloidais, mas também ao aumento do material desprendido dos eletrodos. Entretanto haveria necessidade de ensaios de densidade do lodo e de sólidos em suspensão voláteis no ET(MIS) para melhores esclarecimentos

5.4.2 – 5ª série de ensaios

O **Gráfico 5.43** mostra os resultados dos ensaios de parametrização realizados, principalmente as variações de tempo e de intensidade de corrente. Estas e a variação da condutividade influenciam nos resultados de redução de DQO, e de consumo de energia, conforme observado ao comparar-se os resultados dos ensaios de **5.P3**, condutividade igual a 504 µS/cm (8,6 V e 2,26 Wh/L) e **5.P3.c**, condutividade corrigida para 912 µS/cm (5,1 V e 1,34 Wh/L) e, ainda de **5.3.c** (2,9 A, 6,5 V e 1,18 Wh/L) com **4.3** (2,9 A, 10,6 V e 1,92 Wh/L).

A presença de sais e a elevada condutividade da água doce utilizada no abastecimento da EACF são favoráveis para o processo eletrolítico, principalmente se refletindo em menor consumo de energia pelo processo.

Cabe ressaltar que foi realizado o ensaio de DQO, especificamente para o efluente bruto (EB) do ensaio 5.P1.c, após verificação de que era o melhor resultado obtido, considerando os parâmetros eficiência de redução de matéria orgânica e

consumo de energia. O valor obtido de 586 mg O_2/L, superior ao valor considerado para a série, de 279 mg O_2/L, eleva a taxa de redução de DQO para **89 %**.

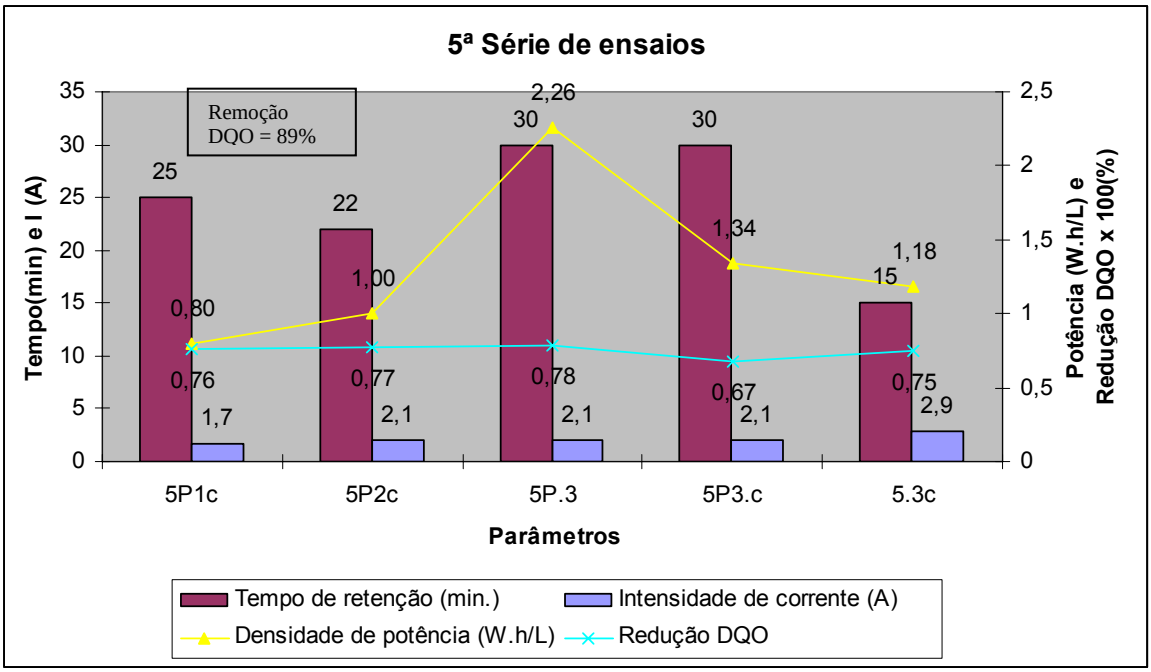


Gráfico 5.43 – Resultados da 5ª série

5.5 Análise Geral dos Dados

5.5.1 Comportamento do material dos eletrodos (alumínio e aço carbono) na eficiência do processo eletrolítico

Os eletrodos de aço carbono para os mesmos parâmetros utilizados apresentaram maior eficiência quanto a redução dos valores de DQO e os de alumínio maior eficiência para a remoção de sólidos em suspensão (SST).

A melhor eficiência do alumínio para a remoção dos sólidos em suspensão pode estar associada a maior capacidade do hidróxido de alumínio para desestabilizar as partículas em estado coloidal. O volume de lodo gerado, em termos de volume foi similar, entretanto os eletrodos de alumínio dão origem a um lodo mais claro.

As **Figuras 5.5** e **5.6** mostram a influência do material dos eletrodos no aspecto visual da escuma formada.

Figura 5.5 - Escuma formada no reator usando eletrodos de desgaste de *Al*

Figura 5.6 - Escuma formada no reator usando eletrodos de desgaste de *Fe*

5.5.2 Efeito da distância entre placas (eletrodos) na eficiência do processo eletrolítico

O principal efeito da distância entre as placas diz respeito ao consumo de energia que aumenta quando aumenta-se a distância, devido a maior diferença de potencial necessária para manter-se a mesma corrente. Entretanto, para um mesmo volume a maior distância entre as placas, acarreta um menor número de placas e consequentemente uma maior densidade de corrente aplicada.

Assim, foi possível observar que resultados, de eficiência de redução de valores de DQO e de remoção de sólidos em suspensão (SST), similares são encontrados entre reatores de diferentes distâncias entre as placas, quando aplicada a mesma intensidade de corrente durante o mesmo tempo. Entretanto, a maior variação diz respeito ao consumo de energia e ao volume de lodo gerado. Se o consumo de energia aumenta com a distância entre as placas o inverso ocorre com o volume de lodo, o qual aumenta com a quantidade de placas utilizadas, ou seja, com o aumento da área reativa.

5.5.3 Variação de pH durante o processo eletrolítico

Foi observado elevação do pH do efluente durante os ensaios, e conforme descrito no item 3.2.4.3, justifica-se pela formação de hidroxilas nas reações do catodo. Entretanto observou-se que o aumento de pH não se mantém constante (vide **Gráficos 5.14**, **5.19** e **5.23**), nas diferentes temperaturas, apresentando pontos de inflexão. A observação deste fenômeno demanda estudos mais específicos.

5.5.4 Efeito da variação da diferença de potencial aplicado

Foi observado que o aumento da diferença de potencial aplicado relaciona-se com a eficiência de redução de matéria orgânica do efluente, com a densidade de corrente aplicada, com o consumo de energia e com a condutividade do efluente, diminuindo com o aumento desta, além da distância entre as placas.

5.5.5 Efeito da variação de intensidade de corrente aplicada

O aumento da intensidade de corrente aplicada contribui para uma melhor redução dos valores de DQO. Entretanto elevadas intensidades de corrente aumentam a perda por dissipação de calor.

5.5.6 Efeito da variação da temperatura na eficiência do processo eletrolítico

O principal efeito da variação do aumento da temperatura constatado foi a redução do consumo de energia com o aumento da temperatura. Foi observado em alguns dos ensaios, uma tendência a maior remoção de sólidos em suspensão com o aumento da temperatura, o que pode estar associado aos fenômenos de flotação, conforme descrito nos itens 3.3.4 e 3.2.4.1.

5.6 – Parâmetros para operação

Logo, foi possível concluir que para o reator A (*d*=1,8 cm) e condutividades do esgoto da ordem de 500 µS/cm a 600 µS/cm, a faixa de densidade de corrente adequada, situa-se em 28 A/m^2, com potência da ordem de 1,5 W.h/L, *t* = 22 min. (Ensaio 4.P2.c). Considerando-se a geração de esgotos da ordem de 300 L/dia/hab, teríamos um consumo estimado de energia no processo de 0,45 KW/hab.dia.

Ao considerar-se a condutividade da ordem de 900 µS/cm, a faixa de densidade de corrente adequada é de 22,9 28 A/m^2, com potência de 0,8 Wh/L, *t*= 25 min. (dados extraídos do Ensaio 5.P1.c). Considerando-se a geração de esgotos da ordem de 300 L/dia/hab, teríamos um consumo de energia de 0,24 KW/hab.dia.

6. PROJETO CONCEITUAL PROPOSTO

De acordo com os dados de pré-projeto é realizada uma análise preliminar quanto à viabilidade técnica de sua implantação considerando aspectos de instalação, operacionais, econômicos e ambientais do processo eletrolítico.

Entretanto, cabe ressaltar que o dimensionamento final da ETE deve ser precedido de uma avaliação em projeto piloto, preferencialmente, nas condições locais ou similares, dimensionado com base nos resultados experimentais obtidos. O objetivo seria verificar em escala maior, os fenômenos observados e ainda obter dados de eficiência de corrosão, de passivação e tempo de vida útil das placas, além de perdas por dissipação de calor e eventuais necessidades de ajustes.

6.1 Instalação

A seguir apresenta-se o fluxograma do modelo conceitual do sistema de tratamento de esgotos com o processo eletrolítico (**Figura 6.1** e **Quadro 6.1**):

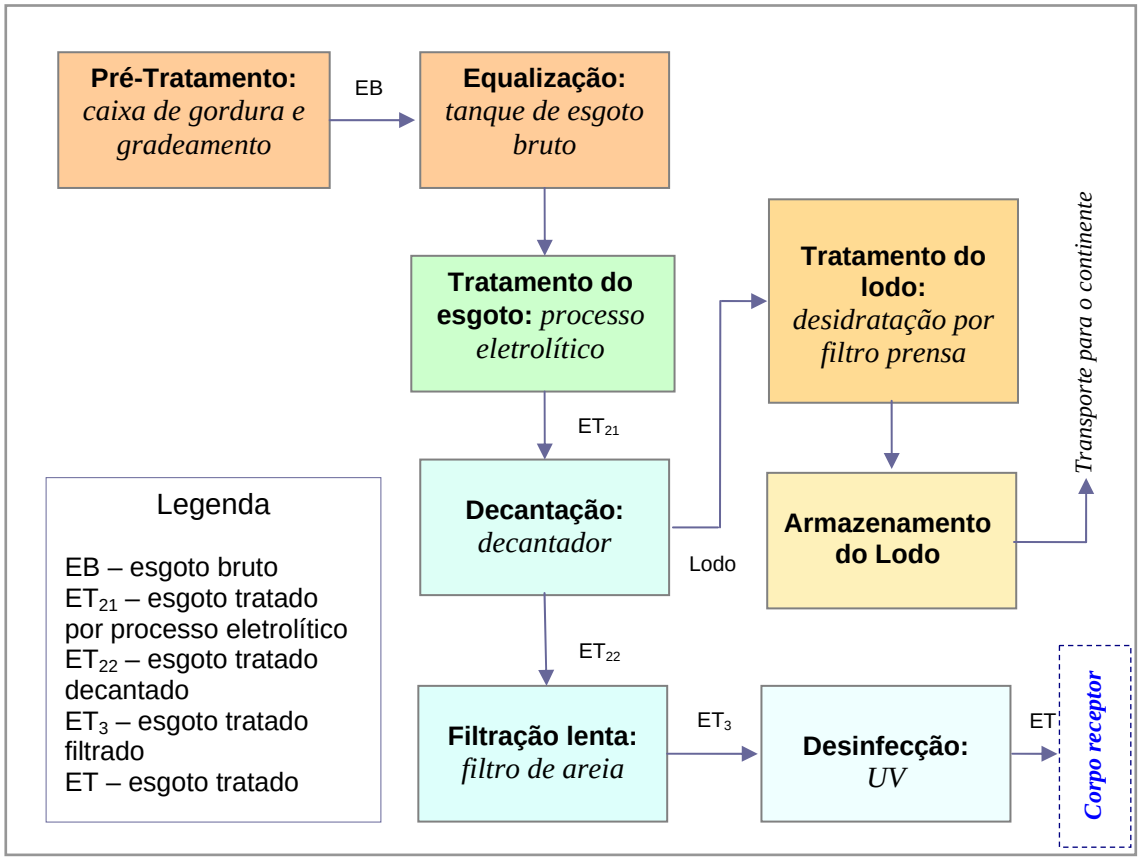


Figura 6.1 - Fluxograma da ETE com processo eletrolítico

Operação	Descrição
Pré-Tratamento	Composto de caixa de gordura (já existente) e gradeamento, com o objetivo de separar os sólidos grosseiros, além de contribuir para a integridade dos equipamentos e módulos subseqüentes do sistema.
Processo eletrolítico	Responsável pela eletrofloculação, eletrocoagulação e oxidação da matéria orgânica.
Decantação	Destinada à sedimentação dos flocos, separação do lodo e clarificação do efluente tratado, sendo utilizado uma unidade de decantação.
Tratamento do lodo	Será realizado o adensamento do lodo gerado por meio de equipamentos do tipo filtro prensa. Após a redução de volume, pela redução da umidade, os resíduos gerados (lodo desaguado), poderão ser acondicionados em tambores ou bolsas específicas para resíduos (BIG BAG`S), ou ainda, avaliada a possibilidade de serem incinerados.
Filtração	Fase do tratamento destinada à retenção de sólidos em suspensão e diminuição da turbidez, realizada por meio de um filtro de areia.
Desinfecção	Etapa destinada a garantir a eliminação dos agentes patogênicos no efluente tratado diminuindo o risco de contaminação da fauna e flora locais e será realizado por meio da aplicação de ultravioleta.
Armazenamento do Lodo	Guarda temporária dos resíduos até a sua retirada da área da Antártica.

Quadro 6.1 – Descrição das etapas apresentadas no fluxograma da **Figura 6.1**

O sistema pode ser instalado com módulos opcionais de automação e monitoramento à distância. Entretanto, isto não dispensa um acompanhamento diário da ETE no local.

6.1.1 Dados de projeto

Vazão de Projeto: $Q_{verão}$ = 21 m^3/d e $Q_{inverno}$ = 9 m^3/d [(1)], sendo:

Período de verão: 4 meses (120 dias) – novembro a março; e

Período de inverno: 8 meses (245 dias) – março a novembro.

Faixa de variação da temperatura do efluente: +12 ºC até + 30 ºC.

Valores de saída: DBO_5 até 60 mg/L; DQO até 90 mg/L e SST até 10 mg/L.

Do estudo de tratabilidade: Placas de *Fe*, com *d*= 0,018m, *J* = 22,9 A/m^2, *t*= 25 min, *P* = 0,8 KW/m^3 e *T*=15 ºC

[1] Valores estimados considerando-se a média de ocupação de 30 pessoas no inverno e 70 no verão.
$Q_{inverno\ mínima}$ = 5 m^3/d (ocupação de 16 pessoas), entretanto dependendo das condições climáticas, caso haja congelamento dos lagos, pode haver racionamento do consumo de água, conforme comentado nos itens 1.2.4 (p. 47) e 5.1 (p. 138), com grande redução do quantitativo de efluentes gerados.

Estimativa de volume de lodo gerado: 88 mL/L.

Local de instalação: container padrão IMO - 20 pés com isolamento térmico de poliuretano de alta densidade insulado de 100 mm e $T_{int.}$= 12ºC a 15ºC.

Corpo d`água receptor: Baía do Almirantado – Antártica.

Será verificada no pré-dimensionamento da ETE a possibilidade de instalação do sistema em um container padrão IMO - 20 pés, similar aos já utilizados na EACF. Embora existam *containers* padrão IMO maiores, como o de 40 pés, estes modelos ultrapassam a capacidade de transporte da chata utilizada para desembarque de material do navio até a EACF.

De acordo com levantamento efetuado, existem *containers* padrão IMO 20 pés, refrigerados ($T_{interna}$ = -25ºC até +25ºC), com isolamento térmico, por meio de revestimento de poliuretano insulado de alta densidade, com espessura de 100 mm. Considerando-se uma temperatura ambiente média de 20ºC, verifica-se que o mesmo é dimensionado para variações de até 45ºC, o que seria compatível com os gradientes máximos de temperatura estimados na EACF, na pior situação, ou seja, quando $T_{externa}$ = -30ºC e $T_{interna}$ = + 12ºC.

Os dados obtidos para o container padrão IMO 20 pés (**Figura 6.2**) estão detalhados no **Quadro 6.2** a seguir:

Figura 6.2 – Container padrão IMO 20 pés, refrigerado, habitável. FONTE: RF Leasing. Dez., 2007

Características do container tipo padrâo IMO – 20 pés	
Dimensões externas (m)	6,06 comp. x 2,44 larg. x 2,59 alt.
Dimensões Internas (m)	5,35 comp x 2,21 larg. x 2,22 alt.
Medidas das Portas (m)	2,21 larg. x 2,14 alt.
Tara	3.289 kg
Peso Bruto	25.400 kg
Capacidade Cúbica	Aprox. 28m³
Controle de temperatura [1,2]	Controlador eletrônico com disco gráfico de 31 dias, registrando a temperatura de grau em grau no interior do container diariamente.
Voltagem	220 ou 440 Volts Trifásico
Cabos para Ligação	Equipado com cabos de 220 V ou 440 V, medindo 15 m de comprimento.
Opcionais disponíveis (sob consulta)	Alarme - Cortina plástica em tiras - Iluminação interna - Portas laterais Dispositivo que permite acoplar gerador diesel na parte frontal superior.
NOTAS: [1] O sistema de refrigeração teria que ser substituído por um sistema de aquecimento com ventilação e exaustão, de forma a serem mantidas condições de habitabilidade no mesmo. [2] Condutividade térmica média da parede igual a 0,028 kcal/m.hºC.	

Quadro 6.2 – Características de container tipo padrão IMO 20 pés (RF LEASING, 2007)

6.1.2 Pré-dimensionamento da ETE

A **Figura 6.3** apresenta o esquema da ETE, com base no modelo conceitual:

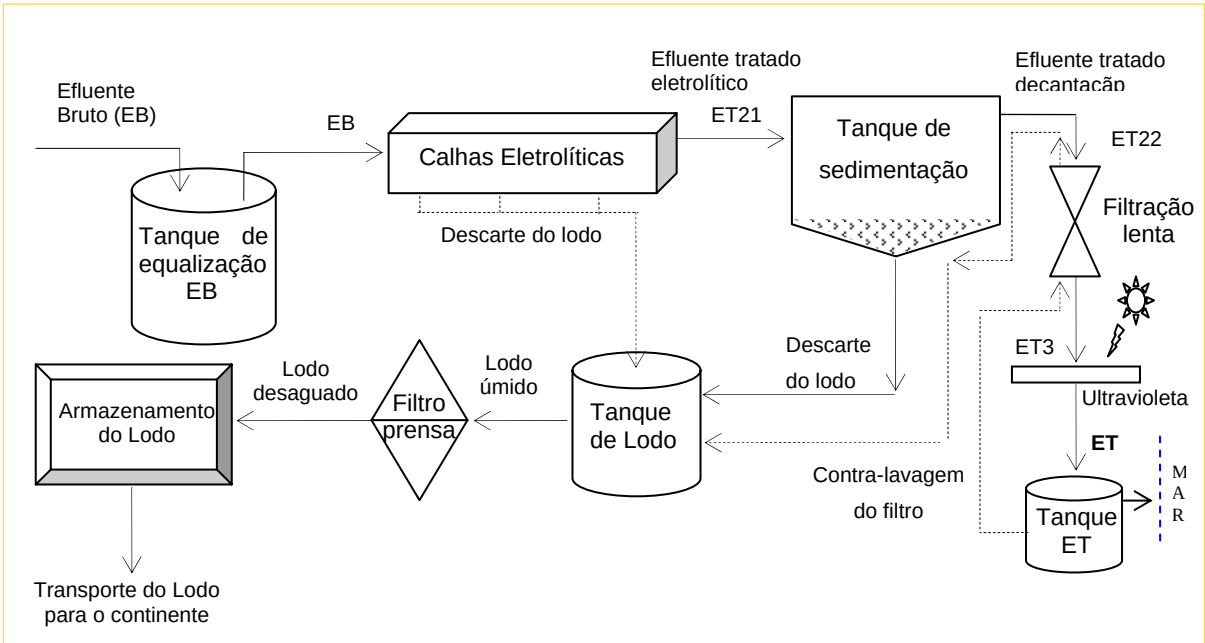


Figura 6.3 – Esquema de Sistema com o Processo Eletrolítico

6.1.2.1 Características dos componentes do sistema de tratamento

A partir dos dados de projeto relacionados, foi realizado um pré-dimensionamento da ETE, conforme memória de cálculo do **Apêndice F**, resultando nos dados mostrados no **Quadro 6.3** a seguir:

Tratamento	**Componente**	**Características**
Pré-tratamento	Gradeamento	Tipo: manual Seção das barras: ½" x 1" Espaçamento: ½ " – menor do que o espaçamento entre as placas do reator eletrolítico largura do canal adotada – b (m) : 0,30
	Caixas de Gordura	Já existentes
Equalização	Tanque de Esgoto Bruto	Volume do tanque de EB ($V_{tanque\ EB}$) = 5 m^3 Dimensões: c= 1,80 m l= 1,65 h= 1,70 m (ou d=1,95m) Material: Aço inoxidável ou de fibra reforçada, com isolamento térmico Bomba selecionada: menor modelo disponível para operação de esgoto sanitário – 0,5 cv
Tratamento Secundário	Calha eletrolítica	Dimensões internas : c =1,76 m l= 0,40 m $h_{útil}$= 0,45 m (borda = 0,20 m) Dimensões externas: c= 1,80 m l= 0,44 m h= 0,65 m Volume útil: 260 L
	Reator eletrolítico	- 35 placas de *Fe* nas dimensões de 0,30 m x 0,45 m x 0,00794 m; - 36 placas de *Al* nas dimensões de 0,30 m x 0,45 m x 0,004 m; e - distância inicial entre as placas de 0,015 m.
Tratamento Terciário	Decantador	Tipo: fluxo vertical Dimensões ext: *c=0,96 l= 0,96 h=1,70 m* Altura seção reta fase líquida (m) = 1,5 m Borda livre = 0,20 m
	Filtro de areia	Tipo: a gravidade Dimensões ext: d= 0,96 m; h = 1,50 m Área superficial requerida (m^2) – 0,83 m^2 Borda livre – 0,30 m
	Ultravioleta	ASD
Armazenamento do Lodo	Tanque de Lodo	Quantidade de tanques: 02 (dois) Dimensões ext.: c= 0,8 m, l= 0,84 m e h= 2,0 m $V_{útil}$ tanque de lodo: 1100 L (Folga h`=0,20 m) Tempos de retenção: no verão (Q = 21 m^3/dia, e dois tanques)= 1,2 dia e no inverno (Q = 5 m^3/dia, e um tanque) = 6,5 dias ou 13 dias (2 tanques).
NOTAS: O tanque de esgoto bruto funciona como pulmão do sistema, absorvendo também as variações de vazão (por ex. no período da manhã, quando as vazões poderiam ter picos maiores no período de 7 às 9 hs).		

Quadro 6.3 – Pré-dimensionamento dos componentes do sistema de tratamento de efluentes, com processo eletrolítico

6.1.2.2 Vida útil das placas

Uma estimativa inicial pode ser realizada pela Lei de *Faraday*, conforme **Equação 3.4** (p. 92). Entretanto, a vida útil das placas depende da eficiência de corrosão, e recomenda-se que seja levantada previamente em projeto piloto.

De acordo com a vida útil estimada para as calhas, a operação de substituição das calhas seria realizada no final do inverno e do verão, épocas mais favoráveis para viabilizar o apoio da equipe de manutenção do AMRJ (**Apêndice F**).

Período	Vazão m^3/d	Volume de efluentes (m^3)	Tempo de operação (h/dia)	Vida útil das placas do reator (meses)
Verão -120 dias	21	2520	17 h/dia – 2 calhas	3
Inverno -245 dias	9 5	2205 1225	15 h/dia – 1 calha 15 h/dia – 1 calha	3,5 / 7 * 6,5 / > 9 *
* - Durante o inverno, usando-se alternadamente duas calhas é possível dobrar as suas vidas úteis.				

Quadro 6.4 – Vida útil estimada das placas do reator eletrolítico

6.1.2.3 – Quantidade de lodo e espaço estimados para armazenamento e transporte do lodo gerado (vide **Apêndice F**):

Volume estimado de lodo
Teor de sólidos (base seca) do volume de lodo úmido por ano: 2 465 kg/ano Lodo desaguado (após filtro prensa): 4 930 kg/ano Volume estimado = 4,9 m^3

Quadro 6.5 – Geração de lodo por ano

6.1.2.4 *Lay-out* de ETE com processo eletrolítico em container e especificações:

A **Figura 6.4** a seguir apresenta uma alternativa de *lay-out* para a instalação da ETE com o processo eletrolítico em container padrão IMO – 20 pés. Para tal, os tanques de esgoto bruto e de esgoto tratado devem ser instalados externamente, com isolamento térmico, enterrados sob o container e, com acesso para coleta de amostras de acordo com o programa de monitoramento a ser adotado e, para manutenção das bombas a partir do interior do mesmo.

