



Cristiana Isabel Gomes Serrano

Licenciatura em Ciências de Engenharia do Ambiente

Impactes da Presença de Água do Estuário do Rio Tejo em ETAR. Caso de Estudo - ETAR do Seixal

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária

Orientadora: Professora Doutora Leonor Monteiro do Amaral
Professora Auxiliar, FCT/UNL

Co-orientador: Engenheiro José Fialho Pacheco

Júri:

Presidente: Prof. Doutor Pedro Manuel da Hora Santos Coelho
Vogal: Prof. Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral
Vogal: Prof. Doutora Rita Maurício Rodrigues Rosa



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

[Outubro, 2014]



Cristiana Isabel Gomes Serrano

Licenciatura em Ciências de Engenharia do Ambiente

Impactes da Presença de Água do Estuário do Rio Tejo em ETAR. Caso de Estudo - ETAR do Seixal

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária

Orientadora: Professora Doutora Leonor Monteiro do Amaral
Professora Auxiliar, FCT/UNL

Co-orientador: Engenheiro José Fialho Pacheco

Júri:

Presidente: Prof. Doutor Pedro Manuel da Hora Santos Coelho
Vogal: Prof. Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral
Vogal: Prof. Doutora Rita Maurício Rodrigues Rosa

Impactes da Presença de água do Estuário do Rio Tejo em ETAR. ETAR do Seixal - Caso de Estudo.

Copyright em nome de Cristiana Isabel Gomes Serrano, da FCT e da UNL

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objectivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Agradecimentos

Em primeiro lugar gostaria de agradecer ao Engenheiro José Pacheco por todo o apoio, disponibilidade, empenho, dedicação e amizade que me prestou ao longo do meu estágio na SIMARSUL e na realização da minha dissertação.

Gostaria também de agradecer à Engenheira Lisete Epifâneo pela disponibilidade e apoio prestado na realização da minha dissertação assim como pela sugestão do tema para a mesma.

Agradeço também a todos os operadores da SIMARSUL, pelo espírito de abertura com que me receberam e carinho bem como a ajuda concedida para efectuar a recolha de dados para a realização deste trabalho.

À professora Leonor Amaral gostaria de agradecer o facto de ter aceite a minha proposta para fazer um trabalho aplicado a um caso real, tendo obtido todos os meios necessários para a concretização deste projecto. Queria também agradecer por toda a sua amizade, compreensão, ajuda e motivação na realização deste projecto.

Gostaria também de agradecer a todos os meus outros professores do ISA e da FCT que contribuíram para a minha formação não só profissional mas também pessoal.

Queria agradecer aos meus colegas do ISA, Cátia Neto, Inês Rodrigues, Liliana Rodrigues, Andreia Canadas, Miguel Leong e Rui Bento por toda a amizade e companheirismo que vivemos durante estes anos.

Aos meus colegas da FCT, Joana Monteiro, Pedro Pinto, Cláudia Mendes, Rita Leite, Nuno Silvestre e Joana Dias por toda a amizade e apoio bem todos os momentos que passamos juntos ao longo da realização deste mestrado.

Aos meus grandes amigos, Pedro Serrano, Mário Aparício, Dário Terrucha, Diogo Ferreira, Cristiana Palmela, Diana António, Ana Farinha e Tiago Martins, por toda a amizade e incentivo que me prestaram ao longo de todos estes anos.

Ao meu namorado Cristiano Martinho por toda a dedicação, amizade, carinho, paciência e motivação que me deu na realização do meu mestrado bem como na realização da minha dissertação.

Aos meus cãesinhos, Rocky e Ruca, por toda a companhia que me fizeram nas tardes e noites em que tinha de estudar nunca me deixando sozinha.

Por último, os meus maiores agradecimentos vão para os meus pais, aqueles que mais amo. Por sempre acreditarem em mim dando – me todo o apoio, motivação, dedicação e carinho ao longo de todos estes anos e por todos os esforços que fizeram para que eu me pudesse formar tornando o impossível no possível. Dedico assim este trabalho aos meus pais.

Resumo

Em zonas costeiras, é frequente ocorrer infiltrações de águas salinas na rede de drenagem. Tais infiltrações originam efeitos adversos nas estações de tratamento de águas residuais.

Problemas no tratamento biológico e na decantação secundária, inibição da digestão anaeróbia e degradação da qualidade do biogás, formação de precipitados na etapa da digestão anaeróbia e na desidratação, dificuldades no espessamento e desidratação de lamas, oxidação dos materiais e dos equipamentos provocada pelos cloretos e a corrosão do betão devido à formação do ácido sulfúrico a partir do sulfídrico são os principais impactes decorrentes do tratamento de águas com elevada salinidade.

O presente trabalho, incidiu a sua análise sobre o Interceptor do Seixal, Amora e Arrentela visto considerar-se que estes são focos de intrusão salina e onde a equipa da SIMARSUL crê conseguir tomar as medidas mais efectivas de atenuação do problema actual.

Pela análise dos interceptores da Amora, Seixal e Arrentela compreendeu-se que tais infiltrações se deviam essencialmente aos seguintes factores (1) estado de degradação avançado no betão constituinte das caixas de visita, (2) entregas da rede em baixa e (3) ausência ou mau funcionamento da válvula de maré instalada na descarga de emergência.

As principais medidas identificadas no plano de acção de modo a minimizar as intrusões salinas são (1) Alteração ou Substituição das válvulas marés, (2) Realização de uma inspecção vídeo com o objectivo de compreender o estado de conservação dos colectores, (3) Investimento para melhoria da infraestrutura de modo a não permitir infiltrações. Todas estas medidas deverão ser devidamente articuladas com a Câmara Municipal do Seixal, para que esta participe na resolução das problemáticas relacionadas com a rede em baixa.

Palavras-chave: águas salinas; tratamento biológico de águas residuais; cloreto de sódio; inibição da digestão anaeróbia

Abstract

In coastal areas, is common occurs infiltration of saline waters into sewers. Such infiltrations cause negative effects in wastewater treatment plants.

Problems in biological treatment and secondary sedimentation, inhibition anaerobic digestion and degradation of quality of biogas, formation of precipitates in the anaerobic digestion step and dewatering, difficulties in thickening and dewatering of sludges, oxidation of the materials and equipments caused by chlorides and corrosion of concrete due to the formation of sulphide are the main effects from the treatment of wastewaters with high salinity.

The present work studied the interceptor of Seixal, Amora and Arrentela because they are considered focus of phenomena of saline intrusion and where the team of SIMARSUL believes can take the most effective measures to mitigate the current problem.

For the analysis of interceptors Amora, Seixal and Arrentela understood that such infiltrations were due primarily to the following factors (1) advanced state of degradation of concrete constituent manholes, (2) delivery of sewerage in low, (3) absence or poor operation of valves tide installed in the discharge emergency.

The main measures identified in the action plan to minimize the salt intrusion are (1) alteration or replacement of valves tide, (2) conducting a video inspection with the aim of understanding the condition of the collectors, (3) investment in infrastructure improvement to not allow infiltrations and (4) Meeting with the city council of Seixal to participate in this resolution of problems related of delivery sewerage in low.

Keywords: saline wastewater; biological wastewater treatment; sodium chloride; inhibition anaerobic digestion.

Índice

Introdução.....	1
1.1 Problemática.....	1
1.2 Contextualização	1
1.3 Objectivos.....	2
1.4 Estrutura da Dissertação	2
Estado da Arte.....	3
2.1 Águas Residuais.....	3
2.2 Águas Salinas.....	10
2.3 Problemas associados ao tratamento de águas residuais com elevada salinidade	12
Caso de Estudo.....	21
3.1 Rede de Drenagem do Subsistema do Seixal	21
3.2 ETAR do Seixal	24
3.3 Problemas actualmente existentes na ETAR do Seixal.....	32
Metodologia.....	39
4.1 Descrição do Procedimento	39
4.2 Materiais e Métodos.....	41
Resultados e Discussão	43
5.1 Dados obtidos	43
5.2 Propostas de Medidas de Minimização	77
Conclusões	81
Referências.....	83
Anexos.....	89

Lista de Figuras

Figura 2.1 - Variações de caudal das águas residuais em função da hora do dia.....	3
Figura 2.2 - Variação da resistência específica de filtração em função dos diferentes níveis de salinidade da lama com e sem adição de químicos.....	17
Figura 2.3 - Variação do tempo para filtrar em função dos diferentes níveis de salinidade da lama com e sem adição de químicos.....	17
Figura 2.4 - Efeito dos cloretos na taxa de corrosão.....	19
Figura 2.5 - Efeito do pH na taxa de corrosão.....	19
Figura 3.1 - Rede de drenagem do subsistema do Seixal.....	22
Figura 3.2 - Esquema simplificado da repartição percentual dos caudais afluentes das EE.....	33
Figura 3.3 - Decantador Secundário.....	33
Figura 3.4 - Formação do mineral estruvite na centrífuga.....	34
Figura 3.5 - Variação da concentração de Sulfídrico presente no biogás em função da altura de maré.....	36
Figura 3.6 - Oxidação do material de aço carbónico pela presença de grandes concentrações de cloretos.....	36
Figura 3.7 - Corrosão do betão pela presença de ácido sulfúrico.....	36
Figura 4.1 - Sonda de Condutividade, WTW, Multi 340i.....	41
Figura 5.1 - Esquema do Interceptor da Amora com as caixas de visita.....	41
Figura 5.2 - Variação da condutividade em função da cota de preia-mar no Interceptor da Amora.....	44
Figura 5.3 - Variação da condutividade ao longo do interceptor da Amora para uma altura de maré de 3.12 metros.....	45
Figura 5.4 - Variação da condutividade ao longo do interceptor da Amora para uma altura de maré de 3.35 metros.....	46
Figura 5.5 - Variação da condutividade ao longo do interceptor da Amora para uma altura de maré de 3.51 metros.....	47
Figura 5.6 - Variação da condutividade ao longo do interceptor da Amora para uma altura de maré de 3.73 metros.....	47
Figura 5.7 - Variação da condutividade ao longo do interceptor da Amora para uma altura de maré de 4.02 metros.....	48
Figura 5.8 - Variação da condutividade na caixa 70 para diversas cotas de preia-mar.....	49
Figura 5.9 - Variação da condutividade na caixa 20 para diversas cotas de preia-mar.....	49
Figura 5.10 - Afluência da maré à caixa 410.....	522
Figura 5.11 - Tubagens de pluviais ligadas à caixa 410.....	522
Figura 5.12 - Rotura na caixa de visita.....	52
Figura 5.13 - Entrada de água pela descarga de emergência.....	53
Figura 5.14 - Admissão de água pela selagem de descarga de emergência.....	53
Figura 5.15 - Mau funcionamento da válvula maré.....	53
Figura 5.16 - Válvula de maré da descarga da caixa 200.....	53

Figura 5.17 - Interceptor da Arrentela com a respectiva representação das caixas de visita	54
Figura 5.18 - Variação da condutividade ao longo do interceptor da Arrentela para algumas cotas de preia-mar.	55
Figura 5.19 - Variação da condutividade na caixa de visita número 20 em função da cota de preia-mar	55
Figura 5.20 - Variação da Condutividade ao longo do interceptor da Arrentela para uma altura de maré de 2.88 metros.	56
Figura 5.21 - Variação da Condutividade ao longo do interceptor da Arrentela para uma altura de maré de 3.68 metros.	57
Figura 5.22 - Variação da Condutividade ao longo do interceptor da Arrentela para uma altura de maré de 4.02 metros.	58
Figura 5.23 - Admissão de água pelo corpo da caixa 50.	60
Figura 5.24 - Admissão de água pelo corpo da caixa 70	60
Figura 5.25 - Caixa 120 altamente deteriorada.....	60
Figura 5.26 - Admissão de água pelo corpo da caixa 130	61
Figura 5.27 -Admissão de água pelo corpo da caixa 140	61
Figura 5.28 - Entrada de caudal de maré elevado pela EE da Arrentela na caixa 180	61
Figura 5.29 – Interceptor do Seixal com a respectiva representação das caixas de visita.....	62
Figura 5.30 - Variação da Condutividade ao longo do interceptor do Seixal para uma cota de preia-mar de 3.12 metros.	63
Figura 5.31 - Variação da Condutividade ao longo do interceptor do Seixal para uma cota de preia-mar de 3.73 metros.	63
Figura 5.32 - Variação da condutividade no interceptor do Seixal em função da cota de preia-mar.....	64
Figura 5.33 - Marca da entrada de caudal pela caixa da descarga de emergência da EE do Seixal.	66
Figura 5.34 - Entrega de água de maré pela rede em baixa na caixa 8.....	66
Figura 5.35 - Entrada de água pelo tampão do colector danificado	66
Figura 5.36 -Entrega de água de maré pela rede em baixa na caixa 15.....	66
Figura 5.37 -Variação da condutividade e do caudal ao longo de um dia para alturas de marés baixas.	67
Figura 5.38 -Variação da condutividade e do caudal ao longo de um dia para alturas de marés elevadas.	68
Figura 5.39 -Relação entre a condutividade registada ao longo de um dia na ETAR com as alturas de maré ocorrentes nesse dia (baixa-mar e preia-mar).	69
Figura 5.40 -Relação entre a condutividade registada ao longo de um dia na ETAR com as alturas de maré ocorrentes nesse dia (baixa-mar e preia-mar).	71
Figura 5.41 - Relação entre a hora em que ocorre a preia-mar e a condutividade máxima afluente à E.E do Breyner.	73
Figura 5.42 -Variação da condutividade afluente à ETAR para diversas cotas de preia-mar.....	73
Figura 5.43- Relação entre a carga de salinidade afluente à E.E do Porto da Raposa e E.E do Seixal para diversas cotas de preia-mar.	74
Figura 5.44 -Relação entre a carga de salinidade afluente à ETAR para diversas cotas de preia-mar.....	75

Figura 5.45 -Relação ente a carga de salinidade afluente ao interceptor da Amora e ao interceptor da Arrentela para diversas cotas de preia-mar.	75
Figura 5.46 -Relação entre o caudal afluente ao interceptor da Amora e ao interceptor da Arrentela para diversas cotas de preia-mar.	76

Lista de Quadros

Quadro 2.1 - Características físicas, químicas e biológicas das águas residuais domésticas não tratadas.....	4
Quadro 2.2 - Concentrações médias de vários constituintes presentes em águas residuais domésticas não tratadas.....	5
Quadro 2.3 - Valores dos parâmetros microbiológicos relativos às águas conquícolas, balneares e destinadas à rega.....	8
Quadro 2.4 - Valores dos parâmetros microbiológicos relativamente à qualidade das águas balneares.....	8
Quadro 2.5 - Classificação dos materiais presentes na água do mar e as respectivas gamas de concentrações.....	10
Quadro 2.6 - Quantidade de ião presente na água do mar.....	11
Quadro 3.1 - Constituição da rede de drenagem do Seixal.....	21
Quadro 3.2 - Dados de base relativos ao Caudal para efeitos de dimensionamento.....	24
Quadro 3.3 - Dados de base relativos à Carga para efeitos de dimensionamento.....	25
Quadro 3.4 - Valores dos parâmetros CBO ₅ , CQO e SST na água residual afluyente à ETAR.....	25
Quadro 3.5 - Valores limites de descarga à saída da linha de tratamento de acordo com a LD.....	26
Quadro 3.6 - Resumo das principais operações no tratamento de águas residuais - fase líquida.....	29
Quadro 3.7 - Principais operações no tratamento de águas residuais - fase sólida.....	32
Quadro 3.8 - Registo dos dias em que o valor limite da licença de descarga de SST à saída da linha de tratamento foi excedido.....	33
Quadro 3.9 - Registo dos dias em que a eficiência de espessamento foi reduzida em resultado das flutuações de qualidade do floco de lama.....	34
Quadro 3.10 - Valores de condutividade obtidos na água de serviço da ETAR.....	36
Quadro 4.1 - Representação dos dias seleccionados para as campanhas de monitorização e as respectivas cotas de preia-mar.....	40
Quadro 4.2 - Representação das caixas de visita seleccionadas para medição do parâmetro condutividade....	41
Quadro 4.3 - Métodos analíticos utilizados na medição dos restantes parâmetros na análise da água da ETAR.....	42
Quadro 5.1 - Resumo dos principais problemas encontrados ao longo do interceptor da Amora.....	51
Quadro 5.2 - Resumo dos principais problemas no interceptor da Arrentela.....	59
Quadro 5.3 - Resumo dos principais problemas encontrados no interceptor do Seixal.....	65

Abreviaturas

BRS – Bactérias Redutoras de Sulfacto

CBO – Carência Bioquímica de Oxigênio

CE – Condutividade Eléctrica

CF- Coliformes Fecais

CT- Coliformes Totais

CQO – Carência Química de Oxigênio

EE – Estação Elevatória

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

PCI – Poder Calorífico Inferior

SST – Sólidos Suspensos Totais

1

Introdução

1.1 Problemática

Os níveis de salinidade nas águas residuais urbanas e lamas de ETAR podem ser relativamente altos, particularmente em zonas costeiras onde pode ocorrer intrusão salina nas redes de saneamento, onde a rede é unitária.

A presença de elevadas concentrações de salinidade numa ETAR tem efeitos adversos quer no tratamento da água residual quer na infraestrutura em si.

Ao nível do tratamento da água residual, verifica-se que elevadas concentrações de sais apresentam consequências directas em todas as linhas de tratamento. Problemas no tratamento biológico e na decantação secundária, inibição da digestão anaeróbia e degradação da qualidade do biogás, formação de precipitados na etapa da digestão anaeróbia e na desidratação e dificuldades no espessamento e desidratação de lamas são os principais impactes decorrentes do tratamento de águas com elevada salinidade.

Relativamente aos impactes causados na infraestrutura evidenciam-se a oxidação dos materiais e dos equipamentos provocada pelos cloretos e a corrosão do betão devido à formação do ácido sulfúrico a partir do sulfídrico.

1.2 Contextualização

A ETAR do Seixal encontra-se inserida no Subsistema do Seixal que inclui, além desta infraestrutura, cerca de 31 km de emissários e condutas elevatórias e 7 Estações Elevatórias.

Parte da rede de drenagem deste subsistema situa-se em zonas circundantes do Estuário do Tejo. Nesta zona predominam colectores unitários de idade avançada e em mau estado de conservação, verificando-se fenómenos de intrusão salina.

Estes fenómenos estão directamente relacionados com a variação das marés pois à medida que a cota de preia-mar aumenta, a condutividade afluyente à ETAR também aumenta.

Estes níveis de condutividade elevados, no caudal afluente à ETAR do Seixal, determinam efeitos negativos no sistema de tratamento da água residual e na própria infraestrutura. Destes efeitos evidenciam-se os riscos de incumprimento da licença de descarga, impossibilidade de utilização do sistema de cogeração e danos estruturais na própria instalação, quer em órgãos quer em equipamentos.

1.3 Objectivos

O presente trabalho tem como objectivos: (1) identificar os principais impactes causados pelo tratamento de águas residuais com elevada salinidade em ETAR, através de uma revisão bibliográfica do tema; (2) para um determinado caso de estudo identificar a origem das águas residuais com elevada salinidade; (3) para o caso em estudo propor medidas de minimização ou mitigação para resolução do problema.

1.4 Estrutura da Dissertação

Esta dissertação tem como organização:

Capítulo 1 – este capítulo identifica a problemática do tratamento de águas residuais com elevada salinidade, faz uma contextualização do problema, identifica os objectivos do presente trabalho e, por conseguinte, explícita a estrutura do trabalho.

Capítulo 2 – este capítulo faz uma revisão bibliográfica acerca das águas residuais, águas salinas e dos problemas associados ao tratamento de águas residuais com elevada salinidade.

Capítulo 3 - neste capítulo expõe-se o caso de estudo que se seleccionou e caracteriza-se a rede de drenagem do subsistema do Seixal e a ETAR do Seixal.

Capítulo 4 – neste capítulo explica-se a metodologia utilizada no presente trabalho onde se descreve todo o procedimento realizado assim como quais os materiais e métodos utilizados para a obtenção dos resultados.

Capítulo 5 – apresenta os resultados obtidos neste trabalho e a respectiva discussão dos mesmos. Identifica quais as medidas a adoptar de forma a minimizar ou mitigar os efeitos decorrentes do tratamento de águas residuais salinas, bem como apresenta algumas perspectivas relativamente ao que poderão ser os desenvolvimentos futuros na temática abordada.

Capítulo 6 – neste capítulo expõe-se as principais conclusões do presente trabalho.

2

Estado da Arte

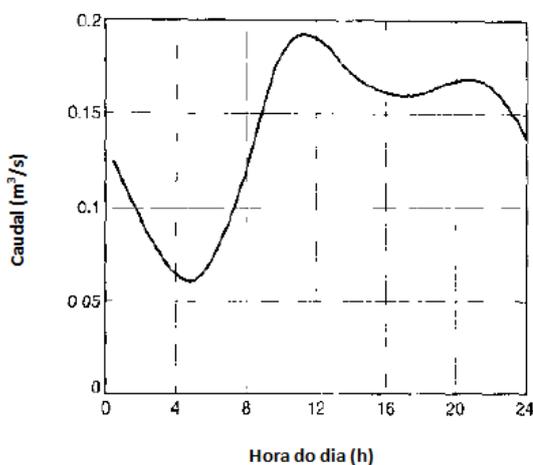
2.1 Águas Residuais

A natureza das águas residuais é descrita pelas suas características quantitativas e qualitativas.

As características quantitativas (caudal) dependem das variações de comunidade para comunidade (clima, dimensão do aglomerado populacional, tipo de habitações, preço da água, nível económico e social das populações e qualidade e permanência do abastecimento de água da rede pública), das variações diárias e das variações sazonais.

As características qualitativas podem ser físicas, químicas e biológicas e dependem das variações de comunidade para comunidade e das variações em função da expressão dos diferentes componentes do efluente.

A Figura 2.1 apresenta as variações de caudal das águas residuais em função da hora do dia.



(Metcalf & Eddy, Inc., 2003,)

Figura 2.1 - Variações de caudal das águas residuais em função da hora do dia.

O Quadro 2.1 apresenta algumas das características físicas, químicas e biológicas das águas residuais domésticas não tratadas.

Quadro 2.1 - Características físicas, químicas e biológicas das águas residuais domésticas não tratadas.

Características das águas residuais		
Físicas	Químicas	Biológicas
Teor em Sólidos	<u>Orgânicas</u>	Organismos Coliformes
Turvação	Carência bioquímica de oxigênio (CBO ₅)	Microrganismos específicos (bactérias, protozoários, vírus, helmintas)
Cor	Carência química de oxigênio (CQO)	Toxicidade
Transmitância	Carbono Orgânico Total (COT)	
Odor		
Temperatura	<u>Inorgânicos</u>	
Densidade	Azoto amoniacal	
Condutividade	Azoto orgânico	
	Nitritos	
	Nitratos	
	Fósforo total	
	pH	
	Alcalinidade	
	Cloretos	
	Sulfactos	
	Metais	

(Metcalf & Eddy, Inc., 2003,)

O Quadro 2.2 apresenta as concentrações médias de vários constituintes presentes em águas residuais domésticas não tratadas, classificadas como fracas, médias e fortes.

Quadro 2.2 - Concentrações médias de vários constituintes presentes em águas residuais domésticas não tratadas.

Constituinte	Unidade	Concentração		
		Fraca	Média	Forte
Sólidos Totais	mg/L	390	720	1230
Dissolvidos Totais	mg/L	270	500	860
Voláteis	mg/L	110	200	340
Não Voláteis	mg/L	160	300	520
Suspensos Totais	mg/L	120	210	400
Voláteis	mg/L	95	160	315
Não Voláteis	mg/L	25	50	85
Sólidos Sedimentáveis	ml/L	5	10	20
CBO5	mg/L	110	190	350
COT	mg/L	80	140	260
CQO	mg/L	250	430	800
Azoto total (N)	mg/L	20	40	70
Orgânico	mg/L	8	15	25
Amónia Livre	mg/L	12	25	45
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fósforo Total (P)	mg/L	4	7	12
Orgânico	mg/L	1	2	4
Inorgânico	mg/L	3	5	10
Cloretos	mg/L	30	50	90
Sulfactos	mg/L	20	30	50
Óleos e Gorduras	mg/L	50	90	100
Coliformes Totais	Nº/100 ml	10^6 - 10^8	10^7 - 10^9	10^7 - 10^{10}
Coliformes Fecais	Nº/100 ml	10^3 - 10^5	10^4 - 10^6	10^5 - 10^8

(Metcalf & Eddy, Inc., 2003,)

2.1.1 Tratamento das Águas Residuais

As águas residuais antes de serem descarregadas, no meio receptor, têm de ser tratadas nas denominadas Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de modo a cumprir os limites de descarga impostos pela legislação vigente.

O tratamento das águas residuais numa ETAR engloba o tratamento da fase líquida e o tratamento da fase sólida. Deste modo, o tratamento das águas residuais tem como principais etapas (1) tratamento preliminar, (2) tratamento primário, (3) tratamento secundário, (4) tratamento terciário e (5) tratamento de lamas.

O grau de tratamento a implementar depende das características do efluente bruto, da qualidade exigida ao efluente tratado, do custo e disponibilidade dos terrenos, da disponibilidade de pessoal especializado, da simplicidade de operação e manutenção e da evolução previsível das normas de rejeição.

(1) Tratamento Preliminar

- Gradagem/Tamisação

A primeira operação unitária normalmente encontrada numa estação de tratamento de águas residuais é a gradagem. O principal objectivo da gradagem é remover do fluxo de entrada, os materiais grosseiros que podem (1) por em perigo os equipamentos dos processos seguintes, (2) reduzir a efectividade do tratamento e (3) contaminar os cursos de água.

A gradagem e a tamisação diferem entre si pela dimensão do espaçamento da malha. A gradagem normalmente é utilizada para a remoção de materiais grosseiros em que a abertura da malha está compreendida entre 6 e 150 mm. Por sua vez a tamisação é utilizada para a remoção de materiais finos e a abertura da malha é inferior normalmente a 6 mm. (Metcalf & Eddy, 2003)

- Desarenamento/Desengorduramento

O objectivo da operação de desarenação é a remoção de areias e de outros materiais inertes tais como cascalho, cinzas e de outros materiais sólidos pesados que têm velocidades ou gravidades específicas substancialmente maiores do que os sólidos orgânicos putrescíveis na água residual.

Os desarenadores são concebidos para (1) proteger o equipamento mecânico da abrasão e desgaste anormal; (2) reduzir a formação de depósitos pesados em condutas, canais e tubagens; e (3) reduzir a frequência de limpeza dos digestores, causada pela acumulação de areia. (Metcalf & Eddy, 2003)

Por sua vez, alguns desarenadores possuem uma ponte raspadora para que à medida que a areia vai sendo removida as gorduras também vão sendo retiradas.

