

**Monitorização e Simulação de Desempenho, em termos  
de sulfuretos e de gás sulfídrico, de Sistemas de  
Drenagem de Águas Residuais Industriais – Aplicação ao  
Caso de Estudo de Alcanena**

**Manuel Maria Moreno Cid Peixeiro**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Civil

**Engenharia Civil**

Orientador: Professor José Manuel de Saldanha Gonçalves Matos

Orientador: Professora Filipa Maria Santos Ferreira

**Júri**

Presidente: Professor Rodrigo de Almada Cardoso Proença de Oliveira

Orientador: Professor José Manuel de Saldanha Gonçalves Matos

Vogal: Professor António Jorge Silva Guerreiro Monteiro

**Dezembro de 2020**

## **DECLARAÇÃO**

Declaro que o presente documento é um trabalho original da minha autoria e que cumpre todos os requisitos do Código de Conduta e Boas Práticas da Universidade de Lisboa.



## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer ao Professor José Saldanha Matos, pela orientação ao longo deste trabalho, pelo apoio técnico e científico, pela constante disponibilidade e motivação, pelas sugestões e revisão de todo o texto.

Agradeço à minha orientadora, Professora Filipa Ferreira, pelo apoio técnico e científico, pela constante disponibilidade, motivação e pelos conselhos ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço também à AQUANENA, pelo fornecimento dos dados relativos às campanhas de monitorização realizadas, à Câmara Municipal de Alcanena (CMA) pelo fornecimento dos dados relativos às campanhas de inspeção e cadastro do sistema de drenagem de águas residuais e a HIDRA, Hidráulica e Ambiente Lda., pelo apoio e fornecimento de dados, fundamentais para a realização da presente dissertação.

Por fim, gostaria de agradecer à minha família e amigos por todo o apoio e motivação.



# Monitorização e Simulação de Desempenho, em termos de sulfuretos e de gás sulfídrico, de Sistemas de Drenagem de Águas Residuais Industriais – Aplicação ao Caso de Estudo de Alcanena

Manuel Maria Moreno Cid Peixeiro

## RESUMO

As águas residuais sofrem alterações físicas, químicas e biológicas durante o seu transporte ao longo de coletores. Em sistemas de drenagem, os tempos de percurso podem ser elevados, resultando, na massa líquida, na variação das concentrações de oxigénio dissolvido, sulfuretos dissolvidos, carência química de oxigénio, potencial redox e pH. Na ausência de oxigénio, as condições de septicidade estabelecem-se e associam-se à formação de sulfuretos, o que pode resultar na libertação de gás sulfídrico, em corrosão, toxicidade e odores ofensivos.

A septicidade em redes de drenagem é agravada com a descarga de efluentes com elevadas cargas contaminantes, como ocorre no caso das indústrias de curtumes. Relativamente ao processo de curtimenta, existem várias operações físico-químicas e mecânicas, no entanto, é a operação de caleiro a que gera efluentes com maior carga contaminante, especialmente em termos de sulfuretos. Em Portugal, cerca de 80% das unidades de curtumes localizam-se na zona de Alcanena, sendo sistemáticas as ocorrências reportadas à AQUANENA e à Câmara Municipal de odores ofensivos provenientes do sistema de drenagem industrial e da própria ETAR.

Com a presente dissertação, pretende-se simular a evolução das condições de septicidade ao longo do sistema de drenagem de águas residuais industriais de Alcanena, a partir de um modelo (AeroSept+) desenvolvido na linguagem *Visual Basic for Applications* (VBA), tendo como base, os resultados de campanhas de monitorização de sulfuretos e gás sulfídrico, realizadas em alguns pontos do sistema.

**Palavras-chave:** Septicidade; Gás sulfídrico; Águas residuais; Sistemas de drenagem; Curtumes; Alcanena.



# Monitoring and Performance Simulation, in terms of sulfides and hydrogen sulfide gas of an Industrial Wastewater Drainage System –Case Study of Alcanena, in Portugal

Manuel Maria Moreno Cid Peixeiro

## ABSTRACT

Wastewater undergoes physical, chemical and biological changes while flowing along sewer systems. In fact, when serving large areas, the travel time of the wastewater in the sewer systems may be of several hours, bringing about significant changes, namely in the redox potential, dissolved oxygen and dissolved sulfides concentrations, chemical oxygen demand and pH. These changes are particularly important due to the potential increase of sulfide formation and release of hydrogen sulfide gas and the occurrence of corrosion, toxicity and offensive odors.

Septicity in drainage systems is aggravated by the discharge of effluents with high contaminating loads, like those that occur in tanneries. Regarding the tanning process, there are several physical-chemical and mechanical operations, however, it's the liming operation that generates effluents with the highest contaminant load, especially in terms of sulfides. In Portugal, around 80% of tannery industries are located in Alcanena, being systematic the occurrences reported to AQUANENA and the City Council, about the offensive odors from the industrial drainage system and the WWTP itself.

This master thesis intends to simulate the evolution of septic conditions along the industrial wastewater drainage system of Alcanena, using a model (AeroSept +) developed in the programming language *Visual Basic for Applications* (VBA), having as background, the results of the monitoring campaigns for sulfides and hydrogen sulfide, carried out in some points of the system.

**Keywords:** Septicity; Hydrogen Sulfide; Wastewater; Drainage systems; Tanneries; Alcanena.





## ÍNDICE DE TEXTO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
1.1 ENQUADRAMENTO E OBJETIVOS .....	1
1.2 ESTRUTURA DO TRABALHO .....	2
<b>2. PROBLEMÁTICA DOS SULFURETOS E GÁS SULFÍDRICO EM ÁGUAS RESIDUAIS .....</b>	<b>3</b>
2.1 CONSIDERAÇÕES INTRODUTÓRIAS.....	3
2.2 ORIGEM, NATUREZA E PROPRIEDADES DOS SULFURETOS .....	3
2.3 EFEITOS DO GÁS SULFÍDRICO.....	7
<b>3. AEROBIOSE E SEPTICIDADE EM SISTEMAS DE DRENAGEM DE ÁGUAS RESIDUAIS.....</b>	<b>10</b>
3.1 ASPETOS GERAIS .....	10
3.2 FASE AERÓBIA .....	11
3.2.1 <i>Rearejamento</i> .....	11
3.2.2 <i>Consumo de oxigénio dissolvido</i> .....	12
3.2.3 <i>Evolução da concentração de oxigénio dissolvido</i> .....	15
3.3 FASE SÉPTICA.....	16
3.3.1 <i>Evolução da concentração de sulfuretos na massa líquida</i> .....	16
3.3.2 <i>Libertação de gás sulfídrico e corrosão de coletores</i> .....	19
<b>4. SIMULAÇÃO DE SULFURETOS E GÁS SULFÍDRICO EM SISTEMAS DE DRENAGEM DE ÁGUAS RESIDUAIS..</b>	<b>24</b>
4.1 ESTADO DO MODELO .....	24
4.2 DESCRIÇÃO DO MODELO .....	27
4.2.1 <i>Módulo 1: Parâmetros hidráulicos</i> .....	28
4.2.2 <i>Módulo 2: Fase líquida</i> .....	30
4.2.3 <i>Módulo 3: Fase gasosa</i> .....	36
<b>5. A INDÚSTRIA DOS CURTUMES: CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE ÁGUAS RESIDUAIS ALCANENA .....</b>	<b>41</b>
5.1 ASPETOS INTRODUTÓRIOS.....	41
5.2 A INDÚSTRIA DE CURTUMES.....	41
5.2.1 <i>Aspetos gerais</i> .....	41
5.2.2 <i>Processo de produção de curtumes</i> .....	42
5.2.3 <i>Caracterização das cargas contaminantes geradas</i> .....	43
5.2.4 <i>Caracterização dos processos físico-químicos na produção de curtumes</i> .....	44
5.3 DESCRIÇÃO SUMÁRIA DO SISTEMA DE ÁGUAS RESIDUAIS DE ALCANENA .....	46
5.4 REGULAMENTO DE DESCARGA.....	49
5.5 ESTADO ATUAL DO SISTEMA E SÍNTESE DOS PRINCIPAIS PROBLEMAS .....	51
<b>6. TRABALHO DE CAMPO – MONITORIZAÇÃO DE SULFURETOS E GÁS SULFÍDRICO NO SISTEMA DE DRENAGEM. ....</b>	<b>55</b>
6.1 OBJETIVOS E PLANEAMENTO.....	55
6.2 RESULTADOS DA FASE LÍQUIDA .....	56
6.3 RESULTADOS DA FASE GASOSA .....	58