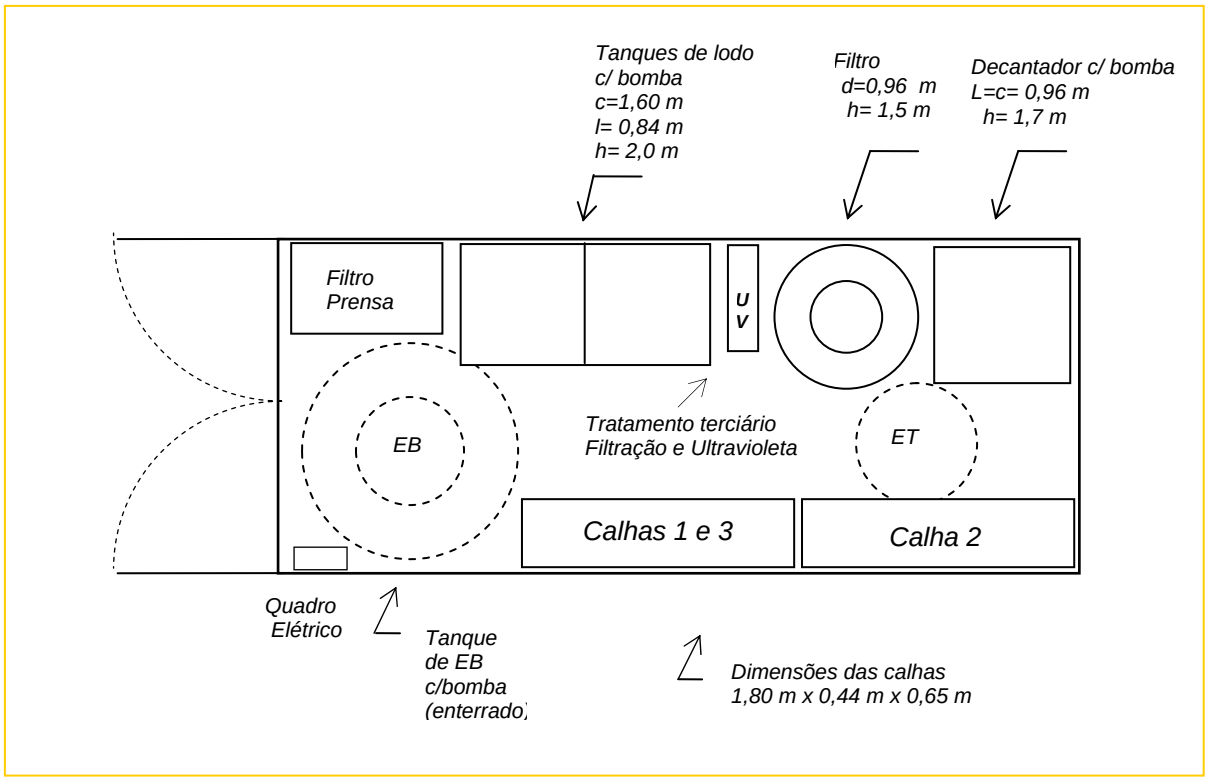


Figura 6.4 – Exemplo de uma alternativa de l*ay-out* de ETE com processo eletrolítico em *container* padrão IMO 20 pés

6.1.3 – Especificações Técnicas

O **Quadro 6.6** a seguir apresenta um resumo das especificações da ETE com processo eletrolítico:

Especificações da ETE com processo eletrolítico	
Tensão de operação	4 a 6 V_{cc}
Potência	0,8 a 1,2 kWh/m^3
Capacidade do Retificador	500 A_{cc}/12 V_{cc}
Alimentação	220 V_{ca} (3 Ø)
Condições de operação:	
Fator de utilização no verão	70 % (17 a 20 horas/dia)
Vazão nominal	1,25 m^3/h
Faixa de pH	6 - 9
Faixa de temperatura efluente	12 a 30 ºC
Grau de proteção do retificador	Contra falta de ventilação, falta de fase, sobrecarga
Faixa de condutividade do efluente	900 µS/cm (700 a 1100 µS/cm)
Tanque em fibra reforçada (EB)	5 m^3

Quadro 6.6 – Especificações da ETE com processo eletrolítico

6.1.4 Requisitos para instalação

O **Quadro 6.7** apresenta a relação de material para Instalação do Sistema de Tratamento de Efluentes, usando o Processo Eletrolítico

Item	Descrição	Qtd
1	Container padrão IMO 20 pés com isolamento térmico	01
2	Sistemas de aquecimento e de exaustão do container	01
3	Medidor de vazão (ET)	01
4	Tanque para esgoto bruto e equalização	01
5	Reator eletrolítico (sendo 1 reserva)	03
6	Calhas eletrolíticas (sendo 1 reserva)	03
7	Decantador – tanque em fibra reforçada	01
8	Filtro de areia	01
9	Unidade de desinfecção por ultravioleta	01
10	Tanque para depósito do lodo	02
11	Filtro prensa	01
12	Tanque para esgoto tratado	01
13	Bombas	Asd*
14	Tubulações, válvulas	Asd*
15	Retificador de corrente 12 V, 500 A (sendo 1 reserva)	02
16	Quadro elétrico	01
* O quantitativo deverá considerar reservas para eventuais manutenções corretivas		

Quadro 6.7 – Relação de equipamentos para instalação da ETE

6.2 Rotinas operacionais e de manutenção preventiva

6.2.1 Rotinas operacionais

Grades

Inspecionar diariamente a grade e remover caso necessário o material retido, classificando-o e armazenando-o de acordo com as rotinas estabelecidas na Estação.

Câmara de eletrocoagulação

São controlados os parâmetros: densidade de potência aplicada, volume do lodo na câmara e a condutividade.

A densidade de potência deve estar próxima de 0,8 kW/m^3, considerando-se a condutividade na faixa de 900 µS/cm. A densidade de potência é controlada pela diferença de potencial aplicada (4,5 V), já que a corrente deve ser mantida

constante.

Caso o volume de lodo na câmara de eletrocoagulação seja superior a 200 mL/L, deverá ser descartado o excesso do lodo para o tanque de lodo, pelos pontos de descarga de fundo da câmara.

Filtro de Areia

A mistura decantada escoa para o filtro de areia, onde ocorre a filtração por fluxo descendente e ocorre a retenção das partículas finas sedimentáveis.

Quando a unidade de filtração estiver colmatada, deve ser realizada a contra-lavagem da mesma, pelo bombeamento de esgoto tratado armazenado no tanque pulmão, e o efluente com sólidos, escoado para o tanque de lodo.

Acompanhamento do Sistema

Todas as manobras efetuadas, anormalidades constatadas e providências adotadas, devem ser registradas em um livro registro com o histórico de operação da ETE. Devem ser registrados também, os dias de descarte de lodo, resultados de análises de campo, paradas de manutenção e limpezas realizadas nas instalações e equipamentos.

6.2.2 Manutenção preventiva e corretiva

A manutenção preventiva pode ser planejada para ocorrer no início e término do período de verão e a corretiva, que demande a substituição de algum equipamento elétrico-mecânico, poderá ser realizada por componentes do Grupo Base, considerando a existência de peças e de equipamentos reserva na EACF.

6.2.3 Requisitos de equipamentos e de pessoal

É recomendável manter equipamentos de reserva (ex. retificador, bombas, registros, disjuntores), a instalação de um monta-carga para facilitar a troca das calhas eletrolíticas, além de equipamentos para monitoramento de campo.

Quanto ao pessoal para operação da ETE sugere-se um operador para acompanhamento e, dois técnicos para eventuais tarefas de manutenção corretiva.

6.3 Proposta de monitoramento

Há necessidade de elaboração de um plano de monitoramento, detalhando os parâmetros que serão adotados, os respectivos procedimentos e a estratégia que será implementada.

Para avaliação da eficiência da ETE, recomenda-se o monitoramento dos parâmetros constantes do **Quadro 6.8.**

:

Parâmetros	**Frequência**		
	Esgoto Bruto	Câmara de Eletrocoagulação	Esgoto Tratado
pH	-	-	Semanal
Condutividade	-	Semanal	-
Temperatura	-	Semanal	Semanal
Volume de Lodo	-	Semanal	-
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO_5	Mensal (verão)	-	Mensal (verão)
Demanda Química de Oxigênio - DQO	Mensal (verão)	-	Mensal (verão)
RNFT (SST)	Mensal (verão)	-	Mensal (verão)
Óleos e Graxas	Mensal (verão)	-	Mensal (verão)
Colimetria	Mensal (verão)	-	Mensal (verão)
Detergentes	Mensal (verão)		Mensal (verão)
Material Sedimentável	-	-	Mensal
Turbidez	-	-	Mensal

Quadro 6.8 – Sugestão de programa de monitoramento da ETE

6.4 Viabilidade técnica da implantação do processo eletrolítico

A viabilidade técnica da implantação do processo eletrolítico na EACF será realizada com base na estimativa de espaço ocupado, de consumo energético, requisitos operacionais e custos associados, além de análise de impactos ambientais previstos. A viabilidade econômica não foi incluída no escopo desta pesquisa, sendo apenas relacionados os custos associados à solução.

Para operação da ETE, considerando-se a mesma dependente de equipamentos eletromecânicos, há necessidade de serem mantidos em estoque equipamentos reserva para suprir eventuais demandas de manutenção corretiva. Quanto ao requisito de pessoal, por apresentar operação simples, poderia ser realizada pelo pessoal do Grupo Base. Para tal, a operação do sistema, inclusive o monitoramento de alguns parâmetros, de acordo com o plano de monitoramento adotado, seriam incluídos na programação do treinamento especializado realizado antes do embarque na EACF.

6.4.1 Estimativas de espaço ocupado

De acordo com o dimensionamento realizado, foi verificado que a instalação é possível de ser realizada em um container padrão IMO 20 pés, considerando-se o tanque de equalização e de esgoto tratado externos ao mesmo.

6.4.2 Estimativas de consumo energético

O consumo energético total é o somatório do consumo pelo próprio processo, da climatização do container e das bombas e demais equipamentos.

6.4.2.1 – Consumo energético do processo eletrolítico

O consumo energético no processo eletrolítico é função do volume de efluentes a ser tratado, da condutividade do efluente, da densidade de corrente e do tempo de retenção utilizado, traduzindo-se na potência aplicada no processo.

Para efeito de cálculo anual, serão considerados os seguintes parâmetros:

Ocupação da EACF:

Período inverno - novembro a março (4 meses): 70 pessoas

Período verão - março a novembro (8 meses): 30 pessoas

Taxa de geração de efluentes: 300 L/hab.dia

Período inverno – 9 000 L/dia = 9 m^3/dia

Período verão – 21 000 L/dia = 21 m^3/dia

Consumo de energia estimado com base no estudo de tratabilidade: 0,8 Wh/L (0,8 kWh/m^3) de efluente tratado.

$C_{\text{energia inverno}}$ = P x V = 0,8 kwh/m^3 x 0,6 m^3/h x 15 h/dia = 7,2 kW/dia

$C_{\text{energia verão}}$ = 2 x (0,8 x 0,625 m^3/h x 16,8 h/dia) = 16,8 kW/dia

Considerando-se a geração de efluentes igual a 300 L/hab.dia, tem-se a estimativa de consumo energético do processo, constante do **Quadro 6.9**:

Período	Consumo Energético (kW)	
	Diário	Período
1 – Verão (120 dias)	16,8	2016
2 – Inverno (245 dias)	7,2	1764

Quadro 6.9 – Estimativa de consumo energético do processo eletrolítico.

Logo, o consumo estimado de energia do processo eletrolítico nas condições da EACF é de 0,24 kW/hab/dia, ou seja, 3 780 kW/ano.

6.4.2.2 – Climatização do container

O cálculo da estimativa de energia necessária para climatizar o container foi elaborado com base na **Equação 6.1** (INCROPERA, 1992), tendo resultado no **Gráfico 6.1** a seguir:

$$q = \frac{T_{\text{int}} - T_{ext}}{\left(\frac{1}{h_1 \cdot A}\right) + \left(\frac{L}{k \cdot A}\right) + \left(\frac{1}{h_2 \cdot A}\right)} \quad [W] \qquad \textbf{(6.1)}$$

Onde:

T = temperatura em Kelvin

h = coeficiente de troca por convecção[2] em W/m^2.K, sendo h_1 - interno e h_2 - externo.

K [3]= coeficiente de condutividade térmica em W/m.K

L= espessura do container em m

A = área externa do container (lados + teto + piso) em m^2

[2] O coeficiente *h* varia com vários fatores, tais como: temperatura, velocidade do vento, etc. Foram adotados valores de h_2 (externo) =2 h_1, devido a presença de ventos e h_1 = 50 W/m^2.K, considerando a faixa de 25 a 100 W/m^2.K.

[3] O valor de *k* adotado foi de 0,032 W/m^2.K, correspondente ao valor médio estimado para a parede do *container.*

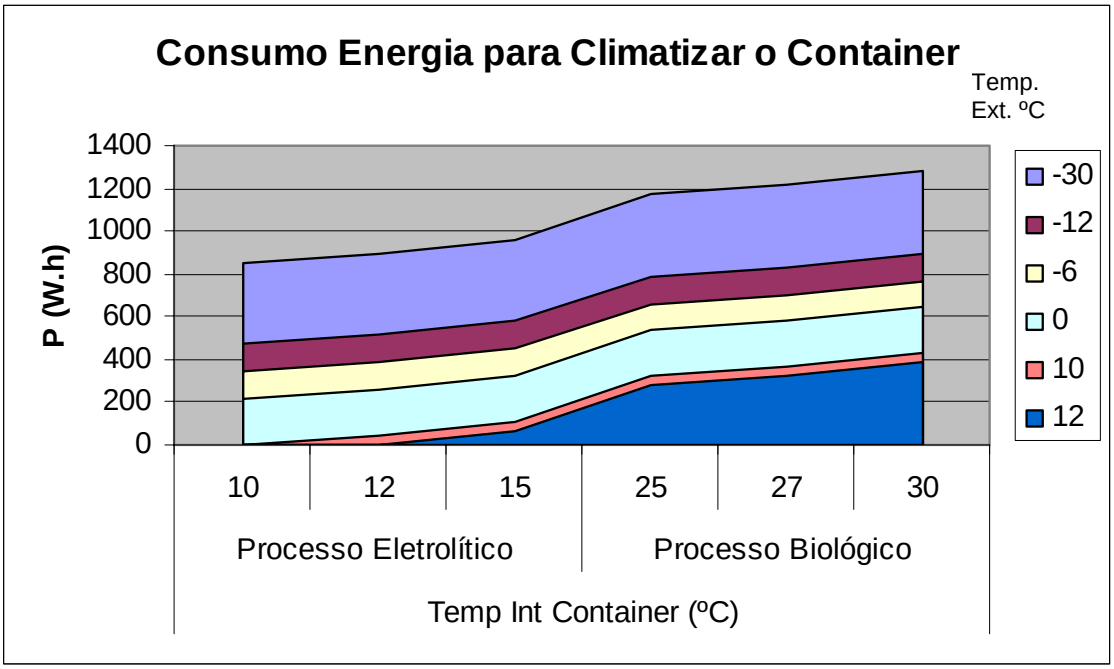


Gráfico 6.1 – Estimativa de energia necessária para climatização do container

Considerando-se as temperaturas médias de +2 ºC no verão e -12 ºC no inverno, teríamos uma demanda energética para manter o container climatizado a +12 ºC de 213,62 Wh no verão e 512,71 Wh no inverno; e para mantê-lo a 25 ºC, caso fosse adotado um processo biológico compacto, que coubesse no referido *container*, valores de 491,34 Wh no verão e 790,43 Wh no inverno. O **Quadro 6.10** apresenta um extrato do consumo energético estimado na climatização do container a 12ºC e a 25 ºC, durante o verão e o inverno na EACF:

Período	Consumo Energético Climatização Container – padrão IMO – 20 pés (28 m^3)			
	Diário (kW/dia)		Período (kW)	
	12 ºC	25 ºC	12 ºC	25 ºC
1 – Verão (120 dias)	*5,13*	*11,80*	616	1415
2 – Inverno (245 dias)	*12,31*	*18,97*	3016	4648
NOTA: Temperaturas médias de +2 ºC no verão e -12 ºC no inverno				

Quadro 6.10 – Estimativa de consumo energético do *container* a 12 ºC e a 25 ºC

O consumo anual estimado de energia para climatizar o *container* a 12 ºC é de 3632 kW.ano. E, a economia alcançada em relação a um processo que demande

climatização a 25 ºC é de 799 KW durante o verão e de 1 632 kW durante o inverno, num total de 2 431 KW.ano.

O **Gráfico 6.2** apresenta os consumos energéticos estimados para os processos eletrolítico e biológico, considerando o somatório das parcelas do processo e da climatização do ambiente, sem incluir o consumo de energia dos equipamentos complementares (bombas, tratamento terciário (filtração e ultravioleta)), por considerar que seriam similares em ambos os processos.

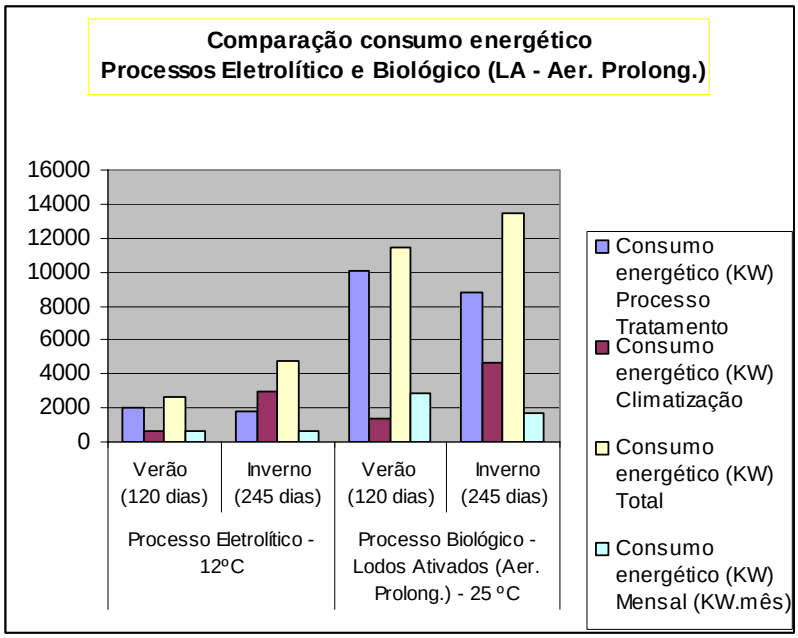


Gráfico 6.2 – Estimativa de consumo de energia (processo e climatização) para os processos eletrolítico e biológico.

6.4.3 Custos associados

O custo de implantação é decorrente do somatório de custos de projeto, aquisição dos equipamentos (inclusive reserva), do *container* com adaptações e instalação do sistema, de treinamento, além dos custos envolvidos para o transporte em navio. Considerando-se que uma estimativa de custo de implantação, sem o transporte, já foi realizada pela Instituição em 2005, no valor R$ 270.000,00 (DOCM, 2005), e que não haveria alterações significativas, o mesmo não foi reavaliado no escopo deste trabalho.

O principal custo de operação está associado ao consumo de energia, obtida por queima de óleo-diesel, para climatização do ambiente e funcionamento do

sistema. Foi verificado que o mesmo permite economia de energia em virtude de requerer pouco espaço e permitir climatização em faixas inferiores às requeridas para os tratamentos biológicos.

Os custos de monitoramento também devem ser planejados, embora a demanda pelos ensaios seja comum a qualquer sistema de tratamento implantado. Há também o custo de transporte e disposição final do lodo gerado.

Em relação aos custos de manutenção, o principal custo é decorrente do desgaste de eletrodos de *Fe* e necessidade de substituição periódica das placas, estimada em 140 placas de *Fe* (0,30 m x 0,45 m x 0,00794 m) por ano. Entretanto o custo deste material é inferior ao do alumínio e os tempos de desgaste são similares.

6.4.4 Impactos ambientais e medidas mitigadoras

As informações listadas no **Apêndice G** fornecem subsídios para uma avaliação prévia de impactos ambientais, mesmo que ainda não requerida formalmente no âmbito do PROANTAR. Entretanto, o estudo em projeto piloto forneceria subsídios que permitiriam quantificar e melhor subsidiar a elaboração da matriz de impactos ambientais conforme previsto no Protocolo de Madri.

Os principais impactos ambientais associados é a geração de lodo, estimado em 5 m^3/ano, e o consumo de energia, ambos durante a operação do sistema.

A geração de lodo demanda o armazenamento temporário do mesmo, seu transporte e disposição final no Brasil, que é viável uma vez ao ano, quando da viagem do navio. São necessários estudos complementares para avaliação da alternativa de submetê-lo a processo de incineração na EACF. Os mesmos devem envolver dados de caracterização do lodo produzido e, caso viável, análise dos gases gerados no processo e instalação de equipamentos de tratamento dos gases, para evitar impactos devido à poluição atmosférica.

Embora o processo eletrolítico demande energia para o seu funcionamento, uma das principais vantagens da solução é o menor consumo de energia, no processo e na demanda de climatização, quando comparado com sistemas de tratamento biológicos do tipo aeróbio, os quais são comumente utilizados na região. O uso de fontes alternativas de energia, caso viáveis, poderia auxiliar na alimentação parcial do sistema, diminuindo a demanda de óleo-diesel e impactos associados.

CONCLUSÃO

Parte I - Estudo realizado com o processo eletrolítico em escala de laboratório, usando reator monopolar com eletrodos de Alumínio (*Al*) e de Ferro (*Fe*), para tratamento de esgotos domésticos:

- Foi constatado que a eficiência da redução de matéria orgânica é influenciada pela densidade de corrente aplicada (*J*), pela tensão (*U*), pelo tempo de aplicação do processo eletrolítico (*t*), ambos relacionados à potência aplicada (*P*), além dos materiais do eletrodo e da temperatura do efluente.
- O tempo de aplicação do processo eletrolítico influencia na eficiência de redução de matéria orgânica, observada pela DQO e pelos sólidos em suspensão (SST), no consumo de energia e no Volume de Lodo (VL) gerado. Em ensaios realizados com eletrodos de *Fe*, distância entre as placas (*d*) de 1,8 cm, densidade de corrente (*J*) igual a 28,28 A/m^2, variando-se *t*=15 min, 22 min e 30 min., observaram-se:

- taxas de redução dos valores de DQO de 70%, 79% e 82% e de SST de 90%, 93% e 95%, respectivamente. A melhora nesses índices, com o aumento do tempo, foi associada principalmente com a maior geração de coagulante *in-situ* e de gás hidrogênio, favorecendo os mecanismos de eletrocoagulação, eletrofloculação e eletroflotação;

- valores de consumo de energia de 1,0 W.h/L, 1,5 W.h/L e 1,94 W.h/L, respectivamente, demonstrando que o mesmo aumenta proporcionalmente com o tempo em decorrência do aumento da potência aplicada (aumento de 100% do tempo de retenção produziu aumento do consumo de energia de 94 %);

- valores de VL de: 66 mL/L, 86 mL/L e de 100 mL/L, respectivamente;

- os valores de SST no efluente tratado após processo eletrolítico (MIS), variaram de 480 mg/L (15 min) para 574 mg/L (22 min) e 668 mg/L (30 min), com valores após decantação (ET), de 11 mg/L, 8 mg/L e 5 mg/L, respectivamente. Esse aumento nos valores de SST (MIS), com o aumento do tempo, foi associado ao aumento da coagulação e floculação dos colóides, mas também pode relacionar-se com o maior desgaste das placas dos eletrodos. Logo, haveria necessidade de ensaios complementares como: SS Voláteis (EB e MIS), além de densidade e composição do lodo para melhor análise dos fenômenos observados;

- O aumento da condutividade contribui para a redução do consumo de energia, entretanto não apresentou influência significativa nos valores de DQO e SST.
- O aumento da intensidade de corrente (*I*) aplicada contribui para a redução de DQO, devido ao aumento do desgaste do anodo e da geração de coagulante *in-situ*, influenciando a eletrocoagulação. Entretanto, elevadas *I* (A) demandam elevadas *U* (V), aumentando as perdas por dissipação de calor.
- A variação da distância entre as placas (*d*) demonstrou que menores distâncias demandam menores *U* (V) para uma mesma *I (A)* aplicada, diminuindo a *J* (A/m^2) utilizada, devido ao aumento do número de placas do reator e à ligação das mesmas em paralelo, contribuindo para a redução no consumo de energia. Entretanto, o maior número de placas (maior área de placas no reator), decorrente de menores espaços interplacas, também contribui para uma maior dissipação de calor e também pode interferir no fluxo e ascenção das bolhas geradas.
- Na faixa de temperatura (Ɵ) de 7ºC a 22ºC, o principal efeito observado foi a redução do consumo de energia com o aumento da temperatura, coerente com informações constantes na literatura. Foi possível estimar, nos ensaios realizados, um aumento médio no consumo de energia de 1% por ºC diminuído.
- Quanto aos índices de redução de matéria orgânica na faixa avaliada, observou-se em 7ºC índices de redução de DQO e SST inferiores aos obtidos em temperaturas superiores (12ºC, 17ºC e 22ºC). Entretanto, acima de 12 ºC, não foram observadas diferenças significativas na redução de DQO, havendo uma tendência a maior remoção de SST, o que pode estar associado aos fenômenos de flotação pela variação da viscosidade e formação das bolhas no meio líquido.
- Os eletrodos de *Fe,* comparados com os de *Al* para os mesmos parâmetros utilizados, apresentaram maior eficiência quanto à redução de DQO (*Fe*: 77% e 71% (Reator A e B) contra *Al*: 67 % e 65% (Reator A e B)) e os de *Al* maior eficiência para a remoção de SST (*Al*: 97 % e 99% (Reator A e B) contra *Fe*: 70 % e 86% (reator A e B)). A melhor eficiência dos eletrodos de *Al* para a remoção dos SST pode estar associada a maior capacidade do hidróxido de alumínio para desestabilizar as partículas em estado coloidal. Entretanto, a maior remoção de DQO pelos eletrodos de *Fe* pode estar relacionada à eletrooxidação da matéria orgânica dissolvida no anodo. Quanto ao VL(MIS), foram observados valores similares para os dois tipos de

eletrodos: (Reator A: VL =90 mL/L (*Al*) e VL = 82 mL/L (*Fe*); Reator B: VL=110 mL/L (*Al*) e VL=120 mL/L(*Fe*).

- A melhoria na redução de DQO, alcançada pelo aumento da potência aplicada, seja, pelo incremento de *t* (min) ou de *J* (A/m^2), pode ocasionar aumento significativo do consumo de energia e do VL gerado, para eficiências similares. Aumento da *J* de 2,1 A para 2,9 A ocasionaram aumento de 7% na taxa de redução de DQO, de 92% no consumo de energia e de 24% no VL. Logo, a faixa ideal de operação no processo eletrolítico envolve o equilíbrio entre: melhorar a eficiência de remoção de matéria orgânica, obter a menor geração de volume de lodo possível e menor consumo energético.
- Os melhores resultados usando eletrodos de desgaste de Fe, d = 0,018 m e Θ = 15ºC foram obtidos com: *J*= de 22,9 A/m^2, *U* = 4,5 V, *t* = 25 min e *P* de 0,8 Wh/L. Foi observado *VL* (MIS) = 88 mL/L e no efluente tratado e decantado: DQO de 65 mg/L (redução de 89%), DBO_5 de 56 mg/L (64%), SST de 8,5 mg/L (93%), turbidez de 11,34 uT e após filtração 3,15 uT.
- A qualidade final do efluente, alcançada em escala de laboratório, atende aos parâmetros de redução de matéria orgânica estabelecidos pela legislação nacional (Resolução CONAMA nº 357/2005) e em legislações estaduais mais restritivas, como a do Estado de Minas Gerais (D.N. 10/86), que estabelece valores de DQO inferiores a 90 mg/L, de DBO_5 inferiores a 60 mg/L e SST inferiores a 60 mg/L. O aspecto visual do efluente tratado após decantação era límpido e os valores de SST obtidos abaixo de 12 mg/L, compatíveis para serem submetidos a tratamento de desinfecção, conforme recomendado por Smith e Ridle (2007) para o ambiente antártico.