(2) Tratamento Primário

- Decantação

O objectivo do tratamento por decantação é remover os sólidos facilmente sedimentáveis e o material flotante e, portanto, reduzir o conteúdo de sólidos suspensos sedimentáveis. A decantação primária é usada como uma etapa preliminar ao tratamento biológico. A sedimentação primária permite uma eficiência de remoção de sólidos suspensos de 50-70% e 25-40% de CBO₅. Os compostos solúveis não são removidos. (Metcalf & Eddy, 2003)

(3) Tratamento Secundário

- Tratamento Biológico

Os objectivos do tratamento biológico são (1) transformar (oxidar) os sólidos dissolvidos e os constituintes biodegradáveis em produtos finais mineralizados, (2) capturar e incorporar os sólidos suspensos e não sedimentáveis coloidais num floco biológico ou biofilme, (3) transformar ou remover nutrientes tais como azoto e fósforo e (4) em alguns casos remover constituintes e compostos orgânicos específicos. Assim, o grande objectivo do tratamento secundário é remover os compostos solúveis (o que se reflecte na carga expressa em CBO). No tratamento secundário consegue-se remover cerca de 85% da carga de CBO e de SST.

Os processos biológicos utilizados no tratamento de águas residuais podem ser divididos em duas principais categorias: os processos de biomassa suspensa e os processos de biomassa fixa. Nos processos de biomassa suspensa os microrganismos responsáveis pelo tratamento são mantidos numa suspensão líquida através de métodos de mistura apropriados. O sistema de biomassa suspensa mais utilizado é o sistema de lamas activadas. Nos processos de biomassa fixa, os microrganismos responsáveis pela conversão do material orgânico ou nutrientes estão fixos num leito de material inerte. O sistema de biomassa fixa mais comum são os leitos percoladores. (Metcalf & Eddy, 2003)

(4) Tratamento terciário

- Desinfecção

A desinfecção é definida como a destruição/inactivação de microrganismos patogénicos presentes nos efluentes e tem como objectivo limitar a poluição bacteriológica.

Os processos de desinfecção podem ser naturais ou artificiais. Dos processos naturais fazem parte as lagoas de maturação, os leitos de macrófitas e a deposição no solo. Por sua vez, os processos de desinfecção artificiais estão divididos em duas categorias: químicos e físicos. Dos processos químicos referem-se como principais a cloragem, dióxido de cloro e a ozonização. Por outro lado, dos processos físicos refere-se a radiação UV, radiação gama e as membranas.

O Quadro 2.3 mostra os valores dos parâmetros microbiológicos relativos às águas conquícolas, balneares e destinadas à rega, estabelecidos segundo o DL 236/98, de 1 de Agosto.

Quadro 2.3 - Valores dos parâmetros microbiológicos relativos às águas conquícolas, balneares e destinadas à rega.

Parâmetros microbiológicos	VMR	VMA
Águas conquícolas		
CF/100 mL	<300 na polpa do molusco e no líquido intervalar	-
Águas balneares		
CT/100 mL	500	10 000
CF/100 mL	100	2 000
Estreptococos fecais/ 100 mL	100	-
Salmonelas/1L	-	0
Enterovírus PFU*/10 L	-	0
Águas destinadas à rega		
CF/100 mL	100	-
Ovos de parasitas intestinais (N/L)	-	1

PFU – unidade formadora de placas
(DL 236/98, de 1 de Agosto)

No Quadro 2.4 apresentam-se os valores do DL 135/2009, de 3 de Julho que altera o DL 236/98, de 1 de Agosto no que se refere à monitorização e classificação da qualidade das águas balneares.

Quadro 2.4 - Valores dos parâmetros microbiológicos relativamente à qualidade das águas balneares.

Parâmetros microbiológicos	Qualidade		
	excelente	boa	Suficiente
Águas interiores			
Enterococcus intestinais (ufc/100 mL)	200 (*)	400 (*)	330 (**)
<i>Escherichia coli</i> (ufc/100 mL)	500 (*)	1000 (*)	900 (**)
Águas costeiras e de transição			
Enterococcus intestinais (ufc/100 mL)	100 (*)	200 (*)	185 (**)
<i>Escherichia coli</i> (ufc/100 mL)	250 (*)	500 (*)	500 (**)

(*) com base numa avaliação de percentil 95

(**) com base numa avaliação do percentil 90

(DL 135/2009, de 3 de Julho)

(5) Tratamento de Lamas

- Espessamento

O espessamento tem como principais objectivos (1) redução do volume das lamas, (2) diminuição da variabilidade das condições afluentes às etapas de tratamento de lamas, (3) diminuição do custo de investimento associado ao tratamento de lamas, (4) optimização do funcionamento dos processos de tratamento biológicos e (5) optimização dos sistemas de desidratação mecânica de lamas. (Metcalf & Eddy, 2003)

Os principais tipos de espessamento são (1) Gravítico, (2) Flotação por ar dissolvido e (3) Mecânico. Do espessamento gravítico evidenciam-se o co- espessamento na desidratação primária e os espessadores gravíticos. Por sua vez, do espessamento mecânico evidenciam-se as mesas de espessamento, os crivos e tambores rotativos e as centrífugas.

- Estabilização – Digestão anaeróbia

A estabilização tem como principais objectivos (1) reduzir os patogénicos, (2) eliminar odores indesejáveis e (3) inibir, reduzir, ou eliminar o potencial de putrefacção. A estabilização permite reduzir o volume das lamas, produzir metano e melhorar a desidratação da lama.

Os principais métodos utilizados na estabilização das lamas são (1) estabilização alcalina, (2) digestão anaeróbia, (3) digestão aeróbia e (4) compostagem. (Metcalf & Eddy, 2003)

A digestão anaeróbia envolve a degradação e estabilização da matéria orgânica a partir de microrganismos em condições anaeróbias e conduz à formação de biogás (uma mistura de dióxido de carbono e metano) e biomassa microbiana. (Kelleher *et al.*, 2000)

- Desidratação

A desidratação tem como principais objectivos (1) redução do teor de humidade das lamas, (2) redução do volume de lamas, (3) redução dos custos com transporte de lamas para destino final, (4) facilitar a movimentação e armazenamento de lamas, (5) reduzir custo associado com a secagem e, ou incineração de lamas (aumento do PCI), (6) viabilizar processos de compostagem de lamas e (7) viabilizar a deposição de lamas em aterro. (Metcalf & Eddy, 2003)

A desidratação de lamas pode ser realizada naturalmente ou artificialmente. Os principais tipos de desidratação natural são os leitos de secagem. Os principais tipos de desidratação artificiais de lamas são os filtros banda, os filtros prensa e as centrífugas.

2.2 Águas Salinas

Os iões maioritários que estão presentes na água do mar são os cloretos, sódio, sulfato, magnésio, cálcio e o potássio. Eles estão presentes em proporções aproximadamente constantes no oceano, porque as concentrações são controladas pelos processos físicos associados ao movimento da água. A maioria dos outros solutos, não estão presentes em proporções constantes na água do mar, porque as concentrações são alteradas por reacções químicas.

O Quadro 2.5 mostra as classificações dos materiais presentes na água do mar e as gamas de concentrações aproximadas.

Quadro 2.5- Classificação dos materiais presentes na água do mar e as respectivas gamas de concentrações.

Categoria	Gama de Concentrações	Exemplos
Elementos/Iões Maioritários	>50 mM	Cl^- , Na^+
	10 até 50 mM	Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , K^+
Elementos Minoritários	0.1 até 10 mM	C^* , Br^- , $N_2(g)$, B^{**} , $O_2(g)$
	0.1 até 10 μ M	Si , Sr^{2+} , F^- , NO_3^- , Li^+ , $Ar(g)$, PO_4^{3-} , Rb^+ , I^- , Ba^{2+}
Oligoelementos	1 até 100 nM	V , As , U , H^+ , $Ne(g)$, Ni , $Kr(g)$, Zn , Cu , Cr , $He(g)$, Se , Sb , Al
	< 1 nM	Ti , Be^{2+} , Mn , Fe , Co , Ga , Ge , Y , Zr , Cd , $Xe(g)$
Gases moleculares	< mM	CH_4 , CO_2 , CO , N_2O , <i>Freon</i>
Matéria orgânica dissolvida	ng/L até mg/L	Aminoácidos, lípidos, materiais húmicos, compostos organometálicos

C^* = Carbono inorgânico incluindo HCO_3^- e CO_3^{2-}

B^{**} = Boro inorgânico incluindo $B(OH)_3^0$ e $B(OH)_4^-$

(Adaptado de Libes, 2009),

Os iões maioritários constituem cerca de 99.8% da massa de solutos dissolvida na água do mar. Só o cloreto e o sódio representam, só por si, 86%. Os principais oceanógrafos desenvolveram o termo salinidade para se referirem à massa de sais dissolvidos numa dada massa de água do mar.

$$S (\%) = \frac{\text{g iões inorgânicos dissolvidos}}{1 \text{ kg água do mar}} \times 100 \quad (1)$$

A salinidade média da água do mar é de 35‰ o que é equivalente a uma solução de sal de 3,5%. O Oceano Atlântico, que banha a costa portuguesa, apresenta uma salinidade média de 3,5‰. No estuário do Tejo, esse valor andarรก próximo dos 2,5‰ (25 g/l de sais dissolvidos, predominantemente Na^+ e Cl^-).

Em oceanografia, a salinidade é medida em unidades adimensionais denominadas PSU (Practical Salinity Units) determinada com base na relação directa entre condutividade eléctrica da água e a sua salinidade.

O quadro 2.6 mostra a quantidade de ião presente na água do mar.

Quadro 2.6 - Quantidade de ião presente na água do mar.

	ião	g ião por kg Água do mar
Catiões	Na^+	10,7838
	Mg^{2+}	1,2837
	Ca^{2+}	0,4121
	K^+	0,3991
	Sr^+	0,0079
Aniões	Cl^-	19,3529
	SO_4^{2-}	2,7124
	HCO_3^-	0,1070
	Br^-	0,0672
	CO_3^{2-}	0,0161
	B(OH)_4^-	0,0080
	F^-	0,0013
	OH^-	0,0001
	B(OH)_3	0,0194
Total	35,1710	

(Adaptado de: Libes, 2009)

2.2.1 Condutividade

A condutividade eléctrica (CE) de uma água mede a capacidade que uma solução tem para conduzir corrente eléctrica. Uma vez que a corrente eléctrica é transportada pelos iões presentes na solução, a condutividade aumenta à medida que a concentração de iões também aumenta. Deste modo, os iões maioritários são responsáveis pela maior parte da condutividade da água do mar visto serem os que têm maiores concentrações. A condutividade eléctrica no sistema internacional (SI) vem expressa em MiliSiemens por metro (mS/m) mas também pode ser expressa em MicroSiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$). (Metcalf & Eddy, 2003)

O método mais utilizado pelo *Standard Methods* (1999), para determinar a salinidade é o método de condutividade eléctrica. Segundo Lewis *et al.*, (1978) este método é o que apresenta maior sensibilidade e facilidade de medição.

Deste modo, a intrusão salina numa água residual doméstica pode ser avaliada com recurso a medições da condutividade da mesma.

No estuário do Tejo, medições de campo realizadas no esteiro de Coina, junto à ETAR do Seixal, mostraram valores entre os 40 000 e os 50 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de condutividade. Para caracterização de um afluente bruto numa ETAR sem intrusão salina, foram feitas medições no afluente da ETAR de Farnão Ferro, tendo sido obtidos valores entre os 900 e os 1600 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A água potável da rede fornecida no concelho do Seixal apresentou valores entre os 300 e os 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Deste modo, só se irá considerar que ocorre intrusão salina quando os valores de condutividade forem superiores a 2000 $\mu\text{S}/\text{Cm}$.

2.3 Problemas associados ao tratamento de águas residuais com elevada salinidade

Desde muito cedo que se tornou evidente que os organismos presentes nas culturas convencionais de tratamento não estão preparados para viver em ambientes com quantidades significativas de sais.

Lawton & Eggert (1957) estudaram os efeitos da salinidade em leitos percoladores e concluíram que ocorriam reduções na eficiência de remoção orgânica, quando os leitos percoladores eram expostos a concentrações de sal superiores a 20.000 mg/L. Concluíram também, que quando os leitos percoladores são expostos a concentrações de sal de 50.000 mg/L a CBO do efluente é 68% superior à CBO do afluente.

Também Ludzack & Noran (1965) investigaram os efeitos provocados por elevadas concentrações de sal em lamas activadas. Diminuição da eficiência de remoção orgânica, aumento de sólidos no efluente e deficiente floculação, são alguns dos efeitos causados quando este tipo de sistemas é operado com elevadas concentrações de cloreto de sódio.

2.3.1 Tratamento Biológico e Decantação Secundária

Problemas na decantação têm sido frequentemente citados por diversos autores e várias razões têm sido dadas para este tipo de fenómeno ocorrer.

Em primeiro lugar, a densidade da água salgada é maior do que a da água doce criando assim resistência à decantação (Lefebvre & Moletta, 2006) e em segundo lugar, os microrganismos utilizados nos sistemas convencionais de tratamento são muito sensíveis a variações das forças iónicas.

Conforme Kincannon & Gaudy (1968), Lawton & Eggert (1957) e Ludzack & Noran (1965) mudanças rápidas na concentração de sais, causam tipicamente mais problemas do que mudanças graduais. Contudo, as perturbações podem ser temporárias e em certos casos os organismos conseguem-se habituar a viver satisfatoriamente não perturbando o desempenho do sistema. No entanto, mesmo quando estes já estão aclimatados o desempenho do sistema depende de não existir perturbações nas forças iónicas e nem variações súbitas do teor de salinidade nas águas residuais.

Segundo Woolard & Irvine (1995) águas residuais com elevados teores de salinidade (> 3,5%), são problemáticas de tratar quando se utiliza culturas convencionais de microrganismos, sendo necessário recorrer a microrganismos do tipo halofílicos, uma vez que possuem adaptações próprias para sobreviver neste tipo de ambientes.

Em terceiro lugar, elevadas concentrações de sais provocam a plasmólise celular e a morte dos microrganismos presentes na lama devido ao aumento da pressão osmótica. Isto resulta numa redução do tamanho da partícula e da respectiva densidade, levando desta forma a que as eficiências de remoção orgânica sejam menores (Kargi, 2002).

Conforme Ng *et al* (2005), quando a concentração de sal é igual ou superior a 30 g/L a turvação do efluente final aumenta significativamente, isto porque ocorre a libertação dos componentes celulares não dissolvidos em resultado da plasmólise celular dos microrganismos.

Por último, a hipersalinidade reduz a quantidade de bactérias filamentosas e protozoários que são essenciais para a integridade e estrutura dos flocos (Ludzack and Noran, 1965; Salvadó *et al.* 2001).

Segundo Kargi & Dincer (1997), os principais problemas encontrados no tratamento biológico de águas residuais com elevada salinidade podem ser resumidos em quatro categorias principais:

1. Limite da extensão de adaptação: as culturas convencionais não podem ser utilizadas para tratar águas residuais salinas com concentrações de sais superiores a 3-5%;
2. Sensibilidade às variações nas trocas iónicas: mudanças nas concentrações de sais de 0.5 - 2% causa efeitos severos no desempenho do sistema. Mesmo com culturas aclimatadas é necessário que a composição iónica se mantenha constante, para se obter um adequado desempenho do sistema;
3. Redução das cinéticas de degradação: as taxas de degradação biológicas dos compostos orgânicos diminuem com o aumento da concentração de sais; Portanto as águas residuais salinas devem ser tratadas com baixas razões F/M;
4. Elevadas concentrações de sólidos suspensos no efluente: a presença de salinidade nas águas residuais reduz a população de protozoários e organismos filamentosos provocando assim baixas eficiências de sedimentação e elevadas concentrações de sólidos suspensos no efluente.

2.3.2 Inibição do processo de digestão anaeróbia

Na digestão anaeróbia, os microrganismos responsáveis pela fase da acidogénese diferem bastante dos microrganismos responsáveis pela metanogénese em termos de fisiologia, necessidades nutricionais, cinéticas de crescimento e sensibilidade às condições ambientais (Pohland & Ghosh, 1971). A incapacidade de conseguir manter o equilíbrio entre estes dois grupos de microrganismos é a primeira causa de existir instabilidade no reactor (Demirel & Yenigün, 2002).

As substâncias inibidoras quando presentes em concentrações significativas nas águas residuais e lamas são, também uma das razões para que o digestor anaeróbio sofra perturbações e falhe. Uma grande quantidade de substâncias tem sido identificada como inibidora para o processo de digestão anaeróbia. Uma substância é considerada inibidora quando causa um efeito adverso na população microbiana ou inibição do crescimento bacteriano (Chen *et al.*, 2007). Segundo Kroeker *et al.* (1979), a inibição é usualmente indicada através de um decréscimo da taxa de produção de metano e acumulação de ácidos orgânicos.

Os inibidores mais comuns presentes na digestão anaeróbia são a amónia, sulfídrico, metais leves, metais pesados e outros compostos tais como acetonas, benzenos, alcanos, éteres, fenóis entre outros. Deste modo, é possível verificar que muitos dos constituintes da água do mar são inibidores da digestão anaeróbia como é o caso do sulfato e do sódio.

Nos reactores anaeróbios, o sulfato é reduzido a sulfídrico pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS) (Koster *et al.*, 1986; Hilton & Oleszkiewicz, 1988). Dois tipos de inibição ocorrem consequentes da redução do sulfato. A primeira inibição é devida à competição entre as BRS e as anaeróbias pelos substratos orgânicos e inorgânicos, suprimindo desta forma a produção de metano (Harada *et al.*, 1994). A segunda inibição resulta da toxicidade do sulfídrico para os outros grupos de bactérias (Anderson *et al.*, 1982; Colleran *et al.*, 1995; Colleran *et al.*, 1998).

Por outro lado, os iões metálicos leves que estão normalmente presentes nos digestores anaeróbios incluem sódio, potássio, cálcio e magnésio. Estes nutrientes quando presentes em concentrações moderadas estimulam o crescimento microbiano. Contudo, em concentrações elevadas, os mesmos podem causar sérias inibições e/ou toxicidade (Soto *et al.*, 1993).

O sódio quando presente em baixas concentrações é fundamental para a metanogénese, porque participa na formação da adenosina trifosfato ou na oxidação de NADH (Dimroth & Thomer, 1989). Porém, elevadas concentrações de sódio podem afectar a actividade dos microrganismos e interferir com o seu metabolismo (Mendéz *et al.*, 1995).

Desde há muito tempo, que se sabe, que a presença de elevadas concentrações de sódio e/ou cloretos produzem efeitos inibidores/tóxicos significativos no tratamento anaeróbio de águas residuais (Rinzema *et al.*, 1988). Concentrações de sódio que excedam 10 g/L inibem fortemente a metanogénese (Kugelman & McCarty, 1965). Segundo Feijoo *et al.* (1995), concentrações de sódio entre 3 a 16 mg/L causam 50% de inibição no processo de digestão anaeróbia quando não existe a presença de outros nutrientes ou sais.

2.3.3 Formação de Precipitados

O mineral estruvite ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) é um composto químico formado por um fosfato hidratado com amónia e magnésio (Doyle *et al.*, 2002). Normalmente forma-se dentro dos digestores, das tubagens das lamas digeridas, no sistema de drenagem de sobrenadantes das lamas ou nas centrífugas. A precipitação deste mineral pode causar problemas operacionais visto que reduz a secção livre das tubagens e imobiliza o funcionamento das válvulas. Também pode originar uma perda de capacidade por debilitar os processos de controlo e rendimento dos sistemas de transporte de lamas (Batista & Jeong, 2006; Báscaran, 2003).

Na formação da estruvite, durante a digestão anaeróbia, o fósforo é fornecido através dos ortofosfatos (PO_4^{3-}) provenientes das lamas. A amónia provém da degradação do azoto contido no material das lamas primárias. O magnésio provém da degradação do material orgânico ou quando a

estação de tratamento se encontra numa área costeira onde existe suficiente magnésio para promover a precipitação da estruvite (Batista & Jeong, 2006).

A formação deste mineral ocorre quando as concentrações de cada um destes constituintes são satisfeitas e o pH é adequado. A solubilidade da estruvite diminui com o aumento do pH e portanto um aumento de pH promove a precipitação da estruvite (Roy Pelletier, 2005). No entanto, a solubilidade começa a aumentar a partir de um pH de 9 (Booker *et al.*, 1999).

2.3.4 Espessamento/ Desidratação de Lamas

A desidratação é uma operação unitária essencial nos sistemas de tratamento de águas residuais, uma vez que os custos de transporte das lamas para destino final adequado, são substancialmente mais baixos quando o volume desta é reduzido. Além disso, as lamas desidratadas são muito mais fáceis de manusear e transportar. A remoção da humidade das lamas aumenta o poder calorífico para incineração, torna as lamas menos putrescíveis e com menos odor e reduz a quantidade de lixiviados em aterro (Metcalf & Eddy, 2003).

Em áreas costeiras, os teores de salinidade das águas residuais e das lamas são usualmente elevados, comprometendo deste modo a etapa de desidratação de lamas nas ETAR's.

O efeito da salinidade na desidratação de lamas foi estudado por Irene *et al.* (2001), através da realização do ensaio de funil de Buchner, em que a desidratação da lama vem expressa em termos de resistência específica de filtração (REF) e tempo para filtrar (TPF). Este estudo realizou-se em lamas com três níveis diferentes de salinidade (5000, 10.000 e 20.000 ppm). Coagulantes como sulfato de alumínio, sulfato de ferro (II) e polielectrólitos orgânicos foram adicionados de forma a estudar a sua influência na desidratação da lama.

A Figura 2.2 mostra a REF da lama para diferentes níveis de salinidade. Sem adição de químicos, a REF da lama diminui com o aumento da salinidade. Se a salinidade duplicar a resistência específica de filtração diminui cerca de 30%.

Com a adição de químicos o efeito da salinidade torna-se menos significativo. Contudo, à medida que a salinidade aumenta o efeito químico dos coagulantes sobre a resistência específica de filtração é menor.

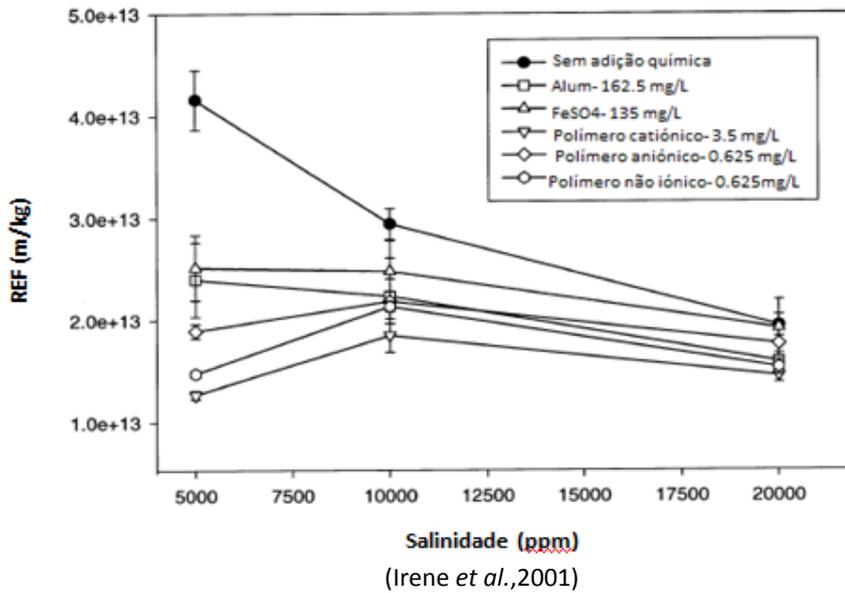


Figura 2.2 - Variação da resistência específica de filtração em função dos diferentes níveis de salinidade da lama com e sem adição de químicos.

Como se pode verificar na Figura 2.3, o tempo para filtrar diminui à medida que a salinidade aumenta quando não ocorre adição química. Por sua vez, quando ocorre adição química o TPF aumenta à medida que a salinidade aumenta.

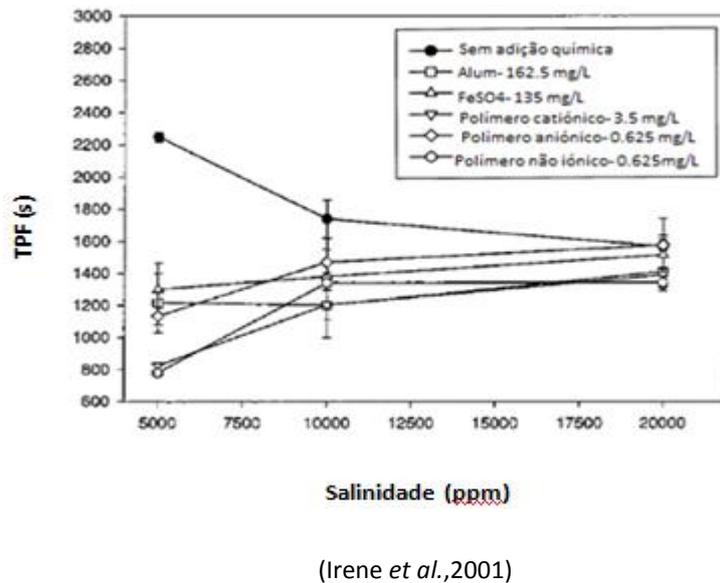


Figura 2.3 - Variação do tempo para filtrar em função dos diferentes níveis de salinidade da lama com e sem adição de químicos.

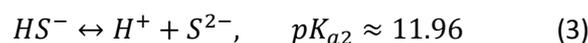
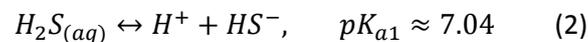
Pela análise da figura 2.2 e 2.3 pode verificar-se que quer para a resistência específica de filtração (REF) quer para o tempo para filtrar (TPF) à medida que a salinidade aumenta estes diminuem quando não há adição de químicos, o que significa que há uma redução na eficiência de desidratação para valores elevados de salinidade.

2.3.5 Outros impactes

- Corrosão Biológica de sistemas de águas residuais

Nas águas residuais, a principal fonte de enxofre é o sulfato (SO_4^{2-}) encontrando-se normalmente numa concentração de 40-200 mg/L (Araujo *et al.*, 2000). O sulfato pode ser reduzido a sulfídrico pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS). Este processo ocorre normalmente nos biofilmes e sedimentos sob condições anaeróbias (Parande *et al.*, 2006). Em áreas em que o escoamento é lento, o arejamento é insuficiente e em que se registam elevadas temperaturas este tipo de fenómeno observa-se facilmente. (Hvitved-Jacobsen *et al.*, 2000)

O sulfídrico está presente nas lamas essencialmente sob duas formas, dependente do pH. Uma vez que o pH das lamas é cerca de 7 as duas formas são H_2S e HS^- (Eq. 2) (Yang *et al.*, 2005). A forma S^{2-} não é tida em conta visto que a sua presença é insignificante mesmo em pH elevado (Eq.3) (Fu & Shen, 1990).