<b>7.</b>	<b>SIMULAÇÃO DE DESEMPENHO “SANITÁRIO” DO SISTEMA DE DRENAGEM INDUSTRIAL DE ALCANENA .</b>	<b>61</b>
7.1	ASPETOS GERAIS E TOPOLOGIA DO SISTEMA .....	61
7.2	DESEMPENHO HIDRÁULICO DO SISTEMA.....	64
7.2.1	<i>Breve descrição da representação do sistema e metodologia. ....</i>	<i>64</i>
7.2.2	<i>Avaliação do desempenho hidráulico em tempo seco. ....</i>	<i>66</i>
7.3	SIMULAÇÃO DE SULFURETOS E GÁS SULFÍDRICO (AEROSEPT+) .....	69
7.3.1	<i>Cenários simulados.....</i>	<i>69</i>
7.3.2	<i>Apresentação e discussão de resultados.....</i>	<i>71</i>
7.4	PRINCIPAIS CONCLUSÕES E PROPOSTAS DE BENEFICIAÇÃO .....	76
<b>8.</b>	<b>SINTESE E PROPOSTA PARA PROSSEGUIMENTO DA INVESTIGAÇÃO E TRABALHOS FUTUROS .....</b>	<b>77</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>79</b>
	<b>ANEXOS.....</b>	<b>81</b>
	<b>ANEXO 1 – LISTA DAS UNIDADES INDUSTRIAIS FISCALIZADAS.....</b>	<b>83</b>

## ÍNDICE DE QUADROS

QUADRO 2.1 - IDENTIFICAÇÃO DE REAÇÕES EM COLETORES DE ÁGUAS RESIDUAIS (ADAPTADO DE EPA 1985). .....	4
QUADRO 2.2 - INFLUÊNCIA DO PH NA FORMAÇÃO DE SULFURETOS (ADAPTADO DE MATOS 1992). .....	6
QUADRO 3.1 - TAXAS DE CONSUMO DE OXIGÊNIO NO INTERIOR DA MASSA LÍQUIDA (ADAPTADO DE AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS 1989). .....	13
QUADRO 3.2 - RELAÇÃO DO PARÂMETRO EMPÍRICO DE POMEROY (Zp) COM O SULFURETO DE HIDROGÊNIO (ADAPTADO DE MATOS 1992). .....	18
QUADRO 3.3 - SOLUÇÕES ANALÍTICAS DA EQUAÇÃO GERAL DO BALANÇO DE GÁS SULFÍDRICO NUM COLETOR (ADAPTADO DE MATOS 1992). .....	22
QUADRO 5.1 - PERCENTAGEM DE CARGA CONTAMINANTE POR OPERAÇÃO (ADAPTADO DE CTIC, 2015). .....	46
QUADRO 5.2 - QUANTIDADE DE CARGA CONTAMINANTE POR TONELADA DE PELE EM BRUTO (ADAPTADO DE CTIC, 2015). .....	46
QUADRO 5.3 - VALORES MÁXIMOS DIÁRIOS DAS ÁGUAS RESIDUAIS A DESCARREGAR NO SISTEMA DE ALCANENA (AUSTRALIA, 2014). .....	50
QUADRO 5.4 - VALORES MÁXIMOS PONTUAIS DAS ÁGUAS RESIDUAIS A DESCARREGAR NO SISTEMA DE ALCANENA (AUSTRALIA, 2014). .....	50
QUADRO 6.1 - SUMÁRIO DE PROCEDIMENTOS PARA CAMPANHA DE MONITORIZAÇÃO DE SULFURETOS E GÁS SULFÍDRICO. ....	56
QUADRO 6.2 - RESULTADOS DE MONITORIZAÇÃO DE FASE LÍQUIDA (14 A 15 JULHO). .....	57
QUADRO 6.3 - RESULTADOS DE MONITORIZAÇÃO DE FASE LÍQUIDA (21 A 22 JULHO). .....	57
QUADRO 6.4 - RESULTADOS DE MONITORIZAÇÃO DE FASE LÍQUIDA (23 A 24 JULHO). .....	57
QUADRO 6.5 - RESULTADOS DE MONITORIZAÇÃO DE FASE LÍQUIDA (27 A 28 JULHO). .....	57
QUADRO 7.1 - PRINCIPAIS CONTRIBUIÇÕES DE CAUDAL INDUSTRIAL PARA O SISTEMA DE SANEAMENTO DE ALCANENA. ....	62
QUADRO 7.2 - DIFERENÇA ENTRE OS CAUDAIS MÉDIOS MEDIDOS NAS CAMPANHAS DE MONITORIZAÇÃO E OS CAUDAIS MÉDIOS INDUSTRIAIS. ....	63
QUADRO 7.3 -CORRESPONDÊNCIA ENTRE NÓS NA MODELAÇÃO E AS CÂMARAS DE VISITA, REDE INDUSTRIAL. ....	64
QUADRO 7.4 - CARACTERÍSTICAS DAS BACIAS (REDE INDUSTRIAL, MODELO SWMM). .....	66
QUADRO 7.5 - DADOS DE INPUT UTILIZADOS NO MODELO AEROSEPT+. .....	70

## ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 2.1 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA FORMAÇÃO DOS SULFURETOS NUM COLETOR (ADAPTADA DE MATOS 1992). .....	5
FIGURA 2.2 - CONCENTRAÇÃO DE EQUILÍBRIO DAS ESPÉCIES DE SULFURETOS EM FUNÇÃO DO PH (MATOS, 1991). .....	7
FIGURA 2.3 - IMPACTES DO GÁS SULFÍDRICO NA SAÚDE HUMANA. ....	9
FIGURA 4.1 – ESPAÇO ONDE SÃO INTRODUZIDOS OS PARÂMETROS DO SISTEMA PARA OS VÁRIOS CENÁRIOS A SIMULAR. ....	26
FIGURA 4.2 - EXEMPLO DE RESULTADOS GRÁFICOS OBTIDOS PELO MODELO (OPÇÃO 1). ....	27
FIGURA 4.3 - EXEMPLO DE RESULTADOS GRÁFICOS OBTIDOS PELO MODELO (OPÇÃO 2). ....	27
FIGURA 4.4 - PARÂMETROS DO SISTEMA, A INTRODUIR PELO UTILIZADOR. ....	28
FIGURA 4.5 - ELEMENTOS GEOMÉTRICOS DE COLETORES DE SECÇÃO CIRCULAR (QUINTELA, 1981). ....	29
FIGURA 4.6 - EXEMPLO DE COMENTÁRIO FORNECIDO PELO PROGRAMA, RELATIVAMENTE AO INCUMPRIMENTO DOS DECRETOS REGULAMENTARES. ....	30
FIGURA 4.7 - FLUXOGRAMA DE CÁLCULO DOS PARÂMETROS HIDRÁULICOS DO ESCOAMENTO. ....	30
FIGURA 4.8 - INTERAÇÕES E PRINCIPAIS FATORES QUE INTERVÊM NO BALANÇO DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO EM COLETORES DE ÁGUAS RESIDUAIS (ADAPTADO DE MATOS 1992). ....	31
FIGURA 4.9 - FLUXOGRAMA DE CÁLCULO DOS PARÂMETROS DA FASE LÍQUIDA EM CONDIÇÕES AERÓBIAS. ....	33
FIGURA 4.10 - INTERAÇÕES E PRINCIPAIS FATORES QUE INTERVÊM NO BALANÇO DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO EM COLETORES DE ÁGUAS RESIDUAIS (ADAPTADO DE MATOS 1992). ....	34
FIGURA 4.11 - FLUXOGRAMA DE CÁLCULO DOS PARÂMETROS DA FASE LÍQUIDA EM CONDIÇÕES ANAERÓBIAS. ....	35
FIGURA 4.12 - INTERAÇÕES E PRINCIPAIS FATORES QUE INTERVÊM NO BALANÇO DE GÁS SULFÍDRICO NA ATMOSFERA DE COLETORES DE ÁGUAS RESIDUAIS (ADAPTADO DE MATOS 1992). ....	36
FIGURA 4.13 - FLUXOGRAMA DE CÁLCULO DA CONCENTRAÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO A MONTANTE. ....	38
FIGURA 4.14 - FLUXOGRAMA DE CÁLCULO DA CONCENTRAÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO A JUSANTE. ....	40
FIGURA 5.1 - ESQUEMATIZAÇÃO DAS DIVERSAS FASES ENVOLVIDAS NA PRODUÇÃO DE CURTUMES E RESPECTIVAS OPERAÇÕES. ....	42
FIGURA 5.2 - ESQUEMATIZAÇÃO DOS DOIS GRANDES GRUPOS DE CURTUME (ADAPTADO DE CTIC, 2015). ....	43
FIGURA 5.3 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA PLANTA DE LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA INDUSTRIAL DE ALCANENA. ....	48
FIGURA 5.4 - EXEMPLOS DE CÂMARAS DE VISITA COM A TAMPA EM ELEVADO ESTADO DE CORROSÃO E ARO PARTIDO. ....	52
FIGURA 5.5 - EXEMPLOS DE CÂMARAS DE VISITA COM INFILTRAÇÕES NAS JUNTAS (ESQ.) E COM SOLEIRA COM UM GRAU ELEVADO DE CORROSÃO (DIR.).....	53
FIGURA 5.6 - EXEMPLOS DE RAMAIS MAL SELADOS. ....	53
FIGURA 5.7 - EXEMPLOS DE CÂMARAS ONDE SE OBSERVARAM ESPUMAS (ESQ.) E ACUMULAÇÃO DE SEDIMENTOS (DIR.).....	54
FIGURA 6.1 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS PONTOS ESCOLHIDOS PARA AS CAMPANHAS DE MONITORIZAÇÃO. ....	55
FIGURA 6.2 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO NO EMISSÁRIO DE MONSANTO (P1.B) – 27 A 29 JULHO 2020. ..	58
FIGURA 6.3 - COMPARAÇÃO ENTRE O H <sub>2</sub> S E OS CAUDAIS ESCOADOS NO EMISSÁRIO DE MONSANTO (P1.B) - 27 A 29 JULHO 2020. 59	59
FIGURA 6.4 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO NO EMISSÁRIO DE VILA MOREIRA (P2.B) – 23 A 26 JULHO 2020.59	59
FIGURA 6.5 - COMPARAÇÃO ENTRE O H <sub>2</sub> S E OS CAUDAIS ESCOADOS NO EMISSÁRIO DE VILA MOREIRA (P2.B) - 23 A 26 JULHO 2020. ....	59
FIGURA 6.6 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO NO EMISSÁRIO DE GOUXARIA (P3) – 13 A 15 JULHO 2020. ....	60
FIGURA 6.7 - COMPARAÇÃO ENTRE O H <sub>2</sub> S E OS CAUDAIS ESCOADOS NO EMISSÁRIO DE GOUXARIA (P3) - 13 A 15 JULHO 2020. ....	60
FIGURA 6.8 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO NO EMISSÁRIO DE GOUXARIA (P3) – 20 A 23 JULHO 2020. ....	60
FIGURA 6.9 - COMPARAÇÃO ENTRE O H <sub>2</sub> S E OS CAUDAIS ESCOADOS NO EMISSÁRIO DE GOUXARIA (P3) - 20 A 23 JULHO 2020. ....	61
FIGURA 7.1 - REPRESENTAÇÃO DAS UNIDADES INDUSTRIAIS EM RELAÇÃO AO SISTEMA DE DRENAGEM DE ALCANENA. ....	62
FIGURA 7.2 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO SISTEMA DE ÁGUAS RESIDUAIS INDUSTRIAIS AFLUENTE À ETAR DE ALCANENA. ....	63