Parte II – Engenharia do Processo Eletrolítico

O pré-projeto realizado com base nos dados obtidos nos ensaios experimentais realizados em escala de laboratório permitiu concluir que:

- O sistema pode ser dimensionado de forma modular para atender à flutuação de população da EACF (no inverno: 10 habitantes - 5 a 9 m^3/dia; e no verão: 70 habitantes - 21 m^3/dia a 25 m^3/dia), adaptando-se a essa variação pela operação do número de calhas eletrolíticas e tempo de operação das mesmas (no verão: duas

calhas eletrolíticas de 260 L, operando de 17 h a 20 h/dia cada; e, no inverno: uma calha eletrolítica operando de 8 a 15 h/dia).

- O consumo de energia estimado para o processo eletrolítico, com base nos resultados obtidos nos ensaios em bancada de laboratório, é de 0,24 kW/hab.dia. O mesmo sofre acréscimos em função dos demais equipamentos da ETE e, principalmente, da climatização do ambiente. Uma das grandes vantagens do processo eletrolítico consiste no mesmo ter apresentado resultados favoráveis a partir de 12 ºC, muito inferior ao recomendado para os processos biológicos (25ºC a 30ºC), permitindo a manutenção das redes de esgoto e climatização do *container* nessa faixa de temperatura. A economia estimada a ser alcançada na climatização do *container* IMO 20 pés a 12ºC em relação a 25ºC, seria de 799 kW durante o verão e de 1632 kW durante o inverno, num total de 2 431 kW.ano.
- Quanto ao espaço ocupado, a ETE poderia ser instalada em um *container* padrão IMO 20 pés, climatizado a 12ºC. Para tal, o tanque de equalização do esgoto bruto, com capacidade de 5 m^3 para atender as variações de vazão, e o de esgoto tratado, para realização de operação de contralavagem no filtro de areia, devem ser externos e interligados ao interior do container para acesso às bombas e coletas de amostras do efluente. O espaço necessário para o armazenamento temporário do lodo na EACF é estimado em cerca de 5 m^3, considerando o seu transporte de navio para o Brasil viável apenas uma vez ao ano.
- A vida útil estimada das placas, sem as perdas, é de 7 meses (no inverno) e de 3 meses (no verão). Para tal, foram considerados os seguintes parâmetros: uso de placas de desgaste de *Fe,* com espessura inicial de 5/16 ” (0,00794 m) e espessura final de 0,003 m; no período de abril a novembro, vazões médias de 9 m^3/dia e o uso alternado de duas calhas eletrolíticas; e, no período de novembro a março, vazões médias de 21 m^3/dia e o uso simultâneo de duas calhas eletrolíticas. Considerando-se a ocupação durante o inverno da ordem de 16 habitantes (vazões médias de 5 m^3/dia), a vida útil das placas aumentaria, possibilitando reduzir de três para duas trocas de placas por ano. Assim, em ambas as situações, as operações de troca das placas poderiam ser planejadas para serem realizadas durante a Operação Antártica de verão, época em que normalmente existe equipe de manutenção do AMRJ na estação.

PRINCIPAIS RECOMENDAÇÔES

No âmbito da EACF:

1. Considerando-se o grande número de limitações e peculiaridades do local da EACF, o dimensionamento final da ETE deve ser precedido de uma avaliação prévia em projeto piloto, preferencialmente, nas condições locais ou similares. O objetivo é verificar, em escala maior, os fenômenos observados e ainda obter dados de eficiência de corrosão, de passivação e tempo de vida útil das placas, além de perdas por dissipação de calor e eventuais necessidades de ajustes.
2. Recomenda-se o monitoramento da ETE por meio da análise de alguns parâmetros, como: pH, Condutividade, Temperatura, Volume do Lodo, DBO_5, DQO, SST (RNFT), Óleos e Graxas, Detergentes, Material Sedimentável, Colimetria e Turbidez.
3. Analisar qual a melhor estratégia de monitoramento a ser adotada, ou seja: por meio de pesquisas induzidas pelo CNPq, de programas conjuntos com outras estações na região ou até a contratação de algum laboratório especializado.
4. Avaliar a viabilidade de incineração do lodo gerado no incinerador da EACF.
5. Em relação à água de abastecimento da EACF, recomenda-se monitorar:

5.1. Parâmetros, tais como: dureza, sólidos dissolvidos totais, alcalinidade, pH e condutividade da água, de forma a se obter uma melhor amostragem e avaliação local, considerando-se os possíveis efeitos nas tubulações; e

5.2. O padrão de potabilidade da água (Portaria nº 518/2004 do MS), principalmente parâmetros de colimetria, além de presença de cianobactérias (MS, 2003).

Para estudos futuros com o processo eletrolítico:

6. Realizar estudos complementares em bancada de laboratório:

- no efluente tratado: análises de DBO_5, metais, turbidez, sólidos em suspensão voláteis, colimetria e eficiência de corrosão das placas;
- no lodo gerado: densidade, colimetria, metais e verificação da melhor avaliação das opções para a disposição final, inclusive a opção de incineração;
- em ensaios visando verificar a influência da temperatura, realizar a climatização prévia das placas e, se possível, a climatização do ambiente.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA BRASIL. Disponível em: <http://www.agenciabrasil.gov.br/noticias/2007/11/01/materia.2007-11-01.6045555991/view>. Acesso em: 19 nov. 2007.

AGÊNCIA ESTADO. Tratado de Proteção da Antártida tem 45 integrantes. **Último Segundo**. 25 dez. 2007. Disponível em: <http://agenciact.mct.gov.br/index.php/content/view/46959.html>. Acesso em: 10 jan. 2008.

ALEGRE, R. N.; DELGADILHO, S. A. M. Uso de eletrólise na depuração de correntes líquidas contendo óleos e graxas emulsificados (parte 1). **Revista DAE**, São Paulo, n. 171, p. 9-13, maio/jun., 1993.

ALEM SOBRINHO, P., ZIMBARDI, W. Tratamento de esgotos de área litorânea por processo eletrolítico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14., 1987, São Paulo. **Anais**. Rio de Janeiro: ABES, 1987.

ALVAREZ, C. E. de. Avaliação Preliminar da Geração de Resíduos Sólidos na Estação Antártica Comandante Ferraz (EACF) baseado em dados pretéritos (ago./2001 a jul./2005). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PESQUISA ANTÁRTICA, 14., 2006, São Paulo. **Programa e Resumos…** São Paulo: Instituto de Geociências, USP, 2006. p. 124-125.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA), WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21st ed., Washington: APHA, 2005.

ANDRADE NETO C. O. de; CAMPOS, J. R. Introdução. In: CAMPOS, J. R. (Coord). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. (Projeto PROSAB).

ANGELIS, D. F. de et al. Eletrólise de Resíduos Poluidores: I – Efluentes de uma indústria liofilizadora de condimentos. **Química Nova,** São Paulo, v. 21, n.1, p. 20-24, jan./fev. 1998. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40421998000100004&lng=es&nrm=iso >. Acesso em: 06 nov. 2005

AQUINO, F. E.; SETZER, A.; ROMÃO, M.; VIANA, D. R.; SIMÕES, J. C. As conexões climáticas entre o Rio Grande do Sul e a Região do Mar de Weddell em 2004 e 2005 revelam o importante papel da Antártica no Clima do Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PESQUISA ANTÁRTICA, 14., 2006, São Paulo. **Programa e Resumos…** São Paulo: Instituto de Geociências, USP, 2006. p. 6-7.

ARSENAL DE MARINHA DO RIO DE JANEIRO (AMRJ). **Manual do Sistema de Esgoto sanitário e Águas Servidas da Estação Antártica Comandante Ferraz**. Rio de Janeiro: AMRJ, 1998. Manual técnico.

_____. **Estação Antártica Comandante Ferraz**. Planta de arranjo dimensional da EACF. 21 jun. 1999. Desenhista: AMRJ-223. n. 831-EACF-801-02.

_____. Parte de manual de ETE com equipamento “Omnipure - Severn Trent de Nora”. 2005. Manual Técnico.

_____. **Fotos atividades de manutenção verão 2005-2006**. 2006. Cd-Rom.

ATKINS, P.; PAULA, J. de, **Físico-Química**. v. 3, 7 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2004.

AUSTRALIAN ANTARCTIC DATA CENTER (AADC). **Scar Map Catalogue**. Antartic Data Division. King George Island, map nº 12 820. nov. 2001. Disponível em: <http://data. aad.gov.au/aadc/mapcat/display_map.cfm?map_id=12820>. Acesso em: 24 out. 2007.

_____. **Human impacts in Antartic**. Disponível em: <http://www.aad.gov.au/ default.asp?casid=3436>. Acesso em 24 out. 2007.

d`AVIGNON, A. et al. **Manual de auditoria ambiental para estações de tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 2002.

BARBOSA, A. C. R. de A.; TANIGUCHI, S.; BÍCEGO, M. C. Avaliação da introdução de esgotos na Baía do Almirantado – Antártica, através do estudo da concentração de alquibenzeno lineares (LABs). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PESQUISA ANTÁRTICA, 14., 2006, São Paulo. **Resumos**. São Paulo: Instituto de Geociências, USP. p. 75-76.

BARBOSA FILHO, O. **Apostila da disciplina Águas e Águas Residuárias**. Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, UERJ, 2007.

BARROS, R. T. de V. et al. **Saneamento**. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995. 221 p. (Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios, 2).

BAYRAMOGLU, M.; KOBYA, M.; EYVAZ M.; SENTURK E. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 51, n. 3, p. 404-408, oct. 2006.

BELGIAN FEDERAL SCIENCE POLICY OFFICE. **Construction and Operation of the new Belgian Research Station Dronning Maud Land, Antarctica**: Draft Comprehensive Environmental Evaluation (CEE). Feb. 2006. Disponível em: <www.belspo.be/belspo/bepoles/doc/draft_CEE.pdf >. Acesso em 23 jun. 2007.

_____. **Construction and Operation of the new Belgian Research Station Dronning Maud Land, Antarctica**: Final Comprehensive Environmental Evaluation Report (CEE). March 2007. Disponível em: <http://www.belspo.be/belspo/BePoles/ doc/final_CEE_en.pdf>. Acesso em 31 out. 2007.

BILA, D. M. **Notas de aula da disciplina Tratamento de Águas Residuárias - FEN-07723**. Mestrado Profissionalizante em Engenharia Ambiental: Saneamento Ambiental. UERJ, Rio de Janeiro, 2006.

BITTON, G. Pathogens and parasitics : introdution to wastewater treatment. In : _____. **Wastewater microbiology**. Australia: John Wiley & Sons, Milton QLD, p. 91-120, 171-280, 2005.

BLEASEL, J. E. et al. **Waste disposal in the Antarctic.** Report of the SCAR panel of experts on waste disposal, 1988, Hobart. Tasmania: AAD, 1989.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 3. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986. 640 p.

BRANDT, Angeline. Antártida é a fonte de vida dos oceanos. **Jornal do Brasil***,* Rio de Janeiro, 17 mai. 2007. Seção Vida, Saúde & Ciência, p. A23. Entrevista concedida a Cristine Gerk.

BRASIL. Decreto n° 75.963, de 11 de julho de 1975. Promulga o Tratado da Antártica. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 14 jul. 1975. p. 8601. Disponível em: <http://www2.mre.gov.br/dai/m_75963_1959.htm>*.* Acesso em: 25 out. 2005.

_____. Decreto nº 94.401, de 3 de junho de 1987. Aprova a Política Nacional para Assuntos Antárticos. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 4 jun. 1987. p. 8573. Retificação, 29 jun. 1987. p. 10064. Disponível em: <http://www6.senado.gov.br/ sicon/ExecutaPesquisaLegislacao.action>. Acesso em: 25 out. 2005.

_____. Decreto nº 2.742, de 20 de agosto de 1998. Promulga o Protocolo ao Tratado da Antártida sobre Proteção ao Meio Ambiente, assinado em Madrid, em 4 de outubro de 1991. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 21 ago. 1998. p. 17. Disponível em: <http://www2.mre.gov.br/dai/protant%C3%A1rtida.htm>. Acesso em: 25 out. 2005.

_____. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Cianobactérias Tóxicas na Água para consumo Humano:** impactos na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2003.

_____. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 518 de 25/03/2004**. Dispõe sobre a qualidade da água de consumo humano. Disponível em: <http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>. Acesso em: 20 out. 2006.

_____. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/ res35705.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2006.

_____. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Programa Antártico Brasileiro:** Grupo de Avaliação Ambiental – GAAm. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/ port/sbf/dap/antagaam.html>. Acesso em: 15 abr. 2006.

BREMER, U. F. Impactos da presença humana na Antártica. **Núcleo Amigos da Terra Brasil**, Porto Alegre, 18 jun. 2003. Informativo *on-line.*

BRUNI, V. et al. Faecal pollution indicators in the Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). **Marine Pollution Bulletin**, 34, p. 908-912, 1997.

BUKHARI, A. A. Investigation of electrochemical treatment processes as a novel technology for municipal wastewater reuse: a parametric and a kinetic study. **The Arabian Journal for science and engineering**, v. 30, n. 2c., dec. 2005.

BUZZINI, A. P. **Avaliação preliminar de um sistema de eletroflotação para remoção de cor de indústrias de papel e celulose**. 1995. 175 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos.

CAMPOS, D. Y. F. et al. Aplicação do ensaio de micronúcleos e de outras anormalidades nucleares eritrocitárias em peixes para verificar o potencial genotóxico das águas rasas diante da Estação Antártica Brasileira "Comandante Ferraz". In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PESQUISA ANTÁRTICA, 14., 2006, São Paulo. **Resumos**. São Paulo: Instituto de Geociências, USP, 2006. p. 75-76.

CAMPOS, J. R. (Coord). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. (Projeto PROSAB).

CAÑIZARES, P.; CARMONA, M.; LOBATO, J.,; MARTÍNEZ, F.; RODRIGO, M. A. Electrodissolution of aluminum electrodes in electrocoagulation processes. **Ind. Eng. Chem.** 44, p. 4178-4185, 2005.

CASQUEIRA, R. de G., TOREM, M. L., CUNHA, F. O. Eletroflotação aplicada à remoção de metais pesados contidos em efluentes líquidos. **Tecnologia em Metalurgia e Materiais**, São Paulo, v. 1, n. 4, p. 40-46, abr./jun., 2005.

CEE. Diretiva 91/271/CEE do Conselho, de 21 de maio de 1991, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas. **Jornal Oficial.** Bruxelas, 30 mai. 1991, L. 135 p. 40. Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri= CONSLEG:1991L0271:20031120:PT:PDF>. Acesso em: 18 out. 2007.

CEE. DIRECTIVA 98/15/CE DE LA COMISIÓN, de 27 de febrero de 1998, por la que se modifica la Directiva 91/271/CEE del Consejo en relación com determinados requisitos establecidos en su anexo I. **Diario Oficial de las Comunidades Europeas**, Bruselas, 7 mar. 1998, L.67 p. 29-30. Disponível em: <http://eur-lex. europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1998:067:0029:0030:ES:PDF>. Acesso em: 18 out. 2007.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 38, n. 1, july 2004, p. 11-41.

CHEN, J. P.; CHANG, S-Y.; HUNG, Y-T. Electrolysis. In: In: WANG L. K.; HUNG Y-T.; SHAMMAS N. K. **Physicochemical Treatment Processes.** Humana Press, 2005. Chapter 10, p. 359-378. (Handbook of Environmental Engineering, v. 3).

CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P.L. Separation of polluants from restaurant wastewater by electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 19, p. 65-76, 2000.

CHILE. Fundación para la Transferência Tecnològica de la Universidad de Chile; Fuerza Aérea de Chile. **Evaluación Preliminar de Impacto Ambiental:** Plantas de Tratamiento de Águas Servidas sin Generación de Lodos, Base Antártica Eduardo Frei Montalva, XII Región. Enero, 2005.

_____. Superintendencia de Servicios Sanitarios. **Laboratórios Acreditados**. Disponível em: <http://www.siss.cl/default.asp?cuerpo=666>. Acesso em: 15 mai. 2006.

_____. Comision Nacional del Médio Ambiente - CONAMA. D.S. Nº 90 de 2000, do Ministerio Secretaría General de la Presidencia - Norma de emision para la regulacion de contaminantes asociados a las descargas de residuos liquidos a aguas marinas y continentales superficiales. Santiago, 30 mayo 2000. D.O. Chile 07 mar. 2001. **SINIA – Sistema Nacional de Información Ambiental**. Disponível em: <http://www.sinia.cl/1292/ articles-27153_recurso_1.pdf> Acesso em: 16 nov. 2007.

CNPq. **PROANTAR**. Disponível em: <http://www.cnpq.br/programasespeciais/ proantar/legis.htm>. Acesso em: 23 mai. 2006.

COMNAP; AEON. **Summary of Environmental Monitoring Activities in Antarctica**. Apr., 2005. Disponível em: <http://pdf.comnap.aq/comnap/comnap.nsf/P/ Pages/Environment/#4 >. Acesso em: 13 mar. 2006.

COMNAP; SCAR. **Antarctic Environmental Monitoring Handbook:** standard techniques for monitoring in Antarctica. Hobart: Secretariat 2000, june 2000. Disponível em: < http://pdf.comnap.aq/comnap/comnap.nsf/P/Pages/About. Publications/#2>. Acesso em: 25 mar. 2006.

CONCORDIA. **CONCORDIA Station**. Disponível em: <http://www.concordiastation.org/>. Acesso em: 15 jan. 2008.

COSTA, C. F. **Avaliação do uso de fontes alternativas de energia na EACF**. 2008. Dissertação em elaboração (Mestrado em Planejamento Energético e Ambiental) - COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro.

CRESPILHO, F. N., REZENDE, M. O. O. **Eletroflotação**: princípios e aplicações. São Carlos: RiMa, 2004.

DANESHVAR, N., SORKHABI, H. A., KASIRI, M. B. Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. **J. Hazard. Mater.**, B112, 55-62, 2004.

DEGRÉMONT, G. **Water Treatment Handbook**. Lavoisier, 2005

DELILLE, D., DELILLE, E. Distribution of enteric bactéria in Antartctic seawater surrounding the Dumont d`Urville permanent station (Adelie Land). **Marine Pollution Bulletin**, 40, p. 869-872, 2000.

DELLA MONICA M.; AGOSTIANO, A.; CEGLIE, A. An electrochemical sewage treatment process. Journal of Applied electrochemistry, 10, p. 527-533, 1980.

DI BERNARDO, L., DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos: RiMa, 2005.

DOCM/AMRJ. **Relatório da visita efetuada na Estação de Tratamento de Esgotos de Glicério - Macaé, em 11 mar. 2005**. Rio de Janeiro, 14 mar. 2005. Relatório Técnico.

EACF (ChEACF). **Efluentes da EACF...** Mensagem recebida por <c.miguelez@ terra.com.br> em 21 jun. 2006 a.

_____. **Informações EACF**. Mensagem recebida por <c.miguelez@terra.com.br> em 31 ago. 2006 b.

_____. **Informações EACF... Dissertação de Mestrado**. Mensagem recebida por <c.miguelez@terra.com.br> em 12 dez. 2007.

_____. **Informações EACF. Fotos**. Mensagem recebida por <c.miguelez@ terra.com.br> em 28 fev. 2008.

ECKENFELDER Jr, W. W. **Industrial Water Pollution Control**. Singapore: McGraw-Hill Book Company, 1989.

EDWARDS, D.; McFETERS, G.; VENKATESAN, M. I. Distribution of Clostridium perfringens and fecal sterols in a benthic coastal marine environment influenced by the sewage outfall from McMurdo Station, Antarctica. **Applied and Environmental Microbiology**, n. 64, p. 2596-2600, 1998.

ESA - EUROPEAN SPACE AGENCY. Aurora Exploration Programme. **Grey water recycling unit:** critical items developments, phase 1. Accomodation study. Disponível em: <http://www.esa.int/esaMI/Aurora/SEM56S7X9DE_0.html>. Acesso em: 25 set. 2006 e 15 jan. 2008.

EUR-LEX. Atividades da União Européia: sínteses da legislação. **Tratamiento de las aguas residuales urbanas.** Disponível em: <http://europa.eu/scadplus/leg/es/lvb/l28008.htm>. Acesso em: 10 set. 2007.

FEEMA – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE (Rio de Janeiro). **NT-202.R-10**: Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. Aprovada pela Deliberação CECA nº 1007, de 04 de dezembro de 1986. Publicada no DOERJ de 12 de dez. de 1986. Disponível em: <http://www.aguasdoimperador. com.br/legislacoes/FEEMA/NT202.pdf>. Acesso em: 15 maio 2006a.

_____. **DZ.215.R-1***:* Diretriz de Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem Não Industrial*.* Aprovada pela Deliberação CECA nº 3.154, de 26 de abril de 1994. Rio de Janeiro. Publicada no DOERJ de 18 de maio de 1994. Disponível em: <http://www.aguasdoimperador.com.br/legislacoes/FEEMA/DZ215R1EFLUENTESLIQUIDOSDEORIGEMINDUSTRIAL.pdf>. Acesso em: 15 maio 2006b.

FENZL, N. **Introdução à hidrogeoquímica**. Belém: UFPA, 1986. 190 p.

FERREIRA, L. H. **Remoção de sólidos em suspensão de efluente da industria de papel por eletroflotação**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas. Disponível em: <http://libdigi.unicamp.br/document/?code=vtls000409245>. Acesso em: 25 out. 2007.

FERRON et al. Série temporal de temperature atmosférica para a Ilha Rei George, Antártica. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 14, 2001, p. 25-32. Disponível em: <http://www.geografia.fflch.usp.br/publicacoes/RDG/RDG_14/RDG14_Ferron. pdf>. Acesso em: 19 mai. 2006.

GARDENER, H.; KERRY, K. ; RIDDLE, M. Poultry virus infection in Antarctic penguins. **Nature**, 387, p. 245, 1997.

GE J.; QU J.; LEI P.; LIU H. New bipolar electrocoagulation – electroflotation process for the treatment of laundry wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 36, n. 1, p. 33-39, 2004.

GIORDANO, G. **Projeto básico hidraúlico-sanitário para o município de Angra dos Reis, ETE centro**. Rio de Janeiro: TECMA Tecnologia em Meio Ambiente Ltda, 1991. Relatório Técnico.

GIORDANO, G. **Avaliação ambiental de um balneário e estudo de alternativa para controle da poluição utilizando o processo eletrolítico para o tratamento de esgotos***.* 1999. 113f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Niterói.

GIORDANO, G. **Análise e Formulação de Processos para Tratamento dos Chorumes Gerados em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2003. 257f. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica e de Materiais) - Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, f. 115-136.

GIORDANO, G. **Apostila da disciplina Efluentes Industriais**. Curso de graduação Engenharia Sanitária e Ambiental. UERJ, Rio de Janeiro, 2006.

GIORDANO, G.; BARBOSA FILHO, O. O processo eletrolítico aplicado ao saneamento ambiental de balneários**.** In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Rio Grande do Sul. **Anais eletrônicos**... [s.l.]: ABES, 2000. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/i-055.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2008.

GOOGLE EARTH. **Localização da EACF**. Acesso em: 23 maio 2007.

HALTON, J.E.; NEHLSEN, W.R. Survival of *Escherichia coli* in zero degree centigrade seawater. **Journal of the Water Pollution Control Federation** 40, p. 865-68, 1968.

HAMMER, M. J.;HAMMER Jr., M. J. **Water and Wastewater Technology**. 3 ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1996.

HEMKEMEIER, MARCELO. **Estudo do tratamento eletrolítico aplicado a efluente líquido de abatedouro avícola**. Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001. 249 p.

HOLT, P. K.; BARTON, G. W.; MITCHELL, C. A. The future for electrocoagulation as a localized water treatment technology. **Chemosphere**, v. 59, p. 355-367, apr. 2005.

HUGHES, Kevin.A. Human commensals in Antarctic ecosystems. **Marine Pollution Bulletin,** Cambridge, UK, n. 46, 2003.

_____. Reducing sewage pollution in the Antarctic marine environment using a sewage treatment plant. **Marine Pollution Bulletin**, Cambridge, UK, n. 49, p. 850-853, 2004.

Instituto Adolfo Lutz (IAL). **Manual para Análise de Água**. Disponível em: <http://www.ial.sp.gov.br>. Acesso em: 10 maio 2006.

INCROPERA, F. P.; DEWITT, D. P. **Fundamentos de transferência de calor e de massa**. 5 ed. Rio de Janeiro: LTC Editora, 1992.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC). Projeto Meteorologia na Antártica. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/antartica>. Acesso em: 08 jun. 2006 e 18 jan. 2008.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

JUAÇABA FILHO, Geraldo. **O Brasil na Antártica:** pesquisa e tecnologia. Rio de Janeiro: MEC / TV Escola / Salto para o Futuro, ago. 2007. Proposta pedagógica da série. Disponível em: <http://www.tvebrasil.com.br/flash/salto/boletim2007/ 070806_ brasilnaantartida.swf>. Acesso em: 21 out. 2007.

KALINIICHUK, E. M.; VASILENKO, I.I.; SHCHEPANYUK, V.Y.; MAKAROV, I. A. Treating refinery wastewaters to remove emulsified oils by eletrocoagulation and eletroflotation. **International Chemical Engineering**, URSS, v. 16, n. 3, jul. 1976.

KUMAR, P. R.; CHAUDHARI, S.; KHILAR, K. C.; MAHAJAN, S. P. Removal of arsenic from water by electrocoagulation. **Chemosphere**, n. 55 , p.1245-1252 , 2004.

LARUE, O.; VOROBIEV E.; VU C.; DURAND B. Electrocoagulation and coagulation by iron of latex particles in aqueous suspensions. **Separation and Purification Technology**. v. 31, n. 2, p. 177-192, may 2003. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com>. Acesso em: 15 jan. 2007.

LEME, N. P. (Ed.) **Atividades científicas Verão 2007/2008:** Operação Antártica XXVI. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0022/22932.doc>. Acesso em 01 mar. 2008.

LENIHAN H. S. et al. Patterns of survival and behavior in Antarctic benthic invertebrates exposed to contamined sediments - field and laboratory bioassay experiments. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. 192, p. 233-255, 1995.

LIN, S. H.; PENG, C. F. Continuous treatment of textile wastewater by combined coagulation, electrochemical oxidation and activated sludge. **Wat. Res**. Great Britain, v. 30, n. 3, p. 587-592, 1996.