Apenas H_2S pode ser transformado a partir da interface água - ar dando origem à emissão de sulfídrico da água residual para a atmosfera (Eq.4) (Fu & Shen,1990)



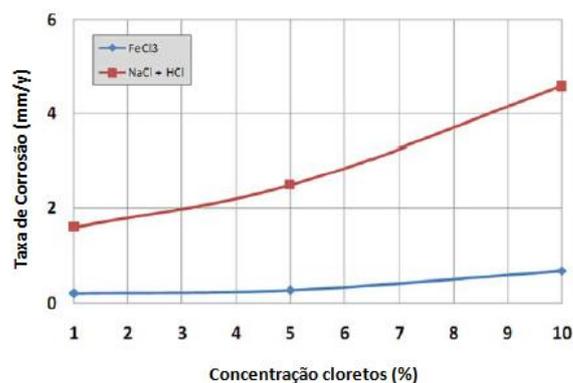
A emissão de sulfídrico é um processo físico-químico que envolve a fase líquida e a fase gasosa das redes de drenagem de águas residuais. Este processo depende da temperatura, pH, condições hidráulicas e ventilação (Yongsiri *et al.*, 2004).

Pesquisas realizadas por Gadekar *et al.* (2006), referem que a oxidação do sulfídrico nas redes de águas residuais pode ocorrer simultaneamente através de processos químicos e biológicos tornando a oxidação total um processo complexo. Segundo o autor, a oxidação biológica do sulfídrico pode ter lugar na camada superficial dos fluxos de drenagem das águas residuais, verificando-se, aí a

presença das bactérias aeróbias autotróficas *Thiobacillus sp.* as quais podem oxidar o sulfídrico a ácido sulfúrico (H_2SO_4) (Gadekar *et al.*, 2006). O ácido sulfúrico ao reagir com o hidróxido de cálcio (HC) do betão forma gesso. Por sua vez o gesso reage com o aluminato de cálcio hidratado formando um mineral denominado de ettringite. Este mineral tem um volume muito superior aos compostos que contribuíram para a sua formação. Desta forma, a formação de ettringite é responsável pela grande expansão do volume, contribuindo assim para um aumento da pressão interna e deterioração do betão (Monteny *et al.*, 2000).

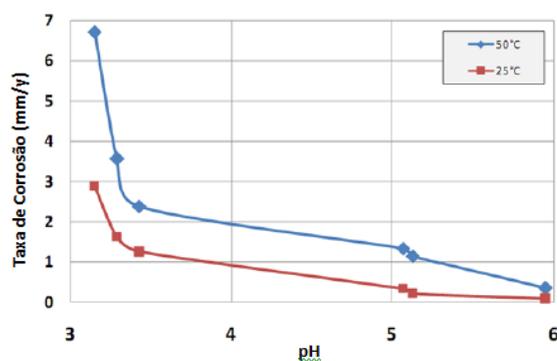
- Corrosão dos Equipamentos, Tubagens e acessórios em aço

A corrosão dos equipamentos, tubagens e acessórios em aço é outro efeito decorrente do tratamento de águas salinas. Como referido anteriormente, um dos principais constituintes da água salina é o ião cloreto. Quando a água salina entra em contacto com estes materiais em aço ocorre um fenómeno denominado de corrosão por picadas (pitting corrosion). A corrosão por picadas ocorre quando há uma diminuição significativa do pH e um aumento da concentração de iões cloreto tendo como resultado a formação de ácido clorídrico (Figura 2.4 e 2.5) (Fong –Yuan Ma, 2012).



(Prawoto, 2009)

Figura 2.4 - Efeito dos cloretos na taxa de corrosão



(Prawoto, 2009)

Figura 2.5 - Efeito do pH na taxa de corrosão

3

Caso de Estudo

3.1 Rede de Drenagem do Subsistema do Seixal

A rede de drenagem do Subsistema do Seixal é composta por um conjunto de infraestruturas cujas características se listam no Quadro 3.1.

Quadro 3.1 - Constituição da rede de drenagem do Seixal

Constituição da Rede de Drenagem do Seixal
1 ETAR
7 Estações Elevatórias
7 Conduitas Elevatórias num total de 5.885 m
10 Emissários Gravíticos, num total de 9.896 m
11 Interceptores Gravíticos, num total de 5.890 m
1 Emissário Reversível de interligação com o Subsistema de Cucena

As redes gravíticas a montante de cada estação elevatória estão dotadas de dispositivos de descarga de emergência ligados à rede pluvial ou directamente ao meio receptor, de forma a permitir a descarga directa aquando da impossibilidade de funcionamento da rede numa eventual situação de emergência.

Na Figura 3.1 apresenta-se a constituição da rede de drenagem do subsistema do Seixal. Os interceptores representados a vermelho são os interceptores novos, ou seja, que já foram renovados pela SIMARSUL e os interceptores representados a azul são os interceptores que ainda não foram renovados, sendo bastante antigos.

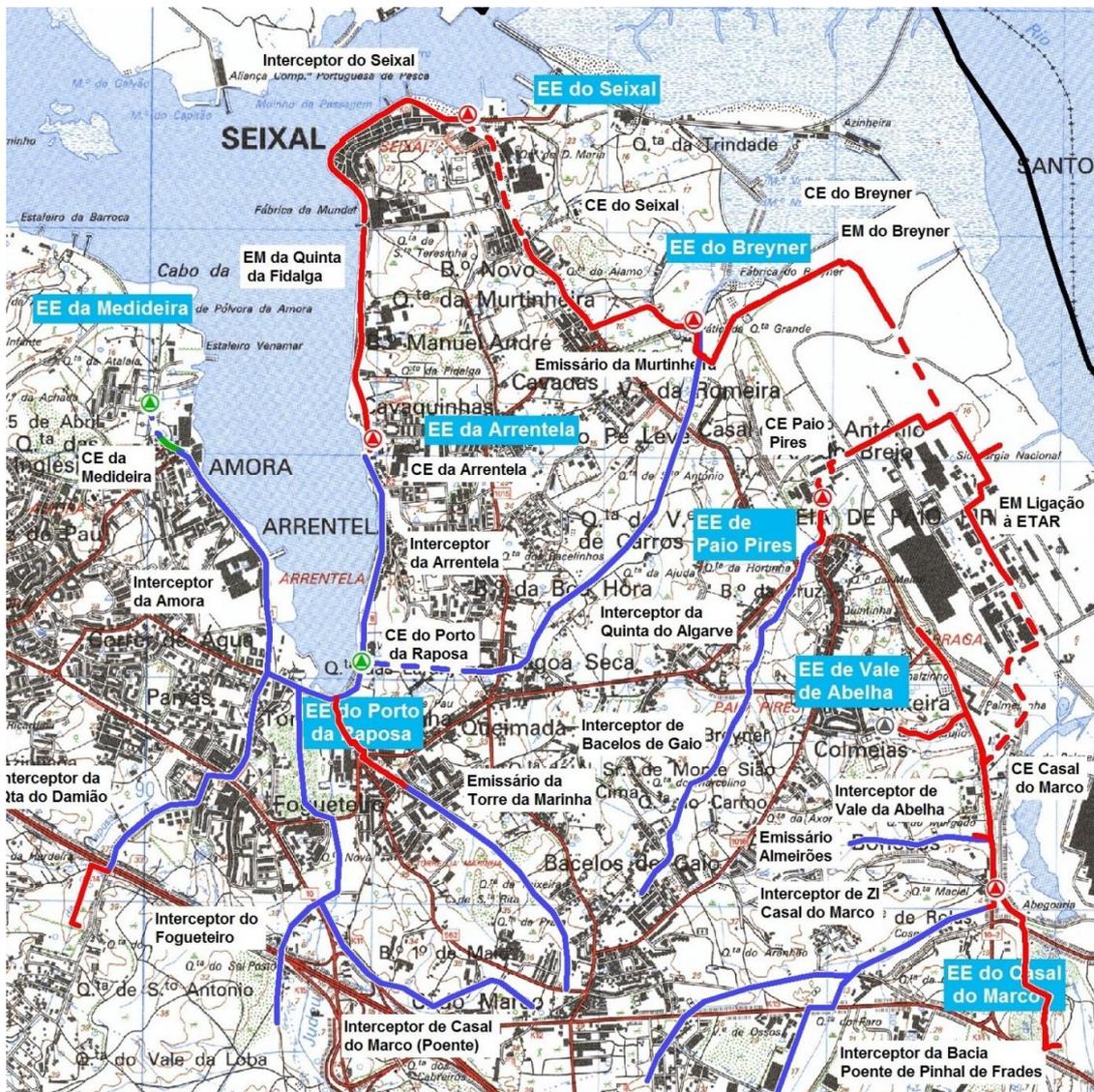


Figura 3.1- Rede de drenagem do subsistema do Seixal.

O caudal afluyente à ETAR é proveniente da Estação Elevatória do Breyner, da Estação Elevatória de Paio Pires e da Estação Elevatória Casal do Marco.

A estação elevatória do Breyner recebe os caudais provenientes da Estação Elevatória de Porto da Raposa, Estação Elevatória do Seixal, Interceptor da Quinta do Algarve, Emissário da Murtinheira e o Emissário do Breyner.

A estação elevatória de Porto da Raposa recebe os caudais do Interceptor da Amora, Interceptor da Quinta do Damião, Interceptor do Fogueteiro, Interceptor de Casal do Marco Poente, Emissário da Torre da Marinha, Interceptor da Arrentela e da Estação Elevatória da Arrentela. A Estação Elevatória da Arrentela recebe, por sua vez, o caudal proveniente do Emissário da Quinta da Fidalga. A estação elevatória do Seixal recebe o caudal proveniente do Interceptor do Seixal.

A estação elevatória de Paio Pires recebe o caudal oriundo do Interceptor de Bacelos de Galo. Por sua vez, a estação elevatória do Casal do Marco recebe os caudais originários do Interceptor da Bacia Poente de Pinhal de Frades, Interceptor de Zi Casal do Marco, Estação Elevatória Vale da Abelha e Emissário Almeirões. A estação elevatória de Vale de Abelha recebe o caudal proveniente do Interceptor de Vale da Abelha.

A Figura 3.2 apresenta um esquema simplificado da repartição percentual dos caudais nas elevatórias, a título aproximado e estimado. Relativamente aos restantes interceptores e emissários não é possível realizar essa repartição, uma vez que não existe medições de caudais nos mesmos.

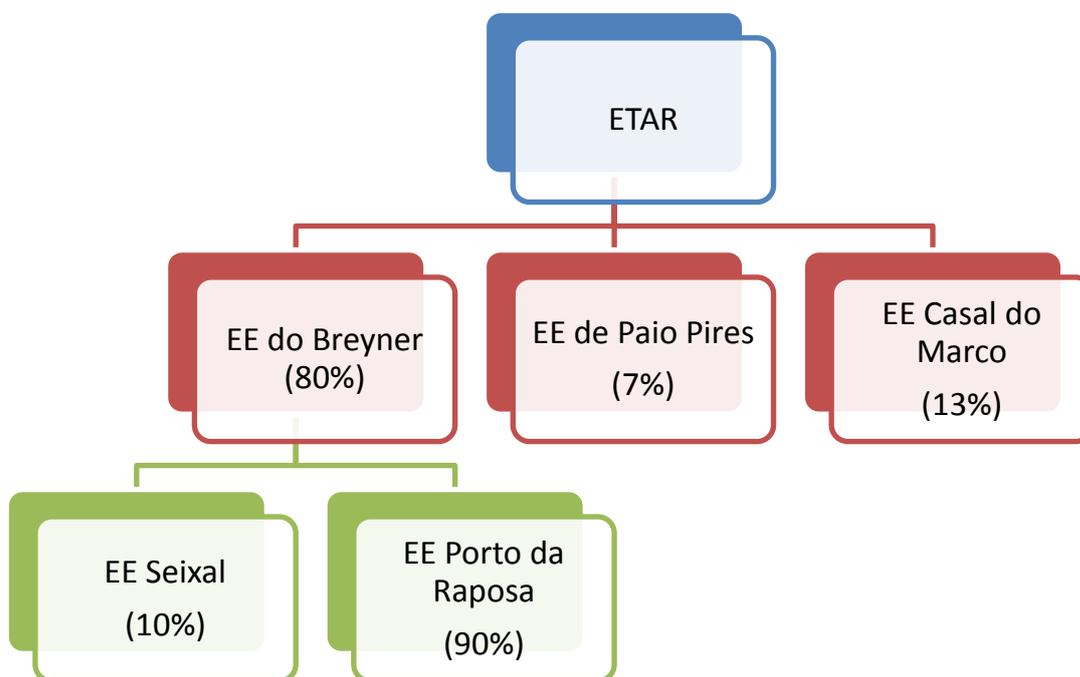


Figura 3.2 - Esquema simplificado da repartição percentual dos caudais afluentes das EE.

Uma vez que se considerou que o Interceptor do Seixal, Amora e Arrentela são determinantes para o caso de estudo, visto considerar-se que é nestes que ocorre intrusão salina, importa fazer uma análise detalhada dos mesmos.

O Interceptor da Amora data de 1989 tendo ficado à responsabilidade da Simarsul a partir de 2010. O interceptor é de grés e betão e estende-se ao longo de 1700 m, com diâmetros compreendidos entre os 300 e os 800 mm, sendo o seu local de destino a Estação Elevatória (EE) Porto da Raposa.

O Interceptor da Arrentela foi construído em 1989 pela Câmara Municipal do Seixal tendo posteriormente transitado para a responsabilidade da Simarsul. Esta infraestrutura é também

constituída por grés e betão e estende-se por cerca de 1000 metros, apresentando diâmetros de 500 e 600 mm, descarregando na Estação Elevatória Porto da Raposa.

O Interceptor do Seixal foi construído em 2009 e a responsabilidade da realização da empreitada foi já da Simarsul. É uma infraestrutura nova, que se estende ao longo de aproximadamente 1100 metros com diâmetro de 250 m, tendo sido construída em ferro dúctil. Este interceptor descarrega na Estação Elevatória do Seixal. A infraestrutura apresenta-se no global em muito boas condições. Assim, a intrusão salina não se deve a problemas estruturais do emissário mas sim ao facto da rede em baixa estar ligada ao colector.

3.2 ETAR do Seixal

A ETAR do Seixal faz parte do grupo Águas de Portugal, SIMARSUL que é concessionária do Sistema Multimunicipal de Saneamento de Águas Residuais da Península de Setúbal e abrange os municípios de Alcochete, Barreiro, Moita, Montijo, Palmela, Seixal, Sesimbra e Setúbal.

A ETAR do Seixal localiza-se no concelho do Seixal, freguesia de Aldeia de Paio Pires. A ETAR está inserida no subsistema do Seixal que inclui, além desta infraestrutura, cerca de 31 km de emissários e condutas e 7 Estações Elevatórias.

A infraestrutura tem capacidade para, no horizonte de projecto, efectuar o tratamento de 44.000 m³/dia de águas residuais urbanas correspondendo a cerca de 156.000 habitantes equivalentes.

3.2.1 Dados de Base – Caudais e Cargas de dimensionamento

Os Quadros 3.2 e 3.3 apresentam os dados de base de caudais e de cargas utilizados para efeitos de dimensionamento.

Quadro 3.2 - Dados de base relativos ao Caudal para efeitos de dimensionamento.

Parâmetro	Unidades	Valor considerado	
		Ano de Arranque	Ano Horizonte
Caudal médio diário de época baixa	m ³ /dia	25.100	42.050
Caudal médio diário de época alta	m ³ /dia	26.440	43.850
Caudal de ponta de época baixa	m ³ /hora	1.620	2.660
Caudal de ponta de época alta	m ³ /hora	2.200	3.600

(SIMARSUL, 2007)

Quadro 3.3 - Dados de base relativos à Carga para efeitos de dimensionamento.

Parâmetro	Unidades	Valor Considerado		
		Ano Arranque	Ano Horizonte	
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO5)	Época Baixa	kg/dia	5.600	7.940
	Época Alta	kg/dia	6.810	9.340
Carência Química de Oxigénio (CQO)	Época Baixa	kg/dia	11.200	15.880
	Época Alta	kg/dia	13.620	18.680
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Época Baixa	kg/dia	8.410	11.900
	Época Alta	kg/dia	10.220	14.000

. (SIMARSUL, 2007)

No que diz respeito a outros parâmetros de dimensionamento, interessa referir os seguintes elementos condicionantes:

- Capitação de produção de areias: 0,1 m³/10 m³ de água residual afluyente;
- Concentração de óleos e gorduras afluentes à instalação, para efeitos de dimensionamento da etapa de desengorduramento: 50 mg/l;
- Concentração de coliformes fecais afluentes à instalação, para efeitos de dimensionamento da etapa de desinfecção: 10⁸ NMP/100 ml.

3.2.2 Objectivos de Tratamento

O Quadro 3.4 apresenta os valores médios dos parâmetros CBO₅, CQO e SST na água residual afluyente à ETAR.

Quadro 3.4 – Valores da concentração dos parâmetros CBO₅, CQO e SST na água residual afluyente à ETAR.

Parâmetro	Unidades	Valores
CBO ₅	mg O ₂ /L	340
CQO	mg O ₂ /L	605
SST	mg/L	200

(SIMARSUL, 2007)

O meio receptor das águas residuais tratadas pela ETAR do Seixal é o Esteiro do Seixal no Estuário do Tejo. Nestas condições, o grau de depuração das águas residuais à saída da linha de tratamento obedece aos limites de descarga apresentados no Quadro 3.5. Estes limites de descarga obedecem aos valores da licença de descarga (LD) que coincidem com os valores do DL 152/97, de 19 de Junho.

Quadro 3.5 - Valores limites de descarga à saída da linha de tratamento de acordo com a Licença de Descarga.

Parâmetro	Unidades	Valores máximos	Eficiência de Remoção
CBO ₅ (20°C)	mg O ₂ /l	25	92,65%
CQO	mg O ₂ /l	125	79,34%
SST	mg/l	35	82,50%
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	2000	

(SIMARSUL,2012)

Relativamente à gestão da fase sólida, os resíduos e sub-produtos gerados devem ter as seguintes características:

- Grau de sicidade das lamas após desidratação $20 \pm 2\%$.
- Teor de sólidos nas lamas primárias – 70000 mg/l
- Teor de sólidos nas lamas biológicas espessadas – 35000 mg/l

3.2.3 Constituição global do processo de tratamento

A ETAR do Seixal é constituída por uma fase líquida, fase sólida e uma fase gasosa com várias linhas paralelas, acrescida de um sistema de desodorização.

Nos Anexos I e II encontra-se o diagrama linear simplificado da ETAR.

Linha de Tratamento da Fase Líquida

- Gradagem/Tamisação

A gradagem/tamisação das águas residuais é efectuada por dois tamisadores (em paralelo) do tipo “Rotoscreen” com abertura inferior a 3 mm, instalados em dois canais de secção rectangular. A operação de tamisagem é totalmente automática, utilizando para o efeito uma vareta de nível que é colocada no canal.

De forma complementar existe um terceiro canal de by-pass, onde está instalada uma grelha de limpeza manual com um espaçamento entre grades de 10 mm.

Os gradados são sujeitos a compactação, em equipamento apropriado do tipo parafuso sem-fim, através de um crivo de sólidos inferiores a 3 mm. Os gradados são encaminhados para um contentor de 5 m³ de capacidade.

- Desarenação/Desengorduramento

A etapa de desarenação/desengorduramento é realizada em duas linhas em paralelo. Estes órgãos são constituídos por um tanque de secção rectangular com escoamento horizontal lento.

A injeção de ar nos desarenadores é feita através de turbinas submersíveis de difusão gasosa.

As areias são extraídas dos desarenadores por intermédio de duas bombas (uma por desarenador) de eixo vertical. Esta etapa possui também um lavador de areias, do tipo parafuso e com concentrador de gorduras.

As gorduras provenientes dos desarenadores/desengorduradores e dos decantadores primários são recolhidas pelo sistema de desengorduramento, sendo elevadas para a câmara de mistura de lamas. Após homogeneização, a mistura de gorduras e das lamas produzidas na ETAR é elevada para os digestores anaeróbios, para tratamento.

- Decantação Primária

Esta etapa é constituída por 2 decantadores-espessadores lamelares de geometria quadrada, de soleira inclinada e circular, com mecanismo de raspagem e concentração de lamas de accionamento central, com uma altura vertical, por debaixo das lamelas de 6,07 m. As lamelas são constituídas em módulos em forma de colmeia, completamente submersas com um ângulo de inclinação de 60°.

A extracção de sobrenadantes dos decantadores primários é efectuada por intermédio de colectores que conduzem os sobrenadantes até ao sistema de desengorduramento.

A extracção de lamas dos decantadores primários realiza-se por gravidade e de forma temporizada.

- Tratamento secundário (Reactor Biológico)

O tratamento secundário baseia-se em reactores de biomassa suspensa, em média carga, de funcionamento contínuo e com uma configuração de tipo fluxo de pistão. Este possui três linhas de tratamento com 33,3 % de capacidade cada uma. Cada reactor possui um selector biológico anóxico para o controlo da biomassa filamentosa.

Os 3 reactores são alimentados de forma equitativa através da câmara de repartição.

O arejamento é realizado através de difusores de bolha fina e compressores de arejamento com variação de frequência.

- Decantação Secundária

Esta etapa é constituída por 3 decantadores de planta circular e fundo plano, um por cada linha de arejamento, com um diâmetro de 36 m. Cada órgão é equipado com uma ponte raspadora com raspador de fundo para lamas secundárias, tubos de sucção e raspador de superfície para remoção de escumas.

A admissão do efluente no decantador faz-se no centro do órgão, por tubagem envolta num deflector metálico cilíndrico, cujo diâmetro é de cerca de 8 m.

No que se refere às escumas formadas à superfície, estas são retidas pelo deflector periférico e conduzidas, pelo raspador de superfície integrado na ponte raspadora, para uma tremonha. A partir desta, a mistura água + escumas será conduzida, graviticamente, até ao poço de bombagem que as elevará para o concentrador de gorduras.

As tremonhas dos decantadores secundários encontram-se directamente ligadas à estação elevatória de recirculação de lamas. A partir da estação elevatória, as lamas são elevadas para os selectores anóxicos ou para o espessador de lamas biológicas.

Os descarregadores são de aço inox. Os decantadores possuem ainda de deflectores (em aço inox) de modo a evitar a descarga de escumas e outros flutuantes juntamente com o efluente decantado.

- Desinfecção

A desinfecção é realizada através de um sistema de desinfecção para canal aberto, recorrendo a lâmpadas de baixa pressão e alta intensidade e a um sistema de limpeza automático químico e mecânico. Este sistema é capaz de regular a intensidade da lâmpada para garantir com precisão a dose necessária para se atingir o nível de desinfecção pretendido. Esta regulação é efectuada com base em vários parâmetros, nomeadamente caudal, transmitância e intensidade de UV, medida por sensor.

No Quadro 3.6 apresenta-se o resumo das principais operações envolvidas no tratamento da fase líquida da ETAR do Seixal.

Quadro 3.6 – Resumo das principais operações no tratamento de águas residuais - fase líquida.

Fase Líquida	
1)	Bombagem de água Bruta para Obra de Entrada
2)	Obra de Entrada
3)	Gradagem/Tamisação, incluindo canais do tamisador de 3 mm, e um canal de <i>by-pass</i> com grelha manual de 10 mm. Transporte, compactação e armazenamento de gradados
4)	Desarenação e Remoção de Gorduras, incluindo desarenadores, equipamento de arejamento, classificação e armazenamento de areias e concentrador de gorduras
5)	Decantação Primária Lamelar/Espessamento, incluindo lamelas, raspadores de fundo, elevação de sobrenadantes e de lamas espessadas
6)	Reactores Biológicos (Tanques de Arejamento com alimentação em fluxo pistão), incluindo selectores anaeróbios, com agitação mecânica, difusores de bolha fina e 3 (2+1R) compressores de arejamento
7)	Decantação Secundária, com 3 decantadores de sucção e fundo plano de 36 m de diâmetro, 3 (2+1R) bombas de recirculação e 2 (1+1R) bombas de purga de lamas em excesso
8)	Desinfecção em canais por meio de raios UV e um segundo canal de <i>by-pass</i>
9)	Medição final de caudal de água tratada em descarregador rectangular.

Linha de Tratamento da Fase Sólida

- Espessamento

O espessamento de lamas primárias é realizado nos decantadores- espessadores. As lamas são purgadas por gravidade, de forma temporizada e regulável pelo operador em função das características da água bruta e do grau de espessamento desejado.

No tratamento biológico, as lamas em excesso são extraídas directamente da recirculação de lamas.

O processo de espessamento de lamas biológicas completa-se com um equipamento de preparação e dosagem de polielectrólito.

- Estabilização Anaeróbia

As lamas primárias espessadas e as lamas biológicas em excesso são homogeneizadas numa câmara de mistura. As lamas homogeneizadas são elevadas da câmara de homogeneização para os dois digestores.

A agitação e o aquecimento de lamas é feita através de um efeito de air-lift devido à injeção de gás em pressão num tubo interior, enquanto na caixa exterior circula água quente.

- Desidratação de Lamas

O sistema de desidratação de lamas é constituído por duas centrífugas e foi dimensionado para operar 7 horas/dia e 5 dias por semana, considerando as condições de funcionamento do ano de arranque de projecto.

A lama a desidratar, em conjunto com o polielectrólito adicionado, é introduzida no rotor através de um tubo de alimentação. Uma vez no interior, e devido ao efeito da força centrífuga, separa-se em duas fases, os sólidos junto à parede e o líquido clarificado no interior. Os sólidos são extraídos em contínuo pela acção do transportador sem-fim. O líquido avança pelas janelas axiais especiais do transportador sem-fim até aos orifícios de saída, reguláveis sem desmontar a máquina. Nas lamas a desidratar é adicionado floculante preparado a partir de uma unidade de preparação e doseamento automático. As lamas desidratadas são descarregadas numa tremonha dotada de parafuso transportador que as conduz para o sistema de elevação para o silo.

Linha de Tratamento da Fase Gasosa

- Armazenamento e rede de gás em baixa pressão

O gasómetro tem uma capacidade de armazenamento de gás de 6,0 h/dia no ano horizonte. Este gasómetro permitiria nas condições do ano de arranque utilizar o motogerador a 100% da sua capacidade durante 17,4 horas por dia.

A tocha de queima do biogás excedente foi dimensionada com capacidade para 200% da produção média horária do biogás.

- Recuperação de energia

Para a recuperação de energia foi instalado um motogerador. O calor residual da água das camisas e dos gases de escape do motogerador é aproveitado no aquecimento das lamas da digestão, para o qual se dispõe de dois permutadores e correspondentes bombas de água de refrigeração.

Finalmente, refere-se que a instalação de recuperação de energia se completa com um sistema de eliminação de H₂S no biogás de digestão (composto altamente prejudicial para os motogeradores, devido à sua natureza corrosiva). O processo consiste na injeção de cloreto férrico na câmara de mistura de lamas.

No Quadro 3.7 apresenta-se o resumo das principais operações envolvidas no tratamento da fase sólida da ETAR do Seixal.

Quadro 3.7 - Principais operações no tratamento de águas residuais - fase sólida.