FIGURA 7.3 - REPRESENTAÇÃO DO SISTEMA INDUSTRIAL DE ALCANENA PARA A SITUAÇÃO ATUAL (PARA APLICAÇÃO DO MODELO SWMM) .....	65
FIGURA 7.4 - DESCARGAS HORÁRIAS RESULTANTES DA CALIBRAÇÃO DE TEMPO SECO, NAS 4 SECÇÕES DE MONITORIZAÇÃO. ....	67
FIGURA 7.5 - RELAÇÃO ENTRE O HIDROGRAMA MEDIDO COM O CALBRADO PELO MODELO, EM TEMPO SECO.....	68
FIGURA 7.6 - PERFIL LONG. E ALTURAS DE ESCOAMENTO NO COLETOR INDUSTRIAL DE MONSANTO QUE LIGA O NÓ 3 AO POÇO 1. ...	68
FIGURA 7.7 - PERFIL LONG. E ALTURAS DE ESCOAMENTO NO COLETOR INDUSTRIAL DE VILA MOREIRA QUE LIGA O NÓ 54 AO POÇO 2. ....	69
FIGURA 7.8 - PERFIL LONG. E ALTURAS DE ESCOAMENTO NO COLETOR INDUSTRIAL DE GOUXARIA QUE LIGA O NÓ 99 AO POÇO 2. ...	69
FIGURA 7.9 - CENÁRIOS A SIMULAR NO MODELO AEROSEPT+ .....	70
FIGURA 7.10 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO NO EMISSÁRIO DE MONSANTO.....	71
FIGURA 7.11 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SULFURETOS TOTAIS NO EMISSÁRIO DE MONSANTO.....	72
FIGURA 7.12 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO NO EMISSÁRIO DE MONSANTO .....	72
FIGURA 7.13 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO NO EMISSÁRIO DE VILA MOREIRA. ....	73
FIGURA 7.14 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SULFURETOS TOTAIS NO EMISSÁRIO DE VILA MOREIRA. ....	73
FIGURA 7.15 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO NO EMISSÁRIO DE VILA MOREIRA. ....	73
FIGURA 7.16 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO NO EMISSÁRIO DE GOUXARIA.....	75
FIGURA 7.17 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SULFURETOS TOTAIS NO EMISSÁRIO DE GOUXARIA.....	75
FIGURA 7.18 - EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO NO EMISSÁRIO DE GOUXARIA. ....	75

## LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Descrição	Unidades
<i>A</i>	Área da secção transversal do coletor.	m <sup>2</sup>
<i>Al</i>	Alcalinidade.	(-)
<i>A<sub>m</sub></i>	Área da secção molhada do escoamento.	m <sup>2</sup>
<i>A<sub>nm</sub></i>	Área da secção não molhada, ou seja, da secção sujeita a ventilação.	m <sup>2</sup>
<i>aux2</i>	Função auxiliar de cálculo.	(-)
<i>aux5</i>	Função auxiliar de cálculo.	(-)
<i>aux6</i>	Função auxiliar de cálculo.	(-)
<i>b</i>	Largura superficial do escoamento	m
<i>C<sub>afl</sub></i>	Coeficiente de afluência.	(-)
<i>CBO<sub>5</sub></i>	Carência bioquímica de oxigénio aos 5 dias e a 20°C.	mg/L
<i>CQO</i>	Carência química de oxigénio a 20°C.	mg/L
<i>CR</i>	Taxa de corrosão.	mm/ano
<i>CRM</i>	Taxa máxima de corrosão.	mm/ano
<i>D</i>	Diâmetro do coletor.	m
<i>Df</i>	Difusividade do gás sulfídrico no ar.	m <sup>2</sup> /s
<i>D<sub>h</sub></i>	Diâmetro hidráulico.	m
<i>dm</i>	Altura ou profundidade média do escoamento, dada pelo quociente entre a secção molhada e a largura superficial do escoamento.	m
<i>Ef</i>	Espessura média do filme laminar gasoso que envolve a superfície não molhada do coletor.	m
<i>f</i>	Fator de resistência ou fator de Darcy-Weisbach.	(-)
<i>fa</i>	Fator de agravamento da taxa média de corrosão	(-)
<i>Fi</i>	Taxa de libertação do gás sulfídrico	g/(m <sup>2</sup> .s)
<i>Fi<sub>1</sub></i>	Fluxo de gás sulfídrico para as paredes do coletor.	g/(m <sup>2</sup> .s)
<i>Fi0</i>	Taxa de libertação do gás sulfídrico da solução.	g/(m <sup>2</sup> .s)
<i>f<sub>n</sub>, f<sub>n+1</sub></i>	Fator de resistência, ou fator de Colebrook-White	(-)
<i>fOD</i>	Fluxo de oxigénio dissolvido.	g/(m <sup>3</sup> .s)