LORI et al. Study of a new waste treatment plant for the Italian antarctic station. In : McLANDER, O. ; FONTANA, L. R. (Ed.). SYMPOSIUM ON ANTARCTIC LOGISTICS AND OPERATIONS, 5., 1992, Bariloche. **Proceedings**. Buenos Aires : Dirección Nacional del Antártico, p. 253-257.

MACÊDO, J. A. B. de. **Águas e Águas.** 2. ed. Minas Gerais: Varela, 2005.

MACHADO A. F.; WIMMER A. C. S. **Análise e proposta de metodologias em escala de laboratório para processos eletrolíticos***.* 2005. Projeto de Graduação (Engenharia Civil, Habilitação Sanitária e Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

MACHADO, Ê. L. et al., 2005. Descolorimento de efluente têxtil através de métodos de coagulação/floculação e eletroflotação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, **Anais em meio magnético**. Campo Grande: ABES, 2005, p. 1-5. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/II-271.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2007.

MACHADO, M. C. S.; BRITO, T. (Orgs.). **Antártica:** ensino fundamental e ensino médio. Brasília: Ministério da Educação, Secretaria de Educação Básica, 2006. 167 p. il. (Coleção explorando o ensino, v. 9)

MANNARINO, J.C. **Processo de eletrocoagulação aplicado a um efluente petroquímico.** 1997. 30 p. Projeto de Graduação. (Graduação em Engenharia Civil, Habilitação Sanitária). UERJ, Rio de Janeiro, 1997.

MARA, D. Faecal indicator organisms. In : MARA D., HORAN N. (Cds) **Handbook of water and wastewater microbiology**. San Diego: Academic Press, p. 105-112.

MARTINS, C. C. **Avaliação da Introdução de Esteróis Fecais e Hidrocarbonetos Marcadores Geoquímicos em Sedimentos da Baía do Almirantado, Península Antártica***.* 2001. 130f. Dissertação (Mestrado em Ciências, área de Oceanografia Química e Geológica) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

MARTINS, C. C.; MONTONE, R. C. Determinação de valores de linha de base de marcadores químicos de poluição fecal para a enseada Martel, Antártica, utilizando testemunhos de sedimento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PESQUISA

ANTÁRTICA, 14., 2006, São Paulo. **Programa e Resumos**… São Paulo: Instituto de Geociências, USP. p. 124-125.

McANENEY, D. W. Wastewater lagoons for cold regions. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON COLD REGIONS ENGINEERING, 9., 1998, Newcomb. **Proceedings**. Reston (VA): American Society of Civil Engineers (ASCE), p. 96-106.

McFETERS, G. A.; BARRY, J. P.; HOWINGTON, J. P. Distribution of enteric bacteria in Antarctic seawater surrounding a sewage outfall. **Water Research**, n. 27, p. 645-650, 1993.

MELLOR, M. **Utilities on permanent snowfields.** Report: Cold Regions Sci. Eng., III-A2d, US Army Cold Regions Research Laboratory,1969

MOLLAH, M. Y. A. et al. Electrocoagulation (EC) – science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, p. 29-41, june 2001.

MOORE, J. J. **Chemical Metallurgy**, 2 ed., Butterworth-Heinemann Ltda., 1990.

MOORE, W. J. **Físico-Química**, 2 ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2002. v. 2.

NUPAC - Núcleo de Pesquisas Antárticas e Climáticas (UFRGS). Disponível em: <http://www.ufrgs.br/antartica/apres-br.html#estrutura>. Acesso em 20 out. 2005.

PELLIZARI, V. H.; MONTONE, R. C. **Averiguação da Qualidade Microbiológica da Água Doce e Marinha nas proximidades da Estação Antártica Comandante Ferraz**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 22 abr. 1997.

PESSOA, A. D. **Processo de eletrocoagulação para tratamento de esgotos sanitários e efluentes industriais**, 1996. 36 p. Projeto de Graduação IV-B (Graduação em Engenharia Civil, Habilitação Sanitária). UERJ, Rio de Janeiro, 1996.

PHAN, V. N. et al. Biomonitoring of the genotoxic potencial (micronucleus and erythrocyte nuclear abnormalities assay) of the Admiralty Bay water surrounding the Brazilian Antarctic Research Station “Comandante Ferraz”, King George Island. **Polar Biol**, n. 30, p. 209-217, 2007.

POLISH ACADEMY OF SCIENCES. Institute of Ecology. **Admiralty Bay:** King George Island. Warsaw: Zbigniew Battke, 1990. Map. color, Scale (original) 1:50000.

POON C. P.; BRUECKNER T. G. Physicochemical treatment of wastewater-seawater misture by electrolysis. **Journal Water Pollut. Control Fed.,** v. 47, n.1, p. 66-78, jan. 1975.

PRETORIUS, W. A.; LOHANNES, W. G.; LEMPERT, G. G. Electrolytic iron flocculant production with a bipolar electrode in series arrangement. **Water S A***,* v. 17 n. 2, p.133-138, 1991.

RAMIREZ E. R. Comparative Physicochemical Study of Ind. Wastewater Treatment by Electrolytic, Dispersed Air and Dissolved Air Flotation Technologies. In: ANNUAL

PURDUE INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 34., 1979, West Lafayette. **Proceedings**. p. 699, 1979.

REED, S. C.; SLETTON, R. S. **Waste management practices of the United States Antarctic Program.** Special Report 89-3, US Army Corps of Engineers. Hanover (NH): Cold Regions Research and Engineering Laboratory, 1989.

RCTA. Guia para la evaluacion del impacto ambiental en la Antartida. Hobart: COMNAP, jun. 1999. Disponível em: <http://comnap.aq>. Acesso em: 28 mar. 2006.

RF LEASING. Características de container tipo padrão IMO 20 pés. Disponível em: <http://www.rfleasing.com.br/>. Acesso em: 10 dez. 2007.

RÚSSIA. **Report of the Russian Federation on implementing the provisions of the Protocol on Environmental Protection to the Antarctic Treaty 2004-2005**. Disponível em: <http://www.aari.aq/raedocs/environment/environment_2004_2005_en.pdf>. Acesso em10 mai 2007.

SANTOS, M. A. R. dos, SIMÕES, J. C. O Turismo na Antártica, panorama atual e principais desafios. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PESQUISA ANTÁRTICA, 14, 2006, São Paulo. **Programa e Resumos…** São Paulo: Instituto de Geociências, USP, 2006. p. 53.

SAVER, J. E.; DAVIS, E. J. Eletrokinetically Enhanced Sedimentation of Colloidal Contaminants. **Environ. Sci. Technol**., v. 28, n. 4, p. 737-745, 1994.

SAWER, C. N.; McCARTY P. L., PARKIN G. N. **Chemistry for Environmental Engineers**, New Delhi: McGraw-Hill Book Company, 4th Ed., 1994

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso.** São Paulo: ABES, 2001.

SECIRM. **Ocupação da EACF período 29 out 2003 a 20 set 2004**. Mensagem recebida por <c.miguelez@ terra.com.br> em 31 ago. 2006.

_____. Disponível em: <http://www.mar.mil.br/secirm/index.html>. Acesso em: 17 set. 2007 e 12 fev. 2008.

SILVA, A. C. L. da; WILL, I. B. de S.; BARBOSA FILHO, O. **Remoção de DQO e de cor através do tratamento eletrolítico.** In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. Disponível em: <http://www.cepis.org.pe/bvsaidis/aresidua/i-014.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2007.

SILVA, P. C. F da. **Tratamento de resíduos líquidos industriais pelo processo eletrolítico:** uma alternativa para o gerenciamento dos resíduos líquidos, gerados nas indústrias mecânicas fabricantes de equipamentos para produção de petróleo. 2005. 96f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Gestão) – UFF, Niterói, 2005.

SINOTI, André. **Processo Eletrolítico no Tratamento de Esgotos Sanitários: Estudo de sua Aplicabildade e Mecanismos Associados**. 2004. Dissertação

(Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – UNB, Brasília, 2005.

SMITH J. J.; HOWINGTON, J. P.; McFETERS, G. A. Survival, physiological response and recovery of enteric bacteria exposed to a polar marine environment. **Applied and Environmental Microbiology**, n. 60, p. 2977-2984, 1994.

SMITH, J. J.; RIDDLE, M. Sewage disposal and wildlife health in Antarctica. In: KERRY, K.; SHELLAM, M.; RIDDLE, M. (Ed.). **Diseases of Antarctic Wildlife**. Springer-Verlag, 2007. Chapter unknown. In press.

STARK, J. S.; RIDDLE, M. J.; SIMPSON, R. D. Human impacts in soft-sediment assemblages at Casey Station, East Antarctica: Spatial variation, taxonomic resolution and data transformation. **Austral Ecology**, n. 28, p. 287-304, 2003.

STATHAM J. A.; McMEEKIN, T. A. Survival of faecal bacteria in Antarctic coastal waters. **Antarctic Science**, n. 6, p. 333-358, 1994.

TECNOLOGIA EM MEIO AMBIENTE LTDA (TECMA). Projeto de ETE com processo eletrolítico. Rio de Janeiro, 2000.

_____ (Laboratório). **Relatórios de ensaios.** Rio de Janeiro, 2006/2007.

THOMSEN, A. **Waste water treatment in Antarctica:** a feasibility study for grey water at Wasa station. 2004. 66f. Thesis (Master of Science Industrial Ecology). KTH, Stockholm, 2005.

TSAI, C. T.; LIN, S. T.; SHUE, Y. C.; SU, P. L. Electrolysis of soluble organic matter in leachate from landfills. **Water Reserch**, n. 12, p. 3073-3081, 1997.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (USP). O IO participa de projeto inédito do Programa Antártico Brasileiro. **Diário de Bordo***,* São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, ano 1, n. 2, mar./abr. 2005.

VAITSMAN, D. S.; VAITSMAN M. S. **Água Mineral.** Rio de Janeiro: Interciência, 2005. (Coleção Interdisciplinar, 3).

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996a. v. 1.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** 2. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996b. v. 2.

WIENDL, W.G. **Processo Eletrolítico no Tratamento de Esgotos Sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 1998. 368p.

YANG, Chen-Lu. Electrochemical coagulation for oily water demulsification. **Sep. Purif. Technol.** (2006). Accepted 19 oct. 2006.

ZABEL, T. Flotation in Water Treatment. In: IVES, K. J. (Ed.). **The Scientific Basis of Flotation**. England, 1982.

GLOSSÁRIO

- águas residuais domésticas	Águas residuais de serviços e instalações residenciais e essencialmente provenientes do metabolismo humano e de atividades domésticas.
- ampère	Corrente elétrica invariável que, mantida em dois condutores retilíneos, paralelos, de comprimento infinito e de área de seção transversal desprezível e, situados no vácuo a 1 metro de distância um do outro, produz entre esses condutores uma força igual a 2 x 10^{-7} newton por metro de comprimento nesses condutores.
- condutividade elétrica	Condutividade de um elemento passivo de circuito cuja resistência elétrica é de 1 ohm (Ω).
- densidade de corrente	Densidade de corrente originada por uma corrente elétrica de 1 ampère percorrendo um condutor com 1 metro quadrado de seção reta.
- eletrólito	Meio, sólido ou líquido, em um arranjo eletroquímico, através do qual os íons são transportados entre os eletrodos.
- energia de ativação	Barreira energética ou energia mínima necessária para que um efeito, fenômeno ou uma reação seja observado.
- potência, taxa de energia	Potência que dá origem a uma produção de energia igual a 1 joule em 1 segundo.
- potencial elétrico ou tensão elétrica	Diferença de potencial entre os terminais de um elemento passivo de circuito, que dissipa a potência de 1 watt quando percorrido por uma corrente invariável de 1 ampère.
- DBO_5	Retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. É uma indicação indireta, do carbono orgânico biodegradável, medida no 5º dia à temperatura de 20 ºC.
- DQO	Mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica.
- SST	Sólidos em Suspensão Totais – Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que não são filtráveis (não dissolvidos), em filtro de membrana de 0,45 µm, pesada após secagem a 105 ºC.

APÊNDICE A – Legislações referentes à descarga de efluentes domésticos no Brasil, Chile, CEE e EUA (Califórnia)

Parâmetro	Unidade	Sigla	Brasil						Chile	CEE	EUA
			Resolução CONAMA 357/2005	**Rio de Janeiro** (FEEMA)	**Minas Gerais** (D.N. 10/86)	**Goiás** Decreto 1745/79	**São Paulo** Lei nº 997/76	**Rio Grande do Sul** Port nº 01/89-SSMA	D.S. nº 90 de 2000	Diretivas 91/271/CEE e 98/15/CE	Estado da Califórnia
PH	Unidade	pH	5 - 9	5 - 9	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	5,0 - 9,0	6,0 - 8,0	6 - 9	-	6 - 9
Óleos e Graxas	mg/L	O & G							20	-	ni
- óleos minerais			20	20	20			10	-	-	-
- gorduras vegetais e animais			50	30	50			300	-	-	-
Demanda Bioquímica de Oxigênio (concentração)	mg/L	DBO_5	-	≤ 180 (1) ou	60 ou	60 ou	60 ou	200 (Q<20) e 150 (<200)	60	25 ou	ni
-redução	%		-	> 30 %	> 85 %	> 80 %	> 80 %	-	-	> 40 % (2)	
Demanda Química de Oxigênio	mg/L	DQO	-	-	90	-	-	450	-	125 ou	ni
-redução	%			-	-	-	-	-	-	> 75 %	
Sólidos em suspensão -concentração	mg/L	SS (SST)	-	180	60 (mês) / 100 (dia)	-		200 (Q<20) e 150 (Q<200)	100	60 (ep > 2.000 e < 10.000)	60
-redução	%		-	-	-	-	-	-	-	70 %	> 75%
Coliformes fecais ou termotolerantes	NMP/ 100 ml	Coli/ 100 ml	43 na zona de mistura	-	-	-	-	300	70 (4)	-	nd
Sólidos Sedimentáveis	mL/L	S Sed	1		1	1	1	ni	5 mL/L/h	-	1,0 / 1,5 / 3,0
Fósforo	mg/L	P	15	-	-	-	-	1,0	5	2 ou 70% (3)	ni
Nitrógeno Total	mg/L	N	20	-	-	-	-	10	-	15 ou 70% (3)	ni
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	NTK	-					-	50	-	ni
Amonia	mg/L	N		5,0	5,0	-	-	-	-	-	-
Ferro dissolvido	mg/L	Fe	15	15	10	30	15	10	10	-	ni
Alumínio	mg/L	Al	-	3	- (5)	-	-	10	1	-	ni
Sulfetos	mg/L	S^{2-}	1	1	0,5	ni	-	0,2	1	-	ni
Temperatura / variação	ºC	Tº	<40º / 3º	< 40º	< 40º / 3º	< 40º / 3º	< 40º	< 40º	< 30º	-	ni
Turbidez	NTU (uT)		-	-	-	-	-	-	-	-	75 /100/ 225
Toxidade	TUa		-	-	-	-	-	-	-	-	1,5 / 2,0 /2,5

LEGENDA: ni = não informado; ep = equivalente populacional; Q= vazão (m^3/dia)

NOTAS: (1) Para carga orgânica bruta < 10 kgDBO/dia;
(2) Em locais em que seja difícil aplicar um tratamento biológico eficaz devido às baixas temperaturas poderão sofrer um tratamento menos rigoroso que o previsto, desde que estudos pormenorizados indiquem que essas descargas não afetam negativamente o ambiente;
(3) para ep entre 10.000 e 100.000; (4) em áreas para aquacultura e áreas de manejo e exploração de recursos bentônicos; (5) metais tóxicos totais < 3 mg/L

Quadro A.1 - Parâmetros de controle de descarga de efluentes domésticos no Brasil, Chile, CEE e EUA (Califórnia). FONTE: Brasil, MMA - CONAMA – Resolução 357/2005; Giordano (2006); Chile-SINIA (2007); EUR-LEX (2007); Hammer (1996).

APÊNDICE B – Principais parâmetros para controle de lançamento de efluentes, valores limites e normas de referência

Parâmetro	Unidade	Sigla	Limites	Atende referências
PH	Unidade	pH	6 - 9	Brasil (CONAMA 357/05) / Chile / EUA (Califórnia)
Óleos e Graxas -minerais -animais e vegetais	mg/L	O & G	 20 50	Brasil (CONAMA 357/05 e MG)
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L	DBO_5	60 mg/L ou redução > 40%	Brasil (MG / GO / SP / RJ / RS) / Chile / CEE (40%)
Demanda Química de Oxigênio	mg/L	DQO	125 ou 75%	Brasil (RS) / CEE
Sólidos em suspensão totais	mg/L	SST	60 mg/L	Brasil (RJ / MG/ RS) / EUA (Califórnia) / Chile / CEE
Coliformes fecais ou termotolerantes	NMP/100 mL	Coli/100 mL	70 43	Chile Brasil (zona mistura)
Sólidos Sedimentáveis	mL/L/h	S Sed	1,0	Brasil (CONAMA 357/05) / Chile / EUA (Califórnia)
Fósforo	mg/L	P	15	Brasil (CONAMA 357/05)
Nitrogênio Total	mg/L	N	20	Brasil (CONAMA 357/05)
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	NTK	-	-
Ferro dissolvido	mg/L	Fe	15	Brasil (CONAMA 357/05 / RJ / SP)
Alumínio	mg/L	Al	3	Brasil (RJ - FEEMA)
Sulfetos	mg/L	S^{2-}	1	Brasil (CONAMA 357/05 / RJ) / Chile
Temperatura	ºC	Tº	ASD	-
Turbidez	NTU (uT)		75 / 100 / 225	EUA (Califórnia)
Toxidade	TUa		1,5 / 2,0 / 2,5	EUA (Califórnia)

Quadro B.1 - Principais parâmetros para controle de lançamento de efluentes e exemplos de valores limites com referências de legislação atendidas
FONTE: CONAMA – Resolução 357/2005; Giordano (2006); Chile, SINIA (2007); EUR-LEX (2007), Hammer (1996)

APÊNDICE C - Atividades de monitoramento de efluentes líquidos, realizadas por alguns países que operam na Antártica

País	Parâmetros de monitoramento de efluentes
Argentina	NI
Austrália	Rotineiramente: Sólidos em Suspensão – SST (mg/L), DBO_5 (mg/L), OD (mg/L). Eventualmente: Coliformes Fecais no litoral.
Chile	NI
China	Foco nos níveis de referência de poluentes nos esgotos e nos ecossistemas costeiros. Citada a pesquisa sobre a distribuição de coliformes fecais no litoral e monitoramento biológico (bactérias), antes e depois do tratamento de esgotos.
França	Monitoramento biológico (coliformes) na água do mar (região costeira).
Alemanha	Faz referência que um programa regular de monitoramento seria implantado para verificação da eficiência do sistema de tratamento biológico implantado em janeiro de 1997.
Itália	DBO_5, DQO, temperatura, salinidade, pH, condutividade, turbidez, coliformes fecais, coliformes totais e streptococci. Ultimamente DBO_5 é medida eventualmente.
Japão	Apenas indica que um sistema de tratamento biológico foi implantado em 1999.
Corea do Sul	NI
Nova Zelândia	Foco nos impactos ambientais no ambiente marinho decorrentes do lançamento no mar, incluindo aspectos quantitativos e qualitativos, suas variações sazonais e avaliações anuais de coliformes fecais, SST, DBO_5 e nutrientes no ambiente marinho.
Rússia	NI
África do Sul	Não apresenta detalhamento, apenas cita que possui implantado três programas de auditoria (SMS, resíduos e adequação ao código de conduta).
Espanha	Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos dos efluentes gerados nos tanques sépticos: metano, amônia, SO_2, CO_2, além de pH, nitrito, nitrato, oxigênio, fósforo, DBO_5 e temperatura.
Suécia	Cita que um programa de coleta de amostras de neve para identificação de emissões de origem antropogênica.
Reino Unido	Foco de monitoramento no ecossistema.
Estados Unidos	Monitoramento de rotina implantado desde 1989. Um coletor de amostras compostas automático foi instalado na saída dos efluentes permitindo a coleta de amostras proporcionais a vazão de descarga durante 24 hs. Os parâmetros analisados incluem: DBO_5, DQO, SST, SSV, SDT, amônia, Nitrogeno Kjeldahl, fósforo total, alguns metais traço e compostos orgânicos.
NOTAS: NI – Não informado	

Quadro C.1 - Sumário de atividades de monitoramento ambiental na Antártica por país.
FONTE: Página na Internet do COMNAP – AEON. Atualizado em abril de 2005.

APÊNDICE D1 – 1ª Série - Ensaios Processo Eletrolítico em escala de laboratório para tratamento de esgotos

Tabela D1.1 – Dados das amostras, coletadas no condomínio X (RJ), em 23/05/2007 [1]

AMOSTRA	DADOS DA COLETA	
Efluente	horário	10:00 às 10:30 hs
	temperatura [2] (ºC)	23
	pH [3]	7,0
	volume (L)	40
Água	horário	10:40 às 10:45 hs
	temperatura [2] (ºC)	22
	pH [3]	7
	volume (L)	1

NOTAS: [1] Temperatura ambiente: 23º C
[2] Termômetro de mercúrio – LAB-284
[3] Fita medidora de pH Merck (0-14)

Tabela D1.2 – Caracterização da água e efluente, coletados no condomínio X (RJ), em 23/05/2007

AMOSTRA	CARACTERIZAÇÂO	
Efluente [1] (esgotos)	condutividade a 25 ºC (µS/cm)	537
	pH	6,77
	DQO (mg O_2/L)	340
	DBO_5 (mg O_2/L)	207
	SST (mg/L)	92
	O & G	< 6,0
Água [2]	condutividade a 25 ºC (µS/cm)	121,3
	pH	7,0

NOTAS: [1] Ensaio nº 744/2007
[2] Ensaio nº 743/2007

Tabela D1.3 – 1ª Série de ensaios – Processo eletrolítico com material do eletrodo de desgaste: Alumínio (*Al*)

PARÂMETROS	ENSAIOS							
	1.1	**1.2**	**1.3**	**1.4**	**1.5**	**1.6**	**1.7**	**1.8**
Temperatura Planejada (º C)	7	7	12	12	17	17	7	22
Data dos testes	24/05/2007	24/05/2007	24/05/2007	25/05/2007	25/05/2007	25/05/2007	24/5/2007	25/05/2007
Temperatura Ambiente (º C)	19	18	22	22	22	22	20	22
Espaçamento entre as placas (cm)	1,8	0,9	1,8	0,9	1,8	0,9	0,9	0,9
Quantidade de Placas (Fe/Al)	5/5	8/8	5/5	8/8	5/5	8/8	8/8	8/8
Área molhada dos eletrodos (m^2)[1]	0,0150	0,0165	0,0150	0,0165	0,0150	0,0165	0,0165	0,0165
Intensidade de corrente (A)	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	7,5	2,9
Tempo de retenção (min.)[2]	10	10	10	10	10	10	10	10
Diferença de potencial (V)	10,7	3,8	10	3,5	9,5	3,5	10	3,3
Temperatura inicial (EB)	7	7	11	11	16	16	7	21
Temperatura final (ET)	9	8	13	13	17	17	11	21
pH inicial (EB), a 25 º C	7,95	7,51	7,38	6,97	7,17	7,12	7,42	7,08
pH final (ET), a 25 º C	8,33	8,56	8,49	8,2	8,14	8,12	8,56	8,05
Condutividade inicial (EB) [3], µS/cm	513	517	537	511	511	511	536	501
Condutividade final (ET) [3], µS/cm	492	-	-	480	-	-	469	-
Densidade de Potência (W.h/L)	1,29	0,46	1,2	0,42	1,15	0,42	-[5]	0,40
Identificação Ensaios Laboratório	754/2007	754/2007	745/2007	755/2007	755/2007	758/2007	-[5]	758/2007
Sólidos Suspensão Tot. (MIS), mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
Sólidos Suspensão Tot. (ET) [4], mg/L	88	77	36	98	31	78	-	69
DQO (ET) [4], mg O_2/L	138	113	102	128	118	118	-[5]	138
DBO (ET) [4], mg O_2/L	98	72	98	91	78	63		70
Volume de lodo sedimentado (ml/L)[6]	-	-	-	-	-	-		-

LEGENDA: EB – Esgoto Bruto; ET – Esgoto tratado; MIS Mistura após o tratamento.

NOTAS: [1] – Volume das amostras – 4 L
[2] – O agitador magnético foi mantido sempre na posição 2/3
[3] – Temperatura de 25 ºC
[4] – O afluente tratado foi coletado diretamente do reator, pelo dreno inferior, sem etapa de sedimentação
[5] – Os ensaios de laboratório não foram realizados, pois observou-se um grande aumento de temperatura em dez minutos, ao manter-se a voltagem de 10 V (para d=0,9 cm), a qual produziu uma densidade de corrente bem maior. Logo, para evitar-se perdas por dissipação de calor, optou-se por manter-se a corrente i=2,9 A e trabalhar com densidades de corrente menores no reator com menor espaçamento.
[6] – Volume de lodo sedimentado em 1 hora.