Fase Sólida
1) Espessamento de lamas primárias no próprio decantador primário lamelar;
2) Espessamento mecânico das lamas biológicas, com espessador mecânico de tambor, com reactor na entrada;
3) Homogeneização e armazenamento de lamas espessadas, incluindo agitação mecânica e 2 bombas mono de lamas para digestão;
4) Digestão Anaeróbia, incluindo dois digestores anaeróbios, 6 sistemas <i>Heatamix</i> para aquecer e agitar as lamas, 1 caldeiras, 3 (2+1R) bombas de recirculação, 3 (2+1R) compressores de biogás, 1 gasómetro de 780 m ³ , 1 queimador (<i>Flare</i>) de biogás em excesso;
5) Aproveitamento energético de biogás, incluindo 1 motor de 345 kWh, 2 (1+1R) compressores de biogás, 3 permutadores de placas e 3 (2+1R) bombas de reagentes para doseamento de cloreto férrico para a digestão anaeróbia para eliminação de H ₂ S no biogás;
6) Armazenamento de lamas digeridas, incluindo um depósito com 700 m ³ de volume, 1 agitador e 3 (2+1R) bombas mono de alimentação às centrífugas;
7) Desidratação de lamas, incluindo 2 centrífugas de desidratação, com doseamento de polielectrólito, 1 parafuso transportador e 1 bomba de lamas desidratadas;
8) Armazenamento de lamas desidratadas, incluindo 2 silos de 120 m ³ de capacidade;

3.3 Problemas actualmente existentes na ETAR do Seixal

A intrusão salina, proveniente das infiltrações de água do Estuário do Tejo na rede de drenagem, apresenta consequências em todas as linhas de tratamento presentes.

Na linha líquida verificam-se sérias perturbações na separação sólido-líquido (Figura 3.3), podendo conduzir à perda de sólidos na etapa de decantação secundária, o que coloca em risco o cumprimento da licença de descarga, quer devido à perda de sólidos em si, quer devido à diminuição da transmitância do efluente podendo reduzir substancialmente a eficácia da etapa de desinfecção.

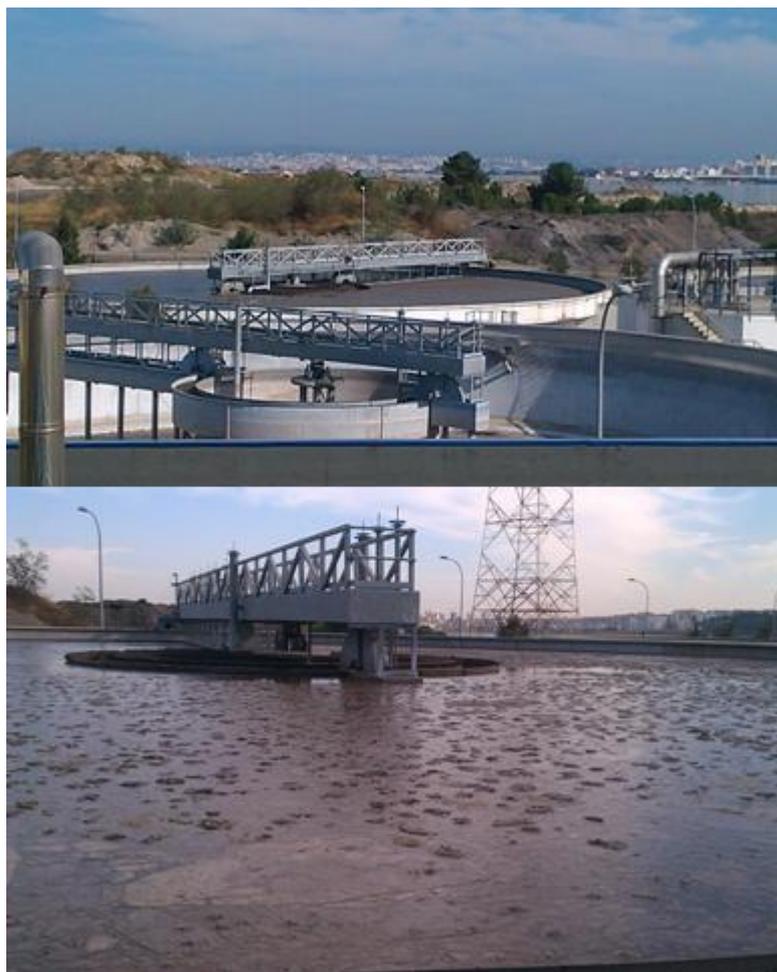


Figura 3.3 - Decantador secundário

O Quadro 3.8 apresenta o registo de três datas em 2014 em que o valor limite da licença de descarga foi ultrapassado, visto que o valor máximo admissível de SST à saída da linha de tratamento é de 35 mg/L.

Quadro 3.8 – Registo dos dias em que o valor limite da licença de descarga de SST à saída da linha de tratamento foi excedido.

Data	SST (mg/l)
26-03-2014	55
20-05-2014	36
29-05-2014	40

Na linha sólida, as flutuações da qualidade do floco de lama introduzem variações na qualidade do espessamento mecânico, podendo reduzir a eficiência do espessamento. Por sua vez,

esta redução de eficiência implica uma maior afluência de caudal à digestão, prejudicando esta etapa, nomeadamente no que respeita à produção de biogás (diminuição na qualidade e volume produzido). Também tende a ocorrer uma maior perda de sólidos através da escorrência, sólidos esses que retornam à cabeça da ETAR, obrigando a novo dispêndio de energia para o seu transporte para posterior oxidação.

O Quadro 3.9 apresenta o registo de algumas datas em 2014 em que se verificou que a eficiência do espessamento foi reduzida, sendo valores abaixo de 20.000 mg/L considerados indicadores de mau espessamento.

Quadro 3.9 –Registo dos dias em que a eficiência de espessamento foi reduzida em resultado das flutuações de qualidade do floco de lama.

Data	MS (mg/L)	%
21-01-2014	18.000	1,7%
05-03-2014	17.000	1,7%
01-07-2014	14.500	1,4%
05-08-2014	17.000	1,8%
02-09-2014	13.000	1,3%

Na desidratação mecânica observa-se a formação do mineral estruvite (Figura 3.4). Este mineral tende a incrustar nas tubagens da linha de lamas bem como nas centrífugas responsáveis pela desidratação mecânica. A acumulação de estruvite nestes pontos acaba por provocar problemas sérios, podendo mesmo obrigar à paragem dos equipamentos e a intervenções regulares de manutenção, com consequentes custos e implicando grande desgaste do equipamento.



Figura 3.4 - Formação do mineral estruvite na centrífuga.

Na linha gasosa, a qualidade do biogás é afectada pela presença de gás sulfídrico. O gás sulfídrico é altamente prejudicial para o motor de cogeração por provocar corrosão de forma muito rápida e agressiva. A etapa de dessulfurização do biogás instalada na ETAR do Seixal revela-se insuficiente quando as concentrações deste gás são elevadas. Deste modo, registam-se elevadíssimas perdas financeiras uma vez que não se pode utilizar o biogás na cogeração perdendo a oportunidade de produzir energia eléctrica. Por outro lado, assiste-se também a um aumento dos custos associados aos reagentes utilizados na etapa de dessulfurização.

A Figura 3.5 mostra a variação da concentração de H₂S presente no biogás para diversas alturas de maré.

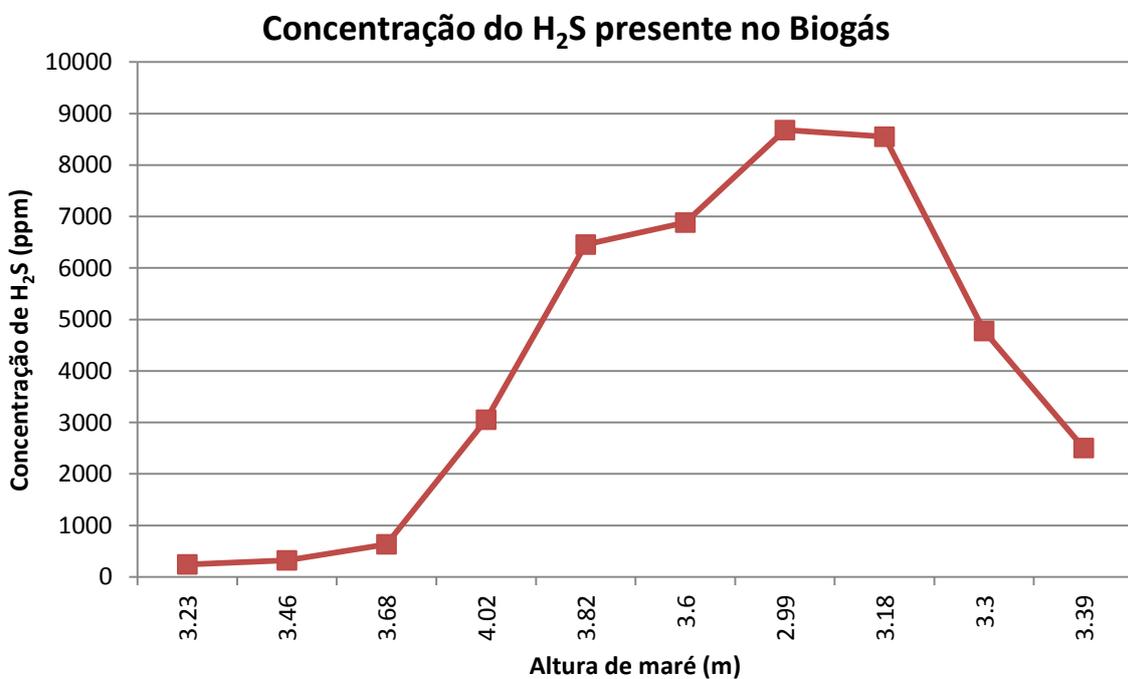


Figura 3.5 – Variação da concentração de Sulfídrico presente no biogás em função da altura de maré.

Como se pode verificar pela figura, à medida que a altura de maré aumenta a concentração de H₂S também aumenta.

Contudo, quando a altura de maré começa a diminuir a concentração de sulfídrico não diminui logo de seguida, isto porque o tempo de retenção do digester é de 10 a 12 dias, permanecendo grandes concentrações deste gás durante esse período.

Para além destes impactes referidos, evidencia-se também que a salinidade provoca oxidação no material de aço carbónico devido à forte presença de iões cloreto e corrosão do betão através do ácido sulfúrico que se forma a partir do sulfídrico proveniente dos iões sulfato da água do mar.

O Quadro 3.10 apresenta os valores de condutividade obtidos na água de serviço da ETAR.

Quadro 3.10- Valores de condutividade obtidos na água de serviço da ETAR.

Data	Condutividade na Água de Serviço ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
08-05-2014	3190
09-05-2014	3080
10-05-2014	3120
11-05-2014	3120
12-05-2014	3310
14-05-2014	3020
15-05-2014	3290
17-05-2014	3200
19-05-2014	3260
20-05-2014	6300
21-05-2014	3100
22-05-2014	3220

Como se pode verificar, os valores de condutividade na água de serviço são bastante elevados o que é uma indicação de que a concentração de cloretos também é bastante elevada.

A Figura 3.6 mostra os efeitos provocados pelos cloretos no material de aço carbónico da ETAR.



Figura 3.6 - Oxidação do material de aço carbónico pela presença de grandes concentrações de cloretos

A figura 3.7 mostra os efeitos provocados pelo ácido sulfúrico no betão da ETAR.



Figura 3.7 – Corrosão do betão pelo ácido sulfúrico.

4

Metodologia

4.1 Descrição do Procedimento

Após observação dos problemas existentes na ETAR e tendo consciência dos efeitos que estes acarretam para o desempenho da ETAR quer ao nível do tratamento mas também da própria infraestrutura, implementou-se uma campanha de monitorização do caudal afluente à ETAR. Através desta campanha de monitorização percebeu-se que a causa do problema residia na rede a montante da ETAR, visto que a condutividade medida no caudal afluente à ETAR era bastante elevada devido às infiltrações ocorrentes na rede de drenagem e que tinha como contributo o nível da maré.

Mediante esta conclusão, foi implementada uma campanha estruturada de monitorização na rede gravítica tendo como base as seguintes avaliações:

- Numa primeira fase, analisou-se a rede de drenagem do Subsistema do Seixal e verificou-se que parte desta se situava em zonas circundantes do Estuário do Tejo;
- Numa segunda fase, efectuou-se uma avaliação do estado de conservação dos colectores e verificou-se que muitos deles já eram bastante antigos e estavam significativamente deteriorados.

Tendo em consideração estas duas análises, compreenderam-se quais os interceptores em que se devia actuar com maior prioridade de forma a minimizar tanto os impactes que estes têm ao nível do sistema de tratamento na ETAR, como, inclusivamente, ao nível dos custos.

Deste modo, o presente estudo incidiu a sua análise sobre o Interceptor da Amora, Seixal e Arrentela visto serem focos de fenómenos de intrusão salina e onde a equipa da SIMARSUL crê conseguir tomar as medidas mais efectivas de atenuação do actual problema.

Para isso, realizaram-se diversas campanhas de monitorização aos interceptores anteriormente referidos, de modo a identificar os principais pontos críticos onde ocorre infiltração de água do estuário. Ao mesmo tempo, analisou-se a tabela de marés do Instituto Hidrográfico, com

a finalidade de relacionar a intrusão de água salina na rede com as diversas cotas de preia-mar no estuário.

Para tal adoptou-se o seguinte procedimento:

Em primeiro lugar, começou-se por medir a condutividade ao longo do interceptor da Amora, para uma altura de maré de 3.73 m, de forma a compreender em que caixas do interceptor é que ocorria intrusão salina. Este interceptor foi escolhido em primeiro lugar uma vez que dos três interceptores estudados este é o que apresenta maior caudal e, portanto era expectável que apresenta-se maior influência nos resultados obtidos.

Após esta análise, verificou-se que muitas destas caixas sofriam fenómenos de intrusão salina e que era essencial medir a condutividade nestas caixas para outras alturas de maré. Só assim, se poderia compreender se tais infiltrações ocorriam para outras alturas de maré menores, ou se por outro lado, estas infiltrações aumentavam à medida que a altura de maré também aumentava.

Em segundo lugar, verificou-se a condutividade ao longo do interceptor do Seixal para a mesma altura e pelos mesmos motivos que anteriormente. Após esta avaliação, repetiu-se o processo de medição de condutividade nas caixas seleccionadas para outras alturas de maré.

Por fim, analisou-se o interceptor da Arrentela uma vez que para uma altura de maré de 3.12 m, verificou-se intrusão salina na caixa de junção dos caudais provenientes dos interceptores da Amora e Arrentela, apesar de não haver intrusão salina nas caixas do interceptor da Amora. Desta forma, compreendeu-se que havia evidências de fenómenos de intrusão salina nas caixas do interceptor da Arrentela. Deste modo, realizou-se uma análise ao longo do interceptor da Arrentela, para compreender em que caixas ocorria intrusão salina e desta forma seleccionar aquelas que tinham que ser analisadas para medição da condutividade, para outras alturas de maré.

No Quadro 4.1 apresentam-se os dias em que se efectuaram as campanhas de monitorização e as respectivas alturas de preia – mar.

Quadro 4.1 - Representação dos dias seleccionados para as campanhas de monitorização e as respectivas cotas de preia-mar.

Dia	05/08	20/06	24/06	27/06	14/05	14/07
Altura de maré (m)	2.88	3.12	3.35	3.51	3.73	4.02

No Quadro 4.2 apresentam-se as caixas que foram seleccionadas em cada interceptor para recolher amostras para medição do parâmetro condutividade.

Quadro 4.2 - Caixas de visita seleccionadas para medição do parâmetro condutividade

Interceptor	Número das Caixas												
Amora	20	70	80	120	280	340	350	380	410				
Seixal	2	8	9	12	15								
Arrentela	20	40	50	70	90	100	110	120	130	160	180	190	200

No Anexo III encontra-se representada a planta onde se podem identificar os interceptores da Amora, Arrentela e Seixal.

Por fim, colocou-se ainda, a medir em contínuo, uma sonda de condutividade na obra de entrada, com o objectivo de compreender quando ocorria o pico máximo de condutividade na ETAR e qual a influência que cada cota de preia-mar tinha na condutividade do afluente bruto.

4.2 Materiais e Métodos

Para a determinação do parâmetro condutividade recorreu-se a uma sonda de medição de condutividade (Figura 4.1).

O método utilizado para a determinação deste parâmetro é o método de condutimetria e os resultados obtidos vêm expressos em $\mu\text{S}/\text{cm}$.



Figura 4.1 - Sonda de Condutividade, WTW, Multi 340i.

Os métodos analíticos utilizados para avaliar os restantes parâmetros encontram-se resumidos no Quadro 4.3.

Quadro 4.3 - Métodos analíticos utilizados na medição dos restantes parâmetros na análise da água da ETAR.

Parâmetros Físico- Químicos	Metodologia	Unidades
pH	Potenciometria	Escala Sorensen
Temperatura	Electrometria	°C
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Gravimetria	mg/L
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	Gravimetria	mg/L
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO₅)	Manométrico	mg/L O ₂
Matéria Seca (MS)	Gravimetria	% e mg/L
Matéria Volátil (MV)	Gravimetria	% e mg/L

Os seguintes parâmetros foram monitorizados a partir de instrumentação em linha com aquisição automática:

- Medição de caudal na obra de entrada;
- Medição do oxigénio dissolvido nos tanques de arejamento.

5

Resultados e Discussão

5.1 Dados obtidos

A partir da análise de campo efectuada, foi possível identificar os principais pontos de infiltração de água estuarina em cada interceptor.

Os valores obtidos, de condutividade ao longo de cada interceptor, para cada situação de preia-mar encontram-se representados nos Anexos IV, V e VI.

Por outro lado, através da análise efectuada ao caudal afluente à ETAR, na obra de entrada, foi possível relacionar a variação da condutividade no caudal afluente bruto com a variação das alturas das marés.

Deste modo, a análise dos resultados obtidos foi dividida em 4 partes: (1) Dados obtidos no interceptor da Amora, (2) Dados obtidos no interceptor da Arrentela, (3) Dados obtidos no interceptor do Seixal e (4) Dados obtidos na ETAR.

5.1.1 Interceptor da Amora

A Figura 5.1 apresenta o esquema do Interceptor da Amora com a respectiva representação das caixas de visita, que foram analisadas para medição do parâmetro condutividade.



Figura 5.1 – Esquema do Interceptor da Amora com as caixas de visita.

O Interceptor da Amora apresenta um comportamento característico, estando os fenómenos de intrusão salina correlacionados com a variação da altura das marés.

Analisando a Figura 5.2 é possível acompanhar o comportamento dos valores de condutividade ao longo do interceptor para um conjunto de diferentes cotas de preia-mar.

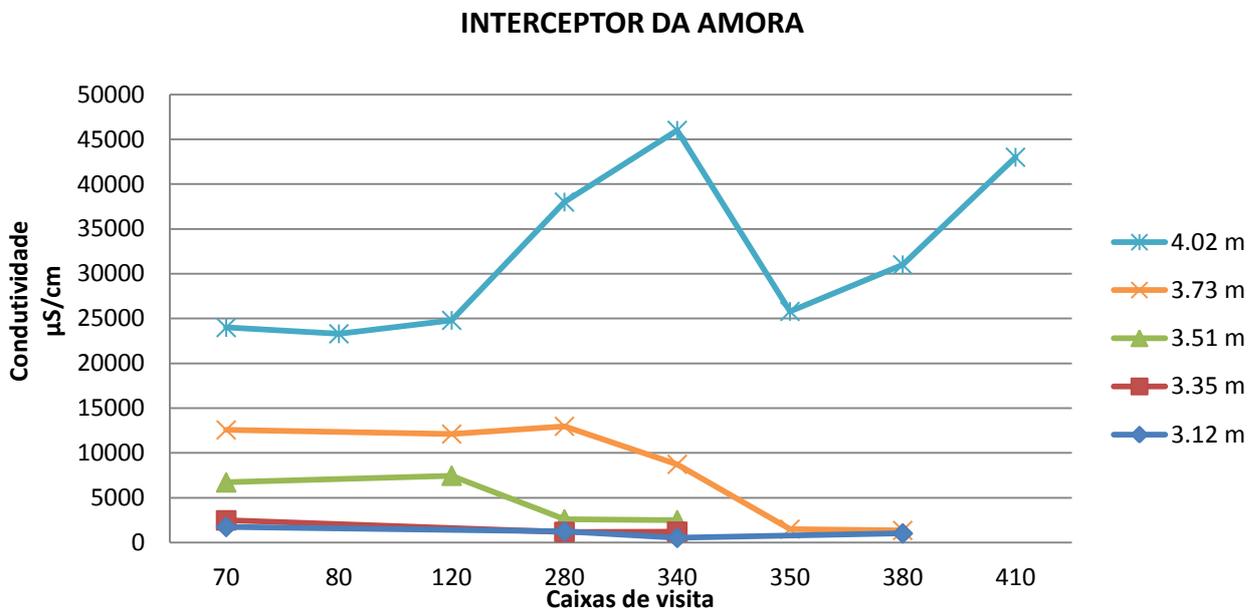


Figura 5.2 - Variação da condutividade em função da cota de preia-mar no Interceptor da Amora

Através dos resultados obtidos e pela análise de campo realizada pode-se verificar que:

- À medida que a cota de preia-mar aumenta, a condutividade do fluxo presente em termos médios no interceptor também aumenta;
- Na caixa 410 só ocorre intrusão salina quando a altura de maré é de 4.02 m. Tal facto é justificado pela presença de duas ligações de descarga de pluviais, que em situações de preia-mar, a partir dos quatro metros, permite a afluência de grandes volumes de água salobra ao interceptor da Amora. Deste modo, pode-se compreender o elevado aumento de condutividade quando se passa de uma altura de maré de 3.73 m para uma altura de maré de 4.02 m;
- A caixa 380 e 350 só apresentam valores elevados de condutividade para uma maré de 4.02 m, uma vez que recebem o caudal proveniente da caixa 410 e só nesta cota de preia-mar é que se verifica valores elevados de condutividade. Contudo, a condutividade vai

diminuindo à medida que nos dirigimos da caixa 410 para a caixa 350 pois sofre diluição com a água residual que vem de outros pontos de entrega da rede.

- Na caixa 340 verifica-se um aumento de condutividade em relação às caixas 350 e 380 para uma altura de maré de 3.73 m e de 4.02 m. Neste caso, este aumento é explicado essencialmente por dois factores, primeiro devido a um funcionamento deficiente da válvula de maré instalada na descarga de emergência deste local e segundo, devido a entradas de caudal estuarino pelas fissuras do betão da caixa de visita.
- Na caixa 280, à semelhança da caixa 340, os valores elevados de condutividade devem-se ao mau funcionamento da válvula de maré instalada na descarga de emergência, sendo que é notório apenas a partir dos 3,73 metros de maré. Para além deste problema, uma deficiente selagem da tubagem de descarga mencionada permite igualmente a entrada de caudais de maré consideráveis no interceptor da Amora.
- Apesar da caixa 200 não aparecer nos resultados da Figura 5.2, através da análise de campo verificou-se que a válvula de maré que executa a descarga de emergência presente neste ponto, exibe um comportamento deficitário, permitindo a afluência de água salina à rede.

Nas Figuras 5.3, 5.4, 5.5, 5.6 e 5.7 efectua-se, de forma mais detalhada, uma análise para cada cota de preia-mar.

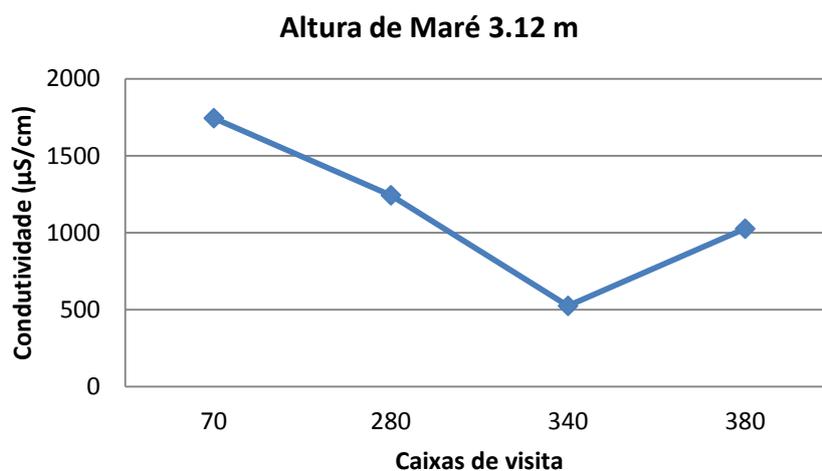


Figura 5.3 – Variação da condutividade ao longo do interceptor da Amora para uma altura de maré de 3.12 metros.

- Para uma altura de maré de 3.12 m, não se verifica intrusão salina no interceptor da Amora, uma vez que o valor mais elevado é de 1744 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sendo menor que 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (valor considerado como referência, acima do qual existe intrusão salina).

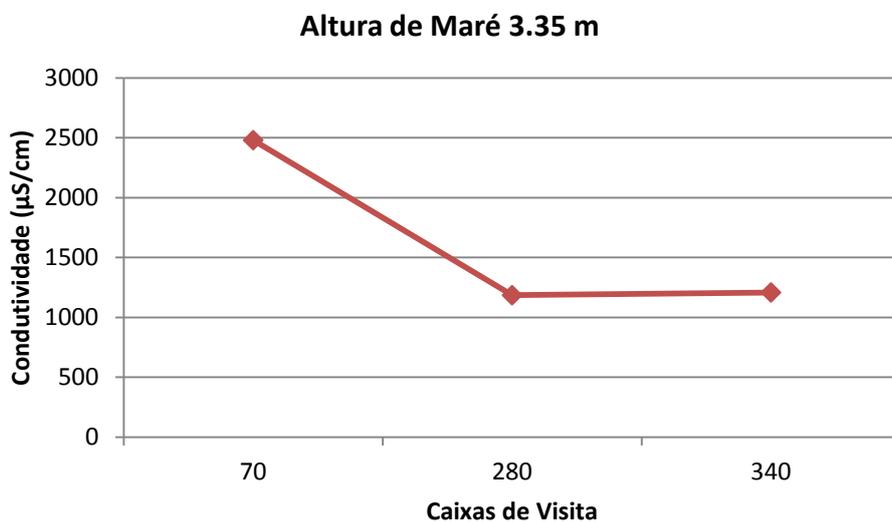


Figura 5.4 - Variação da condutividade ao longo do interceptor da Amora para uma altura de maré de 3.35 metros.

- Para uma altura de maré de 3.35 m os valores de condutividade na caixa 340 e 280 são baixos (1208 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 1185 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente). No entanto, na caixa 70 já se verifica a existência de intrusão salina, apesar dos valores de condutividade não serem muito elevados (2480 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Isto deve-se ao facto de a caixa 70 receber o caudal proveniente da caixa 200. Como referido anteriormente, apesar de não se ter conseguido medir a condutividade nesta caixa, visto estar selada, verificou-se que a intrusão salina devia-se à entrada de água estuarina pela descarga de emergência presente nesta caixa.