<b>Símbolo</b>	<b>Descrição</b>	<b>Unidades</b>
$f_p$	Fração da concentração de gás sulfídrico sobre as paredes do coletor, referenciada à concentração de gás sulfídrico no interior da atmosfera.	(-)
$f_{pa}$	Fator de ponta adverso.	(-)
$Fr$	Número de Froude do escoamento.	(-)
$g$	Aceleração da gravidade	m/s <sup>2</sup>
$h$	Altura de escoamento do trecho em análise.	m
$H$	Diferença entre as energias de escoamento, por unidade de peso, imediatamente a montante e jusante da queda.	m
$h_1, h_2$	Altura de escoamento a montante e a jusante da queda.	m
$H_2S_{eq}$	Concentração de equilíbrio de gás sulfídrico no ar.	g/m <sup>3</sup>
$(H_2S_L)_i, (H_2S_L)_f$	Concentração de sulfureto de hidrogénio em solução, a montante e a jusante da queda	mg/L
$H_2S_L$	Concentração de sulfureto de hidrogénio em solução	mg/L
$H_2S_m, H_2S_j$	Concentração de gás sulfídrico na atmosfera, a montante e a jusante do trecho de cálculo.	g/m <sup>3</sup>
$h_w$	Altura de escoamento a jusante da queda.	m
$i$	Inclinação do trecho de cálculo	m/m
$J$	Perda de carga unitária.	m/m
$K$	Fator que tem em conta o efeito das quedas na concentração de oxigénio dissolvido na massa líquida	(-)
$K_2, (K_2)_T$	Coeficiente de rearejamento correspondente à temperatura T.	h <sup>-1</sup>
$(K_2)_{20}$	Coeficiente de rearejamento correspondente à temperatura de 20°C.	h <sup>-1</sup>
$K_a$	Fração ativa do ácido formado (para efeitos de corrosão)	(-)
$K_b$	Constante empírica proposta por BOON e LISTER 1974	(-)
$K_{He}$	Constante de Henry.	atm <sup>-1</sup>
$K_m$	Constante empírica proposta por MATOS 1987	(-)
$K_p$	Constante empírica proposta por POMEROY 1959	(-)
$K_s$	Coeficiente de Manning-Strickler.	m <sup>1/3</sup> /s
$K_t$	Constante empírica proposta por THISTLETHWAYTE 1972	(-)
$L$	Extensão total do trecho.	m



<b>Símbolo</b>	<b>Descrição</b>	<b>Unidades</b>
$L_0$	Extensão do trecho até se anular a concentração de oxigénio dissolvido.	m
$M, m$	Constantes empíricas	(-)
$Mlib^*$	Fluxo de gás libertado da massa líquida.	g/s
$Mox^*$	Fluxo de gás oxidado sobre as paredes do coletor.	g/s
$OD_S$	Concentração de saturação em oxigénio dissolvido.	mg/L
$(OD_S)_{760}$	Concentração de saturação para uma pressão atmosférica de 760 mm de Hg.	mg/L
$OD_m, OD_j$	Concentrações de oxigénio dissolvido a montante e a jusante do trecho de cálculo.	mg/L
$OD_i, OD_f$	Concentrações de oxigénio dissolvido a montante e a jusante de determinada queda.	mg/L
$P_g$	Pressão parcial do gás no ar	atm
$P_m$	Perímetro molhado do coletor.	m
$P_{nm}$	Perímetro não molhado do coletor.	m
$Pop$	População acumulada no trecho de cálculo.	hab.
$q$	Razão entre a concentração de gás sulfídrico no ar e a concentração de equilíbrio	(-)
$Q_{ar}$	Caudal de ar ventilado.	m <sup>3</sup> /s
$Q_i, Q$	Caudal no trecho de cálculo.	m <sup>3</sup> /s
$Q_{sc}$	Caudal correspondente à secção cheia.	m <sup>3</sup> /s
$R_h, R$	Raio hidráulico.	m
$raa$	Relação entre as velocidades médias do ar arrastado e a velocidade do escoamento líquido.	(-)
$Re(ar)$	Número de Reynolds do ar ventilado.	(-)
$S^{2-}$	Concentração de sulfuretos totais	mg/L
$S_d$	Concentração de sulfuretos dissolvidos, isto é, o somatório das concentrações de ião sulfureto, ião hidrogenossulfureto e sulfureto de hidrogénio	mg/L
$S_m, S_j$	Concentração de sulfuretos totais a montante e a jusante do trecho de cálculo.	mg/L
$S_{lim}$	Concentração máxima de sulfuretos no trecho, que só pode ser atingida, teoricamente, se o mesmo tiver uma extensão infinita.	mg/L

<b>Símbolo</b>	<b>Descrição</b>	<b>Unidades</b>
$SO_4^{2-}$	Concentração de ião sulfato	mg/L
$SST$	Sólidos suspensos totais.	mg/L
$T$	Temperatura da massa líquida.	°C
$T_{cil}, (T_{cil})_T$	Taxa de consumo de oxigénio no interior da massa líquida à temperatura T.	mg/L.h
$(T_{cil})_{20}$	Taxa de consumo de oxigénio no interior da massa líquida à temperatura de 20°C	mg/L.h
$T_{cfb}, (T_{cfb})_T$	Taxa de consumo de oxigénio no interior do filme biológico	mg/L.h
$(T_{cfb})_{20}$	Taxa de consumo de oxigénio dissolvido no interior do filme biológico a 20°C	mg/L.h
$t_p$	Tempo de percurso.	horas
$T_r$	Taxa de rearejamento	mg/(L.s)
$tR$	Tempo de retenção (ou tempo total de percurso, incluindo o período de repouso).	horas
$V$	Velocidade média de escoamento.	m/s
$V_1, V_2$	Velocidade média de escoamento a montante e a jusante da queda	m/s
$V_{ar}$	Velocidade média da corrente de ar.	m/s
$V_{cs}$	Velocidade crítica do escoamento, ou seja, a velocidade abaixo da qual as condições para formação de sulfuretos são potencialmente favoráveis	m/s
$xg$	Fração do gás em equilíbrio	(-)
$Z_p$	Parâmetro empírico de POMEROY	(-)
$\gamma$	Peso volúmico da água.	N/m <sup>3</sup>
$\tau$	Tensão de arrastamento.	N/m <sup>2</sup>
$\nu_{ar}$	Viscosidade cinemática do ar.	m <sup>2</sup> /s
$\theta_1, \theta_2$	Parâmetros empíricos que têm em conta o efeito da temperatura, considerados iguais, respetivamente, a 1.016 e 1.07.	(-)
$\theta_n, \theta_{n+1}$	Ângulo ao centro.	rad

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1 ENQUADRAMENTO E OBJETIVOS

A presente dissertação para a obtenção do grau de mestre em Engenharia Civil foi desenvolvida com o apoio de uma bolsa de investigação de seis meses, Bolsa de Iniciação Científica (BIC). O trabalho foi desenvolvido no âmbito do tema “Monitorização e Simulação de Desempenho, em termos de sulfuretos e de gás sulfídrico, de Sistemas de Drenagem de Águas Residuais Industriais” e teve como caso de estudo o sistema de drenagem de águas residuais industriais de Alcanena, seguramente o sistema em que a concentração de sulfuretos atinge os valores mais elevados do País e possivelmente da Europa.

Em sistemas de águas residuais urbanas, as concentrações de sulfuretos totais raramente excedem 2 a 3 mg/L, e ainda assim, para aqueles valores, os impactos negativos podem ser, em termos de odores ofensivos e corrosão, muito elevados. No sistema de drenagem de Alcanena, já foram medidas concentrações de sulfuretos totais na massa líquida superiores a 500 mg/L.

A septicidade em sistemas de drenagem de águas residuais tende a ocorrer, em regra, em sistemas de drenagem de longa extensão, onde as águas residuais podem permanecer várias horas. Outro fator que também favorece a ocorrência de septicidade é o facto do escoamento de águas residuais se processar sob pressão, em condutas elevatórias, trechos de sifões invertidos ou coletores subdimensionados, uma vez que não há lugar ao rearejamento da massa líquida e, assim, a oxidação dos sulfuretos por oxigénio atmosférico.

Os problemas associados à septicidade em sistemas de águas residuais devem-se principalmente à redução do ião sulfato a sulfureto de hidrogénio, por ação de bactérias sulfato-redutoras na ausência de oxigénio dissolvido. A libertação de sulfureto de hidrogénio (também designado por gás sulfídrico) para a atmosfera de coletores pode provocar odores, ambientes tóxicos, atmosferas explosivas e corrosão de infraestruturas.

A presença de sulfatos, microrganismos e matéria orgânica em águas residuais, na ausência de oxigénio dissolvido (anaerobiose), traduzem-se nas condições ideais para a formação de sulfuretos. Essa combinação é comum em redes domésticas, e será naturalmente bastante agravada com a existência de contribuições industriais ricas em sulfureto (i.e., indústria de curtumes, petroquímica, pasta de papel, processamento de matéria animal).

No presente caso de estudo, a ocorrência de sulfuretos no sistema de drenagem de água residual resulta, diretamente, da descarga de efluentes de indústrias (de curtumes) que, geralmente, apresentam altos níveis de carga orgânica, sólidos em suspensão e várias substâncias tóxicas, para além das elevadíssimas concentrações em sulfuretos, e que resultam da operação de “curtimento”.

O principal objetivo do trabalho prende-se com o desenvolvimento de uma ferramenta de cálculo automático que permita a avaliação do comportamento de sistemas de drenagem de águas residuais industriais do ponto de vista da evolução da qualidade da água, em termos de concentrações de oxigénio e sulfuretos na massa líquida e de gás sulfídrico na atmosfera de coletores. Pretende-se,

também, que seja útil para as entidades gestoras na medida em que contribuam para desenvolver estratégias para o controlo ou mitigação dos problemas resultantes da formação de sulfuretos.