APÊNDICE D2 - 2ª Série - Ensaios Processo Eletrolítico em escala de laboratório para tratamento de esgotos

Tabela D2.1 – Dados das amostras, coletadas no condomínio X (RJ), em 29/05/2007 [1]

AMOSTRA	DADOS DA COLETA	
Efluente (Esgoto)	horário	10:45
	temperatura [2] (ºC)	25
	pH [3]	7
	volume (L)	50
Água	horário	10:00 às 10:30 hs
	temperatura [2] (ºC)	23
	pH [3]	7,0
	volume (L)	1

NOTAS: [1] Temperatura ambiente: 22º C
[2] Termômetro de mercúrio – LAB-284
[3] Fita medidora de pH Merck (0-14)

Tabela D2.2 – Caracterização da água e efluente, coletados no condomínio X (RJ), em 23/05/2007

AMOSTRA	CARACTERIZAÇÂO	
Efluente [1] (Esgoto)	condutividade a 25 ºC (µS/cm)	517
	pH	7,31
	DQO (mg O_2/L)	385
	DBO_5 (mg O_2/L)	221
	SST (mg/L)	125
	O & G	22
Água [2]	condutividade a 25 ºC (µS/cm)	120,4
	pH	7,23

NOTAS: [1] Ensaio nº 771/2007
[2] Ensaio nº 770/2007 – medições realizadas com o multiparamétrico YSI-63

Tabela D2.3 – 2ª Série de ensaios – Processo eletrolítico com material do eletrodo de desgaste: Alumínio (*Al*)

PARÂMETROS	ENSAIOS							
	2.1	**2.2**	**2.3**	**2.4**	**2.5**	**2.6**	**2.7**	**2.8**
Temperatura planejada - AB (º C)	7	7	12	12	17	17	22	22
Data dos testes	30/05/2007	30/05/2007	31/05/2007	01/06/2007	31/05/2007	31/05/2007	01/06/2007	01/06/2007
Temperatura Ambiente (º C)	21	20	21	20	21	21	22	22
Espaçamento entre as placas (cm)	1,8	0,9	1,8	0,9	1,8	0,9	1,8	0,9
Quantidade de Placas (Fe/Al)	5/5	8/8	5/5	8/8	5/5	8/8	5/5	8/8
Área molhada dos eletrodos (m^2)[1]	0,0150	0,0165	0,0150	0,0165	0,0150	0,0165	0,0150	0,0165
Intensidade de corrente (A)	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9
Tempo de retenção (min.)[2]	10	10	10	12	10	12	10	12
Diferença de potencial (V)	11,2	4,2	10,6	3,7	9,9	3,4	9,0	3,2
Temperatura inicial (EB)	7	7	12	12	16	16	21	21
Temperatura final (ET)	9	8	13	13	17	17	22	22
pH inicial (EB), a 25 º C	7,26	7,22	7,21	7,21	7,29	7,2	7,17	7,15
pH final (ET), a 25 º C	8,46	8,24	8,36	8,14	8,25	8,42	8,22	8,16
Condutividade inicial (EB) [3], µS/cm	546	551	531	531	528	527	529	530
Condutividade final (ET) [3], µS/cm	499	499	482	490	492	482	481	483
Densidade de Potência (W.h/L)	1,35	0,51	1,28	0,54	1,20	0,49	1,09	0,46
Identificação Ensaios Laboratório	780/2007	781/2007	785/2007	799/2007	789/2007	797/2007	800/2007	801/2007
Sólidos em suspensão (MIS), mg/L	295	296	349	355	288	344	334	320
Sólidos em suspensão (ET), mg/L	28	46	16	14	10	9	11	13
DQO (ET), mg O_2/L	178	173	163	156	122	156	136	146
DBO (ET), mg O_2/L	101	106	113	101	120	130	108	97
Volume lodo sedimentado (ml/L) - 1 h	56	89 4	72 4	68 5	62 5	52 5	62	52

LEGENDA: EB – Esgoto Bruto; ET – Esgoto Tratado; MIS - Mistura após o tratamento.

NOTAS: [1] – Volume das amostras – 4 L
[2] - O agitador magnético foi mantido sempre na posição 2/3
[3] – Temperatura de 25 ºC
Observações sobre a sedimentação do lodo: [4] Flocos em suspensão; [5] Flotou / Flocos

APÊNDICE D3 - 3ª Série - Ensaios Processo Eletrolítico em escala de laboratório para tratamento de esgotos

Tabela D3.1 – Dados das amostras, coletadas no condomínio X (RJ), em 13/06/2007[1]

AMOSTRA	DADOS DA COLETA	
Efluente (Esgoto)	horário	15:30 às 15:45 hs
	temperatura [2] (ºC)	26
	pH [3]	7
	volume (L)	50
Água	horário	16:00 às 16:10 hs
	temperatura [2] (ºC)	23
	pH [3]	6
	volume (L)	1

NOTAS: [1] Temperatura ambiente: 26º C e sem chuva no dia anterior
[2] Termômetro de mercúrio – LAB-284
[3] Fita medidora de pH Merck (0-14)

Tabela D3.2 – Caracterização da água e efluente, coletados no condomínio X (RJ), em 13/06/2007

AMOSTRA	CARACTERIZAÇÂO	
Efluente[1] (Esgoto)	condutividade a 25 ºC (µS/cm)	501
	pH (temp. 19,4 ºC)	6,653
	DQO (mg O_2/L)	259
	DBO_5 (mg O_2/L)	80
	SST (mg/L)	75
	O & G	15
Água[2]	condutividade a 25 ºC (µS/cm)	109,3
	pH (temp. 22,3 ºC)	6,4

NOTAS: [1] Ensaio nº 890/2007
[2] Ensaio nº 889/2007

Tabela D3.3 – 3ª Série de ensaios de eletrocoagulação – material do eletrodo de desgaste – Alumínio (Al)

PARÂMETROS				ENSAIOS				
	3.1	**3.2**	**3.3**	**3.4**	**3.5**	**3.6**	**3.7**	**3.8**
Temperatura Planejada (º C)	7	7	12	12	17	17	22	22
Data dos testes	21/06/2007	21/06/2007	15/06/2007	15/06/2007	14/06/2007	14/06/2007	20/06/2007	20/06/2007
Temperatura Ambiente (º C)	22	21	22	22	22	24	22	22
Espaçamento entre as placas (cm)	1,8	0,9	1,8	0,9	1,8	0,9	1,8	0,9
Quantidade de Placas (Fe/Al)	5/5	5/5	5/5	5/5	5/5	5/5	5/5	5/5
Área molhada dos eletrodos (m^2)[1]	0,0150	0,0165	0,0150	0,0165	0,0150	0,0165	0,0150	0,0165
Intensidade de corrente (A)	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9
Tempo de retenção (min.)[2]	15	15	15	20	15	15	16	16
Diferença de potencial (V)	12,1	4,4	11,3	4,1	10,5	3,8	9,5	3,5
Temperatura inicial (EB)	8	8	11	11	16	16	22	22
Temperatura final (ET)	11	10	14	14	18	18	24	23
pH inicial (EB)	6,60	6,71	6,84	6,88	6,86	7,00	7,09	7,13
pH final (ET)	8,07	7,85	8,53	8,19	8,76	8,32	8,03	8,26
Condutividade inicial (EB) [3], µS/cm	419	443	477	480	480	478	451	455
Condutividade final (ET) [3], µS/cm	389	405	439	436	436	439	412	414
Densidade de Potência (W.h/L)	2,12	0,91	2,05	0,99	1,90	0,69	1,84	0,68
Identificação Ensaios Laboratório	930/2007	931/2007	891/2007	906/2007	883/2007	884/2007	922/2007	923/2007
Sólidos em suspensão (MIS), mg/L	339	1115	419	319	237	329	336	300
Sólidos em suspensão (ET), mg/L	11	15	13	4	32	5	15	16
DQO (ET), mg O_2/L	79	74	85	90	85	90	102	97
DBO (ET), mg O_2/L	45	43	44	51	41	39	68	71
Volume lodo sedimentado (ml/L) -1 h	80	100	90	110	76	120	50	56

LEGENDA: EB – Esgoto Bruto; ET – Esgoto Tratado; MIS Mistura após o tratamento.

NOTAS: [1] – Volume das amostras – 4 L
[2] – O agitador magnético foi mantido sempre na posição 2/3
[3] – Temperatura de 25 ºC

APÊNDICE D4 - 4ª Série - Ensaios Processo Eletrolítico em escala de laboratório para tratamento de esgotos

Tabela D4.1 – Dados das amostras, coletadas no condomínio X (RJ), em 29/05/2007 [1]

AMOSTRA	DADOS DA COLETA	
Efluente (Esgoto)	horário	10:25 às 10:55 hs
	temperatura [2] (ºC)	26
	pH [3]	7
	volume (L)	50
Água	horário	11:05 às 11:10 hs
	temperatura [2] (ºC)	23
	pH [3]	6
	volume (L)	1

NOTAS: [1] Temperatura ambiente: 25º C e sem chuva no dia anterior
[2] Termômetro de mercúrio – LAB-284
[3] Fita medidora de pH Merck (0-14)

Tabela D4.2 – Caracterização da água e efluente, coletados no condomínio X (RJ), em 26/06/2007

AMOSTRA	CARACTERIZAÇÂO	
Efluente [1] (Esgoto)	condutividade a 25 ºC (µS/cm)	233
	pH (temp. 20,3 º C)	6,73
	DQO (mg O_2/L)	374
	DBO_5 (mg O_2/L)	298
	SST (mg/L)	109
	O & G	23
Água [2]	condutividade a 25 ºC (µS/cm)	91,7
	pH (temp. 21,3 º C)	6,67

NOTAS: [1] Ensaio nº 949/2007
[2] Ensaio nº 948/2007

Tabela D4.3 – 4ª Série de ensaios de eletrocoagulação – material do eletrodo de desgaste – Ferro (Fe)

PARÂMETROS	**ENSAIOS**							
	4.P1	**4.P2**	**4.3**	**4.4**	**4.P3**	**4.P4**	**4.P5**	**4.P6**
Temperatura Planejada (º C)	13	14	12	12	17	14	12	12
Data dos testes	28/06/2007	29/06/2007	02/07/2007	03/07/2007	09/07/2007	11/07/2007	13/07/2007	25/05/2007
Temperatura Ambiente (º C)	19	18	22	22	22	22		22
Espaçamento entre as placas (cm)	1,8	1,8	1,8	0,9	1,8	1,8	1,8	0,9
Quantidade de placas (Fe/Al)	5/5	5/5	5/5	5/5	5/5	5/5	5/5	5/5
Área molhada dos eletrodos (m^2)[1]	0,015	0,015	0,015	0,0165	0,015	0,015	0,015	0,0165
Intensidade de corrente (A)	**2,1**	**2,1**	**2,9**	**2,9**	**2,1**	**2,9**	**3,6**	**2,1**
Tempo de retenção (min.)[2]	15	22	15	20	30	20	20	46
Diferença de potencial (V)	7,7	7,8	10,6	4,2	7,4	10,4	5,0	3,7
Temperatura inicial (EB)	13	14	12	12	17	14	11	13
Temperatura final (ET)	15	17	14	15	22	17	13	16
pH inicial (EB), a 25 º C	7,10	7,01	6,90	6,82	7,00	6,86	6,96	
pH final (ET), a 25 º C	7,11	8,67	7,78 – 8,23 col	9,16	8,567	9,40	8,469	9,32/9,10
Condutividade inicial (EB) [3], µS/cm	535	547	572	534,0	596	534,0	502	
Condutividade final (ET) [3], µS/cm	489	479	517 557 - col	484,1	489,6	489,4	427,5	433,7
Densidade de potência (W.h/L)	1,01	1,50	1,92	1,01	1,94	2,51	1,5	
Identificação ensaios laboratório	977	978-1016	979	1049-1050	1015-1039	1058 [5]-1059-1065	1076-1083	1123
Sol. Susp. Totais (MIS), mg/L	480	574	455	753	668	697	1027	1102
Sol. Susp. Totais (ET), mg/L	11	8	12	16	5	20	19	8
DQO (ET), mg O_2/L	112	78	87	107	67	109 [5] -135	80	110
DQO (ET - Filtrado), mg O_2/L	-	117 – 65 [4]	-	210	93	190 [5,6]	75	141
DBO_5 (ET), mg O_2/L	-	-	-	-	-	-	-	
Volume lodo sedimentado (ml/L)	66	76	82	120	86	130	150	200
Turbidez (ET)	-	-	-	-	-	-	-	63,64

LEGENDA: EB – Esgoto Bruto; ET – Esgoto Tratado; MIS Mistura após o tratamento.

NOTAS: [1] – Volume das amostras – 4 L / [2] – O agitador magnético foi mantido sempre na posição 2/3
[3] – Temperatura de 25 ºC
[4] – Filtro GF-52-C
[5] – Coleta realizada após duas horas de sedimentação em "*Becker*" de 3L
[6] – Filtro Whatman 420

APÊNDICE D5 - 5ª Série - Ensaios Processo Eletrolítico em escala de laboratório para tratamento de esgotos

Tabela D5.1 – Dados das amostras, coletadas no condomínio X (RJ), em 12/07/2007 [1]

AMOSTRA	DADOS DA COLETA	
Efluente (Esgoto)	horário	10:17 às 10:37 hs
	temperatura [2] (ºC)	26
	pH [3]	7
	volume (L)	50
Água	horário	10:52 às 10:58 hs
	temperatura [2] (ºC)	23
	pH [3]	6
	volume (L)	1

NOTAS: [1] Temperatura ambiente: 23º C e chuva no dia anterior
[2] Termômetro de mercúrio – LAB-284
[3] Fita medidora de pH Merck (0-14)

Tabela D5.2 – Caracterização da água e efluente, coletados no condomínio X (RJ), em 12/07/2007

AMOSTRA	CARACTERIZAÇÂO	
Efluente [1] (Esgoto)	condutividade a 25 ºC (µS/cm)	415
	pH (temp. 19,1º C)	7,12
	DQO (mg O_2/L)	279 / (586 [3])
	DBO (mg O_2/L)	156
	SS (mg/L)	122
	O & G	15
Água [2]	condutividade a 25 ºC (µS/cm)	95
	pH (temp. 19,1º C)	8,05
	Cloreto	28

NOTAS: [1] Ensaio nº 1067/2007 – amostra coletada das bombonas 1 e 2 de um total de 10 bombonas
[2] Ensaio nº 1066/2007
[3] Ensaio nº 1191/2007

Tabela D5.3 – 5ª Série de ensaios de eletrocoagulação – material do eletrodo de desgaste – Ferro (**Fe**)

PARÂMETROS	ENSAIOS				
	5.P1.C	**5.P2.C**	**5.3.C**	**5.P3**	**5.P3.C**
Temperatura Planejada (º C)	12 a 15	12 a 15	12 a 15	12 a 15	12 a 15
Data dos testes	02/08/2007	27/07/2007	01/08/2007	18/07/2007	23/07/2007
Temperatura Ambiente (º C)	22	23	24	22	22
Espaçamento entre as placas (cm)	**1,8**	1,8	1,8	1,8	1,8
Quantidade de Placas (Fe/Al)	5/5	5/5	5/5	5/5	5/5
Área molhada dos eletrodos (m^2)[1]	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015
Intensidade de corrente (A)	**1,7**	**2,1**	**2,9**	**2,1**	**2,1**
Tempo de retenção (min.)[2]	**25**	22	15	30	30
Diferença de potencial (V)	**4,5**	**5,2**	6,5	**8,6**	**5,1**
Temperatura inicial (EB)	**15**	15	13	13	15
Temperatura final (ET)	16	17	15	16	18
pH inicial (EB)	6,94 / 6,99	7,06 / 7,0	6,7	7,11	6,97
pH final (ET)	8,82	8,94	7,62	8,78	6,94
Condutividade inicial (EB), µS/cm	562 / **952** (.c)	532 / 987 (.c)	478 / 910 (.c)	504	503 / 912 (.c)
Condutividade final (ET), µS/cm	**920**	939	853	407	830
Densidade de Potência (W.h/L)	**0,80**	1,00	1,18	2,26	1,34
Identificação ensaios laboratório	1191/2007	1159/2007	1184/2007	1122/2007	1148/2007
Sólidos em Suspensão Totais (MIS), mg/L	**531**	695	478	677	863
Sólidos em Suspensão Totais (ET), mg/L	**8**	27 10	9	7	15
DQO (ET), mg O_2/L	**65** 70 [3]	63 94 [3]	68 39 [3]	59 69	90 85 [3]
DBO_5 (ET), mg O_2/L	**56**	-	-	-	-
Turbidez uT	**11,3** **3,2** [3]	9,7 3,9 [3]	9,7 5,7 [3]	-	-
Volume de lodo sedimentado -1 h (ml/L)	**88**	110	130	150	150

LEGENDA: EB – Esgoto Bruto; ET – Esgoto Tratado; MIS Mistura após o tratamento.

NOTA: [1] – Volume das amostras – 4 L

[2] - O agitador magnético foi mantido sempre na posição 2/3

[3] – Após Filtração

APÊNDICE E - Extrato de ensaios de laboratório realizados

TABELA E1 - Ensaios realizados para avaliação do processo eletrolítico, em escala de laboratório - maio a agosto/2007

Amostra		Parâmetro Analisado	Qtd. Ensaios e Medições Realizados											
			1ª Coleta		2ª Coleta		3ª Coleta		4ª Coleta		5ª Coleta		Ensaios/ Medições	
			Mest.	Lab.	Mest.	Lab.	Mest.	Lab.	Mest.	Lab.	Mest.	Lab.	p/ Mest.	p/ Lab.
Água de Abastecimento		pH (coleta e lab.)		2		2		2		2		2	0	10
		Temperatura (coleta)		1		1		1		1		1	0	5
		Condutividade a 25º C		1		1		1		1		1	0	5
		Cloreto										1	0	1
Afluente Bruto (AB) (caracterização geral)		Condutividade a 25º C		1		1		1		1		1	0	5
		DBO		1		1		1		1		1	0	5
		DQO		1		1		1		1		1	0	5
		O.G. Total		1		1		1		1		1	0	5
		pH (coleta e lab.)		2		2		2		2		2	0	10
		RNFT		1		1		1		1		1	0	5
		Temperatura (coleta)		1		1		1		1		1	0	5
Afluente Bruto (Ensaios)		pH	8		8		8		8		5		37	0
		Condutividade a 25º C	8		8		8		7	1	5		36	1
		Temperatura Inicial	8		8		8		8		5		37	0
		DQO										2	0	2
Afluente Tratado	Final do Processo (antes da mistura)	Condutividade a 25º C	8		8		8		7	1	5		36	1
		DBO_5		7									0	7
		DQO		7									0	7
		pH	8		8		8		8		5		37	0
		RNFT (SST)		7									0	7
		Temperatura Final	8		8		8		8		5		37	0
	Mistura	RNFT				8		8		8		5	0	29
		Volume de Lodo			8		8		8		5		29	0
	Decantado	DQO				8		8		10		5	0	31
		DBO_5				8		8				1	0	17
		RNFT (SST)				8		8		10		5	0	31
		Turbidez								1		5	0	6
	Decantado e Filtrado	DQO								7		5	0	12
		Turbidez										3	0	3
Qtd. Total Ensaios / Medições Realizados													**249**	**215**

LEGENDA: Mest. - Mestranda; Lab. - Laboratório TECMA

APÊNDICE F - Pré-dimensionamento da ETE

1. Gradeamento

Vazão máxima (m^3/h): 3,0 m^3/h

Vazão média (m^3/h): 21 m^3/dia/24 h = 0,9 m^3/h

Tipo: manual

Espaçamento: ½ "– menor do que o espaçamento entre as placas do reator eletrolítico.

Seção das barras: ½" x 1"

largura do canal adotada – b (m): 0,30

2. Cálculo do Tanque de Esgoto Bruto

Considerando-se o dimensionamento para o período de maior ocupação (verão), teremos:

Geração de efluentes - verão (70 pessoas): 21 m^3/dia (máximo de 25 m^3/dia)

Vazão média verão ($Q_{\text{média verão}}$) = *0,9* m^3/hora

Considerando-se a calha funcionando no máximo 20 horas por dia, ou seja, o período máximo de paralização da ETE igual a 4 h, teríamos:

Vazão máxima verão ($Q_{\text{máx verão}}$) = *1,25* m^3/hora

Volume do tanque de esgoto bruto (ou tanque de equalização)

Volume do tanque de EB ($V_{\text{tanque EB}}$) = $Q_{\text{máx verão}}$ x 4 hs = 5 m^3

Dimensões: c=1,80 m; l= 1,65 m; e h=1,70 m (ou d=1,95 m)

Material: Aço inoxidável ou de fibra reforçada, com isolamento térmico

O tanque de esgoto bruto funciona como pulmão do sistema, absorvendo também as variações de vazão (por ex. no período da manhã, quando as vazões poderiam ter picos maiores no período de 7 às 9 hs).

Bomba selecionada: menor modelo disponível para operação de esgoto sanitário – 0,5 cv.

2.3 Volume útil da calha eletrolítica

$Q_{\text{projeto verão}}$ = 1,25 m^3/h, operando 16,8 hs (21 m^3/dia) a 20 hs (25 m^3/dia).

Volume útil da calha = $Q_{\text{projeto verão}}$ x t = 1250 x 25/60 = 520 L

Devido à grande variação de vazão entre o período de verão e inverno, o sistema será modularizado, evitando-se assim que as calhas trabalhem grande parte do tempo sub-utilizadas. Serão adotadas duas calhas de 260 L (0,26 m^3) cada.

Considerando-se placas nas dimensões de 0,30m x 0,45 m e as dimensões iniciais de perfil da calha de h = 0.45 m e l = 0,35 m, teríamos:

$c_{1\ \text{calha}} = V_{util}$ /(0,45 x 0,35) = 0,26 / 0,135 = 1,65 m

Entretanto, o volume total da calha = Volume útil + Volume das placas.

Volume das placas:

Considerando-se o comprimento reator = $c_{1\ \text{calha}}$ – folgas laterais de 0,075m, teríamos:

c_{reator} = 1,65 – 2X (0,075) = 1,5 m

Considerando-se, o uso de placas de *Fe* com espessura de 5/16" (0,00794 m) e de *Al* com espessura de 0,004 m; e o espaçamento inicial de 0,015 m entre as placas, de forma que o espaçamento final após o desgaste seja de 0,018 m, condição usada nos ensaios de tratabilidade em laboratório, teríamos o número de pares de placas do reator ou quantidade de placas anódicas:

n = 1,50/ (0,00794 + 0,015 + 0,004 +0,015) = 35

Considerando-se uma placa adicional de *Al*, temos:

Comprimento total célula (c_r)= 35 x 0,00794 + 36 x 0,004 + 70 x 0,015 = 0,2779 + 0,144 + 1,12 $\approx$ 1,54 m

Volume de cada placa:

Placa de Fe: 0,30 x 0,45 x 0,00794 = 0,00107 m^3/placa

Volume total das 35 placas de Fe: 0,03751 m^3

Placa de Al: 0,30 x 0,45 x 0,004 = 0,00054 m^3/placa

Volume das placas de Al = 36 x 0,004 = 0,01944 m^3

Assim, Volume da calha (V_{calha})= 0,26 + 0,03751 + 0,01944 = 0,3167 m^3

Adotando-se h_{placa} igual a altura molhada prevista para as placas = 0,45 m e l=0,40, teremos: $c_{interno\ da\ calha}$ = 0,31 / (0,40 x 0,45) = 1,76 m; e folgas nas extremidades de 0,105 m/lado e nas laterais de 0,05 m/lado.

Dimensões internas : 1,76 m x 0,40 m x 0,65 m

Dimensões externas: 1,80 m x 0,44 m x 0,65 m

Borda: 0,20 m

Volume útil: 260 L

2.4 Dimensionamento elétrico do reator

Vazão: 1,25 m^3/h

Tempo de retenção = 25 min

Volume útil calha (V_{util} calha) = 260 L

Considerando-se os dados obtidos do estudo de tratabilidade em escala de laboratório, de potência aplicada, densidade de corrente, e distância entre as placas, tem-se:

Área das placas anódicas necessárias:

A área de placas necessária será calculada, considerando-se a situação em que as mesmas estariam mais desgastadas, apresentando um espaçamento final esperado de 0,018 m (condição utilizada no estudo de tratabilidade). Assim, será adotado a distância de 0,015 m entre placas, e prevendo-se um desgaste de 0,0025 m por face da placa (0,005m - 63% de desgaste)

Dados:

Potência aplicada por litro (*P/L*): *P*` = 0,8 Wh/L;

Tempo de retenção (*t*): 25 min;

Diferença de potencial (*U*): 4,5 V;

Densidade de corrente (*J*): 22,90 A/m2;

Volume útil da calha (V_u): 260 L; e

Número de placas anodicas (*n*): 35 placas.

Considerando-se a **Equação 3.10** (p. 107): $P` = \frac{P \times t}{Vu} = \frac{U \times I \times t}{Vu}$ = 0,8 Wh/L

$$\frac{4{,}5 \times I \times (25/60)}{260} = 0{,}8 \text{ Wh/L}$$

Logo *I* = 110,93 A

Se $J = \frac{I}{St}$ = 22,9 A/m^2, então S_t= 4,84 m^2

Considerando-se o número de placas anodicas por célula (*n*) igual a 35 placas, então:

$S_{placa} = \frac{St}{35}$ = 0,138 m^2/placa

Considerando-se *h* = 0,45 m, então *l* = 0,30 cm (coerente com as dimensões iniciais estimadas). Assim a célula eletrolítica será composta de:

- 35 placas de *Fe* nas dimensões de 0,30 m x 0,45 m x 0,00794 m;
- 36 placas de *Al* nas dimensões de 0,30 m x 0,45 m x 0,004 m; e
- distância entre as placas de 0,015 m.

2.5 Vida útil das placas

Uma estimativa inicial pode ser realizada pela Lei de *Faraday*, conforme **Equação 3.4** (p. 92), entretanto a vida útil das placas depende da eficiência de corrosão, a qual recomenda-se que seja levantada previamente em projeto piloto.

$$\boxed{t = d \,.\, V / \alpha \,.\, I} \qquad \textbf{(3.4)}$$

Onde:

Material do eletrodo = 35 placas de aço carbono de 0,30 m x 0,45 m x 0,00794 m

α = equivalente eletroquímico do material do eletrodo (*Fe*)= 289 x 10^{-6} g/Coulomb

Tempo operação das calhas eletrolíticas: Verão: 120 dias x 17/24 h/dia; e

Inverno: 245 dias x 15/24 h/dia.

I = 110,93 A

V = volume de eletrodo desgastado (m^3): até d = 0,003 m, logo:

$V_{projeto}$ = 35 (0,30 m x 0,45 x 0,00494 m) = 0,0233 m^3

d = densidade do material do eletrodo = M/V = 7,80 t/m^3= 7,8 x 10^6 g/m^3

t = vida útil das placas = ASD

Calculando-se *t*, a partir dos dados acima: *t* = 1575 h, o que equivale a:

no verão - 17 horas/dia = 92 dias; e

no inverno - 15 horas/dia = 105 dias.

Entretanto, considerando-se que no inverno as duas calhas poderiam funcionar alternadamente, a vida útil das mesmas aumentaria para 210 dias (7 meses). O **Quadro F.1** apresenta um extrato dos resultados obtidos.

Período	Vazão (m^3/d)	Volume de efluentes (m^3)	Tempo de operação (h/dia)	Vida útil do reator (meses)
Verão - 120 dias	21	2520	2 calhas -17 h/dia	3
Inverno - 245 dias	9 5	2205 1225	1 calha - 15 h/dia 1 calha – 8 h/dia	3,5 ou 7 (uso alternado) 6,5 ou 13 (uso alternado)

Quadro F.1 – Vida útil estimada das placas dos reatores eletrolíticos

De acordo com a vida útil estimada para as calhas, a operação de substituição das calhas poderia ser programada para ser realizada com o apoio da equipe de manutenção do AMRJ.