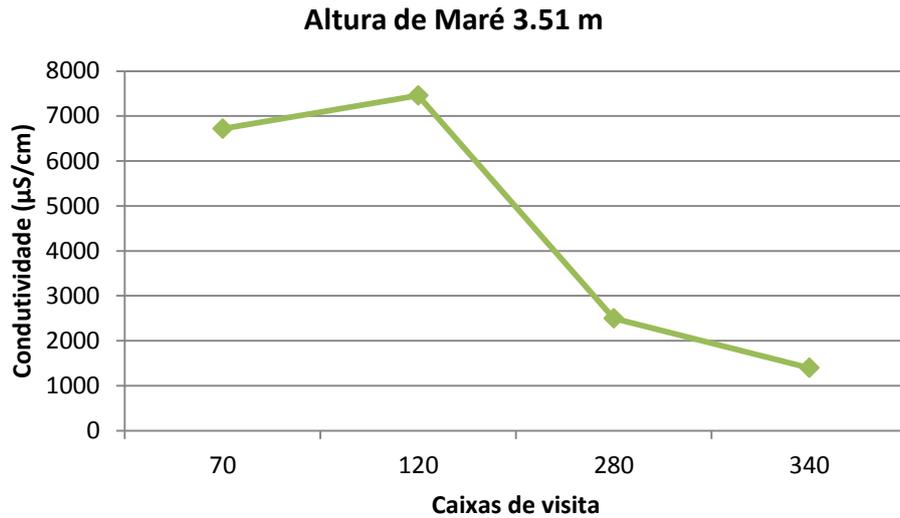


Figura 5.5 - Variação da condutividade ao longo do interceptor da Amora para uma altura de maré de 3.51 metros.

- Para uma altura de maré de 3.51 m não se verifica intrusão salina na caixa 340. Contudo, nas caixas seguintes verifica-se que os valores de condutividade já são elevados. Na caixa 280, como referido anteriormente, ocorre intrusão salina através da entrada de água estuarina pela descarga de emergência e pela selagem de descarga o que não se verificava anteriormente. Também na caixa 200 ocorre intrusão salina contudo o grau de intrusão é muito superior ao verificado no caso anterior.

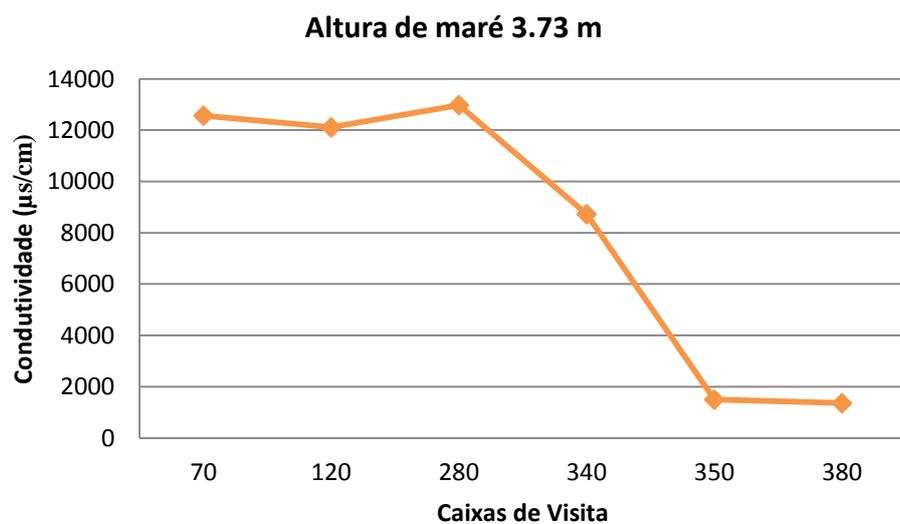


Figura 5.6 - Variação da condutividade ao longo do interceptor da Amora para uma altura de maré de 3.73 metros.

- Para uma altura de maré de 3.73 m não se verifica intrusão salina nas caixas 380 e 350. Porém, verifica-se valores de condutividade elevados na caixa 340 o que não se verificava anteriormente para alturas de maré menores. Como referido anteriormente, a razão pela qual isto sucede é que para esta altura de maré verifica-se a entrada de água estuarina pela descarga de emergência assim como pelas fissuras presentes no betão da caixa de visita. Na caixa 280, como se pode observar, os valores de condutividade aumentam isto porque o grau de intrusão pela descarga de emergência e pelo betão constituinte da mesma também aumenta;

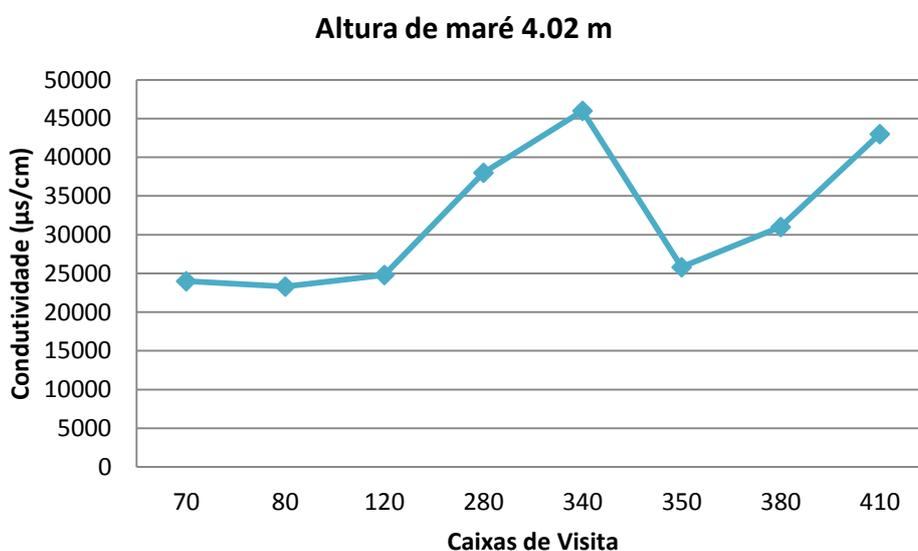


Figura 5.7 - Variação da condutividade ao longo do interceptor da Amora para uma altura de maré de 4.02 metros.

- Para uma altura de maré de 4.02 m verifica-se o pior cenário possível, visto que para além de ocorrer intrusão salina nas caixas 340, 280 e 200 como viria a suceder anteriormente e este efeito ser mais notório neste caso, ocorre também intrusão salina na caixa 410, o que não se verificava nas situações anteriores. A razão pela qual isto acontece é que para esta cota de preia-mar ocorre intrusão salina na rede em baixa, e a caixa 410 recebe duas ligações de descarga de pluviais provenientes da rede em baixa.

Na Figura 5.8 apresentam-se os valores de condutividade obtidos na Caixa 70 do Interceptor da Amora para um conjunto diferente de cotas de preia-mar.

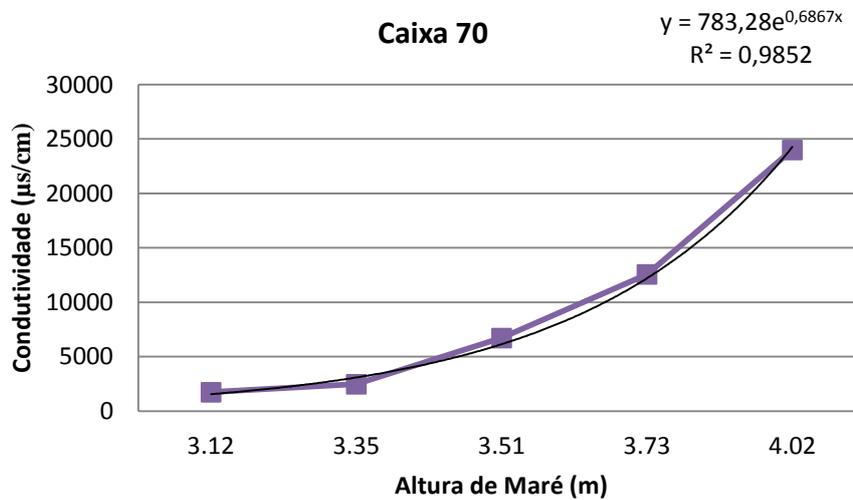


Figura 5.8- Variação da condutividade na caixa 70 para diversas cotas de preia-mar.

Pela análise da figura, podemos verificar que à medida que a cota de preia-mar aumenta a condutividade afluente à caixa 70 também aumenta. Os dados empíricos obtidos parecem evidenciar uma excelente correlação entre a condutividade e a altura de maré, conforme se pode constatar por um coeficiente de Pearson muito próximo da unidade, quando os dados são ajustados por um modelo exponencial através do método dos mínimos quadrados.

A importância de realizar uma análise à caixa 70 é que esta recebe os caudais provenientes de todas as outras caixas do interceptor da Amora e não recebe mais nenhum caudal para além deste. Este facto é de extrema importância pois desta forma podemos compreender qual o contributo que o interceptor da Amora tem na condutividade afluente à ETAR.

A caixa 20 é a última caixa do interceptor da Amora (Figura 5.9). Contudo, esta recebe para além do caudal proveniente do interceptor da Amora o caudal proveniente do Interceptor da Arrentela. Depois da junção destes dois caudais na caixa 20, o caudal total é encaminhado para a E.E Porto da Raposa.

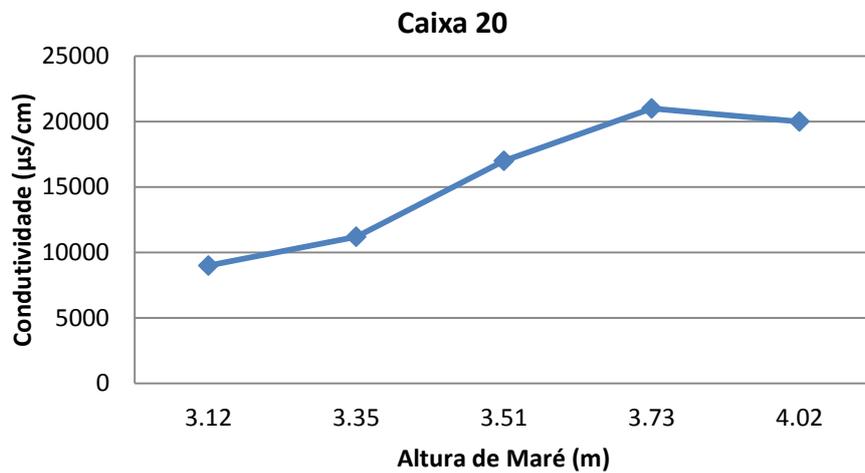


Figura 5.9 - Variação da condutividade na caixa 20 para diversas cotas de preia-mar.

Pela análise da Figura 5.9 pode-se verificar que para uma altura de maré de 3.12 m o valor de condutividade da caixa 20 é de 9000 µS/cm, sendo muito superior ao valor registado na caixa 70 para a mesma altura de maré (1744 µS/cm). Deste modo, pode-se compreender que o Interceptor da Arrentela também contribui na condutividade afluente à ETAR.

Os principais problemas encontrados nas caixas de visita do interceptor da Amora são sistematizados no Quadro 5.1.

Quadro 5.1 - Resumo dos principais problemas encontrados ao longo do interceptor da Amora.

Caixa	Maré* (m)	Condutividade Máxima Registada ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Origem do Problema	Figura	Notas
410	4,02	43000	Ligação de duas descargas de pluviais à caixa de visita	5.10 e 5.11	Descargas do pluvial no estuário com ligação à rede em alta, sem válvula de maré instalada
340	3,51	46000	Entrada de água pela descarga de emergência e pelo betão da caixa de visita	5.12 e 5.13	Descarga de emergência equipada com válvula de maré, cujo funcionamento se revela deficiente
280	3,70	38000	Entrada de água pela descarga de emergência e pelo betão da caixa de visita	5.14 e 5.15	Descarga de emergência equipada com válvula de maré, cujo funcionamento se revela deficiente
200	3,51	---	Entrada de água pela descarga de emergência	5.16	Devido à localização da caixa de visita não foi possível fazer uma observação do estado de conservação da mesma, recomendando-se que o mesmo seja feito no futuro

* Preia-mar a partir da qual ocorrem problemas na caixa de visita.

As figuras 5.10, 5.11, 5.12, 5.13, 5.14, 5.15 e 5.16 mostram a origem da intrusão salina em cada caixa de visita.



Figura 5.10 - Afluência de maré registada na caixa 410.



Figura 5.11 - Tubagens de pluviais ligadas à caixa 410.



Figura 5.12 - Rotura na caixa de visita 340.



Figura 5.13 - Entrada de água pela descarga de emergência.



Figura 5.14 - Admissão de água pela selagem de descarga de emergência.



Figura 5.15 – Mau funcionamento da válvula maré.



Figura 5.16 – Válvula de maré da descarga da caixa 200.

5.1.2 Interceptor da Arrentela

A Figura 5.17 apresenta o esquema do Interceptor da Arrentela com a respectiva representação das caixas de visita, que foram analisadas para medição do parâmetro condutividade.

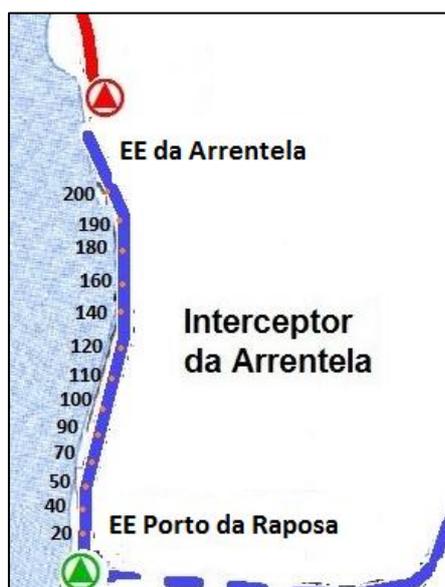


Figura 5.17 -Interceptor da Arrentela com a respectiva representação das caixas de visita.

No Interceptor da Arrentela, o diagnóstico tende a ser diferente do verificado no Interceptor da Amora. De facto, no Interceptor da Arrentela a altura da maré não exerce uma influência tão significativa no nível de intrusão, uma vez que se observa infiltração de água independentemente do nível da maré. Isto deve-se ao facto de a infraestrutura estar bastante degradada permitindo constantemente infiltrações de água estuarina.

A Figura 5.18 mostra a variação da condutividade ao longo do Interceptor da Arrentela para diferentes cotas de preia-mar.

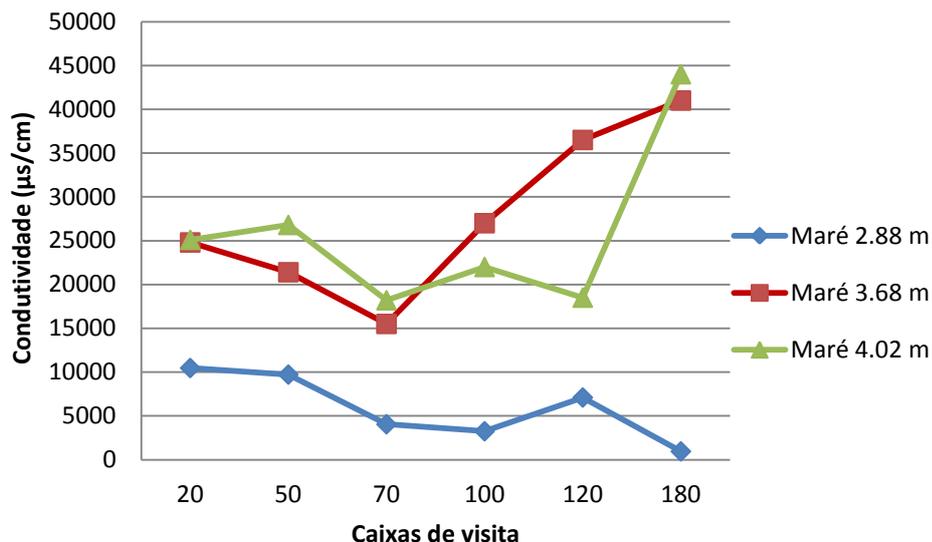


Figura 5.18 - Variação da condutividade ao longo do interceptor da Arrentela para algumas cotas de preia – mar.

Pode verificar-se que à medida que a altura de maré aumenta a condutividade afluente ao interceptor da Arrentela também aumenta. Contudo, mesmo em situações em que a altura de maré é baixa existem infiltrações de água estuarina no interceptor da Arrentela o que não sucedia no interceptor da Amora.

A variação da condutividade no caudal afluente à caixa de visita 20 em função da altura de maré é evidenciada na Figura 5.19. Verifica-se um ajuste muito bom dos dados à função logarítmica, pelo método dos mínimos quadrados, uma vez que o desvio médio dos observáveis ao valor esperado é praticamente nulo, levando a que o R^2 seja próximo de 1.

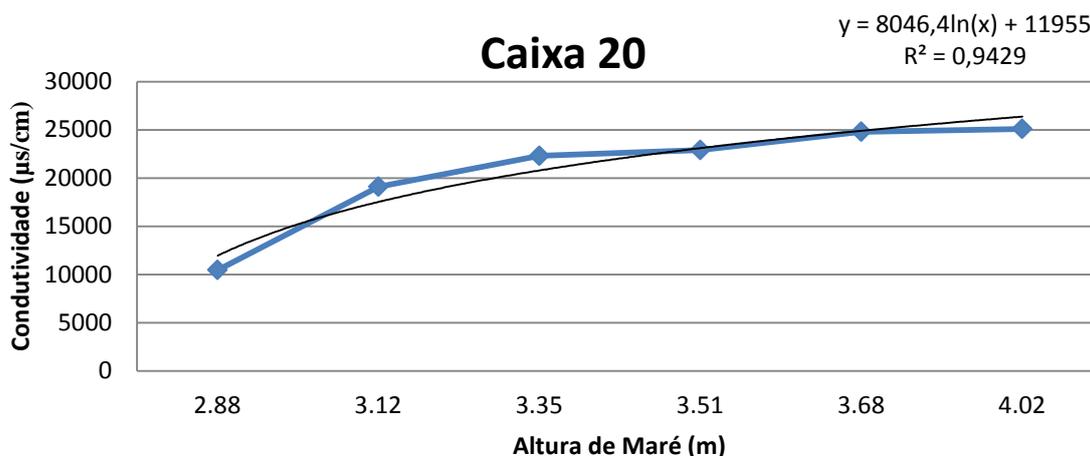


Figura 5.19 - Variação da condutividade na caixa de visita número 20 em função da cota de preia-mar.

Uma vez mais, pode observar-se que à medida que a altura de maré aumenta a condutividade também aumenta. Porém, pode verificar-se que este aumento de condutividade em função da cota de preia-mar não é tão significativo como no Interceptor da Amora, como se pode verificar pela comparação das expressões matemáticas de ajustamento para os dados recolhidos para as duas caixas (Figuras 5.8 e 5.19). Tal deve-se ao facto de no Interceptor da Arrentela ocorrerem infiltrações independentemente da altura de maré, não se verificando a mesma situação no caso do Interceptor da Amora.

Nas Figuras 5.20, 5.21 e 5.22 efectua-se uma análise discreta para cada cota de preia-mar.

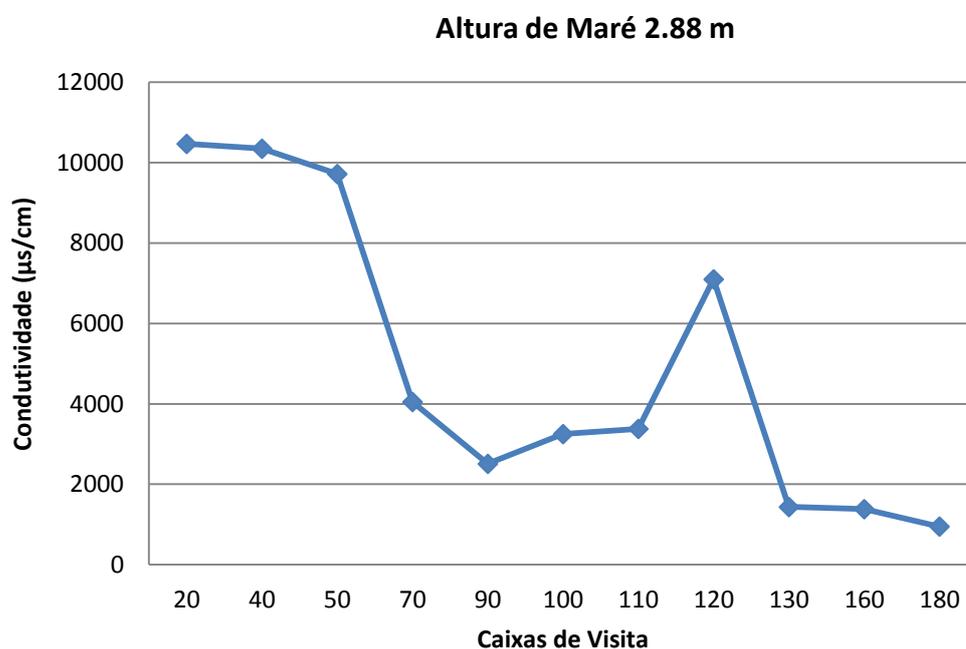


Figura 5.20 – Variação da Condutividade ao longo do interceptor da Arrentela para uma altura de maré de 2.88 metros.

Pela análise da Figura 5.20 e através do trabalho de campo realizado pode verificar-se que:

- Na caixa de visita 180, os valores de condutividade são baixos uma vez que a entrada de água de maré ocorre por intermédio da conduta elevatória da E.E da Arrentela. As entradas de maré só ocorrem quando o sistema de bombagem da estação elevatória começa a funcionar. Quando este está desligado, não ocorre entradas de maré. Na altura de medição o sistema de bombagem estava parado, daí os valores de condutividade serem baixos.

- Nas caixas de visita 50, 70, 120, 130 e 140 do interceptor da Arrentela foi possível identificar uma patologia semelhante. Em todos estes casos foi verificada a existência de um estado de degradação estrutural avançado nos anéis de betão constituintes das caixas de visita, sendo observável entrada de água salgada pelo corpo das caixas em todos estes locais.

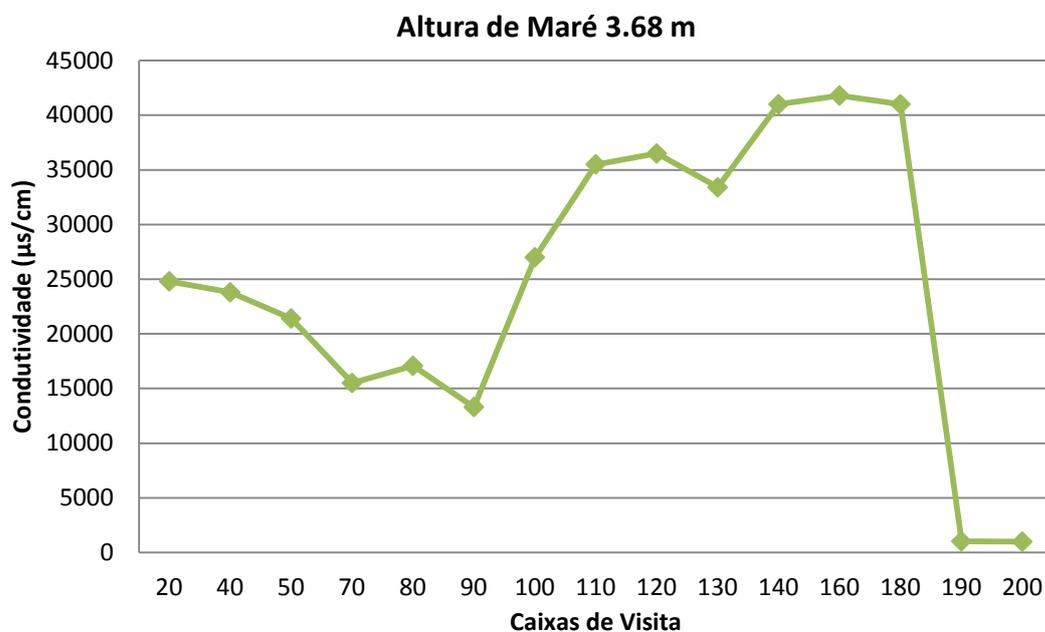


Figura 5.21 - Variação da Condutividade ao longo do interceptor da Arrentela para uma altura de maré de 3.68 metros.

Verifica-se, pela análise da Figura 5.21 que:

- Na caixa 180 os valores de condutividade são bastante elevados contrariamente ao que sucedia na situação anterior. A razão pelo qual isto se verifica é que na altura em que se mediu a condutividade na caixa de visita o sistema de bombagem da E.E da Arrentela estava em funcionamento debitando um grande caudal de água salobra no interior da caixa;
- Para esta altura de maré também ocorre intrusão salina nas caixas de visita 50, 70, 120, 130 e 140 contudo o grau de infiltração é bastante superior ao anterior.
- A caixa 70, 100 e 120 têm entregas de água residual contudo o efeito de diluição não se verifica na caixa 120 uma vez que o estado de degradação desta caixa está bastante avançado.

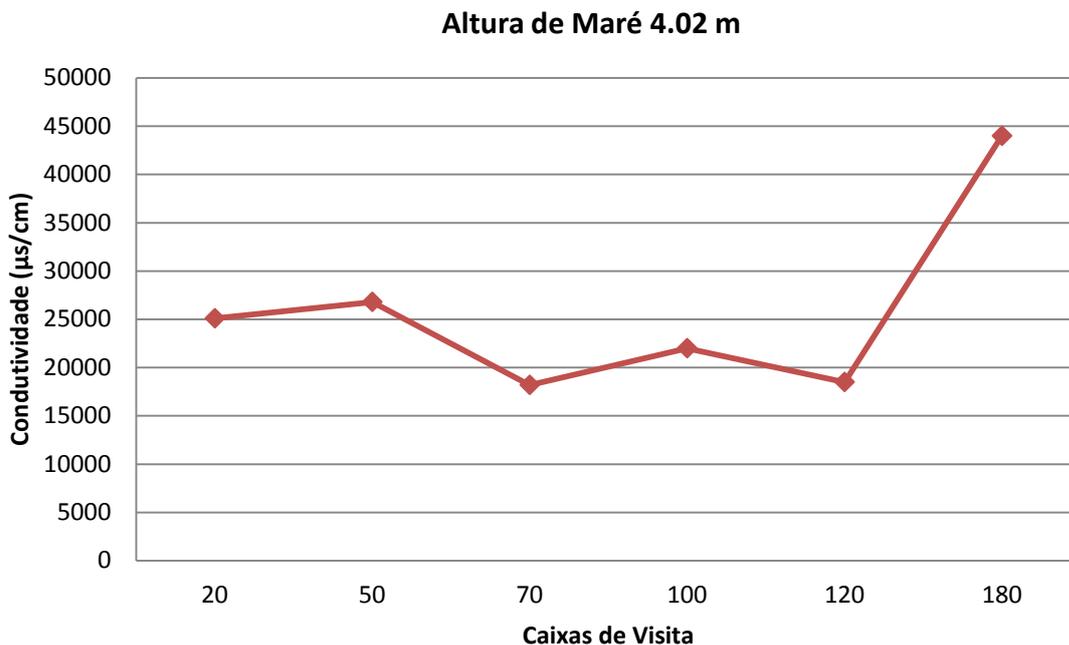


Figura 5.22 - Variação da Condutividade ao longo do interceptor da Arrentela para uma altura de maré de 4.02 metros.