A ferramenta desenvolvida teve como base o modelo AEROSEPT (MATOS 1992), e é apresentada num ficheiro Excel™ que utiliza a ferramenta Visual Basic for Applications™ da Microsoft Office™ e que permite obter os valores pretendidos através de tabelas e gráficos, a partir de um sistema simples de introdução de dados.

O AEROSEPT foi desenvolvido em FORTRAN++ e para redes de águas residuais domésticas. Neste caso, generaliza-se a sua aplicação a efluentes industriais, ou seja, com afluências, na origem, de sulfuretos, e introduziu-se os efeitos das quedas na libertação de gás sulfídrico, recorrendo ao trabalho de MATIAS 2015.

## 1.2 ESTRUTURA DO TRABALHO

A presente dissertação é composta por oito capítulos.

O capítulo 1 é dedicado ao enquadramento e relevância do tema da dissertação, especificando os objetivos principais e definindo a estrutura do trabalho

No capítulo 2 descrevem-se as condições necessárias para a formação de sulfuretos em sistemas de águas residuais, nomeadamente a origem, natureza das reações e propriedades dos sulfuretos, como base científica para auxiliar à interpretação dos resultados obtidos com as campanhas experimentais. Também se referem as principais consequências para a população e infraestruturas, das concentrações e efeitos da exposição a atmosferas confinadas e procedimentos de controlo de sulfuretos, de natureza mecânica e química.

No capítulo 3 apresentam-se expressões empíricas necessárias para o cálculo do balanço de oxigénio dissolvido e para as reações de formação, libertação e oxidação de sulfuretos em sistemas de drenagem de águas residuais.

O capítulo 4 incide sobre o programa de cálculo desenvolvido (AeroSept+). Neste capítulo descrevem-se as principais alterações efetuadas ao modelo no âmbito da tese, é feita a descrição do modelo e são apresentados os blocos constituintes do programa de cálculo.

No capítulo 5, e relativamente ao caso de estudo, são descritas as principais características da indústria dos curtumes, seguindo-se uma breve descrição do sistema de drenagem de águas residuais de Alcanena, em termos das várias componentes que o constituem. É também apresentado, resumidamente, o atual estado das câmaras de visita do sistema industrial.

O capítulo 6 refere-se, sumariamente, ao trabalho de campo desenvolvido, em termos de medição de sulfuretos e de gás sulfídrico no sistema de drenagem, e que foi útil para a “calibração” do modelo de simulação.

No capítulo 7 apresenta-se o caso de estudo, começando por uma análise do desempenho hidráulico do sistema, elaborada com recurso ao *software* SWMM, seguindo-se a apresentação dos resultados

obtidos pelo modelo AeroSept+. Também são apresentadas algumas propostas de beneficiação para a rede industrial do sistema de Alcanena, com o intuito de solucionar os problemas observados.

Por fim, no capítulo 8, sintetizam-se as principais conclusões do estudo e são apresentadas algumas propostas para trabalhos futuros.

## **2. PROBLEMÁTICA DOS SULFURETOS E GÁS SULFÍDRICO EM ÁGUAS RESIDUAIS**

### **2.1 CONSIDERAÇÕES INTRODUTÓRIAS**

As condições de septicidade estabelecem-se, em regra, em emissário ou interceptores em que não se cumprem as condições de autolimpeza e em sistemas de drenagem de longa extensão, mesmo quando se verificam os critérios hidráulicos de autolimpeza e de limitação da altura do escoamento. O facto do escoamento de águas residuais se processar sob pressão, em condutas elevatórias, trechos de sifões invertidos ou coletores subdimensionados promove, ainda mais, o estabelecimento de condições de septicidade, uma vez que não há lugar ao rearejamento.

A condição de septicidade está ainda associada à formação de sulfuretos, que depende de diversos fatores ou parâmetros, entre os quais se incluem a disponibilidade de matéria orgânica e de sulfatos, a temperatura, o pH, a velocidade média do escoamento, o tempo de percurso, a concentração de oxigénio dissolvido e o potencial redox da massa líquida.

Importa referir que a informação e os elementos gráficos que constam nos próximos subcapítulos, foram, em grande parte, retirados de MATOS 1992.

### **2.2 ORIGEM, NATUREZA E PROPRIEDADES DOS SULFURETOS**

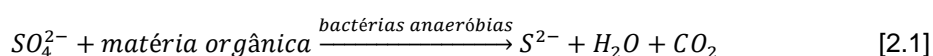
A formação de sulfuretos ocorre, principalmente, no interior do filme biológico e sedimentos presentes em sistemas de drenagem, a partir de substâncias que contêm enxofre ou compostos sulfurosos (orgânicos e inorgânicos) e que são termodinamicamente estáveis à temperatura ambiente, como é o caso do ião sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), do ião bissulfato ( $\text{HSO}_4^-$ ), do enxofre elementar ( $\text{S}^0$ ), do ião sulfureto ( $\text{S}^{2-}$ ), do ião hidrogenossulfureto ( $\text{HS}^-$ ) e do sulfureto de hidrogénio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) (ASCE 1989).

Segundo MATOS 1992, os sulfuretos podem ter outras origens, salientando-se a descarga de águas residuais domésticas já sépticas e a infiltração de águas provenientes de aquíferos, onde a concentração de sulfuretos inorgânicos seja relevante. A presença de sulfuretos também pode ser explicada pela descarga de certas águas residuais industriais, provenientes, por exemplo, da indústria de curtumes, da indústria petroquímica, da indústria de pasta de papel ou do processamento de matéria animal (DOHNALEK e FITZPATRICK 1983, BOUSCAREN 1984).

Os sulfuretos podem ser divididos em dois grupos: os não solúveis e os solúveis em água. Os primeiros dependem de certos elementos metálicos (ferro, zinco, cobre ou chumbo) para reagirem com o ião sulfureto e produzirem precipitados, tais como o sulfureto de ferro ( $\text{FeS}$ ) e o sulfureto de zinco ( $\text{ZnS}$ ), entre outros. A concentração dos sulfuretos não solúveis em água depende da natureza e concentração

inicial dos iões metálicos, da temperatura, do pH e da quantidade total de sulfuretos formados. Os solúveis em água podem apresentar-se sob a forma de sulfureto de hidrogénio (H<sub>2</sub>S), de ião hidrogenossulfureto (HS<sup>-</sup>) e de ião sulfureto (S<sup>2-</sup>). Os sulfuretos solúveis em água podem alcançar 70 a 90% da quantidade total de sulfuretos presentes nas águas residuais domésticas (EPA 1985).

Na ausência de oxigénio dissolvido na massa líquida, caso se verifique a existência de nitratos, estes passam a ser os responsáveis pelo fornecimento de oxigénio à comunidade bacteriana facultativa, podendo assim evitar-se a ocorrência de septicidade. Porém, quando todo o oxigénio fornecido pelo ião nitrato é consumido, estabelecem-se rapidamente condições de anaerobiose estrita, e o ião sulfato (ou menos frequentemente, os iões tiosulfato e sulfito ou enxofre elementar), passa a ser utilizado para a obtenção de oxigénio, através da sua redução bioquímica a sulfureto por ação das bactérias sulfato-redutoras (BSR), de acordo com a expressão [2.1] (EPA 1985).



O ião sulfureto (S<sup>2-</sup>) rapidamente reage com os iões de hidrogénio (H<sup>+</sup>) existentes na massa líquida, dando origem á forma parcialmente ionizada do ião hidrogenossulfureto (HS<sup>-</sup>) e ao denominado sulfureto de hidrogénio (H<sub>2</sub>S), conforme o indicado na expressão [2.2]. Também, os sulfuretos orgânicos como os mercaptanos, tioéteres e dissulfuretos podem formar o H<sub>2</sub>S.



Na oxidação bioquímica da matéria orgânica, as bactérias removem átomos de hidrogénio das moléculas orgânicas e adquirem energia (EPA 1985). Estes átomos, depois de várias reações bioquímicas, são transferidos para um recetor que pode ser um composto orgânico ou inorgânico. No Quadro 2.1 apresentam-se os possíveis recetores de hidrogénio e os produtos das reações que podem ocorrer em coletores de águas residuais. Salienta-se que os produtos das reações (1), (2) e (5) não provocam odores desagradáveis e que os microrganismos começam por usar o oxigénio como recetor de hidrogénio, depois os nitratos e, na ausência destes, os sulfatos.

Quadro 2.1 - Identificação de reações em coletores de águas residuais (adaptado de EPA 1985).