2.6 Decantador

Tipo: fluxo vertical

Vazão de projeto = Q =1,25 m^3/h

TACH = taxa de aplicação de carga hidráulica ($m^3/m^2.h$) = 1,5

Área necessária – S = Q/TACH (m^2) = 0,83m^2

Altura útil – seção reta fase líquida (m) – 1,50

Tempo de retenção – t = V/Qm = 1 h

Volume – fase líquida (m^3) = 1,25 x 1 = 1,25 m^3

Dimensões

Largura = 0,92 m

Comprimento = 0,92 m

Altura útil – 1,50 m; Altura = 1,7 m

Borda livre = 0,20 m

2.7 Filtro de areia

Tipo: a gravidade

Vazão de projeto (m^3/h) – 1,25

TACH – taxa de aplicação de carga hidráulica ($m^3/m^2.h$) – 1,5

Área superficial requerida (m^2) – 0,83 m^2

Dimensões adotadas

d= 0,92 m

Altura = 1,5 m

Altura útil – 1,20 m

Borda livre – 0,30 m

2.8 Tanque de Lodo

Dados do estudo de tratabilidade: V_L = 88 mL/L (máximo de 140 mL/L)

Produção estimada de lodo no verão = 0,088 x 21 000 L/dia = 1 848 L/dia

no inverno = 0,088 x 5 000 L/dia = 440 L/dia

Produção máxima estimada de lodo (m^3/dia): 0,088 mL/L x 25 000 L = 2200 L/dia.

Período de armazenamento no verão:

1 dia para Q = 25 m^3/dia e V_L = 88 mL/L

Volume útil requerido Tanque de Lodo:

1 dia x 2200 L/dia = 2200 L

Assim, no inverno o período de armazenamento seria de:

2200/440 = 5 dias (16 pessoas) a 2,7 dias (30 pessoas).

Logo, poderia adotar-se 2 tanques de lodo de 1100 L cada.

Assim, cada tanque teria capacidade de armazenamento do lodo gerado por uma vazão média de 12500 L/dia de esgoto (equivalente a uma ocupação média de 42 habitantes), com um tempo de retenção de 1 dia; ou usando-se os dois tanques, um tempo de retenção de 2 dias.

E no inverno, com ocupação média de 16 pessoas, cada tanque possuiria uma capacidade de retenção de até 3,2 dias ou com os dois tanques uma capacidade de retenção de até 6,5 dias.

Quantidade de tanques: 02 (dois)

Dimensões: c=0,76 m, l= 0,80 m e h= 2,0 m.

$V_{útil}$ tanque de lodo: 1.100 L (Folga h`=0,20 m)

Tempos de retenção:

no verão (Q = 21 m^3/dia, e dois tanques): 1,2 dia; e

no inverno (Q = 5 m^3/dia, e um tanque): 3 dias ou 6,5 dias com os dois tanques.

2.9 – Volume estimado de lodo

Utilizando-se como referência os dados obtidos no ensaio ***5.P1c***, o efluente tratado após o processo eletrolítico apresentou os seguintes valores:

- sólidos em suspensão totais (mistura): 530,55 mg/L;
- sólidos em suspensão totais (decantado): 8,6 mg/L; e
- volume de lodo: 88 mL/L.

Considerando-se os dados:

- volume anual de esgoto bruto = 4 725 m^3/ano (70 pessoas/4 meses; 30 pessoas/8 meses)
- teor de sólidos do lodo desaguado (após prensa desaguadora) = 50 %

Cálculo do volume de lodo úmido anual:

V_L anual = 4.725 x 10^3 L x 0,088 V_L/V_{ET} = 415,8 m^3 lodo úmido/ano

Cálculo do teor de sólidos do volume de lodo úmido e quantidade de lodo seco/ano:

Teor de sólidos (base seca) no lodo úmido = (SS_{MIS} – SS_{AT}) / V_l

= (530,55 - 8,6)/0,088 = 5.931 mg/L = 5,93 g/L (base seca)

Em um ano: 415,8 m^3/ano x 5,93 kg/m^3 = 2.465 kg/ano = 2,465 t lodo seco

Cálculo do volume de lodo desaguado:

Considerando-se o teor de sólidos do lodo obtido no filtro prensa de 50 %, e a densidade do lodo aproximadamente igual a da água (1 kg/L), tem-se: lodo seco = lodo desaguado x 50%

Quantidade de lodo desaguado/ano: 2.465 t / 0,5 = 4.931 kg/ano => 4931 kg/(1000 kg/m^3)

Volume de lodo máximo estimado por ano para armazenamento e transporte = 4,9 m^3

APÊNDICE G – Avaliação preliminar de impactos ambientais relativos à implantação de ETE na EACF com o Processo Eletrolítico

Identificação	Descrição impacto Ambiental	Medida Mitigadora
1 - Impactos visuais (na paisagem)	- Todas as construções no ambiente antártico de alguma forma contribuem para a mudança de paisagem. Entretanto, o container proposto segue o padrão arquitetônico adotado na EACF.	- Sugere-se a sua instalação ao lado do local ocupado pelo sistema de tratamento de esgotos anterior (fossas e filtros), considerando-se que esta área já integra área construída e, está no alinhamento da rede de esgotos. Quanto à cor do mesmo, sugere-se o padrão já estabelecido, ou a cor branca caso não haja nenhuma contra-indicação. Entretanto o local de instalação deverá estar de acordo com o zoneamento ambiental aprovado para a EACF.
2 - Impactos sonoros	- O processo eletrolítico, por ser um processo físico-químico e considerando-se que este sistema não necessita de aeradores, não gera barulhos. O funcionamento da prensa desaguadora ocorre durante pequeno período e em ambiente interno.	- A instalação interna ao *container*, com isolamento térmico reduz consideravelmente o barulho das bombas e dos demais componentes. Após a instalação do sistema medições internas e externas poderiam ser realizadas para verificação *in-loco* dos níveis de ruído ocasionados, o qual espera-se que fique bem abaixo dos ocasionados por processos biológicos aeróbios.
3 - Impactos relativos a resíduos gerados	- O principal impacto ambiental deste sistema de tratamento está associado a geração de resíduos, e a sua coleta, tratamento e disposição, sendo estes resíduos classificados pelo Protocolo de Madri, como resíduos do grupo 1, havendo a necessidade de acondicionamento do mesmo para armazenamento temporário e transporte de navio para o Brasil para destino final. - No sistema, devem ser retirados os sólidos grosseiros retidos no gradeamento, e o lodo gerado nas etapas de eletroflotação e decantação, sendo este o mais impactante, devido ao maior volume (cerca de 5 m^3/ano).	- Os materiais sólidos grosseiros removidos no gradeamento devem ser acondicionados como lixo e classificados com tipo dois. A outra medida mitigadora é de caráter preventivo e educativo, sendo prioritária, pois desde que haja cuidado por parte de todos os ocupantes para evitar-se o lançamento desnecessário de sólidos na rede de esgotos, a expectativa é de que haja pouca quantidade de material retido. Assim a divulgação da necessidade de que todos colaborem com o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos gerados, de acordo com o previsto no Protocolo de Madri, pode contribuir para a redução deste impacto. - Quanto ao volume de lodo gerado a principal medida mitigadora é o seu tratamento para redução de volume pela prensa desaguadora e o acondicionamento para armazenamento temporário até a sua retirada do continente antártico. - A eliminação desses resíduos por incineração na EACF, deve ser criteriosamente avaliada, principalmente no que diz respeito a viabilidade de uso do incinerador existente, os eventuais impactos gerado pelos gases na operação de incineração, o controle da poluição pelos mesmos, o impacto na rotina operacional da Estação, e então comparada com a alternativa de transporte para o continente.
4 - Impactos relativos a consumo de energia	- As calhas eletrolíticas demandam energia para a sua operação. - Consomem energia também as bombas, tratamento de UV e principalmente a climatização do *container*.	- Nas condições da EACF, a solução demanda menos energia para climatização do container, em função de operar a níveis de temperatura bem inferiores do que os recomendados para os tratamentos biológicos. - Sugere-se o uso de equipamentos de menor demanda energética e avaliação da viabilidade de utilização de energia fotovoltaica para a alimentação parcial do sistema.

Quadro G.1 - Impactos ambientais x Sugestão de Medidas Mitigadoras, para a implantação do Sistema de Tratamento de Efluentes com o Processo Eletrolítico na EACF

APÊNDICE G – Avaliação preliminar de impactos ambientais relativos à implantação de ETE na EACF com o Processo Eletrolítico (Continuação)

Identificação	Descrição Impacto Ambiental	Medida Mitigadora
5 - Impactos no corpo receptor	- O lançamento de esgotos, mesmo que tratados, em um corpo receptor poderá impactá-lo do ponto de vista biológico, químico ou físico, dependendo da eficiência do sistema, do tipo de tratamento implantado, dos microorganismos presentes, das condições e sensibilidade do ecossistema do corpo receptor.	- O nível de tratamento proposto (secundário) associado a desinfecção, conforme sugerido por Smith e Riddle (2007), contribuirá para minorar os impactos ambientais normalmente associados ao lançamento de esgotos. - Entretanto é importante o monitoramento do funcionamento da estação, da qualidade do efluente gerado e também o monitoramento ambiental na Baía do Almirantado, o qual já é realizado por diversos grupos de pesquisa. Logo, a reunião dos dados resultantes de ambos os monitoramentos forneceria informações fundamentais para eventuais ajustes ou melhorias no sistema.
6 - Impactos na rotina operacional da EACF	- A simplicidade operacional atribuída ao processo eletrolítico, embora seja um processo complexo em sua essência, é decorrente do ajuste de seus parâmetros, ser realizado principalmente pelo ajuste da potência aplicada, em um quadro controle. Isto facilita a sua automação e contribui para eliminar a demanda por pessoal técnico especializado, como nos sistemas biológicos. Assim, espera-se que duas inspeções por dia (pela manhã e a tarde) para verificação *in-loco* da operação do sistema e registro das informações, em um livro diário da ETE, sejam suficientes e cerca de 1 vez por semana para os monitoramentos recomendados. - O principal impacto está associado à rotina de armazenamento temporário do lodo, e à manutenção planejada do sistema para a troca dos eletrodos.	- A existência de uma calha reserva (calha 3) aumenta a segurança do sistema, principalmente durante o inverno, quando o sistema está dimensionado para operar com apenas uma das calhas eletrolíticas. O tempo de vida útil das placas pode ser ajustado pelo seu dimensionamento. A instalação de um monta-carga e a utilização de placas de Al alternadas com as de Fe, na confecção do reator eletrolítico, têm por objetivo diminuir o peso do mesmo, facilitando as operações de troca. - Sugere-se também que bombas reserva sejam mantidas na EACF, considerando-se que a necessidade de substituição eventual de alguma bomba é viável pelo pessoal do Grupo Base, o qual já possui em sua estrutura a previsão de Encarregados de Eletricidade, de Motores e Lanchas e de Eletrônica. - Uma medida auxiliar seria, caso viável, a implantação de um sistema de câmaras que facilitasse o seu monitoramento desde a área administrativa da Estação ou até o suporte remoto.
7 - Impactos relativos à instalação	- Para a instalação desta ETE será necessário o transporte de um container padrão IMO 20 pés, e dos equipamentos previstos. - Existe a necessidade de instalação de um tanque de esgoto bruto (T_{EB}) ou equalização, com volume útil de 5 m^3, devido às grandes variações de vazão na EACF e uma caixa de esgoto tratado, para ser usada nas operações de contra-lavagem do filtro. Devido às dimensões dos tanques, sugere-se que estes tanques fiquem enterrados o que demandará a necessidade de escavação de um volume correspondente.	- Todos os resíduos provenientes de instalações, como restos de tubos PVC, fios, fitas isolantes, deverá ser coletado, armazenado e transportado para o Brasil, a exemplo do já realizado para os demais resíduos do mesmo tipo. - O solo retirado deverá ser disposto adequadamente em área que não gere outros impactos, de forma similar ao realizado anteriormente para a instalação das fossas e filtros. - Devido ao sistema estar previsto para ser instalado em container, o barulho será o decorrente do transporte e instalação deste e dos equipamentos, o qual dependendo das condições climáticas poderá ser realizado em um tempo relativamente curto, quando comparado a construções de madeira ou alvenaria. Estima-se um tempo de quinze dias para instalação do sistema e um tempo de 15 dias para testes e ajustes do sistema.

Quadro G.1 - Impactos ambientais x Sugestão de Medidas Mitigadoras, para a implantação do Sistema de Tratamento de Efluentes com o Processo Eletrolítico na EACF

ANEXO A - Programa Antártico Brasileiro (PROANTAR): Base legal, estrutura e membros

A base legal do PROANTAR é constituída por um conjunto de instrumentos jurídicos, conforme **Quadro AA.1** (CNPq, 2006), e a sua estrutura e membros, conforme organograma da **Figura AA.1** e **Quadro AA.2** (SeCIRM, 2008):

PROANTAR: Base legal
- **Tratado da Antártica**, concluído em Washington em 1º de dezembro de 1959; Adesão do Brasil em 16 de maio de 1975; **Aprovado pelo Decreto Legislativo n° 56 de 29 de junho de 1975**; **Promulgado pelo Decreto n° 75.963, de 11 de julho de 1975;** Publicado no Diário Oficial da União de 14 de julho de 1975; - **Decreto n° 86.830, de 12 de janeiro de 1974**, inclui a gerência do Programa Antártico Brasileiro (PROANTAR) na Política Nacional para os Recursos do Mar – PNRM. - **Decreto n° 94.401, de 03 de junho de 1987**, aprova a Política Nacional para Assuntos Antárticos. - **Decreto n° 74.557 de 12 de setembro de 1974** , alterado pelo **Decreto n°84.324**, de 19 de dezembro de 1979, alterado pela pelo **Decreto 93.910** de 9 de janeiro de 1987, cria a Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar – SeCIRM. - **Decreto n° 86.829 de 12 de janeiro de 1982,** cria a Comissão Nacional para Assuntos Antárticos (CONANTAR), com a finalidade de assessorar o Presidente da República na formulação e na consecução de uma Política Nacional para Assuntos Antárticos – POLANTAR. - **Decreto n° 88.245 de 20 de abril de 1983** que aprova o regulamento da Comissão Nacional para Assuntos Antárticos. - **Decreto n° 94.679 de 24 de julho de 1987** que altera a composição da Comissão Nacional para os Assuntos Antárticos (CONANTAR). - **Decreto n° 97792** de 29 de maio de 1989 que altera o Decreto 86.829, de 12 de janeiro de 1982, e o regulamento da Comissão Nacional para os Assuntos Antárticos - CONANTAR - aprovado pelo Decreto 88.245, de 20 de abril de 1983. - **Decreto n° 92.878** de 30 de junho de 1986 que altera disposição do Decreto 86.829, de 12 de janeiro de 1982, referente a criação da Comissão Nacional para Assuntos Antárticos e do Decreto 87.217, de 31 de maio de 1982, que inclui o Ministério da Educação e Cultura naquela Comissão. - **Decreto n° 123** de 20 de maio de 1991 que aprova o regulamento consolidado da Comissão Nacional para Assuntos Antárticos (CONANTAR) pelo Decreto 88.245, de 20 de abril de 1983.

Quadro AA.1 – Base legal do PROANTAR. FONTE: CNPq. Disponível em: <http://memoria.cnpq.br/ areas/terra_meioambiente/proantar/baselegal.htm>. Acesso em: 23 mai. 2006.

Estrutura do Programa Antártico Brasileiro (PROANTAR)

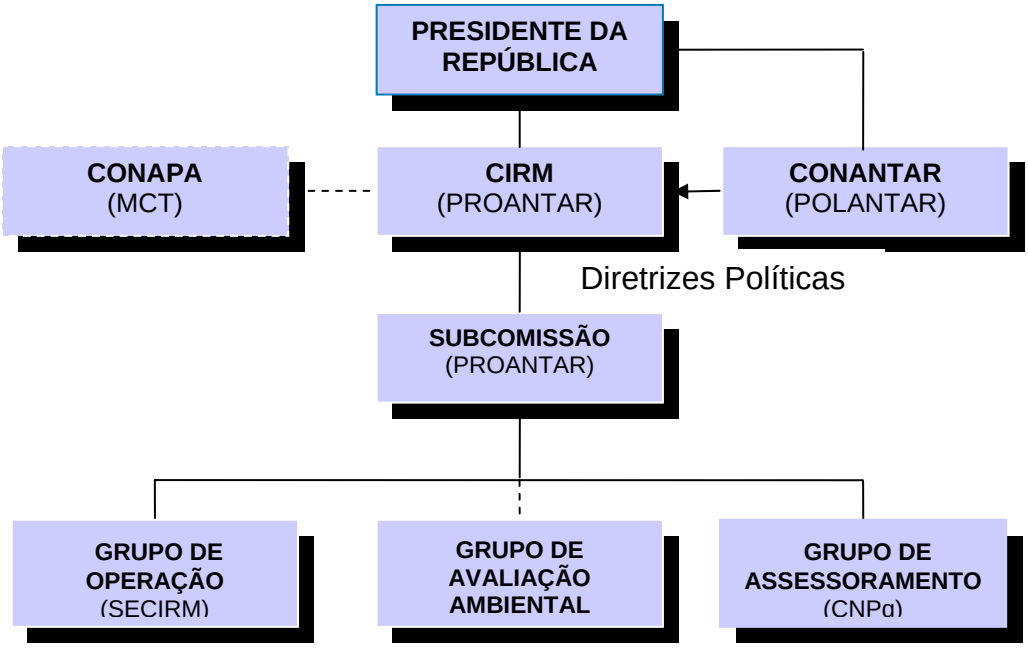


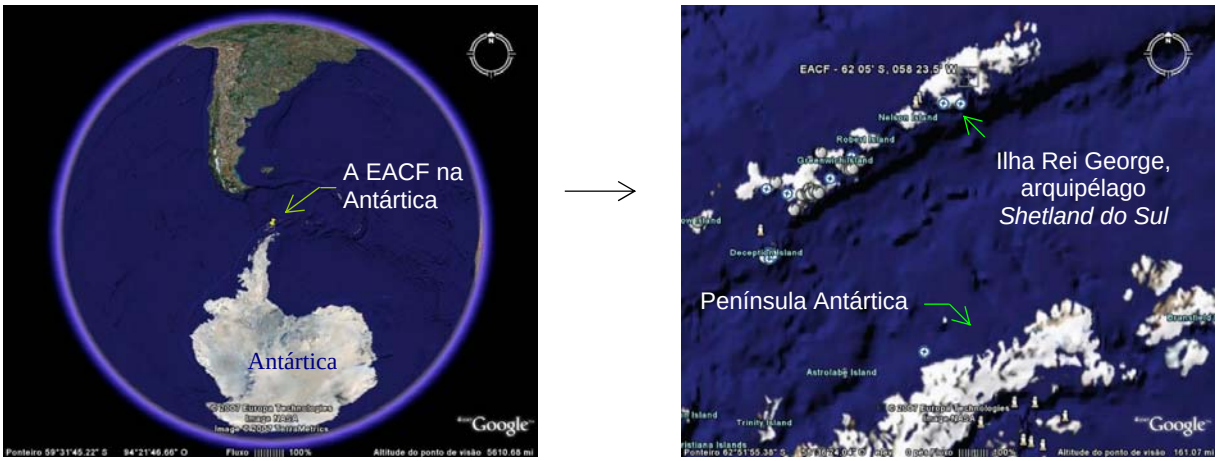
Figura AA.1 – Estrutura do PROANTAR. FONTE: SECIRM. Disponível em: <https://www.mar. mil.br/secirm/proantar/orgpro.htm>. Acesso em: 12 fev. 2008.

I - Coordenador:
Comandante da Marinha
II - Membros:
Casa Civil da Presidência da República
Ministério da Defesa
Ministério de Ciência e Tecnologia
Ministério do Meio Ambiente
Ministério das Relações Exteriores
Ministério do Transportes
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
Ministério da Educação
Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior
Ministério de Minas e Energia
Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão
Ministério do Esporte
Ministério do Turismo
Secretaria Especial de Agricultura e Pesca

Quadro AA.2 - Membros do PROANTAR. FONTE: SECIRM. Disponível em: <https://www.mar. mil.br/secirm/>. Acesso em: 12 fev. 2008.

ANEXO B – Localização da EACF na Antártica

As **Figuras AB.1** e **AB.2** ilustram a localização da EACF na Antártica, situada ao norte e a 70 milhas da Península Antártica, na Ilha Rei George, arquipélago *Shetland* do Sul:



Figuras AB.1 e AB.2 – Imagens de satélite: localização da EACF no continente antártico e ilha Rei George, arquipélago *Shetland* do Sul. FONTE: Google Earth. Acesso em: 23 mai 2007.

A **Figura AB.3** mostra um dos mapas[1] da ilha Rei George (AADC, 2007).

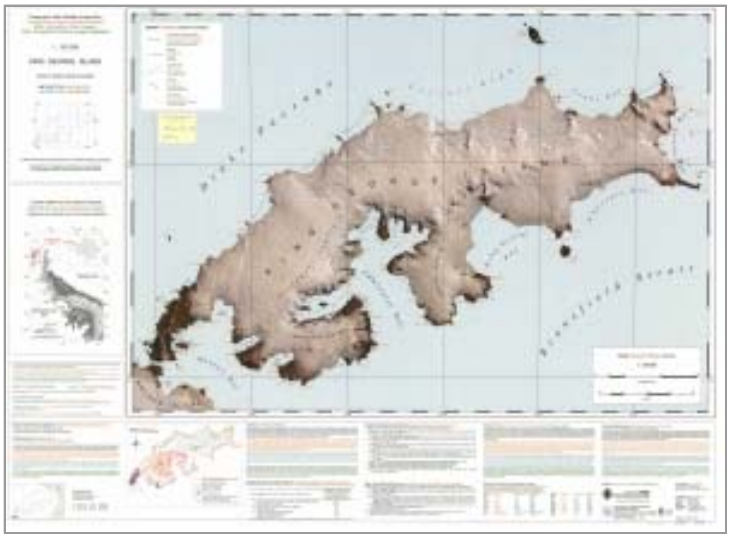


Figura AB.3 – Mapa da Ilha Rei George. FONTE: AADC. King George Island, map nº 12 820. nov. 2001. Disponível em: <http://data.aad.gov.au>. Acesso em 24 out 2007.

A **Figura AB.4** é uma planta de situação da EACF na Ilha Rei George (AMRJ, 1999), com a localização da estação chilena Base Presidente Eduardo Frei, local da pista de pouso utilizada pelo avião da FAB e, de embarque e de desembarque de helicóptero ou navio para locomoção até a EACF.

A **Figura AB.5** mostra um mapa da Baía do Almirantado, que foi declarada "Área Antártica Especialmente Gerenciada" e, em destaque, a localização da EACF e das estações de pesquisa próximas, *Machu Picchu* (Peru) e *Arctowski* (Polônia).

[1] SCAR Maps Catalogue, base de mapas mantida pela Austrália (Australian Antarctic Division).

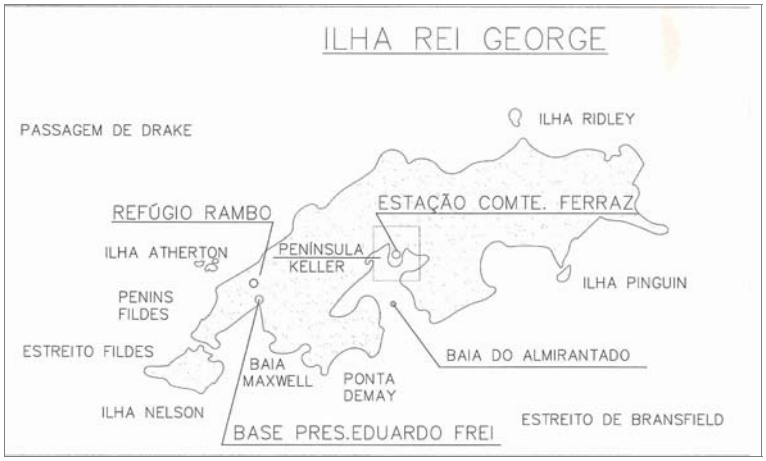


Figura AB.4 – Planta de Situação da EACF na Ilha Rei George. FONTE: AMRJ. Planta de Arranjo Dimensional da EACF. Elaborada por AMRJ-223, 21 jun. 1999.