Para situações de maré de 4.02 m constata-se que:

- A caixa 180 tem valores de condutividade bastante elevados uma vez que aquando se realizou a medição o sistema de bombagem da E.E da Arrentela estava em funcionamento. À medida que a altura de maré se torna mais elevada, o grau de intrusão aumenta e o sistema de bombagem da estação elevatória entra mais vezes em funcionamento;
- Na caixa 120, a condutividade é mais baixa do que na caixa 180 porque apesar de esta permitir infiltrações pelas fissuras encontradas no betão, o caudal afluente a esta caixa já sofreu algumas diluições com as entregas de água residual;
- Para esta altura de maré, o efeito de diluição devido às entregas de água residual, só se faz sentir na caixa 70 pois na caixa 100 este valor aumenta em relação à caixa 120. Isto significa que, para esta altura de maré também ocorre intrusão salina na caixa 100 o que não se verificava para as outras situações.

O Quadro 5.2 resume os principais problemas encontrados nas caixas de visita do Interceptor da Arrentela.

Quadro 5.2 – Resumo dos principais problemas no interceptor da Arrentela.

Caixa	Maré* (m)	Condutividade Máxima Registada ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Origem do Problema	Figura	Notas
50	3.68	26800	Entrada de água pelo betão da caixa de visita	5.23	Caixa de visita altamente danificada, devendo ser avaliada a admissão de água estuarina pelo fundo da caixa
70	3.68	18200	Entrada de água pelo betão da caixa de visita	5.24	Caixa de visita altamente danificada, devendo ser avaliada a admissão de água estuarina pelo fundo da caixa
120	3.68	36500	Entrada de água pelo betão da caixa de visita	5.25	Caixa de visita altamente danificada, devendo ser avaliada a admissão de água estuarina pelo fundo da caixa
130	3.68	33400	Entrada de água pelo betão da caixa de visita	5.26	Caixa de visita altamente danificada, devendo ser avaliada a admissão de água estuarina pelo fundo da caixa
140	3.68	41000	Entrada de água pelo betão da caixa de visita	5.27	Caixa de visita altamente danificada, devendo ser avaliada a admissão de água estuarina pelo fundo da caixa
180	3.68	44000	Entrada de água pela conduta elevatória da Arrentela	5.28	Generalidade do caudal elevado pela EE da Arrentela é água de maré
* Intercetor que sofre fenómenos de intrusão em todas as preia-mar, tendo sido usada uma maré de 3.68 metros como referência					

As figuras 5.23, 5.24, 5.25, 5.26, 5.27 e 5.28 mostram os principais problemas que estão na origem da intrusão salina nas caixas de visita.



Figura 5.23 – Admissão de água pelo corpo da caixa 50.



Figura 5.24 – Admissão de água pelo corpo da caixa 70.



Figura 5.25 – Caixa 120 altamente deteriorada.



Figura 5.26 – Admissão de água pelo corpo da caixa 130.



Figura 5.27 – Admissão de água pelo corpo da caixa 140.



Figura 5.28 Entrada de caudal de maré elevado pela EE da Arrentela na caixa 180.

5.1.3 Interceptor do Seixal

A Figura 5.29 apresenta o esquema do Interceptor do Seixal com a respectiva representação das caixas de visita, que foram analisadas para medição do parâmetro condutividade.



Figura 5.29 - Interceptor do Seixal com a respectiva representação das caixas de visita.

O Interceptor do Seixal, à semelhança do Interceptor da Arrentela, apresenta uma influência quase permanente da maré nos caudais afluentes ao mesmo, inclusivamente em períodos de baixa-mar. No entanto, esta influência não está relacionada com problemas estruturais do emissário como sucedia no interceptor da Arrentela, mas sim ao facto de a rede em baixa estar ligada ao colector e esta ser maioritariamente unitária.

A Figura 5.30 mostra a variação da condutividade ao longo do Interceptor do Seixal para uma maré de 3.12 metros.

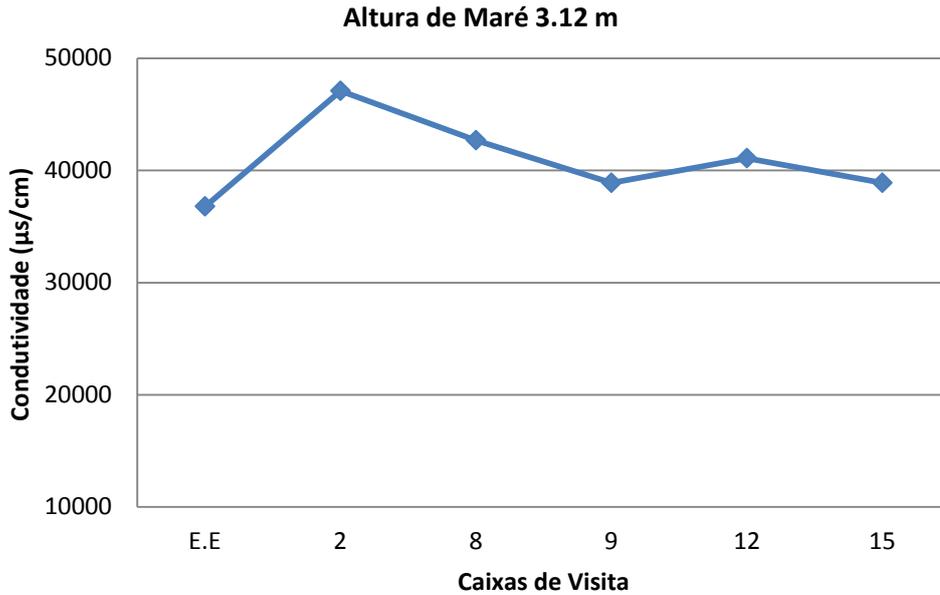


Figura 5.30 - Variação da condutividade ao longo do Interceptor do Seixal para uma maré de 3.12 metros.

Como se pode verificar, mesmo em períodos de maré baixa a condutividade presente no caudal afluyente ao interceptor do Seixal é elevada, situando-se a média desta nos 40.000 µs/cm.

Na Figura 5.31 mostra-se a variação da condutividade ao longo do Interceptor do Seixal para uma maré de 3.73 metros.

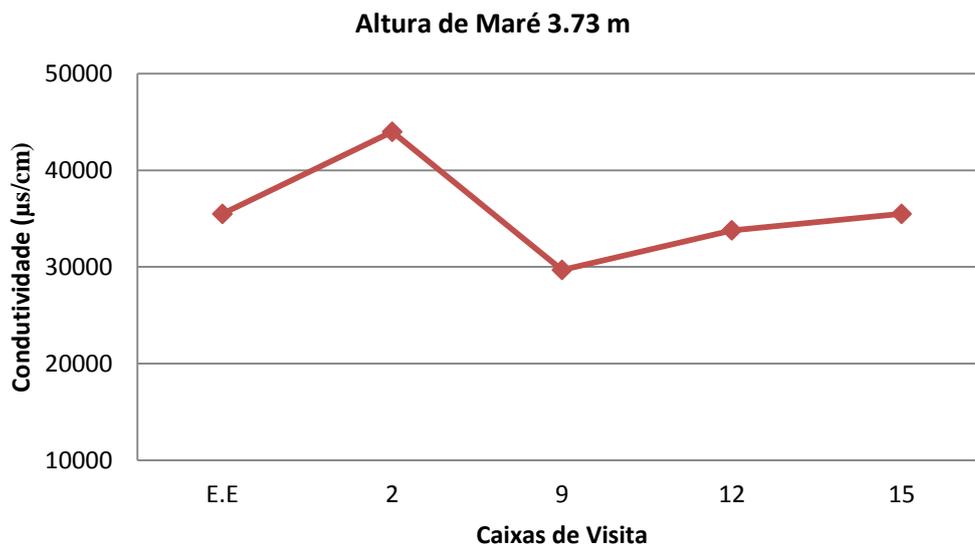


Figura 5.31 – Variação da Condutividade ao longo do interceptor do Seixal para uma cota de preia-mar de 3.73 metros.

Pela análise da Figura 5.31 pode verificar-se que para uma altura de maré de 3.73 m os valores de condutividade são bastante elevados. No entanto, estes não diferem muito dos valores de condutividade para uma altura de maré de 3.12 m isto porque a influência da altura da maré não é relevante, pois seja baixa ou elevada ocorre sempre intrusão.

A variação da condutividade na E.E do Seixal em função da cota de preia-mar no Interceptor do Seixal está representada na Figura 5.32.

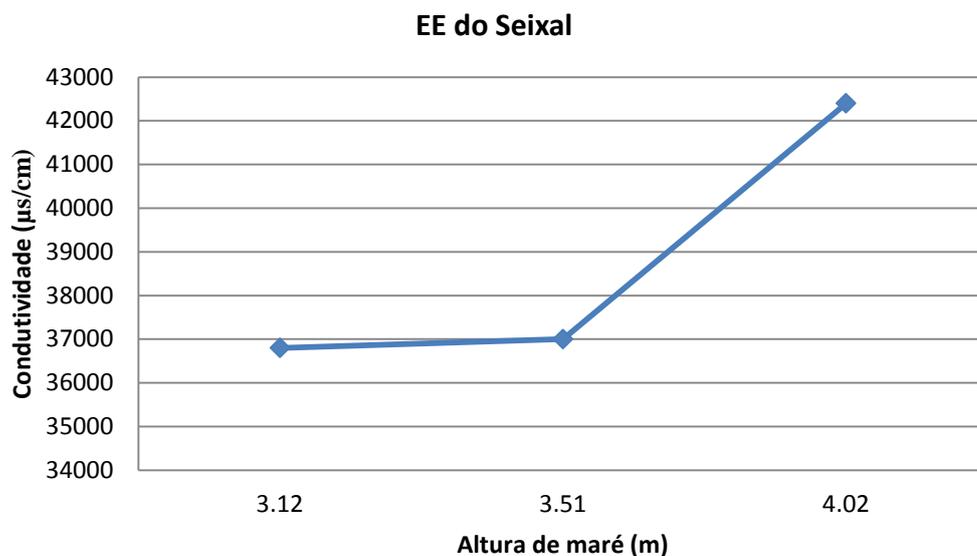


Figura 5.32 - Variação da condutividade no interceptor do Seixal em função da cota de preia-mar.

A análise da Figura 5.32 permite compreender que para qualquer altura de maré os valores de condutividade são sempre elevados. É notório que à medida que a altura de maré aumenta a intrusão salina também aumenta mas não da forma que ocorria no Interceptor da Arrentela nem como no Interceptor da Amora.

Em resultado da análise de campo realizada, pode-se identificar como principais problemas os seguintes:

- Foi possível notar na caixa de ligação do by-pass geral da EE do Seixal a inexistência de uma válvula de maré no tubo de descarga. Tal ausência faz com que, em marés superiores a 3.9 metros ocorra entrada de caudal proveniente do estuário na EE por intermédio desta

descarga. A diferença de condutividade de uma maré de 3.51 metros para uma maré de 4.02 metros é significativa, devido ao facto que a partir de uma maré de 3.9 metros ocorre intrusão salina pela caixa de ligação do by pass.

- Na caixa de visita 8 encontram-se localizadas duas entregas da rede em baixa, de diâmetro 250 mm, que durante as marés cheias transportam maioritariamente caudal proveniente do estuário do Tejo. As admissões neste ponto são visíveis a partir de marés superiores a 3 metros.
- Na caixa de visita 9, foi possível observar uma ligeira fuga na selagem de betão usada para tamponar uma entrega de pluviais desactivada.
- Na caixa 15, à semelhança da 8, localiza-se um ponto de entrega da rede em baixa, também de DN 250. Mais uma vez observamos que o caudal afluyente por este ponto de entrega da rede em baixa é maioritariamente água de maré, sendo este fenómeno observável até mesmo nos períodos de baixa-mar.

O resumo dos principais problemas encontrados nas caixas de visita do Interceptor do Seixal são apresentados no Quadro 5.3.

Quadro 5.3 - Resumo dos principais problemas encontrados no interceptor do Seixal.

Caixa	Maré* (m)	Condutividade Máxima Registada ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Origem do Problema	Figura	Notas
By-pass	3.12	47000	Não se encontra instalada válvula de maré na descarga de emergência da EE	5.33	Só em preia-mar superior a 3,90 metros é que ocorre intrusão
8	3.12	42700	Entrega da rede em baixa	5.34	Duas entregas da rede em baixa altamente carregadas de água do estuário
9	3.12	38900	Fuga em tampão de ligação fora de serviço	5.35	Tampão de coletor desativado danificado
15	3.12	38900	Entrega da rede em baixa	5.36	Entrega da rede em baixa altamente carregada de água do estuário mesmo com marés de 1,1 metros

* Intercetor que sofre fenómenos de intrusão em todas as preia-mar, tendo sido usada uma maré de 3.12 metros como referência.

As figuras 5.33, 5.34, 5.35 e 5.36 mostram os principais problemas que estão na origem da intrusão salina nas caixas de visita.



Figura 5.33 – Marca da entrada de caudal pela caixa de descarga de emergência da EE.



Figura 5.34 - Entrega de água de maré pela rede em baixa na caixa 8.



Figura 5.35 – Entrada de água pelo tampão do colector danificado.



Figura 5.36 -Entrega de água de maré pela rede em baixa na caixa 15.

5.1.4 ETAR

A Figura 5.37 representa a variação da condutividade e do caudal ao longo de um dia, em que as preias-mar ocorreram às 01:00 e às 13:33, sendo a altura de maré de 3.09 m e de 3.23 m, respectivamente.

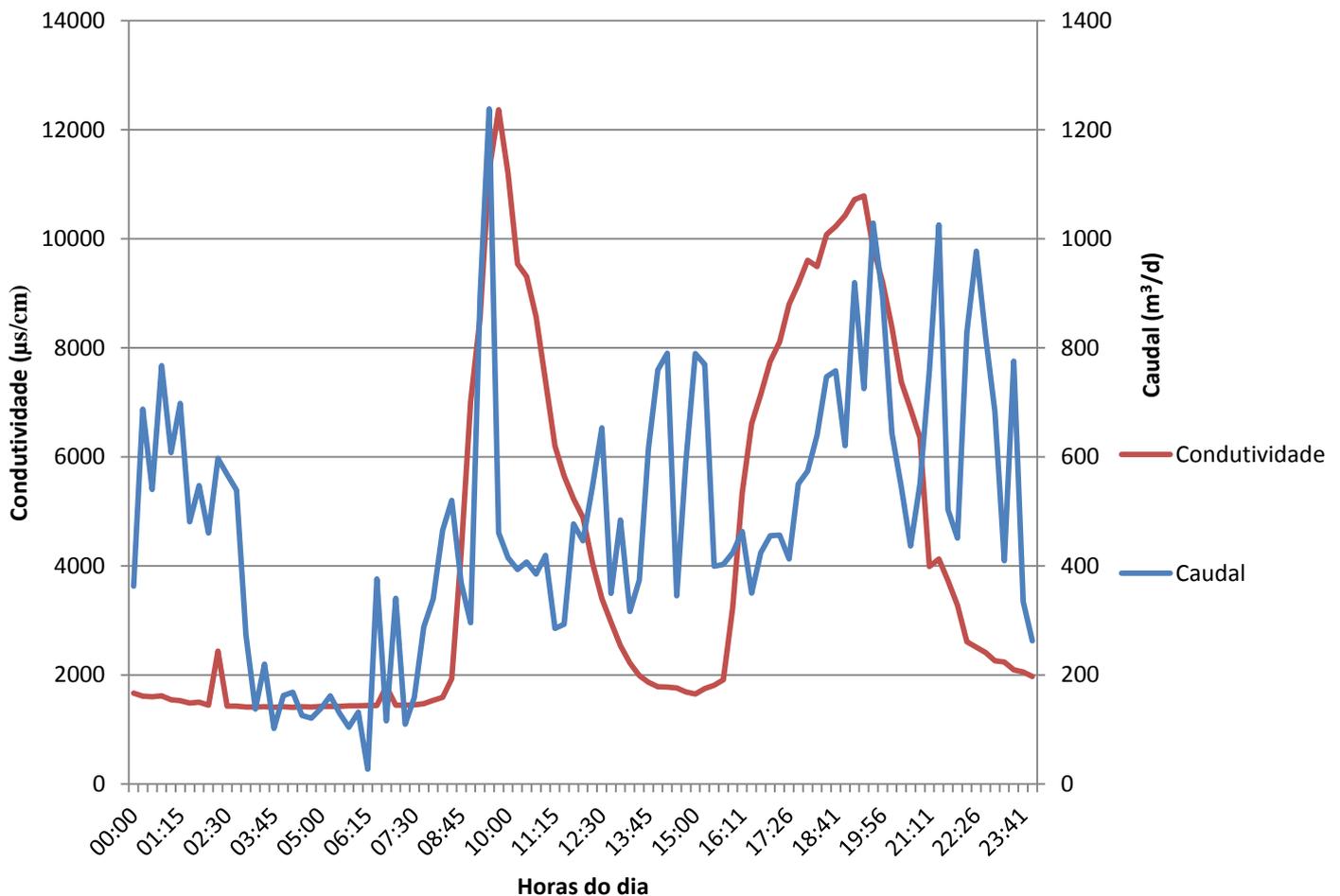


Figura 5.37 – Variação da condutividade e do caudal ao longo de um dia para alturas de marés baixas.

Analisando a Figura 5.37, pode observar-se que quando as alturas de maré não são muito elevadas, o caudal tende a acompanhar o aumento da condutividade, ou seja, à medida que a condutividade aumenta o caudal afluente à ETAR também aumenta. Desta forma, pode compreender-se que o aumento de caudal afluente à ETAR é proveniente da preia-mar, uma vez que o aumento de caudal coincide com o aumento de condutividade.

Um outro aspecto, que se pode verificar quando as alturas de marés não são muito elevadas é que a afluência de condutividade à ETAR não ocorre durante muito tempo. Conforme está patente na Figura 5.37, verifica-se que o aumento de condutividade afluente à ETAR dura cerca de uma hora e meia, pelo que depois começa a diminuir.

A variação da condutividade e do caudal ao longo de um dia, em que as preias-mar ocorreram às 04:35 e às 16:59, sendo a altura de maré de 3.70 m e 3.98 m, respectivamente, apresenta-se na Figura 5.38.

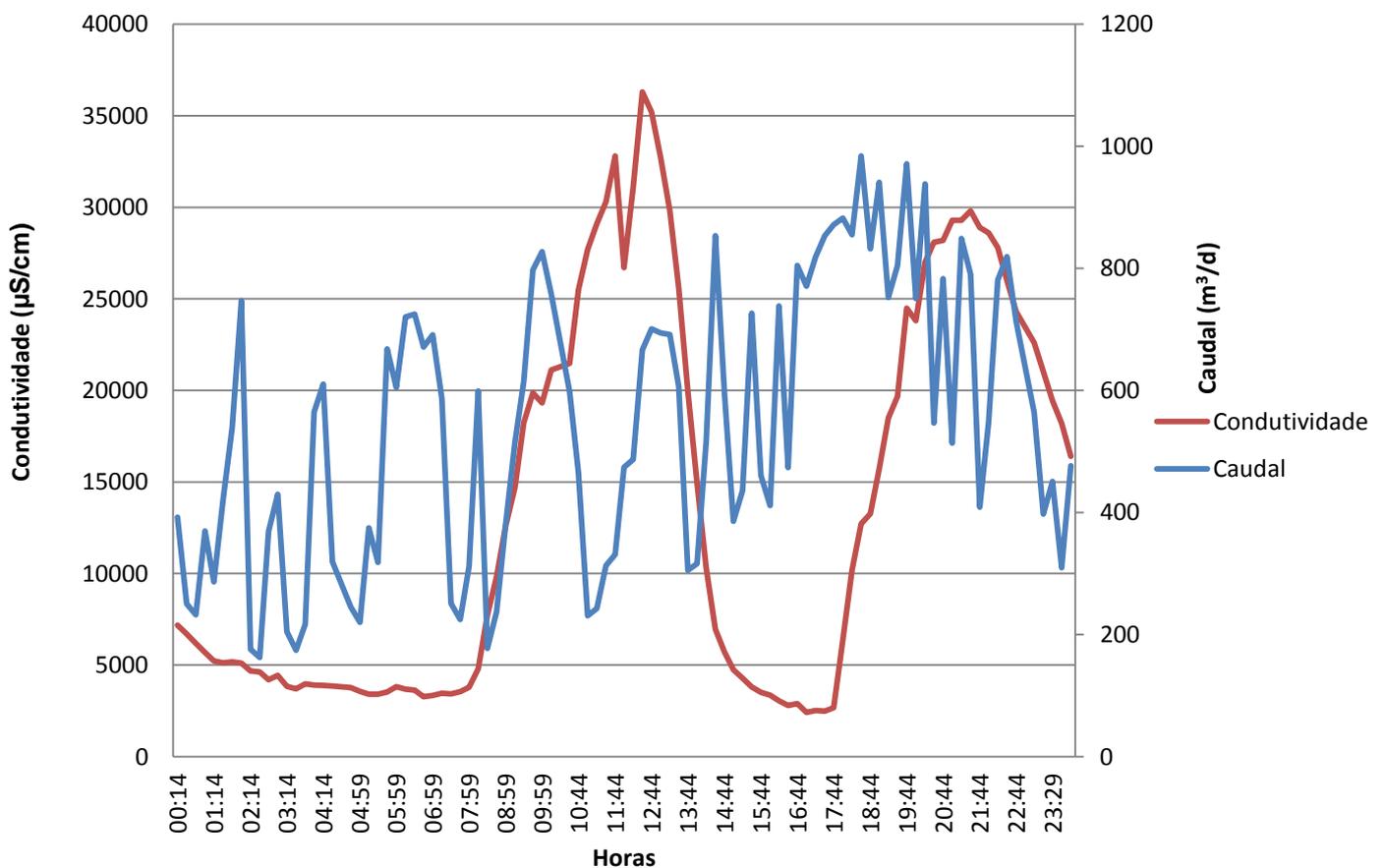


Figura 5.38 - Variação da condutividade e do caudal ao longo de um dia para alturas de marés elevadas.

A variação do caudal em função da variação de condutividade não é tão notória como na circunstância anterior. Isto porque, como as alturas de maré são bastaste elevadas, está sempre a ocorrer intrusão salina na rede de drenagem e deste modo o caudal afluente à ETAR é proveniente da água do estuário e não da água residual.

Pode observar-se que o valor mínimo de condutividade se situa acima dos 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ demonstrando desta forma que está a ocorrer intrusão salina continuamente contrariamente ao que se verificava na situação anterior. Nesta circunstância, o aumento de condutividade afluente à ETAR

dura cerca de quatro horas e meia e só depois começa a diminuir, contudo os valores ficam sempre acima do valor limite de referência.

A Figura 5.39 evidencia a relação entre a hora em que ocorre a preia-mar e a hora em que ocorre o pico máximo de condutividade afluente à ETAR.

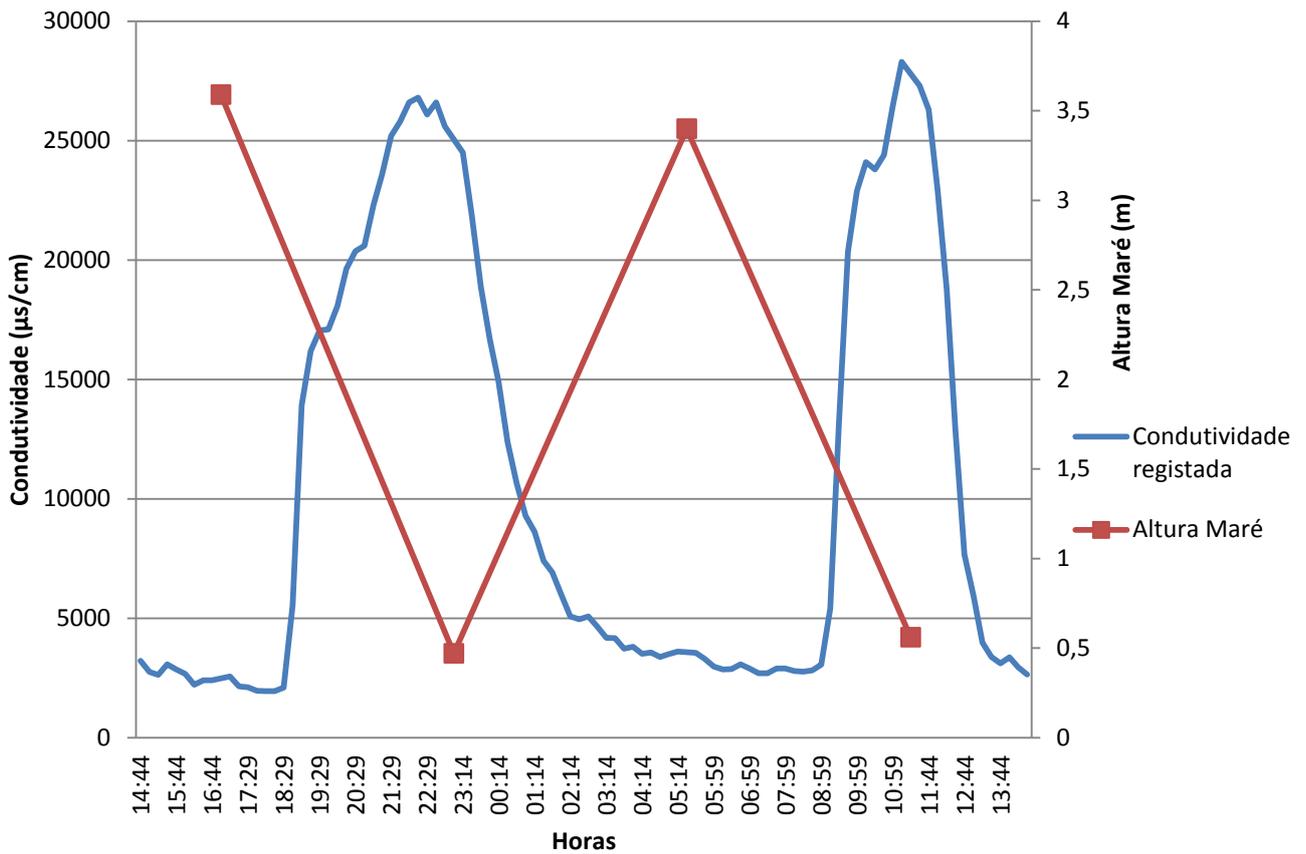


Figura 5.39 - Relação entre a condutividade registrada ao longo de um dia na ETAR com as alturas de maré ocorrentes nesse dia (baixa-mar e preia-mar).