Número de ordem	Recetor de hidrogénio	Número de átomos de hidrogénio intervenientes	Produtos de reação
(1)	O <sub>2</sub>	+ 4 H <sup>+</sup>	2H <sub>2</sub> O
(2)	2NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	+ 12 H <sup>+</sup>	N <sub>2</sub> + 6H <sub>2</sub> O
(3)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	+ 10 H <sup>+</sup>	H <sub>2</sub> S + 4H <sub>2</sub> O
(4)	Corpos orgânicos oxidados	+ x H <sup>+</sup>	Compostos orgânicos reduzidos
(5)	CO <sub>2</sub>	+ 8 H <sup>+</sup>	CH <sub>4</sub> + 2H <sub>2</sub> O

No interior de coletores de águas residuais, os sulfuretos podem formar-se em três locais: na massa líquida, no filme biológico e no interior dos sedimentos. Na Figura 2.1 apresenta-se um esquema da

formação dos sulfuretos num coletor de águas residuais. A formação no interior da massa líquida é relevante quando as águas residuais são muito sépticas, os tempos de percurso são elevados e quando as condutas se encontram sob pressão (THISTLETHWAYTE 1972). No interior do filme biológico, a formação dos sulfuretos está sujeita à combinação de vários parâmetros e no interior dos sedimentos a formação ocorre quando as condições de autolimpeza não são garantidas.

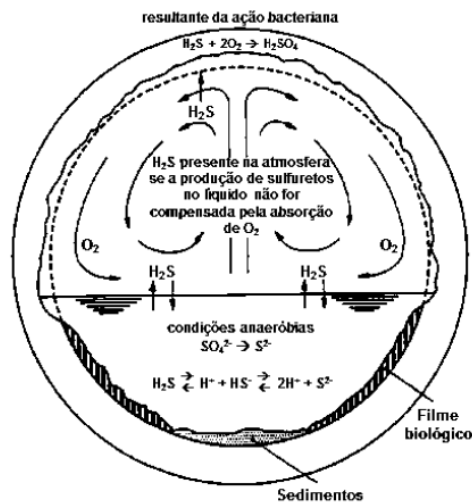


Figura 2.1 - Representação esquemática da formação dos sulfuretos num coletor (adaptada de MATOS 1992).

A quantidade e qualidade da matéria orgânica é um dos fatores que condiciona a formação de sulfuretos. Quanto maior for a concentração de materiais orgânicos preferidos pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS), maior é o potencial para a formação de sulfuretos. De acordo com HVITVED-JACOBSEN et al. 2013, geralmente, o sulfato existe em concentrações que não limitam a formação de sulfuretos no filme biológico ou na massa líquida, mas para concentrações inferiores a 9-15 mg/L, a formação de sulfuretos pode ser reduzida.

A formação de sulfuretos é facilitada quando a concentração de oxigénio dissolvido na massa líquida se encontra entre 0,1 e 1,0 mg/L (EPA 1985). Esta concentração depende das reações físicas, químicas e biológicas que ocorrem no interior da massa líquida e da temperatura (quanto maior a temperatura, menor a concentração de oxigénio dissolvido).

Potenciais redox ou redução-oxidação entre -100 e -300 mV são favoráveis à atividade das bactérias redutoras de sulfato, o que permite a formação de sulfuretos. Para potenciais redox elevados, que estão associados a concentrações elevadas de oxigénio dissolvido, a atividade das bactérias redutoras de sulfato é impedida e pode ocorrer a oxidação dos sulfuretos (MATOS 1992).

Segundo POMEROY e BOWLUS 1946, a temperatura afeta a atividade bioquímica dos microrganismos e pode aumentar a formação de sulfuretos em 7% por cada grau centígrado, com temperaturas entre os 10 e os 30 °C. Adicionalmente, a temperatura influencia a solubilidade do oxigénio e do sulfureto de hidrogénio, a libertação de gás sulfídrico e a distribuição das espécies de sulfuretos solúveis (MATOS 1992).

A condutividade elétrica na água residual doméstica varia entre -0,7 e 1,2 mS/cm a 25 °C, depende da temperatura e é um bom indicador da força iónica da solução. Se a temperatura aumentar, a

condutividade aumenta e a ionização é favorecida. Porém este parâmetro de qualidade não condiciona, de forma relevante, a formação de sulfuretos (EPA 1974).

A velocidade do escoamento é um dos parâmetros mais controversos, no que diz respeito à sua influência na taxa de formação de sulfuretos em condutas e coletores de águas residuais, dividindo a comunidade científica. A velocidade do escoamento influencia o balanço de sulfuretos em sistemas de drenagem de águas residuais, na medida em que favorece menores tempos de percurso no sistema, as condições de autolimpeza, a libertação de gás sulfídrico da massa líquida para a atmosfera dos coletores e as condições de arejamento e de oxigenação da massa líquida e, conseqüentemente, as condições de oxidação dos sulfuretos eventualmente formados (MATOS 1992).

De acordo com MATOS 1992, a velocidade do escoamento afeta ainda o transporte de massa do líquido para o filme biológico, para velocidades reduzidas, e a atividade biológica para velocidades elevadas, uma vez que proporcionam a erosão, o arraste de sedimentos que provoca, conseqüentemente, uma redução na espessura do filme biológico.

O pH é um indicador do comportamento ácido ou básico da solução e os processos químicos e biológicos só ocorrem numa determinada gama de valores, sendo a mais adequada para o desenvolvimento dos microrganismos entre 6,5 e 8,5. No Quadro 2.2 encontram-se os intervalos de pH admitidos por alguns autores e a descrição da sua influência na formação de sulfuretos.

Quadro 2.2 - Influência do pH na formação de sulfuretos (adaptado de MATOS 1992).

Autor	Valor para o pH	Influência
Pomeroy e Bowlus (1946)	Entre 7,5 e 8,0	As BRS desenvolvem-se e proliferam mais facilmente.
Colin e Munk-Koefoed (1988)	Entre 5,0 e 9,5	A atividade redutora é superior.
Hauser e Holder (1988)	Redução do pH de 8,5 para 7,2	A taxa de formação de sulfuretos aumenta em 20%.
	Aumento do pH de 8,5 para 9,5	A taxa de formação de sulfuretos diminui em 20%.
ASCE (1989)	Aumento do pH acima de 12,5 durante 30 minutos com a adição de hidróxido de sódio	A formação de sulfuretos é controlada.

Dependendo de certas condições como a temperatura, mas sobretudo do pH da água, existem diversas espécies de sulfuretos que podem coexistir em simultâneo (Figura 2.2). A título de exemplo, em águas naturais, a 20°C e pH=7, a distribuição HS<sup>-</sup>/H<sub>2</sub>S é de 50% cada.



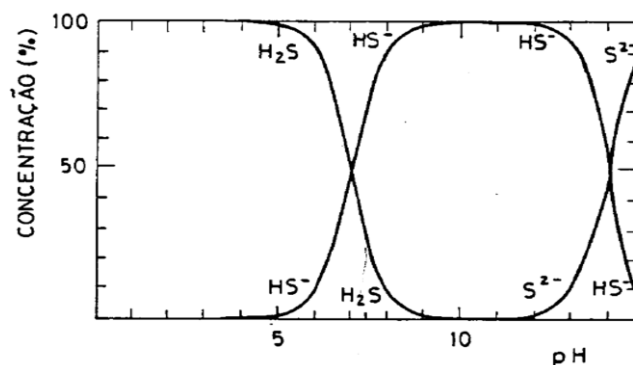


Figura 2.2 - Concentração de equilíbrio das espécies de sulfuretos em função do pH (Matos, 1991).

Das diferentes espécies de sulfuretos existentes, apenas o  $H_2S$  tem a capacidade de transferência da massa líquida para a atmosfera do coletor (e demais infraestruturas), ficando disponível na sua forma gasosa (usualmente denominado por gás sulfídrico).

A libertação do gás sulfídrico da massa líquida depende da concentração de sulfureto de hidrogénio em solução, da temperatura e das condições de turbulência, tomando valores superiores no caso da existência de quedas, em particular, quedas bruscas (quedas verticais, sem transição), e inferior em trechos retos, com baixas velocidades de escoamento (MATOS 1992).

O sulfureto de hidrogénio também pode sofrer reação de oxidação a ácido sulfúrico (Expressão [2.3]), desde que sejam verificadas as condições térmicas e os nutrientes disponíveis suficientes para o desenvolvimento das bactérias intervenientes neste processo.



Quando as superfícies são revestidas para resistir ao ataque do ácido sulfúrico, por exemplo com tintas à base de resinas epoxídicas especiais, cobertura com membranas ou placas protetoras de materiais resistentes (PVC ou grés), o ácido sulfúrico desliza sob ação gravítica até que incorpora a massa líquida. No caso de não existir proteção, os efeitos do ácido sulfúrico serão visíveis pelos sulcos irregulares ao longo da superfície do coletor (MATOS 1992). Deste modo, o sulfureto de hidrogénio é uma das espécies de sulfuretos com maior importância e que podem contribuir para o mau ou irregular funcionamento de sistemas de drenagem de águas residuais e de estações de tratamento.