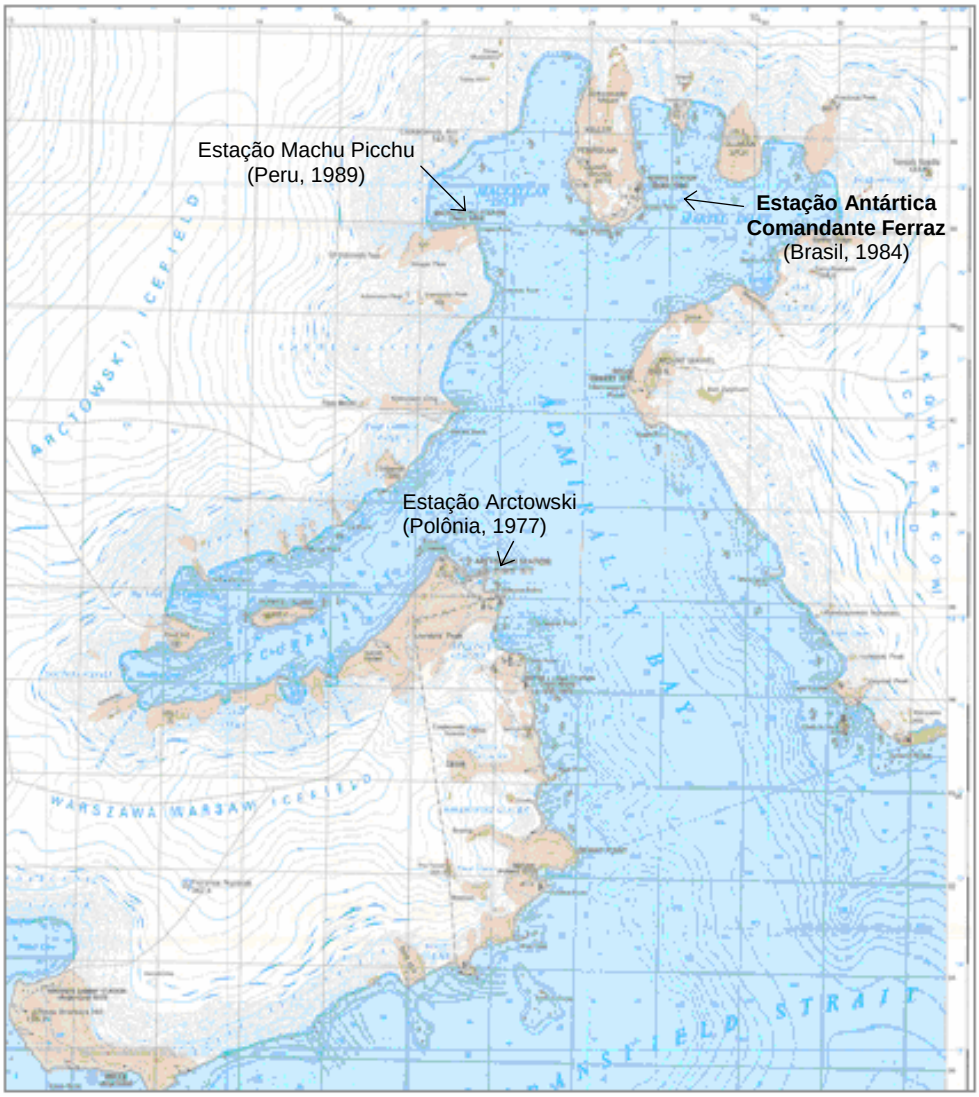


Figura AB.5 – Mapa da Baía do Almirantado com a localização e ano de implantação das estações de pesquisa Comandante Ferraz (Brasil), na Península *Keller*, *Machu Picchu* (Peru) e *Arctowski* (Polônia). FONTE: Polish Academy of Science. Map Admiralty Bay: King George Island. Warrow: Institute of Ecology, 1990

ANEXO C – Estações de Pesquisa na Antártica

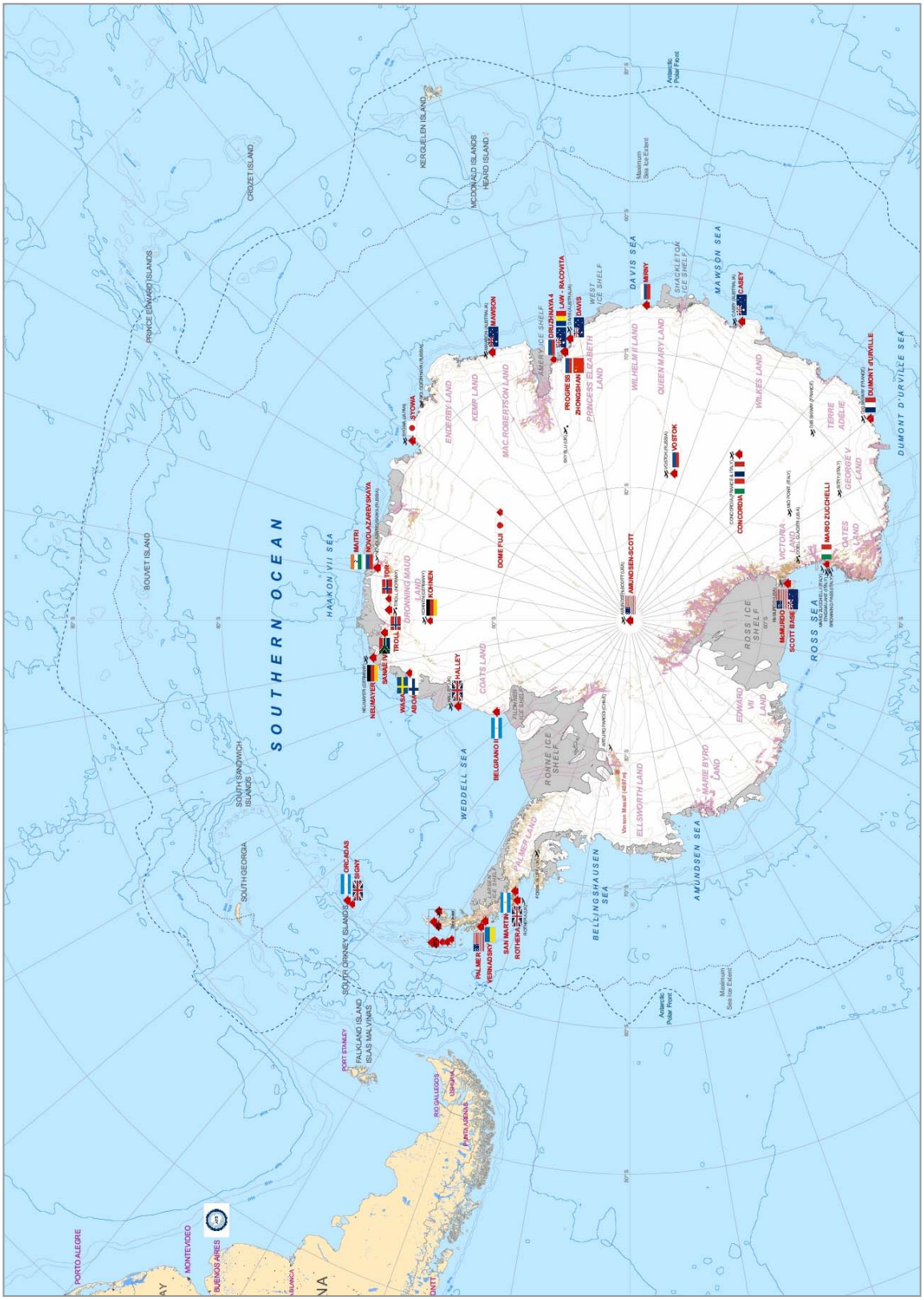


Figura AC.1 – Estações de Pesquisa na Antártica. FONTE: COMNAP. *Year–round and seasonal stations operated by the National Antarctic Programs, in the Antarctic Treaty area, south of 60º*. apr 2006. Elaborado por: *DataVision Gis* e *Latitude Technologies*. Disponível em: <www.comnap.aq>. Acesso em: 15 out 2007.

ANEXO C – Estações de Pesquisa na Antártica

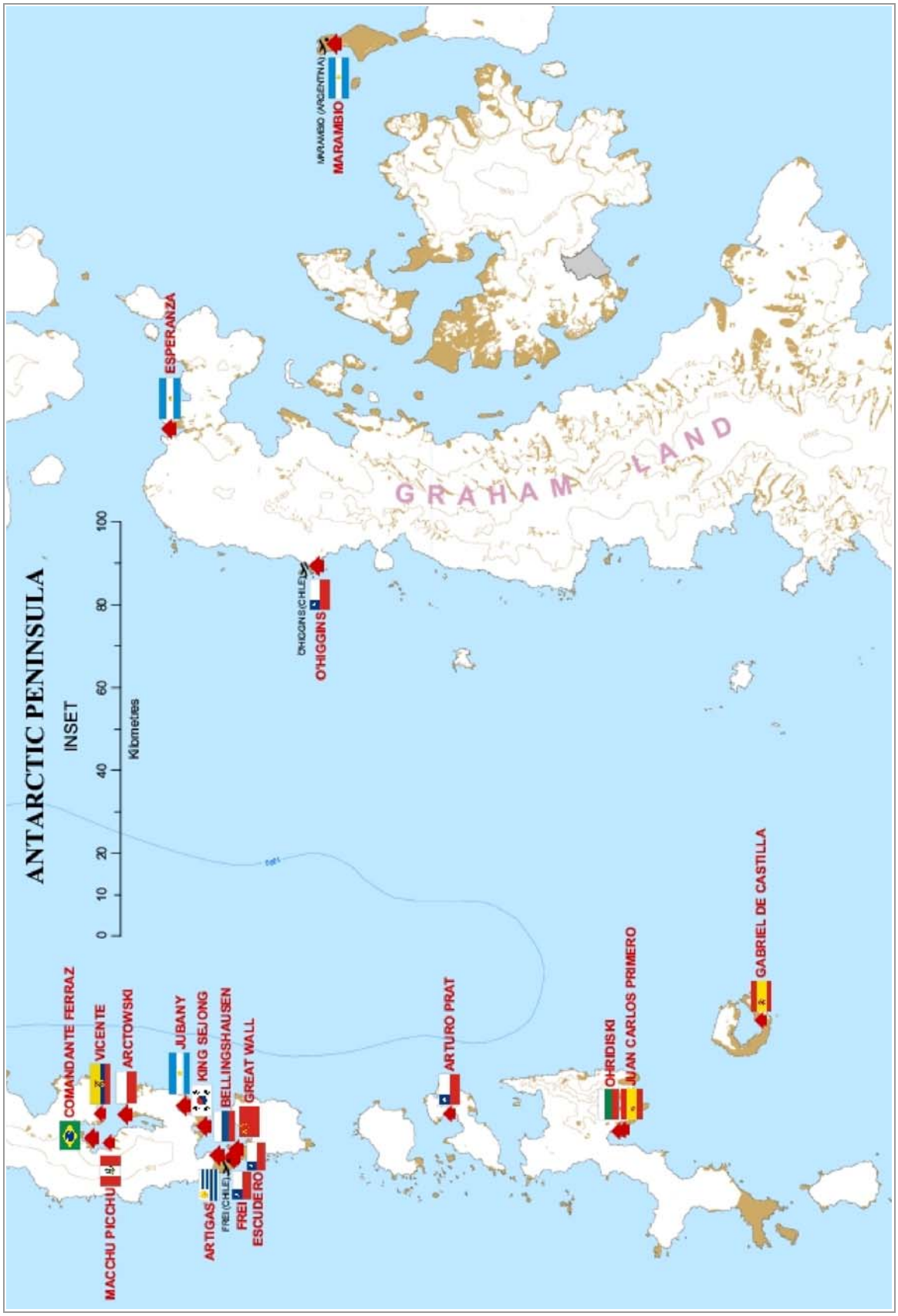


Figura AC.2 – Detalhe das estações de pesquisa nas ilhas antárticas, próximas a EACF. FONTE: Ibid.

ANEXO D - Dados climáticos da Estação Antártica Comandante Ferraz

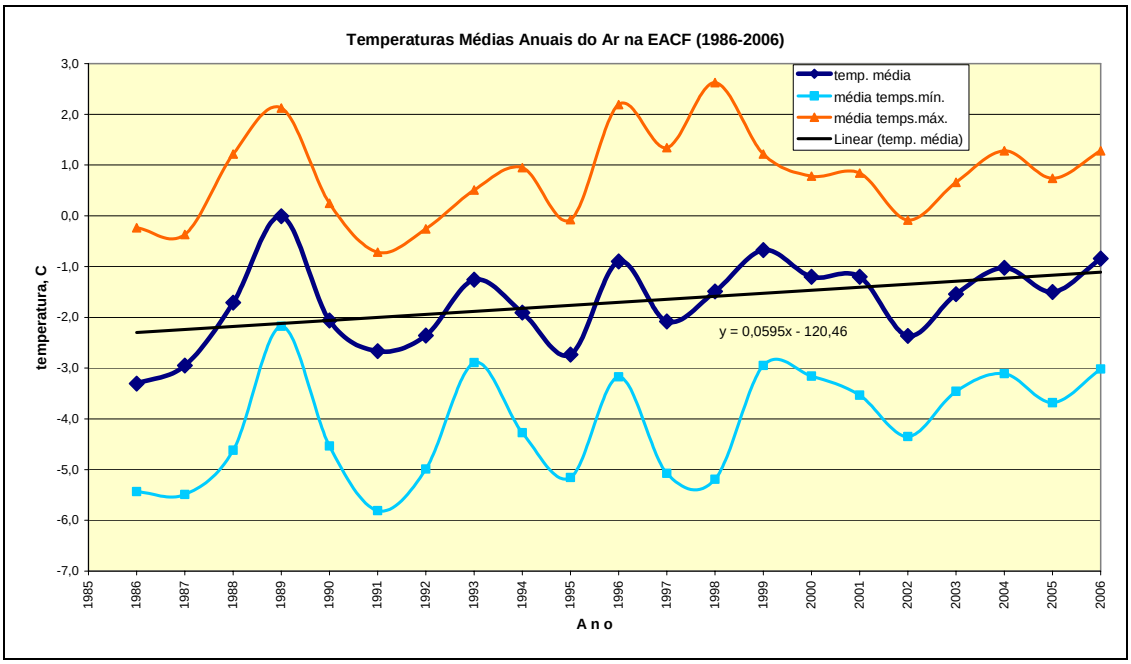


Gráfico AD.1 – Série temporal das médias anuais de temperaturas média, mínima e máxima na EACF, Ilha Rei George. (1986-2006). Fonte: INPE. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/cgi-bin/antartica/antart_climanalise.cgi>. Acesso em: 18 jan. 2008.

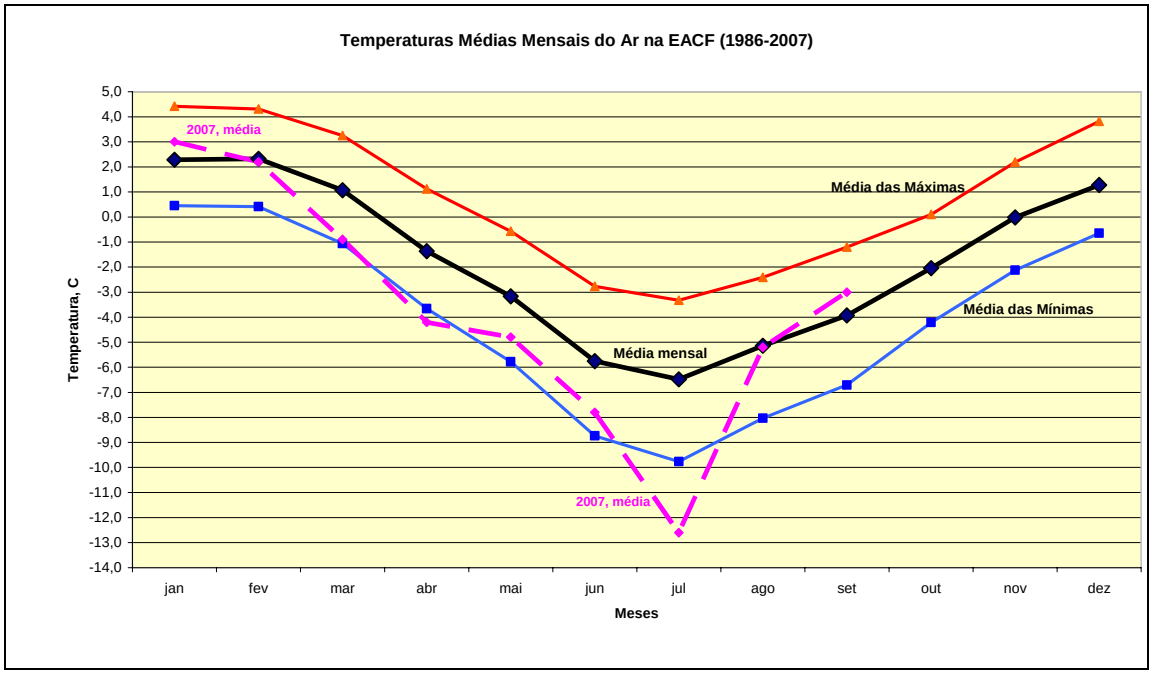


Gráfico AD.2 – Série temporal das médias mensais de temperaturas média, mínima e máxima do ar na EACF (1986-2007). Fonte: Ibid.

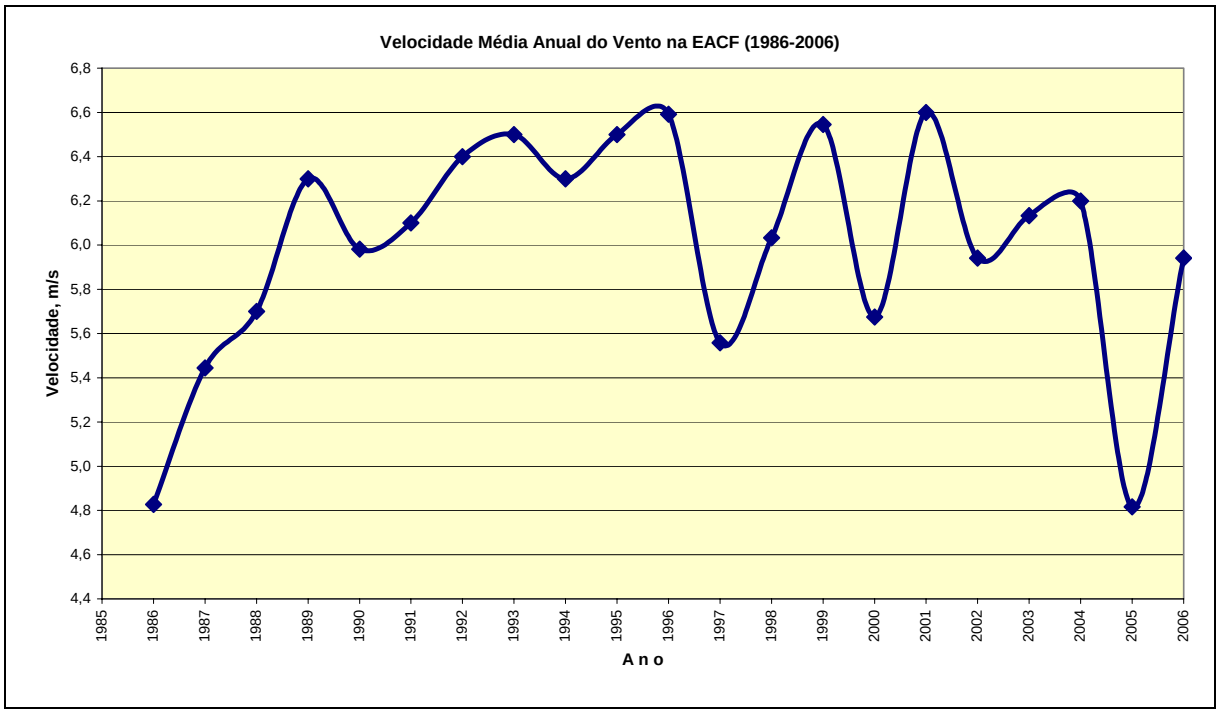


Gráfico AD.3 - Série temporal das velocidades médias anuais do vento na EACF (1986-2006). Fonte: Ibid.

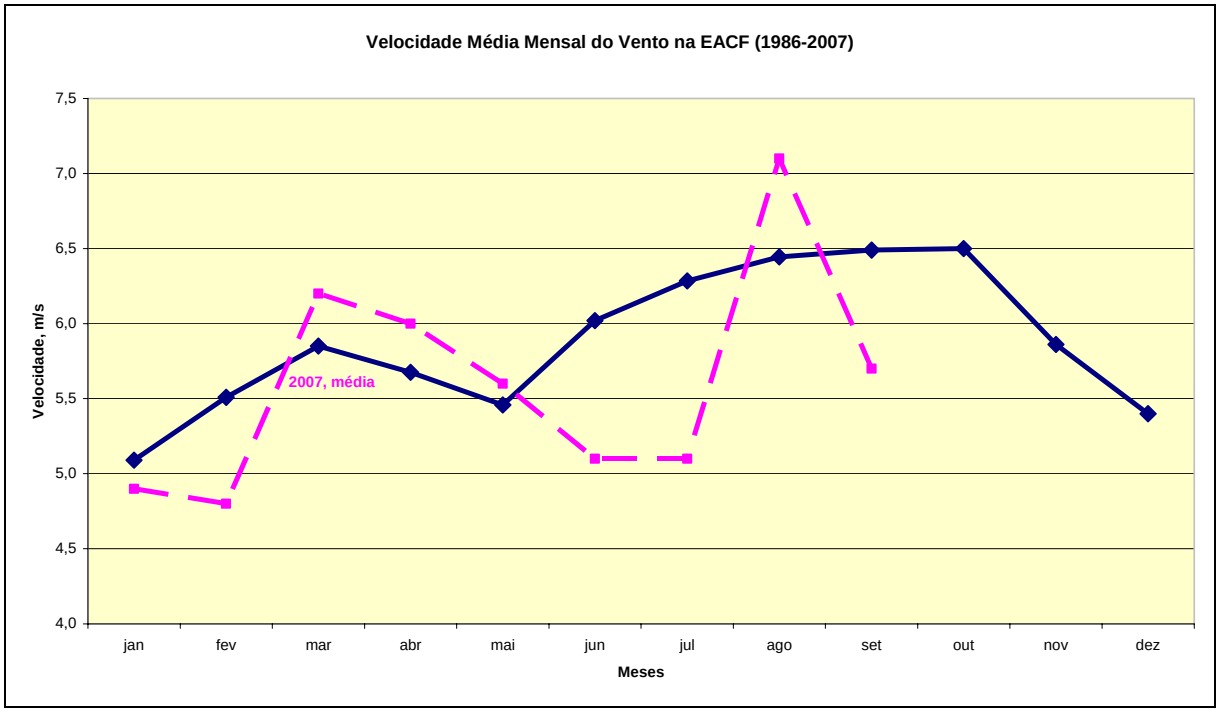


Gráfico AD.4 - Série temporal das velocidades médias mensais dos ventos na EACF (1986-2007). Fonte: Ibid.

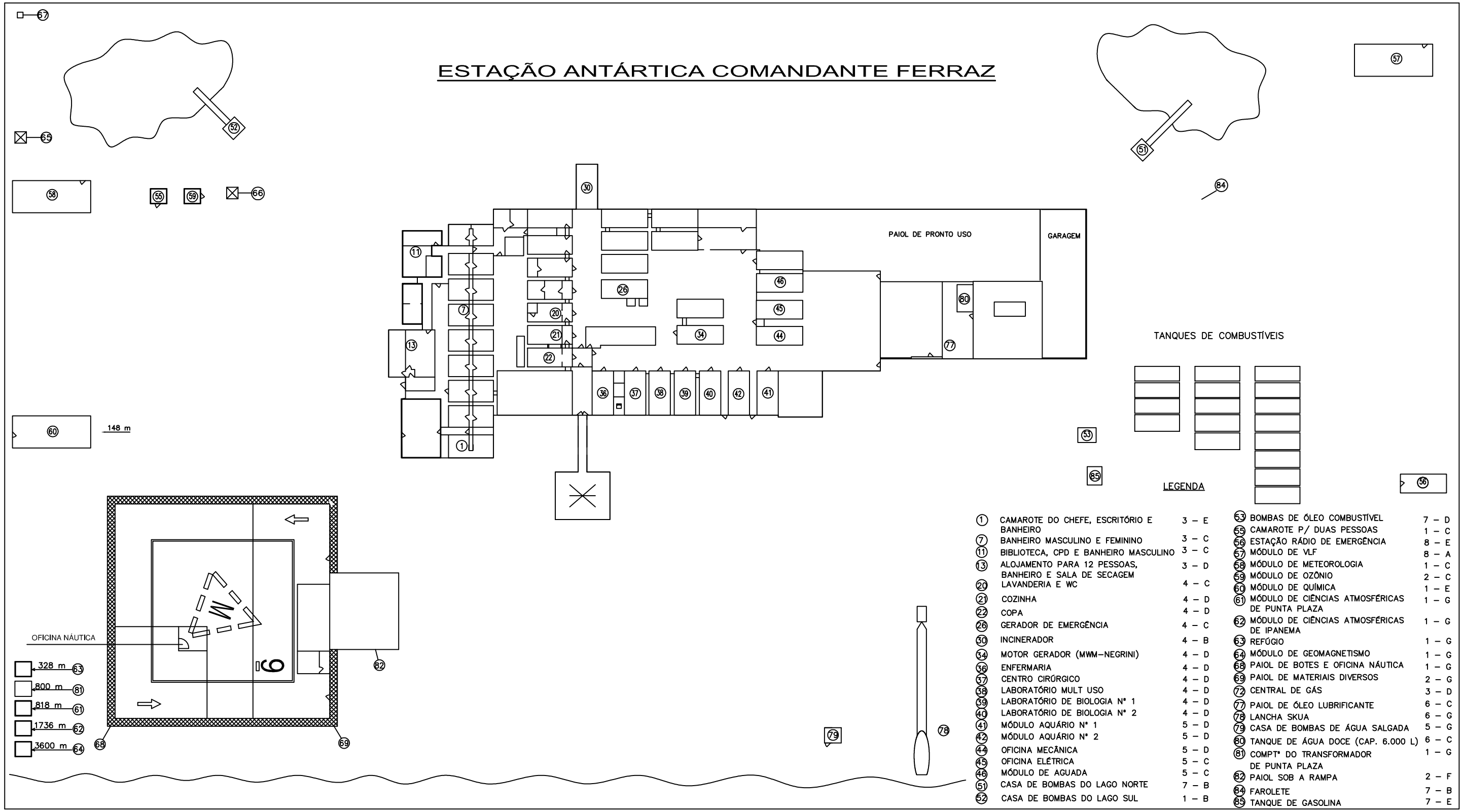


Figura AE.1 - Planta de Situação da EACF
FONTE: AMRJ (1999). Adaptado da Planta de Arranjo Dimensional da EACF. 21 jun. 1999. Desenhista: AMRJ - 223. Nº 831-EACF-801-02.