Pode assim verificar-se que:

- Quando a preia-mar ocorre durante o dia, existe um desfaseamento de cerca de 5 a 6 horas entre a hora em que ocorre a preia-mar e a hora em que ocorre o pico máximo de condutividade afluente à ETAR;

- Por sua vez, quando a preia-mar ocorre durante a noite, o desfasamento entre a hora de preia-mar e hora em que é registado o pico máximo de condutividade afluyente à ETAR aumenta, sendo cerca de 7-8 horas;
- Estes desfasamentos, são justificados pelo tempo de percurso que a água residual demora da rede de drenagem até à ETAR e pelo tempo que o poço da E.E do Breyner demora a encher;
- A diferença de o desfasamento que ocorre durante o dia ser menor do que o desfasamento que ocorre durante a noite, resulta do facto de que, durante o dia o caudal de água residual é muito superior devido aos consumos da população. Deste modo, como existe mais caudal durante o dia o poço da E.E do Breyner enche mais facilmente pelo que a E.E bombeia mais caudal para a ETAR;
- Apesar de a cota de preia-mar que ocorre durante o dia ser superior (3.59 m) à cota de preia-mar que ocorre durante a noite (3.40 m), o efeito da altura de maré 3.59 m na condutividade afluyente à ETAR (26800 $\mu\text{S}/\text{cm}$) é menor do que o efeito provocado pela altura de maré 3.40 m (28300 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Isto porque, durante o dia o caudal de água residual é superior ao que ocorre durante a noite e deste modo o caudal afluyente à ETAR sofre diluição com a água residual, fazendo com que desta forma a condutividade afluyente à ETAR seja menor.

Pela análise da Figura 5.40 pode verificar-se, uma vez mais, que quando a preia-mar ocorre durante a noite o desfasamento entre a hora da preia-mar e a hora em que ocorre o pico máximo de condutividade afluyente à ETAR é de cerca de 8 horas. Por outro lado, pode observar-se que quando a preia-mar ocorre durante o dia o desfasamento é de cerca de 6 horas como tinha-se observado anteriormente.

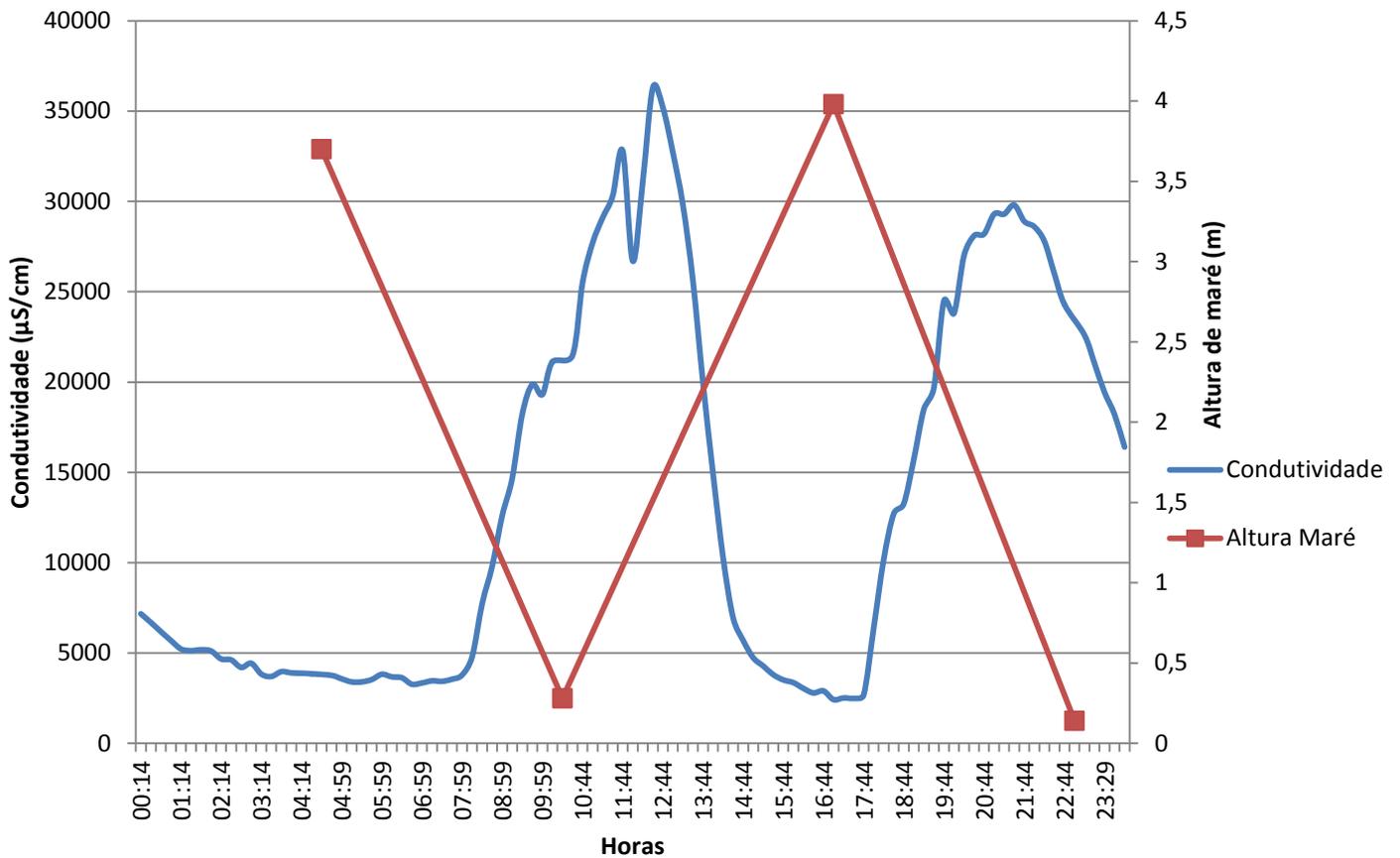


Figura 5.40 - Relação entre a condutividade registada ao longo de um dia na ETAR com as alturas de maré ocorrentes nesse dia (baixa-mar e preia-mar).

Uma vez mais, verifica-se que apesar da cota de preia-mar, que ocorre durante a noite, ser menor do que a cota de preia-mar que ocorre durante o dia o efeito na condutividade afluente à ETAR é muito mais significativo no primeiro caso. Isto é justificado pelo baixo caudal de água residual afluente à ETAR durante o período da noite, não havendo o efeito de diluição.

Considerando as figuras 5.39 e 5.40, pode compreender-se o efeito que a cota de preia-mar tem na condutividade afluente à ETAR. Na Figura 5.39 verifica-se que para uma altura de maré de 3.59 m a condutividade afluente à ETAR é de 26800 µS/cm e para uma altura de maré de 3.40 m a condutividade afluente à ETAR é de 28300 µS/cm. Na Figura 5.40, pode observar-se que para uma altura de maré de 3.70 m a condutividade é de 36300 µS/cm e para uma altura de maré de 3.98 m a condutividade afluente à ETAR é de 29800. Pelos resultados obtidos, pode concluir-se novamente, que quando a altura de preia-mar aumenta a condutividade afluente à ETAR também aumenta.

A Figura 5.41 mostra a relação entre a hora em que ocorre a preia-mar e a condutividade máxima afluyente à E.E do Breyner.

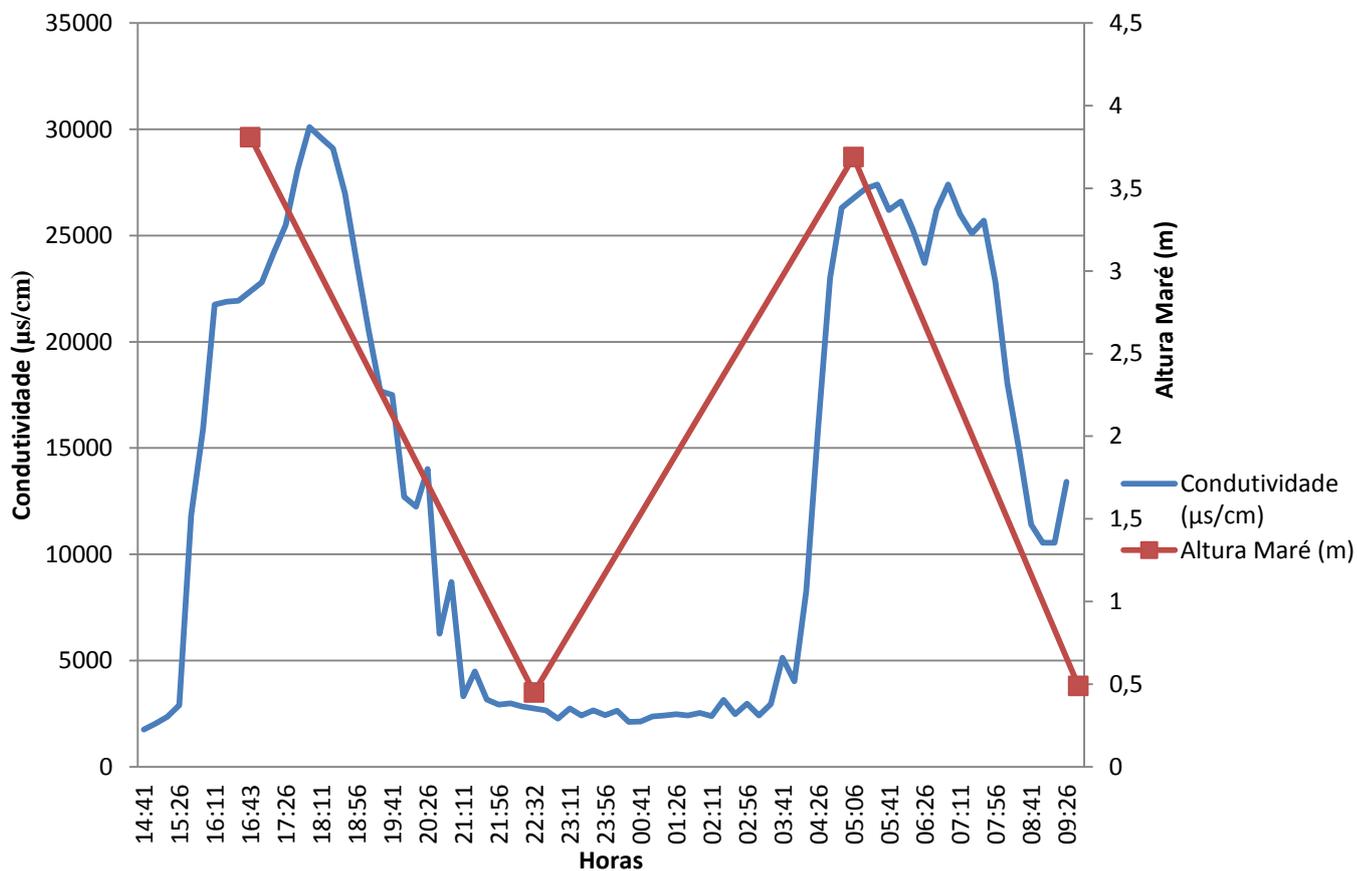


Figura 5.41 - Relação entre a hora em que ocorre a preia-mar e a condutividade máxima afluyente à E.E do Breyner.

Pela observação da Figura 5.41 pode-se concluir que:

- O desfasamento entre a hora em que ocorre a preia-mar e a hora em que ocorre o pico máximo de condutividade afluyente à E.E do Breyner é cerca de uma hora;
- Este desfasamento é muito menor do que o desfasamento em relação à ETAR isto porque refere-se apenas ao tempo de percurso entre a rede de drenagem e a estação elevatória;
- Também na E.E do Breyner é visível a influência que o aumento da cota de preia-mar tem na condutividade afluyente.

A Figura 5.42 evidencia a relação entre a condutividade afluyente à ETAR para diversas cotas de preia-mar. No Anexo VII podem encontrar-se os resultados obtidos da variação da condutividade para diversas cotas de preia-mar.

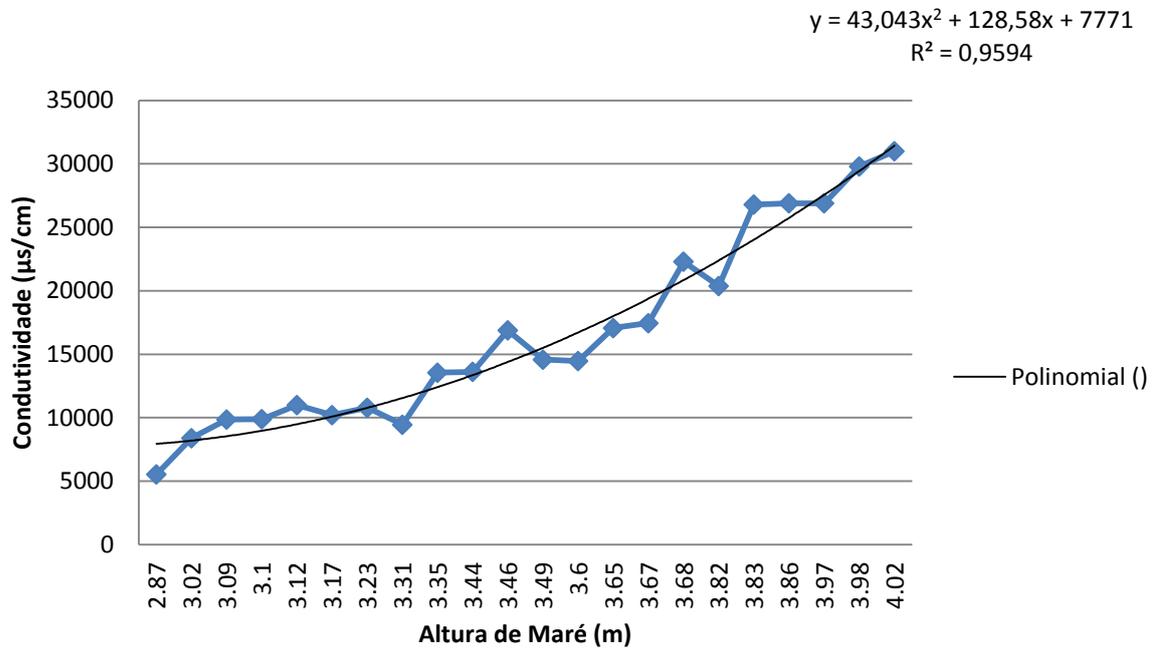


Figura 5.42 – Variação da condutividade afluyente à ETAR para diversas cotas de preia-mar.

Como se pode observar, na maioria das situações, à medida que a cota de preia-mar aumenta a condutividade afluyente à ETAR também aumenta, segundo o que é observável pelo ajuste por mínimos quadrados dos dados à função polinomial quadrática, donde se pode concluir que a condutividade afluyente à ETAR está relacionada com as infiltrações de água estuarina na rede e que depende das variações das alturas da maré. Contudo, a evolução da condutividade com a altura da maré não segue uma tendência linear, o que significa que para alturas de maré menores o aumento da condutividade derivado do aumento da altura da maré é inferior ao aumento da condutividade para maiores alturas de maré. Este resultado é expectável uma vez que para alturas de maré maiores há mais fontes que contribuem para o aumento da salinidade afluyente à ETAR (tal como se pode constatar pelo cruzamento da informação presente nos gráficos das figuras 5.6 e 5.7).

Por último, com o objectivo de compreender qual a EE que contribui de forma mais significativa na salinidade afluyente à ETAR e por conseguinte compreender qual o interceptor com maior contributo realizou-se um balanço de massas para cada situação, cujos cálculos se mostram no Anexo VIII e no Anexo IX.

A Figura 5.43 mostra a relação entre a carga de salinidade afluyente à E.E Porto da Raposa e a carga de salinidade afluyente à E.E do Seixal para diversas cotas de preia-mar.

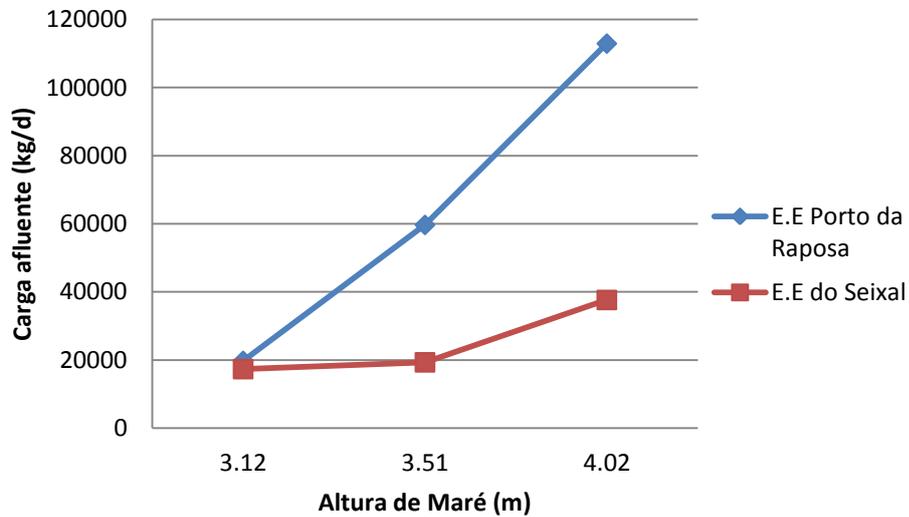


Figura 5.43 - Relação entre a carga de salinidade afluyente à E.E do Porto da Raposa e E.E do Seixal para diversas cotas de preia-mar.

Pela análise da mencionada Figura podemos verificar que o maior contributo de carga de salinidade afluyente à ETAR é proveniente da E.E Porto da Raposa para qualquer que seja a altura de maré (Figura 3.2). Uma vez mais pode verificar-se que à medida que a altura de maré aumenta a carga de salinidade afluyente a qualquer uma das E.E também aumenta.

Por outro lado, a análise da Figura 5.44 permite verificar que a carga de salinidade afluyente à ETAR aumenta com o aumento da cota de preia-mar, o que concorda com o referido anteriormente em relação às estações elevatórias.

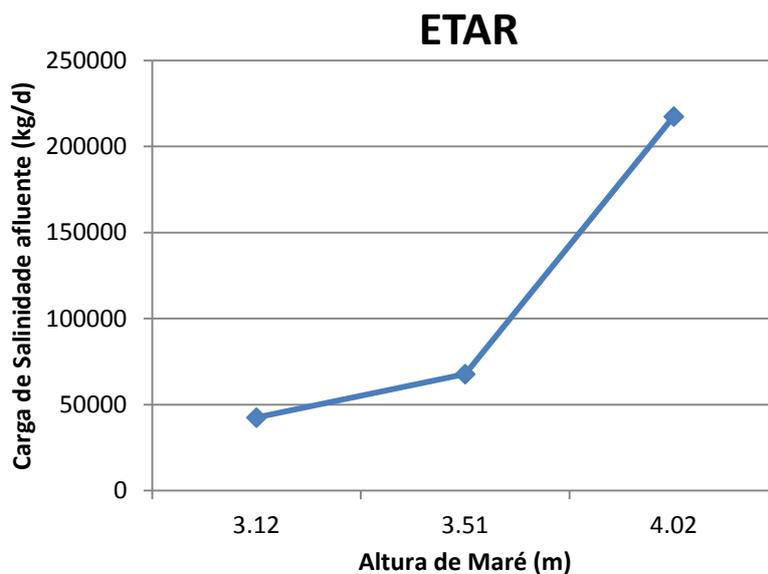


Figura 5.44 – Relação entre a carga de salinidade afluente à ETAR para diversas cotas de preia-mar.

Uma vez que o caudal afluente à E.E Porto da Raposa é proveniente do interceptor da Amora e do interceptor da Arrentela importa compreender qual destes apresenta maior contributo de salinidade na E.E Porto da Raposa e por conseguinte na ETAR. Relativamente à E.E do Seixal não é necessário realizar nenhum balanço de massas porque esta só recebe caudal apenas do interceptor do Seixal.

A relação entre a carga de salinidade afluente ao interceptor da Amora e ao interceptor da Arrentela para diversas cotas de preia-mar pode ser observada na Figura 5.45.

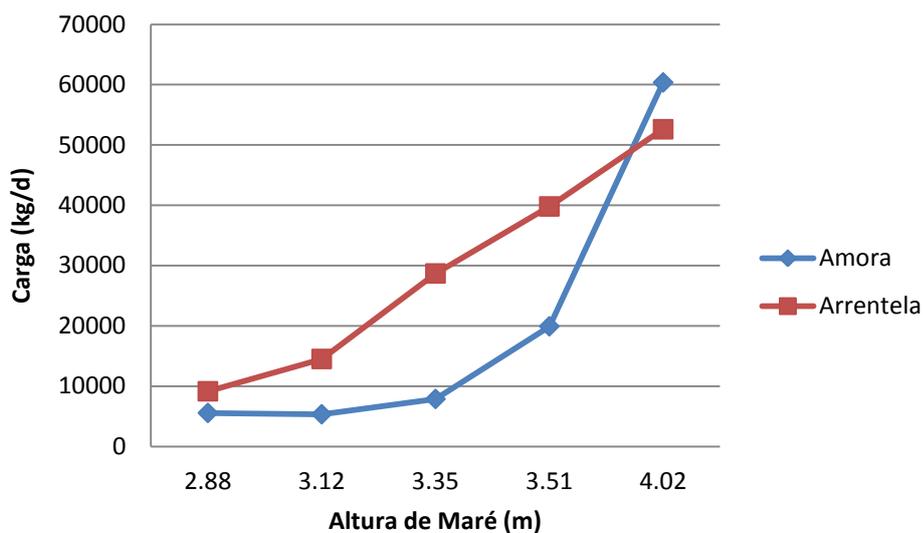


Figura 5.45 – Relação entre a carga de salinidade afluente ao interceptor da Amora e ao interceptor da Arrentela para diversas cotas de preia-mar.

Podemos assim verificar que o interceptor da Arrentela apresenta um maior contributo de carga de salinidade para todas as alturas de maré, com excepção da altura de maré de 4.02 m, em relação ao interceptor da Amora. Isto deve-se ao facto de que, o interceptor da Arrentela, possui uma grande deterioração do betão constituinte das caixas de visita, permitindo infiltrações de água estuarina para qualquer cota de preia-mar. Por sua vez, no interceptor da Amora tais infiltrações de água estuarina, só ocorrem quando a cota a que as válvulas de marés estão instaladas é atingida ou por entregas da rede em baixa. A razão pela qual o contributo da carga de salinidade é maior no interceptor da Amora em relação ao interceptor da Arrentela para uma altura de maré de 4.02 m, deve-se precisamente ao facto de que a cota de uma das caixas de visita da rede em baixa que depois tem entrega na rede da SIMARSUL foi alcançada, permitindo a entrada de grandes volumes de caudal estuarino.

Na Figura 5.46 mostra-se a relação entre o caudal do interceptor da Amora e o caudal do interceptor da Arrentela para diversas cotas de preia-mar.

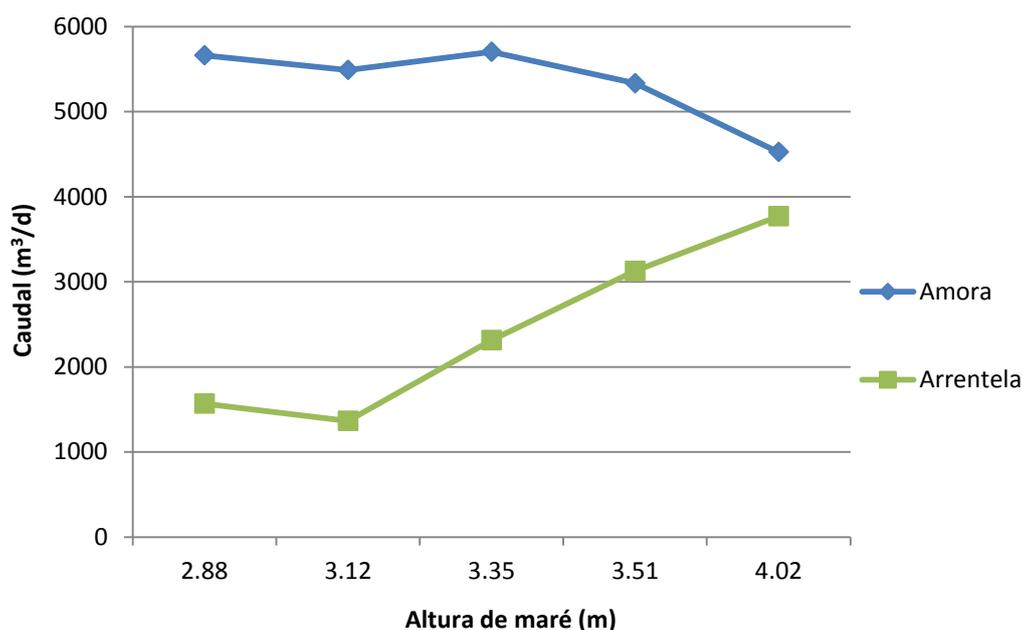


Figura 5.46- Relação entre o caudal afluente ao interceptor da Amora e ao interceptor da Arrentela para diversas cotas de preia-mar.

Podemos assim verificar que o interceptor da Amora apresenta um maior contributo de caudal relativamente ao interceptor da Arrentela para qualquer cota de preia-mar. Contudo, pode verificar-se que à medida que a cota de preia-mar aumenta o contributo do interceptor da Arrentela também começa a aumentar e por sua vez o da Amora começa a diminuir.

Deste modo, pode verificar-se que apesar do interceptor da Arrentela apresentar um maior contributo de carga de salinidade relativamente ao interceptor da Amora, o caudal do interceptor da Arrentela é muito inferior ao caudal do interceptor da Amora. Assim, o contributo de salinidade proveniente do interceptor da Arrentela acaba por ser atenuado pelo caudal proveniente do interceptor da Amora quando estes dois se associam na E.E Porto da Raposa.

5.2 Propostas de Medidas de Minimização

Relativamente às propostas de medidas de minimização essas vão ser feitas apenas direccionadas para a rede de drenagem, visto que é na rede de drenagem que está a origem do problema e onde os custos associados são menores. Desta forma, não faz sentido, apresentar medidas de minimização ou eliminação para a ETAR pois não iria resolver a problemática nem era economicamente viável.

Dada a quantidade considerável de informação recolhida decorrente dos trabalhos de campo efectuados, entende-se existir já material suficiente para que sejam postas em prática algumas acções que visem minimizar no imediato os fenómenos de intrusão salina que se verificam no Município do Seixal.

Desta forma passam-se a listar, por infraestrutura, um conjunto de operações a implementar com o objectivo de iniciar a resolução das problemáticas em questão.

Interceptor da Amora

- **Caixa 410**

Dado o facto do problema identificado na caixa 410 estar directamente relacionado com questões da rede pluvial, cuja gestão é da responsabilidade da CM Seixal, sugere-se que sejam estabelecidos contactos com esta entidade no sentido de avaliar a possibilidade de desactivar as duas ligações existentes à rede da SIMARSUL neste ponto ou, caso esta hipótese não exista, de avançar com a colocação de válvulas de maré para minimização do problema.