### 2.3 EFEITOS DO GÁS SULFÍDRICO

Os principais efeitos do gás sulfídrico são o odor característico a “ovos podres”, a toxicidade e a corrosão. Este gás é incolor e 1,19 vezes mais denso que o ar, o que proporciona ambientes tóxicos no interior de câmaras de visita que podem levar à morte e é explosivo em concentrações entre 4,3 e 45,5% (EPA 1985).

Em sistemas de águas residuais, o odor e a toxicidade manifestam-se, sobretudo, em locais confinados com ventilação é reduzida, como por exemplo, em câmaras de visita, poços de bombagem, câmaras repartidoras de caudal e obras de entrada de ETAR. Por outro lado, a corrosão manifesta-se, principalmente, ao nível dos coletores e câmaras de visita.

A corrosão do betão em sistemas de águas residuais resulta, maioritariamente de processos biológicos que ocorrem no biofilme existente na superfície dos coletores exposta à fase gasosa, sendo por isso usualmente denominada por corrosão microbiologicamente induzida (CMI).

Esse mecanismo pode ser sucintamente descrito por uma sequência de três etapas fundamentais, que se iniciam com um processo abiótico de carbonatação e acidificação do gás sulfídrico libertado da massa líquida, seguido pela produção biológica de ácido sulfúrico que, ao interagir com o betão origina subprodutos de volume significativamente superior ao do cimento intacto, provocando assim a sua expansão e fissuração interna (Jiang et al., 2014; GUTIERREZ et al. 2016).

Em infraestruturas novas, este processo normalmente não se verifica devido à elevada alcalinidade da sua superfície (com valores de pH a rondar os 12) decorrente da hidratação do cimento, e que dá origem à formação de hidróxido de cálcio ( $\text{Ca(OH)}_2$ ). Contudo, em condições anaeróbias, ocorre a libertação de  $\text{H}_2\text{S}$  e  $\text{CO}_2$  para a atmosfera do coletor, dando origem a processos de carbonatação e neutralização do gás sulfídrico, reduzindo o pH da sua superfície. Nesta etapa de acidificação inicial (cujos valores de pH rondam o 9) ocorrem condições para o crescimento e propagação de microrganismos oxidantes de enxofre e sulfuretos (JOSEPH et al. 2012).

Posteriormente, em presença de elevados teores de humidade relativa, *i.e.* acima de cerca de 85% (MATOS 1992), as bactérias oxidantes de enxofre, maioritariamente das espécies *Thiothrix sp.*, *Thiobacillus plumbophilus*, *Thiomonas sp.* e *Halothiobacillus neapolitanus*, originam ácido sulfúrico através da oxidação do gás sulfídrico que entra em contacto com a superfície molhada do coletor, ou demais infraestruturas que se encontrem acima do nível da massa líquida. Este processo origina uma descida mais acentuada de pH (até cerca de 2), criando condições para o aparecimento de espécies acidogéneas oxidantes de enxofre. É de referir que podem coexistir no biofilme outros microrganismos (fungos e bactérias heterotróficas) que atuam sinergicamente na oxidação do enxofre/sulfureto (GUTIERREZ et al. 2016).

Com a presença de ácido sulfúrico, surgem dois subprodutos importantes da corrosão, nomeadamente o gesso (gipsito ou sulfato de cálcio hidratado) e a etringita (sulfatoaluminio de cálcio), cujos volumes variam entre 124% a 700% em relação ao volume do cimento (PARANDE et al. 2006; JIANG et al., 2014) e cuja expansão se crê ser responsável pela fissuração e subsequente aumento da superfície do coletor exposta à corrosão.

Para além dos efeitos de degradação dos materiais por ação da corrosão, o gás sulfídrico é um elemento tóxico, que origina odores ofensivos, e cuja presença em sistemas de drenagem pode representar um risco elevado para a saúde humana (Figura 2.3).

H <sub>2</sub> S [ppm]	Impactes
< 0.00021	Limite de percepção
10-20	Limite para irritação ocular (Limite de reconhecimento: 0.00047 ppm)
50-100	Dor de cabeça, náusea, irritação de olhos e garganta.
150-250	Perda de olfato e lesões respiratórias
300-500	Edema pulmonar
500-700	Paragem respiratória
> 1000	Morte instantânea

Figura 2.3 - Impactes do gás sulfídrico na saúde humana.

Os efeitos do gás sulfídrico na saúde humana dependem da duração do tempo de exposição e da concentração à qual uma pessoa está exposta, podendo variar desde simples irritação ocular, dor de cabeça e náuseas (em concentrações até 50-100 ppm) até à paragem respiratória ou mesmo morte instantânea (MATOS 1992, WHO 2000).

Ao realizar atividades de operação e manutenção, os trabalhadores são sujeitos a uma série de riscos acrescidos de segurança e saúde, originando frequentemente acidentes e pedidos de indemnização. Estes perigos são gravemente agravados em estruturas confinadas, tais como órgãos de retenção de caudal, tanques ou estações elevatórias, que são frequentemente mal ventilados (YEH et al. 2010). Estas situações levaram à criação ou melhoria de quadros regulamentares e diretrizes sobre práticas e métodos de segurança, tais como a norma sobre a Série de Avaliação de Saúde e Segurança do Trabalho (OHSAS 18001) ou a Diretiva 2009/161/UE da Comissão Europeia, entre outras. Estes documentos incluem diretrizes específicas para a utilização de equipamento de proteção individual (EPI) para trabalhadores de sistemas de saneamento, bem como recomendações sobre limites máximos de exposição a H<sub>2</sub>S (variando entre 5 e 10 ppm num turno de trabalho, até um máximo de 50 ppm de exposição instantânea).

Em síntese, o sulfureto de hidrogénio (ou gás sulfídrico na sua forma gasosa), é uma das formas de sulfuretos dissolvidos e a sua importância para o comportamento dos sistemas deve-se, principalmente, às seguintes causas:

- Odor que provoca, que é dentro dos gerados no interior das águas residuais, dos mais intensos e desagradáveis.
- Criação de ambientes tóxicos, por vezes mortais, no interior de atmosferas confinadas ou mal ventiladas.
- Criação de condições para a ocorrência de corrosão em coletores, câmaras de visita, poços de bombagem, câmaras repartidoras de caudal e órgãos ou equipamentos de estações de tratamento.
- Contribuição para a ocorrência, em situações excecionais, de atmosferas explosivas.
- Contribuição para o mau ou irregular funcionamento de estações de tratamento de águas residuais.

### 3. AEROBIOSE E SEPTICIDADE EM SISTEMAS DE DRENAGEM DE ÁGUAS RESIDUAIS

#### 3.1 ASPETOS GERAIS

No domínio das infraestruturas de saneamento básico, em particular nas de drenagem de águas residuais, os efeitos da expansão urbana verificada, principalmente, nos finais do século passado, refletiu-se na conceção, dimensionamento e execução de sistemas cada vez mais extensos e complexos.

Em sistemas de drenagem típicos de grandes aglomerados urbanos, os tempos de percurso das águas residuais são, em regra, de várias horas, e a alteração da qualidade das águas reflete-se, principalmente, na formação de sulfuretos.

A presença de oxigénio dissolvido em redes de drenagem de águas residuais ajuda a manter elevados valores do potencial redox, inibindo assim a atividade das espécies bacterianas redutoras do ião sulfato a sulfuretos. Uma das formas de controlar a septicidade de águas residuais, especialmente em condutas sob pressão, prende-se com a injeção de oxigénio na massa líquida.

Para efetuar o balanço de oxigénio dissolvido em coletores, é necessário quantificar o rearejamento e o consumo de oxigénio dissolvido envolvido na oxidação de matéria orgânica e, eventualmente, na oxidação de substâncias inorgânicas com menor potencial redox.

Nos trechos iniciais das redes de drenagem é comum verificarem-se valores elevados de concentração de oxigénio dissolvido no interior da massa líquida. No entanto, à medida que os tempos de percurso aumentam, a concentração de oxigénio dissolvido diminui, uma vez que o rearejamento não compensa o seu consumo. O oxigénio é consumido, designadamente, em reações de oxidação da matéria orgânica, sendo os produtos finais compostos orgânicos mais simples.

Num sistema de drenagem de águas residuais, quando se torna nula a concentração de oxigénio dissolvido (condição de anaerobiose), e desde que sejam satisfeitas certas condições favoráveis, podem resultar das reações de oxidação bioquímica da matéria orgânica, a libertação de dióxido de carbono e de sulfureto de hidrogénio, fazendo com que o escoamento se processe em condições de septicidade. Adicionalmente, o sulfureto de hidrogénio e o dióxido de carbono tendem a reduzir o pH da massa líquida.