ANEXO E – Instalações da EACF: planta de situação e "*lay-out*"

BAÍA DO ALMIRANTADO

Figura AE. 2 – *Lay-out* previsto para a EACF em 2008 (MACHADO; BRITO, 2006)

ANEXO F – Diagrama da Rede de Efluentes da EACF

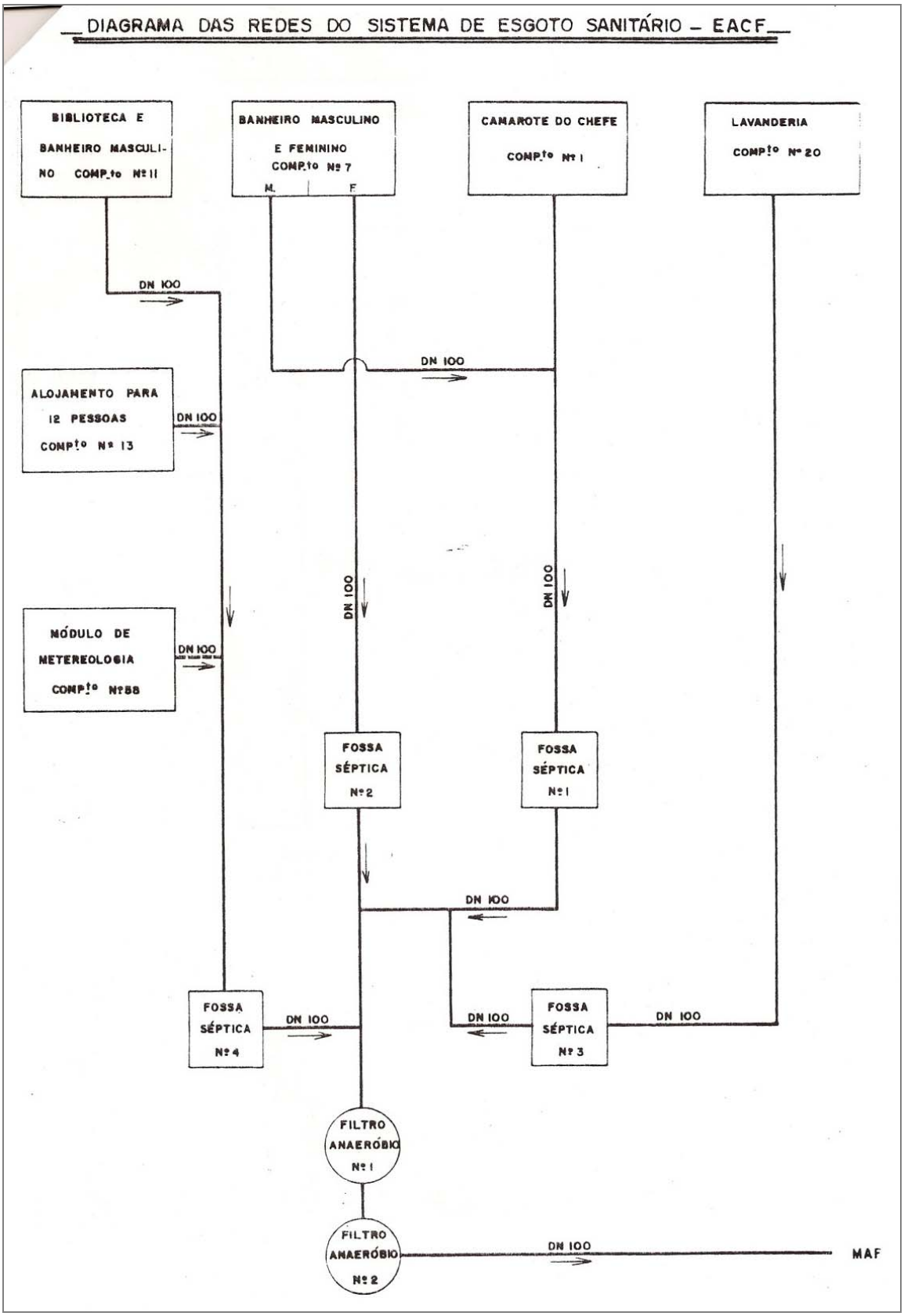


Figura AF.1 – Diagrama das Redes do Sistema de Esgoto Sanitário – EACF (AMRJ, 1998)

ANEXO F – Diagrama da Rede de Efluentes da EACF

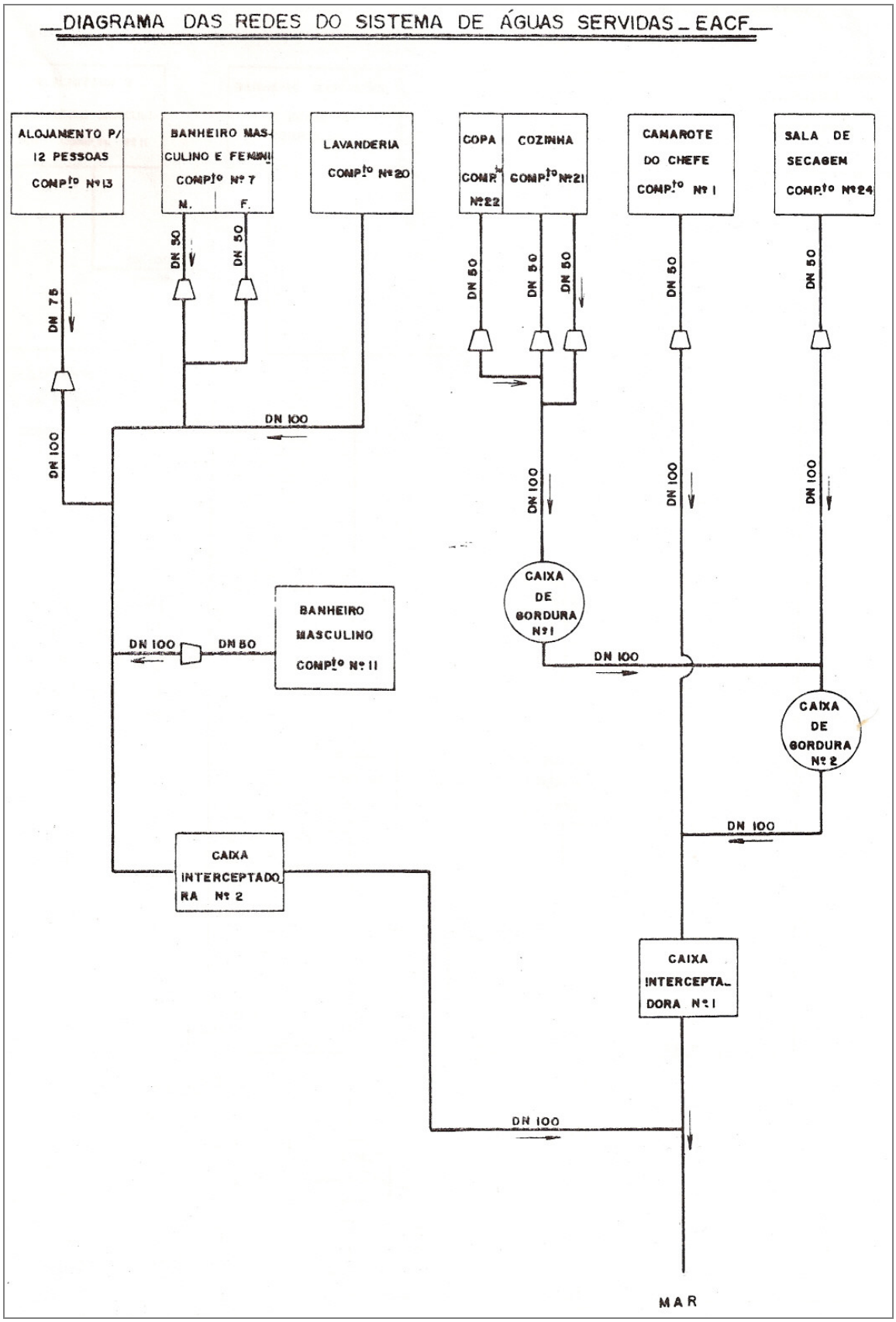


Figura AF.2 – Diagrama das Redes do Sistema de Águas Servidas – EACF (AMRJ, 1998)

ANEXO F – Diagrama da Rede de Efluentes da EACF

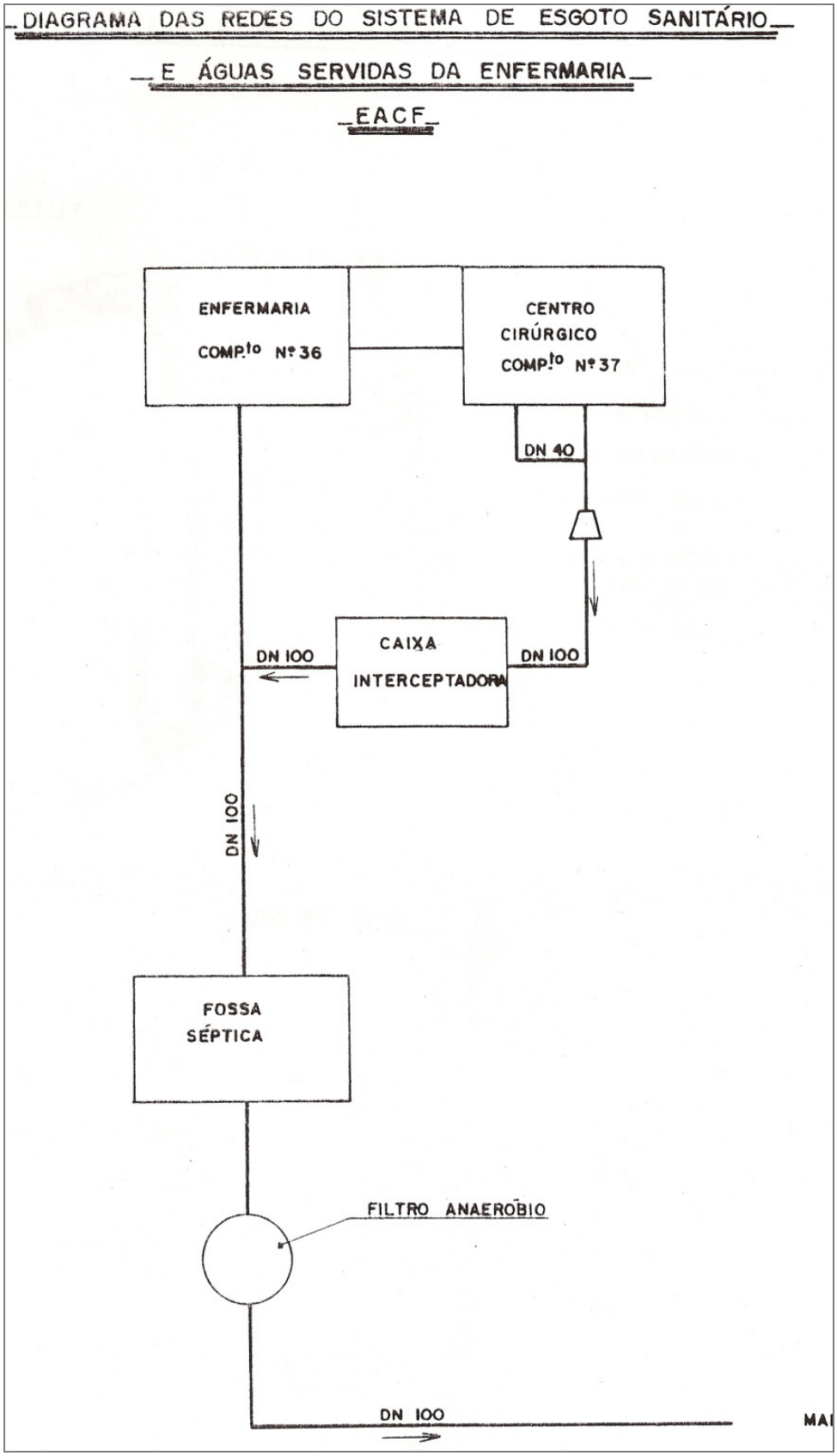


Figura AF.3 – Diagrama das Redes do Sistema de Esgoto Sanitário e Águas Servidas da Enfermaria – EACF (AMRJ, 1998)

ANEXO G – Sistema de Tratamento de Efluentes na EACF

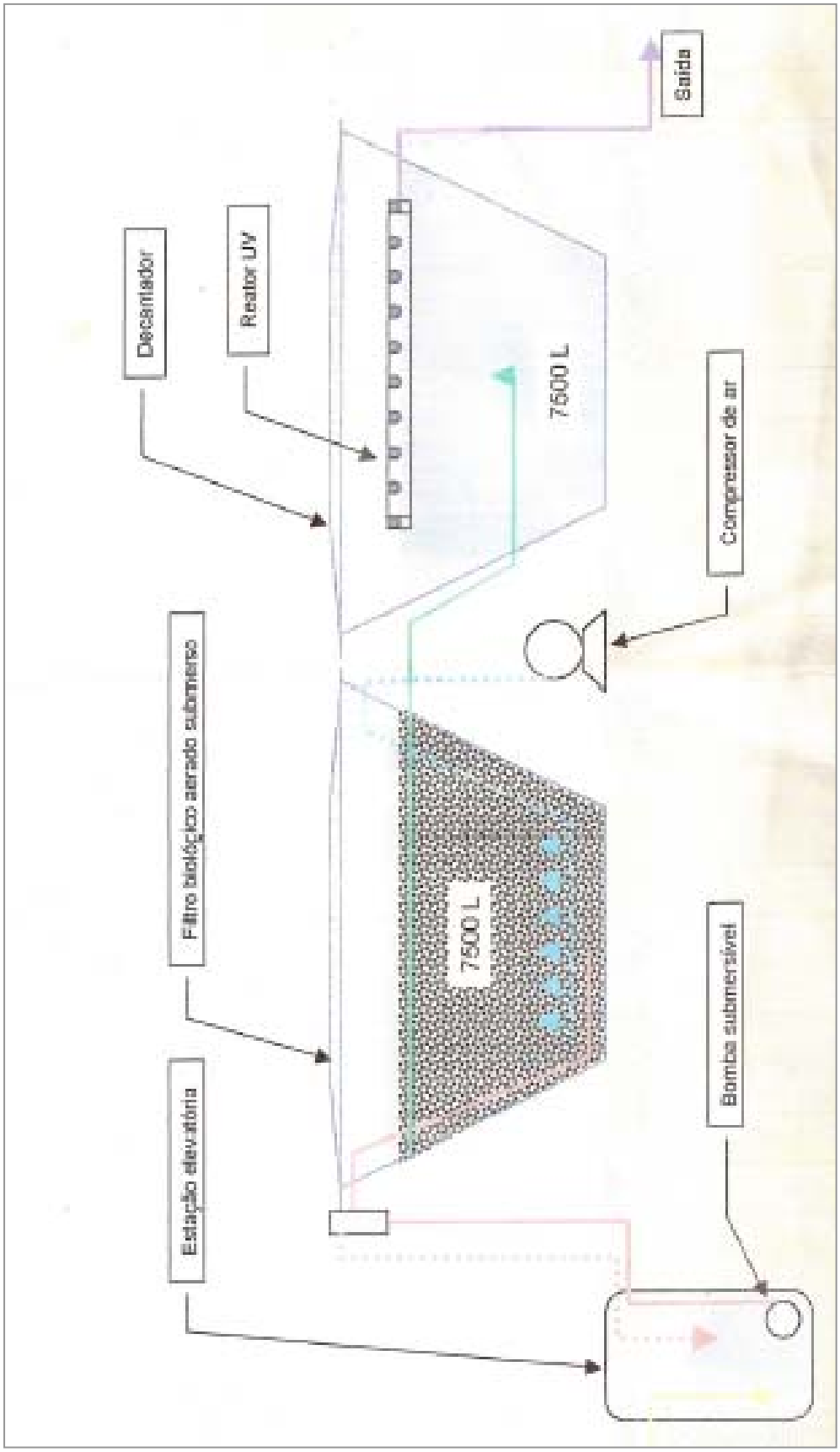


Figura AG.1 – Concepção do sistema de tratamento de efluentes, do tipo biológico, instalado na EACF em 2007 (AMRJ, 2007)

ANEXO H - Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas na Europa

Parâmetros	Concentração	Percentagem de redução mínima (1)	Método de medição de referência
Demanda Bioquímica de Oxigénio (DBO_5 a 20ºC) sem nitrificação (2)	25 mg/L O_2	70 - 90 40, nos casos previstos no item nº 2 do artigo 4º (regiões montanhosas)	Amostra homogeneizada não filtrada, não decantada. Determinação do oxigênio dissolvido antes e depois da incubação de cinco dias a 20 ºC ± 1 ºC, na total ausência de luz. Adição de um inibidor da nitrificação.
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	125 mg/L O_2	75	Amostra homogeneizada não filtrada, não decantada. Dicromato de potássio
Total de partículas sólidas em suspensão (SST)	35 mg/L (3) nos casos previstos no item nº 2 do artigo 4º: 35 (e.p.(4) superior a 10.000) 60 (e.p. de 2.000 a 10.000)	90 mg/L (3) nos casos previstos no item nº 2 do artigo 4º: 90 (e.p. superior a 10.000) 70 (e.p. de 2.000 a 10.000)	- Filtração de uma amostra representativa através de um filtro de membrana de 0,45 μm. Secagem a 105 ºC e pesagem. - Centrifugação de uma amostra representativa (durante pelo menos cinco minutos a uma aceleração média de 2800 a 3200 G), secagem a 105 ºC e pesagem.

,NOTAS: Serão aplicados os valores de concentração ou a percentagem de redução.
As análises das descargas provenientes de lagoas serão efetuadas com amostras filtradas; no entanto, a concentração do total de partículas sólidas em suspensão em descargas de águas filtradas não poderá exceder 150 mg/l.

(1) Redução em relação à carga de afluente.

(2) O parâmetro pode ser substituído por outro: carbono orgânico total (COT) ou demanda total de oxigénio (DQO), se for possível estabelecer uma relação entre a DBO_5 e o parâmetro de substituição.

(3) Este requisito é facultativo.

(4) 1 e. p. (equivalente de população): a carga orgânica biodegradável com uma carência bioquímica de oxigénio de cinco dias (DBO_5) a 60 gramas de oxigénio por dia.

Quadro AH.1 - Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas na Europa, de acordo com as diretivas 91/271/CEE[1], de 21 de maio de 1991 e Diretiva 98/15/CE, de 27 de fevereiro de 1998 (EUR-LEX, 2007)

[1] EUR-LEX. Disponível em: <http://europa.eu/scadplus/leg/es/lvb/l28008.htm>. Acesso em: 10 set. 2007.

Essa norma prevê no item nº 2 de seu Art. 4º que descargas de águas residuais urbanas, em águas situadas em regiões montanhosas (mais de 1500 metros acima do nível do mar), em que seja difícil aplicar um tratamento biológico eficaz, devido às baixas temperaturas, poderão sofrer um tratamento menos rigoroso que o previsto, desde que estudos

pormenorizados indiquem que essas descargas não afetam negativamente o ambiente.

Esta mesma Diretiva estabelece ainda limites adicionais para nutrientes, quando as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas se localizarem em zonas identificadas como sensíveis (de acordo com Anexo II da Diretiva), ou seja, em águas que se revelem eutróficas ou susceptíveis de se tornarem eutróficas num futuro próximo, se não forem tomadas medidas de proteção. Posteriormente, a DIRETIVA 98/15/CE, de 27 de fevereiro de 1998, alterou estes limites para os valores mostrados no **Quadro AH.2**.

Parâmetros	**Concentração**	**Percentagem de redução mínima (1)**	**Método de medição de referência**
Fósforo total	2 mg/L (10.000 – 100.000 e.p.) 1 mg/L (mais de 100.000 e.p.)	80	Espectrofotometria de absorção molecular.
Nitrogênio total (2)	15 mg/L (10.000 - 100.000 e.p.) 10 mg/L (mais de 100.000 e.p.) (3)	70-80	Espectrofotometria de absorção molecular.

NOTAS: Podem ser aplicados um dos parâmetros, ou ambos, consoante a situação local. Serão aplicados os valores de concentração ou a percentagem de redução.

(1) Redução em relação à carga do efluente.

(2) Por ¨nitrogênio total¨ entende-se a soma do teor total de nitrogênio determinado pelo método de Kjeldahl (nitrogênio orgânico e amoniacal) com o teor de nitrogênio contido nos nitratos e o teor de nitrogênio contido nos nitritos.

(3) Os valores de concentração apresentados são médias anuais [...] Neste caso, a média diária não deve exceder 20 mg/l de nitrogênio total para todas as amostras, a uma temperatura do efluente no reator biológico igual ou superior a 12 ºC. Alternativamente ao critério da temperatura, poderá ser utilizado um critério de limitação do tempo de funcionamento que atenda às condições climáticas locais.

Quadro AH.2 - Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas na Europa, em zonas sensíveis, sujeitas a eutrofização, de acordo com a diretiva 98/15/CE (EUR-LEX, 2007)

ANEXO I – Sistemas de Tratamento de Efluentes Implantado nas Estações Antárticas

País	Nome Estação	Tipo Ocup.	População		Local	Tratamento Efluentes	Disposição Final	Desin-fecção
			Verão	Inv.				
África do Sul	Sanae IV	P	80	10	Continente	Biológico (RBC)	..	cloração
Alemanha	Neumayer	P	50	9	..	Biológico	..	..
	Kohen	V	28	-	Continente	Sem TE	..	..
Argentina	Jubany	P	100	20	Ilha Rei George	Biológico Aeróbio LA	No mar	UV
	Esperanza	P	90	55	Península Antártica	Biológico Aeróbio LA	..	cloração
	Belgrano II	P	21	21	Continente	Biológico Reuso [1] Tanque Séptico [2]	No gelo	cloração
	Orcadas	P	45	14	Ilhas Antárticas	Biológico Reuso [1]	No mar	cloração
	San Martin	P	25	..	Península Antártica	..	..	..
	Marambio	P	150	50	“	Biológico Aeróbio LA	No solo	cloração
	Melchior	V	36	-	Ilha – Pen. Antártica	Sem TE	No mar	-
	Primavera	V	18	-	Península Antártica	Sem TE	“	-
	Câmara	V	36	-	Ilha – Pen. Antártica	Sem TE	“	-
	Decépcion	V	65	-	“	Sem TE	“	-
	Matienzo	V	15	-	“	Sem TE	“	-
	Petrel	V	55	-	“	Sem TE	“	-
	Brown	V	18	-	“	Sem TE	“	-
Austrália	Casey	P	70	20	Continente	Biológico (RBC)	..	..
	Mawson	P	60	20	“	Biológico (RBC)	..	..
	Davis	P	70	22	“	Físico Maceração	..	..
Brasil	Comandante Ferraz	P	40	12	Ilha Rei George	Biológico Anaeróbio	No mar	..
Bulgária	Ochridiski	V	..	-	Ilha – Pen. Antártica	Sem TE	..	..
Chile	Frei	P	150	80	Ilha Rei George	Biológico	..	..
	O`Higgins	P	70	23	Ilha – Pen. Antártica	..	..	..
	Escudero	P	20	..	“	..	..	..
	Prat	P	..	..	“	..	..	..

Quadro AI.1 - Sistemas de tratamento de eflluentes (TE) implantados nas estações de pesquisa antárticas (Adaptado de THOMSEN, 2004)

Quadro AI.1 (Continuação)

País	Nome Estação	Tipo Ocup.	População		Local	Tratamento Efluentes	Disposição Final	Desin-fecção
			Verão	Inv.				
Chile	Yelcho	V	12	-	Ilha – Pen. Antártica	3 com TE 2 sem TE	..	-
	Carvajal	V	12	-			..	-
	Risopatron	V	12	-			..	-
	Ripamonti	V	12	-			..	-
	GGV	V	12	-			..	-
China	Great Wall	P	40	14	Ilha Rei George	Biológico Químico	..	..
	Zhongshan	P	..	..	Continente	..	..	..
Coréia	King Sejong	P	60	15	Ilha Rei George	Biológico Químico	No mar	-
Espanha	Juan Carlos I	V	14	-	Península Antártica	Biológico Anaeróbio	No mar	-
	Gabriel de Castilla	V	14	-	Ilha – Pen. Antártica	Biológico Anaeróbio	..	-
Equador	Vicente	V	..	..	“	..	..	..
Estados Unidos	McMurdo	P	1100	200	Continente	Biológico	No mar	UV
	Palmer Sttion	P	44	20	Ilha – Pen. Antártica	Maceração	“	-
	South Pole	P	220	60	Continente	Sem TE	Buraco Gelo	-
Finlândia	Aboa	V	20	-	Continente	Biológico[1] Coletado[2]	Retirado da Antártica	-
França	Dumont d`Urville	P	100	26	Continente	Sem TE	No mar	-
França/ Itália	Concordia	P	45	15	Continente	Avançado: Membranas[1] Biológico [2]	..	UV
Índia	Maitri	P	65	25	Continente	Biológico Incinerado	..	..
Itália	Mario Zucchelli	V	90	-	Continente	Sim/..	..	..
Japão	Showa Station	P	110	40	Continente	Biológico	No mar	..
	Dome Fuji	V	..	..	“	Sem TE	..	-
Nova Zelândia	Scott	P	85	10	Continente	Biológico Aeróbio	No mar	Sim/..
Noruega	Troll	P	40	7	Continente	Biológico[1] Incinerado[2]	No solo	UV
	Tor	R	..	..	“	Sem TE	Retirado da Antártica	-
Peru	Macchu Picchu	P	28	-	Ilha Rei George	Sem TE[3]	..	-
Polônia	Arctowski	P	40	12	Ilha Rei George	Coletado tanque	..	-
Rep. Tcheca	Em implantação	V	15	-	..	Sem TÉ	No mar	-
Rússia	Progress	P	77	20	Continente	Eletroquímico	No mar	Sim/..
	Novolazarevskaya	P	70	30	“	Sem TE	“	-
	Bellingshausen	P	38	25	Ilha Rei George	Sem TE	“	-
	Mirny	P	169	60	Continente	Sem TE	“	-
	Vostok	P	25	13	“	Sem TE	Buraco gelo	-
	Molodezhnaya	V	..	-	..	Sem TE	No mar	-
	Druzhnaya	V	50	-	Continente	Sem TE	“	-

Quadro AI.1 - Sistemas de tratamento de eflluentes (TE) implantados nas estações de pesquisa antárticas (Adaptado de THOMSEN, 2004)

Quadro AI.1 (Continuação)

País	Nome Estação	Tipo Ocup.	População		Localização	Tratamento Efluentes	Disposição Final	Desin-fecção
			Verão	Inv.				
Reino Unido	Rothera	P	130	22	Continente	Biológico Aeróbio	No mar	UV
	Halley V	P	65	15	"	Físico - Maceração	Buraco Gelo	..
	Fossil Bluff	R	..	..	"	Incinerado	Cinzas retornam p/ Rothera	..
	Sky Blue	R	..	..	"	Sem TE	Buraco Gelo	-
	Bird Island	P	8	4	Ilhas Antárticas	Sem TE	No mar	-
	King Edward Point	P	18	8	"	..	..	..
	Signy	V	10	-	"	Sem TE	No mar	-
Suécia	Wasa	V	16 (30)	-	Continente	Sem TE em pesquisa	gelo/mar[1] Evaporação / coletado [2]	-
	Svea	R	..	..	..	..	..	..
Ucrânia	Vernadsky	P	24	12	Península Antártica	Sem TE	Diluição água mar	-
Uruguai	Artigas (BCAA)	P	60	6	Ilha Rei George	Biológicos (Tanques Sépticos)	Lodo Retirado	-
	ECARE	V	7	-	..			-

NOTAS: .. informação não disponível " idem – inexistente
[1] Águas Cinzas; [2] Águas Negras [3] Em aquisição um sistema similar ao da estação Scott
RBC – Biofilter - Rotating Biological Contactors LA - Lodos Ativados UV - Ultravioleta

Quadro AI.1 - Sistemas de tratamento de eflluentes (TE) implantados nas estações de pesquisa antárticas (Adaptado de THOMSEN, 2004)

Figura AI.1 – Sistema de tratamento de efluentes implantado na estação antártica *Progress Station* (Rússia) com o processo eletrolítico. Disponível em: <http://www.aari.aq/raedocs/environment/environment_2004_2005_en.pdf>. Acesso em: 10 mai 2007.