- **Caixas 340, 280 e 200**

Nestes três casos propõe-se que seja avaliado o funcionamento das válvulas de maré existentes, cuja instalação foi da responsabilidade da Simarsul, procedendo-se à sua alteração ou substituição caso tal seja necessário.

Deverá também ser considerada a reparação imediata do betão das caixas 340 e especialmente da caixa 280.

- **Recomendações Gerais**

Dada a idade avançada da infraestrutura e o grau de degradação apresentado, recomenda-se um exame mais rigoroso e minucioso ao estado de conservação da mesma, nomeadamente com recurso a inspeção vídeo. Deseja-se que a caracterização obtida seja o mais completa possível, reforçando desta forma as ferramentas de apoio à decisão, para uma melhor e definitiva resolução do problema.

Interceptor da Arrentela

- **Caixas 50, 70, 120, 130 e 140**

Devido à natureza transversal dos problemas detectados nesta infraestrutura aconselha-se que, antes de tomada qualquer acção, seja realizado um levantamento e cadastro deste interceptor que permita uma melhor caracterização do mesmo.

Igualmente, e porque este interceptor já apresenta uma idade considerável, sugere-se a realização de uma inspeção vídeo ao longo de todo o colector para uma melhor compreensão do grau de dano do mesmo, nomeadamente do fundo das caixas de visita.

Consoante o resultado desta análise (inspeção mais cadastro) deverá ser decidido qual o melhor caminho a seguir na resolução do problema em questão, podendo ser necessário vir a considerar a necessidade de realizar investimento numa óptica de melhoria da infraestrutura e com o propósito de evitar as admissões de água estuarina que se verificam presentemente.

- **Caixa 180**

No caso da caixa 180, deve avançar-se com um estudo equivalente aos já realizados para o Emissário da Quinta da Fidalga, que serve a EE da Arrentela, pois é grande a probabilidade de ser esta mais uma fonte (ainda que ligeira devido aos pequenos caudais elevados pela estação elevatória) de entrada de água estuarina na rede em alta.

Interceptor do Seixal

- **By-pass Geral da Estação Elevatória do Seixal**

No caso da ausência de válvula de maré detectada na caixa de entrega do by-pass geral da EE do Seixal, propõe-se que seja contactado de imediato o empreiteiro responsável pela realização da obra da EE, devendo-se interceder junto do mesmo para que seja instalada no imediato um equipamento para que esta situação seja resolvida.

- **Caixa 9**

Mais uma vez sugere-se a pronta intervenção do empreiteiro responsável pela obra na remediação do caso levantado para a caixa 9.

- **Caixas 8 e 15**

Nas caixas 8 e 15 visto que a origem se deve a entradas de maré por via da rede em baixa, cuja gestão é da responsabilidade da CM Seixal, deve esta ser interpelada no sentido de ser promovida a sua integração e envolvimento na resolução das questões problemáticas que se verificam actualmente.

6

Conclusões

Através dos resultados obtidos, pode verificar-se que a origem da intrusão salina se deve ao facto de ocorrer infiltrações na rede a montante da ETAR. Como se observou, parte da rede de drenagem do subsistema do Seixal situa-se em zonas próximas do Estuário do Tejo. Nesta zona, predominam colectores unitários de idade avançada e em mau estado de conservação.

O presente trabalho, recaiu a sua análise sobre o Interceptor do Seixal, Amora e Arrentela visto serem focos de fenómenos de intrusão salina e onde a equipa da SIMARSUL crê conseguir tomar as medidas mais efectivas de atenuação do problema actual.

Deste modo, realizaram-se diversas campanhas de monitorização aos interceptores anteriormente referidos, de modo a identificar os principais pontos críticos onde ocorre infiltração de água do estuário.

Desta análise, resultou que tais infiltrações estavam relacionadas com a variação da altura da maré, pois à medida que a cota de preia-mar aumentava a condutividade afluenta aos interceptores e posteriormente à ETAR também aumentava.

Pela análise dos interceptores da Amora, Seixal e Arrentela compreendeu-se que tais infiltrações se deviam essencialmente aos seguintes factores (1) estado de degradação avançado no betão constituinte das caixas de visita, (2) entregas da rede em baixa e (3) ausência ou mau funcionamento da válvula de maré instalada na descarga de emergência.

Desta avaliação, compreendeu-se também que o interceptor da Amora é o que apresenta o maior contributo de condutividade afluenta à ETAR, pois apesar de não ser o interceptor onde ocorre maiores valores de condutividade, é o que tem o maior contributo de caudal afluenta à ETAR. Deste modo, sugere-se que, caso não seja possível intervir em todos os interceptores ao mesmo tempo por motivos técnicos ou económicos, que seja dada prioridade a este interceptor visto ser o principal contributo de salinidade afluenta à ETAR.

Estas infiltrações na rede de drenagem do Subsistema do Seixal repercutem graves problemas na capacidade de tratamento da ETAR e nos custos de exploração que lhes estão associados.

Ao nível do tratamento da água residual, verificam-se problemas na decantação secundária, inibição da digestão anaeróbia e degradação da qualidade do biogás, formação de precipitados na etapa da digestão anaeróbia e na desidratação e dificuldades no espessamento das lamas.

Relativamente aos impactes causados na infraestrutura evidenciam-se a oxidação dos materiais e dos equipamentos provocada pelos cloretos e a corrosão do betão devido à formação do ácido sulfúrico a partir do sulfídrico.

Destes efeitos evidenciam-se os riscos de incumprimento da licença de descarga, impossibilidade de utilização do sistema de cogeração e danos estruturais na própria instalação, quer em órgãos quer em equipamentos.

Assim, afigura-se urgente a entrada em vigor de um plano de acção, para que sejam tomadas uma série de medidas, que foram apresentadas, necessárias para a minimização das intrusões salinas ocorrentes na rede de drenagem do Seixal e deste modo minimizar ou mitigar os impactes ocorrentes na ETAR do Seixal.

Desta forma sugere-se que sejam envolvidos neste plano os Departamentos de Operação, Manutenção e Engenharia, bem como algumas entidades externas, tais como a CM Seixal, devendo desta interação interdepartamental resultar a implementação de medidas com a finalidade de solucionar a problemática em questão.

7

Referências

Anderson, G. K., Donnelly, T. & Mckeown, K. J. (1982). *Identification and control of inhibition in the anaerobic treatment of industrial wastewater*. *Process Biochemistry*, Vol. 17, 28–32.

APHA (1999). *Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater*.

Araújo, A. L. C., Oliveira, R., Mara, D. D., Pearson, H. W., Silva, S. A. (2000). *Sulphur and phosphorus transformations in wastewater storage and treatment reservoirs in northeast Brazil*. *Water Science & Technology*, Vol. 42, 203–210.

Báscaran, G. M. (2003). *Formación de depósitos de estruvita en EDARs*. *Ingeniería Química*.

Batista, J. R & Jeong, H. J. (2006). *Prediction of struvite formation potential in EBPR digested sludge*. *Water Environmental Foundation*.

Booker, N. A., Priestley, A. J. & Fraser, I. H. (1999). *Struvite Formation in Wastewater Treatment Plants; Opportunities for Nutrient Recovery*. *Environmental Technology*, Vol. 20, 777-782.

Chen, Y., Cheng, J. J & Creamer, K. S. (2007). *Inhibition of anaerobic digestion process: A review*. *Bioresource Technology*, Vol. 99, 4044 – 4064.

Colleran, E., Finnegan, S. & Lens, P. (1995). *Anaerobic treatment of sulphate-containing waste streams*. *Antonie van Leeuwenhoek*. Vol. 67, 29–46.

Colleran, E., Pender, S., Phipott, U., O’Flaherty, V., & Leahy, B. (1998). *Full-scale and laboratory-scale anaerobic treatment of citric acid production wastewater*. *Biodegradation*, Vol. 9, 233–245.

Decreto – Lei nº 236/98, de 1 de Agosto

Decreto – Lei nº 135/2009, de 3 de Julho

Decreto – Lei nº 152/97, de 19 de Junho

Demirel, B. & Yenigün, O. (2002). *Two-phase anaerobic digestion processes: a review*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, Vol. 77, 743–755.

Dimroth, P. & Thomer, A. (1989). *A primary respiratory Na⁺ pump of an anaerobic bacterium: the Na⁺ dependent NADH: quinone oxidoreductase of Klebsiella pneumoniae*. Archives of Microbiology, Vol. 151, 439–444.

Doyle, J. D & Parsons, S. A. (2002). *Struvite formation, control and recovery*. Water Research, Vol. 36, 3925- 3940.

Feijoo, G., Soto, M., Méndez, R. & Lema, J. M. (1995). *Sodium inhibition in the anaerobic digestion process: Antagonism and adaptation phenomena*. Enzyme and Microbial Technology, Vol. 17, 180-188.

Fong – Yuan Ma (2012). *Corrosive Effects of Chlorides on Metals, Pitting Corrosion*. Prof. Nasr Bensalah (Ed.), ISBN 978 – 953 – 51- 0275-5, InTech.

Fu, X., Shen & W. (1990). *Physical-Chemistry*, China Higher Education Publisher, Vol. 4, 247–248.

Gadekar, S., Nemati, M. & Hill, G.A. (2006). *Batch and continuous biooxidation of sulphide by Thiomicrospira sp. CVO: reaction kinetics and stoichiometry*. Water Research, Vol. 40, 2436–2446.

Harada, H., Uemura, S. & Monomoi, K. (1994). *Interactions between sulphate-reducing bacteria and methane-producing bacteria in UASB reactors fed with low strength wastes containing different levels of sulphate*. Water Research, 355–367.

Hilton, B. L. & Oleszkiewicz, J. A. (1988). *Sulphide-induced inhibition of anaerobic digestion*. Journal of Environmental Engineering, Vol. 114, 1377–1391.

How, Y. Ng, Say L. Ong & Wun J. Ng (2005). *Effects of Sodium Chloride on the Performance of a Sequencing Batch Reactor*. Journal of Environmental Engineering, Vol. 131, 1557-1564.

Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. & Tanaka, N. (2000). *An integrated aerobic/anaerobic approach for prediction of sulphide formation in sewer*. Water Science Technology, Vol. 41, 107–115.

Irene, M. C. Lo., Keith, C. K. Lai & Chen, G. H. (2001). *Salinity effect on mechanical Dewatering of Sludge with and without chemical conditioning*. Environmental Science Technology, Vol. 35, 4691-4696.

Kargi, F., Dinçer, A. R. (1997). *Biological treatment of saline wastewater by fed-batch operation*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, Vol. 69, 167 – 172.

Kargi, F.(2002). *Enhanced biological treatment of saline wastewater by using halophilic bacteria*. Biotechnology Letters, Vol.24, 1569-1572.

Kelleher, B. P., Leahy, J. J., Henihan, A. M., O'Dwyer, T. F., Sutton, D. & Leahy, M. J. (2000). *Advances in poultry litter disposal technology – a review*. Bioresource Technology., Vol. 83, 27–36.

Kincannon, D. F. & Gaudy, A. F. (1968). *Response of Biological Waste Treatment Systems to Changes in Salt Concentrations*. Biotechnology and Bioengineering, Vol. 10, 483 - 496.

Koster, I. W., Rinzema, A., De Vegt, A. L. & Lettinga, G.(1986). *Sulfide inhibition of the methanogenic activity of granular sludge at various pH levels*. Water Research, Vol. 20, 1561–1567.

Kroeker, E. J., Schulte, D. D., Sparling, A. B. & Lapp, H. M. (1979). *Anaerobic treatment process stability*. Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 51, 718–727.

Kugelman, I. J. & McCarty, P. L. (1965). *Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment*. I. Slug feed studies. Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 37, 97–116.

Lawton, G.W. & Eggert, C. V. (1957). *Effect of high sodium chloride concentration on trickling filter slimes*. Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 29, No. 11, 1228 – 1236.

Lefebvre, O. & Moletta, R. (2006). *Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: A literature review*. Water Research, Vol. 40, 3671 – 3682.

Lewis, E. L. & Perkin, R. G. (1978). *Salinity: its definition and calculation*. Journal of Geophysical Research, Vol. 83, 466- 478.

Libes, S. M. (2009). *Introduction to Marine Biogeochemistry (2th ed.)*. Conway, South Carolina. Elsevier, Inc.

Licença de Utilização de Recursos Hídricos para Rejeição de Águas Residuais da ETAR do Seixal, 2012.

Ludzack, F. J. & Noran, P. K. (1965). *Tolerance of high salinities by conventional wastewater treatment process*. Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 37, 1404- 1416.

Memória descritiva- Projecto de Execução da ETAR do Seixal SIMARSUL. 2007.

Mendéz, R., Lema, J. M. & Soto, M. (1995). *Treatment of seafood-processing wastewaters in mesophilic and thermophilic anaerobic filters*. Water Environment Research, Vol. 67, 33–45.

Metcalf & Eddy, (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse (4th ed.)*. McGraw-Hill, Inc., New York.

Monteny, J., Vincke, E., Beeldens, A., De Belied, N., Taerwe, L., Van Gemert, D. & Verstraete, W. (2000). *Chemical, microbiological, and in situ test methods for biogenic sulfuric acid corrosion of concrete*. Cement and Concrete Research, Vol. 30, 623–634.

Ng, H.Y., Ong, S.L., Ng,W.J.(2005). *Effects of sodium chloride on the performance of a sequencing batch reactor*. Journal Environmental Eng-ASCE 131 (11), 1557–1564.

Parande, A. K., Ramsamy, P. L., Ethirajan, S., Rao, C. R. K. & Palanisamy, N. (2006). *Deterioration of reinforced concrete in sewer environments*. Proc. Inst. Civ. Eng.-Municipal Eng., Vol. 159, 11–20.

Pelletier, R. (2005). *Controlling Struvite without Chemicals or Changes in Plant Operation*. The Troubleshooting Way, Water Resources Journal, Florida.

Pohland, F. G. & Ghosh, S. (1971). *Developments in anaerobic stabilization of organic wastes – the two-phase concept*. Environmental Research Letters, Vol. 1, 255–266.

Prawoto, Y., Ibrahim, K. & Wan Nik, W. B (2009). *Effect of pH and chloride concentrations on the corrosion of duplex stainless steel*. The Arabian Journal for Science and Engineering, Vol. 34.

Rinzema, A., Van Lier, J. & Lettinga, G. (1988). *Sodium inhibition of acetoclastic methanogens in granular sludge from a UASB reactor*. Enzyme and Microbial Technology, Vol. 10, 101 – 109.

Salvadó, H., Mas, M., Menendez, S., Gracia, M.P. (2001). *Effects of shock loads of salt on protozoan communities of activated sludge*. Acta Protozool, Vol. 40, 177-185.

Soto, M., Mendéz, R. & Lema, J. M. (1993). *Sodium inhibition and sulphate reduction in the anaerobic treatment of mussel processing wastewaters*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, Vol. 58, 1–7.

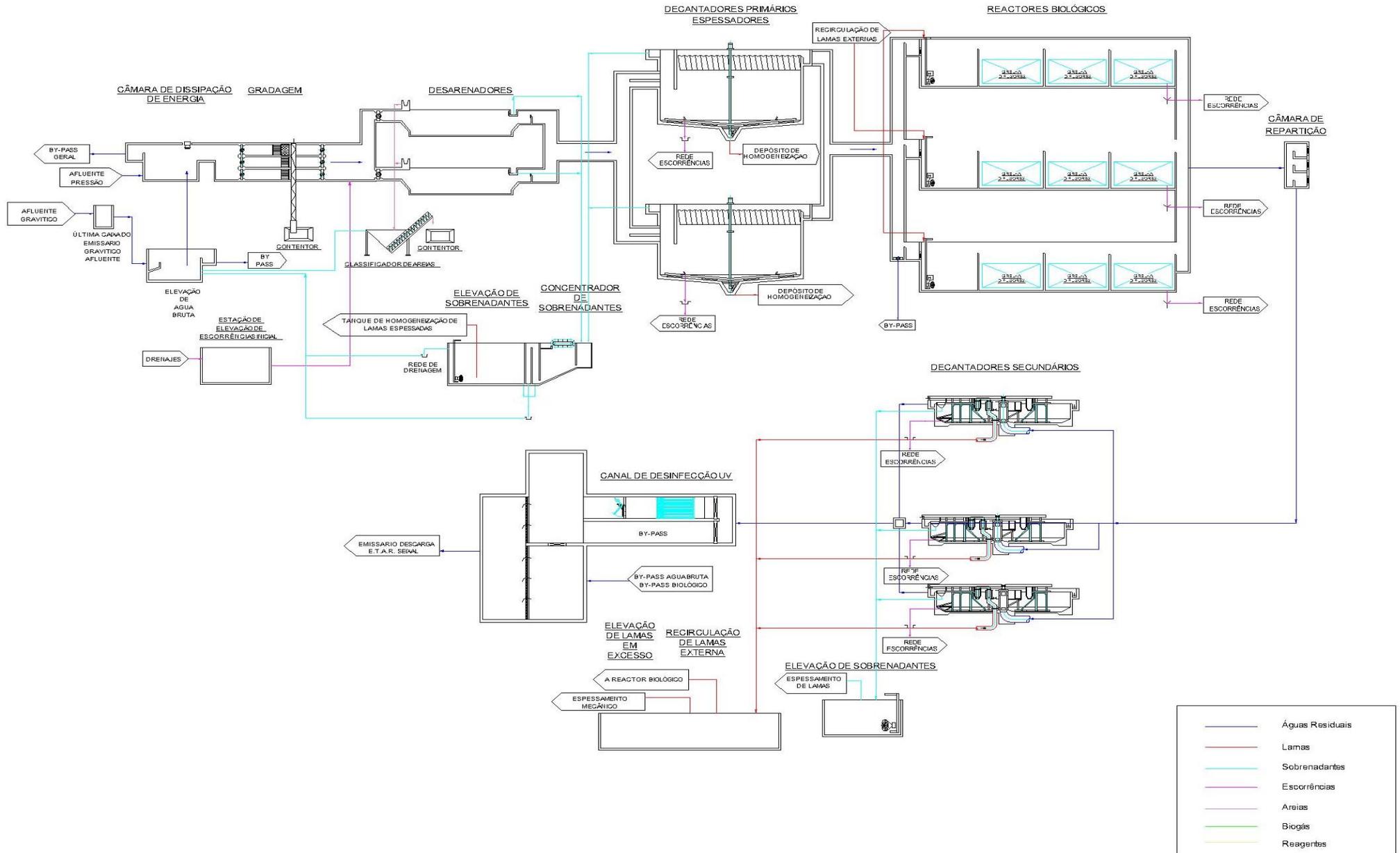
Woolard C. R., Irvine R. L. (1995). *Treatment of hypersaline wastewater in the sequencing batch reactor*. Water Research, Vol. 29, 1159 – 1168.

Yang, W., Vollertsen, J. & Hvitved-Jacobsen, T. (2005). *Anoxic sulfide oxidation in wastewater of sewer networks*. Water Science and Technology, Vol. 52, 191–199.

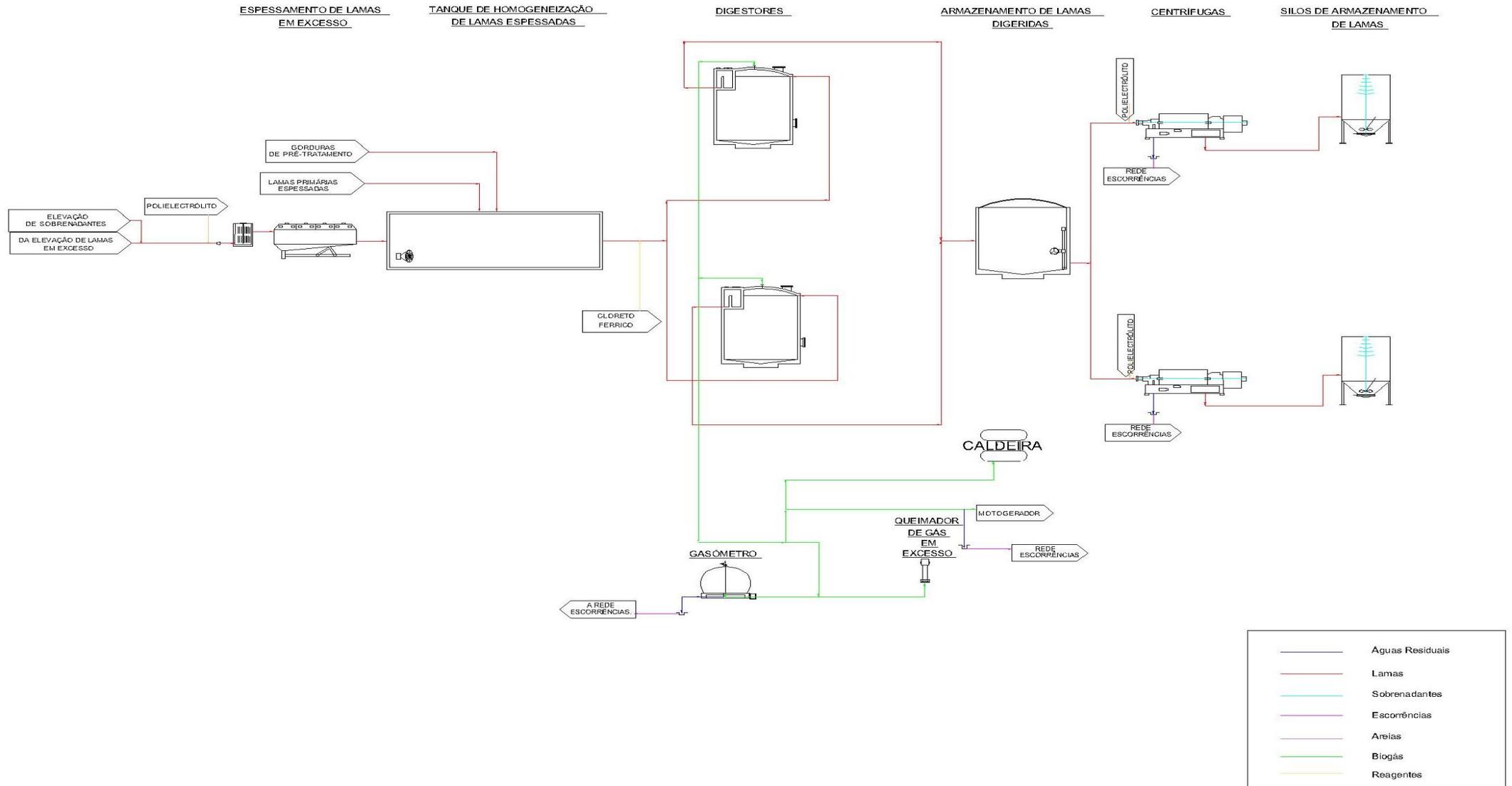
Yongsiri, C., Vollertsen, J. & Hvitved-Jacobsen, T. (2004). *Hydrogen sulfide emission in sewer networks: a two-phase modeling approach to the sulfur cycle*. Water Science and Technology, Vol. 50, 161–168.

Anexos

Anexo I – Diagrama Linear Fase Líquida



Anexo II – Diagrama Linear (Fase Sólida e Gasosa)



Anexo III - Planta de Localização do Interceptor da Arrentela, Amora e Seixal



Anexo IV - Valores de condutividade obtidos ao longo do Interceptor da Amora para várias cotas de preia-mar.

Condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}$)										
Altura Maré (m) / Nº Caixa	E.E Porto Raposa	20	70	80	120	280	340	350	380	410
2,88	3650	5500	1760	*	*	*	*	*	*	*
3,12	5200	9000	1744	*	*	1243	525	*	1026	*
3,35	8200	11200	2480	*	*	1185	1208	*	*	*
3,51	12700	17000	6720	*	7460	2500	1400	*	*	*
3,73	14500	21000	12570	*	12110	12980	8730	1500	1358	*
4,02	24500	20000	24000	23300	24800	38000	46000	25800	31000	43000

Anexo V- Valores de Condutividade obtidos ao longo do Interceptor do Seixal para várias cotas de preia-mar.

Condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}$)						
Altura Maré (m)/ Nº Caixa	E.E	2	8	9	12	15
3,12	36800	47100	42700	38900	41100	38900
3,35	*	*	*	*	*	*
3,51	37000	*	*	*	*	*
3,73	*	44000	*	29700	33800	35500
4,02	42400	*	*	*	*	*

Anexo VI - Valores de condutividade obtidos ao longo do Interceptor da Arrentela para várias cotas de preia –mar.

Conductividade (µs/cm)												
Nº Caixa/ A. Maré (m)	20	50	70	90	100	110	120	130	160	180	190	200
2,88	10470	9720	4050	2510	3250	3380	7100	1436	1383	950	*	*
3,12	19100	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
3,35	22300	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
3,51	22900	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
3,68	24800	21400	15500	13300	27000	35500	36500	33400	41800	41000	1020	982
4,02	25100	26800	18200	*	22000	*	18500	*	*	44000	*	*

Anexo VII - Valores de condutividade obtidos no afluente bruto da ETAR para várias cotas de preia-mar.

Altura maré (m)	Condutividade máx ETAR
2,87	5540
3,02	8390
3,09	9860
3,10	9890
3,12	11000
3,17	10210
3,23	10790
3,31	9450
3,35	13550
3,44	13620
3,46	16890
3,49	14580
3,60	14470
3,65	17070
3,67	17450
3,68	22300
3,82	20380
3,83	26800
3,86	26900
3,97	26900
3,98	29800
4,02	31000

Anexo VIII – Balanço de Massas para a E.E do Seixal, E.E Porto da Raposa e para a ETAR.

Altura Maré (m)	Condutividade ($\mu\text{s/cm}$)			Salinidade (mg/L)			Caudais (m^3/d)			Carga (kg/d)		
	EE P.R	Seixal	ETAR	EE P.R	Seixal	ETAR	EE P.R	Seixal	ETAR	EE P.R	Seixal	ETAR
3.12	5200	36800	11000	2889	20444	6111	6855	850	6951	19803	17378	42478
3.51	12700	37000	14600	7056	20556	8111	8460	942	8352	59690	19363	67744
4.02	24500	42400	31000	13611	23556	17222	8297	1599	12625	112931	37665	217431

Anexo IX – Balanço de Massas para o interceptor da Arrentela, interceptor da Amora e E.E Porto da Raposa.

Data	Altura Maré (m)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			Salinidade (mg/l)			Caudal (m^3/d)			Carga (kg/d)		
		Amora (70)	Arrentela (20)	E.E Porto da Raposa	Amora (70)	Arrentela (20)	E.E Porto da Raposa	Amora	Arrentela	E.E Porto da Raposa	Amora	Arrentela	E.E Porto da Raposa
05-Ago	2.88	1760	10470	3650	978	5817	2028	5662	1569	7231	5536	9126	14663
20-Jun	3.12	1744	19100	5200	969	10611	2889	5490	1365	6855	5319	14484	19803
24-Jun	3.35	2480	22300	8200	1378	12389	4556	5703	2314	8017	7857	28668	36522
27-Jun	3.51	6720	22900	12700	3733	12722	7056	5333	3127	8460	19910	39782	59690
14-Jul	4.02	24000	25100	24500	13333	13944	13611	4526	3771	8297	60347	52585	112931