Na atmosfera dos coletores e das câmaras de visita, à medida que se processa o escoamento, a tendência é, em regra, de redução do teor de oxigénio e do aumento das concentrações de dióxido de carbono e de gás sulfídrico no ar.

O gás sulfídrico é o gás com maior relevância associado ao odor dos sistemas de tratamento de drenagem das águas residuais. É um gás extremamente tóxico e corrosivo em metais, como é o caso do ferro. De igual modo, é o precursor da formação de ácido sulfúrico, principal responsável pela corrosão dos coletores de betão, fibrocimento e condutas metálicas, bem como a corrosão das câmaras de visita.

De um ponto de vista geral, um coletor de águas residuais pode ser considerado um reator heterogêneo de três fases, nomeadamente:

- Fase Sólida – Biofilme;
- Fase Líquida – Águas residuais;
- Fase Gasosa – Ar ventilado.

Importa referir que a descrição das variáveis que compõem as expressões que constam neste capítulo é feita no capítulo referente à simbologia, e pode ser consultado na página xiv da presente dissertação. A informação e os elementos gráficos que constam nos próximos subcapítulos, foram, em grande parte, retirados de MATOS 1992.

## 3.2 FASE AERÓBIA

### 3.2.1 REAREJAMENTO

Como referido anteriormente, para efetuar o balanço de oxigénio dissolvido em coletores é necessário quantificar o rearejamento. Para que não haja formação de sulfuretos, a taxa de rearejamento deve ser superior à taxa de consumo. Este valor pode ser obtido através da expressão [3.1] (THOMANN e MULLER 1989)

$$T_r = K_2 \times DO \quad [3.1]$$

A taxa de rearejamento ( $T_r$ ) é função da concentração de saturação do oxigénio dissolvido, ou solubilidade, e do coeficiente de rearejamento. A concentração de saturação de oxigénio dissolvido pode ser obtida através das Expressões [3.2] e [3.3] (BUTTS e EVANS 1983). A expressão [3.3], apesar de válida para cursos de água naturais, é de aplicação muito generalizada, podendo ser aplicada em circunstâncias usuais e sem erros significativos, a águas residuais.

$$OD_s = (OD_s)_{760} \times \left(\frac{P}{760}\right) \quad [3.2]$$

$$(OD_s)_{760} = 14,652 - 0,41022 T + 0,007991 T^2 - 0,000077774 T^3 \quad [3.3]$$

O coeficiente de rearejamento ( $K_2$ ), depende de vários fatores, nomeadamente a temperatura, humidade, natureza e composição da massa líquida (presença de sobrenadantes, salinidade e concentração de substâncias tenso-ativas) e características hidráulicas do escoamento, como a altura média do escoamento e velocidade, ou turbulência. Estes fatores estão incluídos, em regra, implícita ou explicitamente nas expressões de cálculo propostas pelos diversos autores. O efeito da temperatura neste coeficiente é representado pelo parâmetro  $\theta$ , como indicado na expressão [3.4] (STREETER 1926).

$$(K_2)_T = (K_2)_{20} \times \theta_1^{(T-20)} \quad [3.4]$$

Existem várias expressões de cálculo do coeficiente de rearejamento, referenciado à temperatura de 20°C ( $(K_2)_{20}$ ), propostas por diversos autores, contudo, foi a expressão [3.5] de PARKHURST e

POMEROY 1972, uma das que melhor se ajustou à totalidade dos dados disponíveis, sendo por isso recomendada. Porém, esta expressão não inclui nenhum coeficiente, ou parâmetro, que relacione as condições de rearejamento com a qualidade das águas residuais, sendo por isso uma limitação.

$$(K_2)_{20} = \frac{0,96}{dm} \times \left( 1 + 0,17 \times \frac{V^2}{g \times dm} \right) \times (J \times V)^{3/8} \quad [3.5]$$

Outro fator que também contribui para o rearejamento é a existência de quedas. Quando a corrente líquida sofre uma queda, pode originar mudanças ou transições de regime de escoamento (regime lento para rápido), promovendo, a jusante, a ocorrência de ressaltos hidráulicos. Os ressaltos hidráulicos permitem a passagem de regime rápido a regime lento e dão origem a perdas de carga localizadas e a arejamento adicional. Numa queda, e em regime permanente, a concentração final de oxigénio dissolvido,  $OD_f$ , é dada pela expressão [3.6]

$$OD_f = OD_i + K(OD_s - OD_i) \quad [3.6]$$

O parâmetro adimensional de rearejamento em quedas, K, para águas residuais, pode ser dado pela expressão [3.7] (POMEROY e LOFY 1972), sempre que os desníveis (diferença entre as cotas de soleira dos coletores a montante e a jusante da câmara de visita) forem superiores a 1.5 metros, e pela expressão [3.8] (MATOS 1992) no caso de o desnível ser inferior a 1.5 metros.

$$K = 1 - e^{-0,41 \times H} \quad [3.7]$$

$$K = 1 - e^{0,125 \times H^2 - 0,45 \times H} \quad [3.8]$$

A diferença entre as energias de escoamento, por unidade de peso, imediatamente a montante e jusante da queda, H, é dada pela expressão [3.9].

$$H = (h_1 - h_2) + \left( \frac{V_1^2}{2g} - \frac{V_2^2}{2g} \right) \quad [3.9]$$

Quando o rearejamento é nulo, isto é, quando as concentrações de oxigénio a montante e a jusante da queda são iguais, o parâmetro K anula-se. Este parâmetro toma o valor unitário, quando, após a queda, é atingida a concentração de saturação.

### 3.2.2 CONSUMO DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO

O consumo de oxigénio dissolvido pode dar-se tanto no interior da massa líquida, como no interior do filme biológico. Em coletores, a avaliação do consumo de oxigénio dissolvido é bastante complexa, devido, principalmente, às seguintes circunstâncias:

- Variabilidade espacial e temporal do regime e das características hidráulicas do escoamento, nomeadamente da velocidade média e da altura do escoamento;
- Variabilidade das características físico-químicas das águas residuais afluentes ao sistema;

- Ação erosiva das partículas em suspensão de natureza inorgânica e a heterogeneidade e irregularidade da espessura do filme biológico;
- Presença de substâncias tóxicas para a atividade biológica ou fraca disponibilidade de oxigénio.
- Influência, no balanço global de oxigénio dissolvido em coletores, da presença de ligações domiciliárias, quedas em câmaras de visita, irregularidades na juntas ou ocorrência de ressaltos hidráulicos.

O consumo de oxigénio ocorre no interior da massa líquida devido à presença de sólidos em solução e suspensão. Por ação de flutuações de pressão e de variação das tensões críticas de arrastamento, ocorre o desprendimento de parte da biomassa ativa das paredes dos coletores, e a conseqüente incorporação na massa líquida, acumulando-se a jusante, o que leva à criação de fontes adicionais de consumo de oxigénio no interior da massa líquida.

Vários ensaios experimentais aparentam indicar que a taxa de consumo de oxigénio é independente da turbulência do escoamento, caso esta seja suficiente para garantir que os sólidos em suspensão de origem orgânica não sedimentam (POMEROY e PARKHURST 1972). Os mesmos autores verificaram, em resultados experimentais, que a taxa horária de consumo de oxigénio no interior da massa líquida é independente da própria concentração de oxigénio dissolvido e da CBO.

Os consumos de oxigénio na massa líquida tendem a aumentar com os tempos de percurso ou “idade” das águas residuais no sistema (METCALF & EDDY 1981 e EPA 1985), podendo ser o reflexo, entre outros factos, dos microrganismos facultativos do filme biológico terem já desenvolvido enzimas específicas, adaptadas às condições ambientais dos coletores.

Para além do tempo de retenção, considera-se ainda que a temperatura influencia a taxa de consumo de oxigénio, uma vez que as reações de oxidação e redução são controladas por microrganismos cuja atividade é função da temperatura, conforme indica a expressão [3.10].

$$(T_{cil})_T = (T_{cil})_{20} \theta_2^{(T-20)} \quad [3.10]$$

Diversos autores recomendam valores entre 5 e 15 mg/(L.h) para o valor da taxa de consumo de oxigénio no interior da massa líquida, conforme o indicado no Quadro 3.1. O mesmo quadro é utilizado no dimensionamento de equipamentos de injeção de ar e oxigénio puro em sistemas de drenagem de águas residuais, de forma a controlar a septicidade.

Quadro 3.1 - Taxas de consumo de oxigénio no interior da massa líquida (adaptado de AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS 1989).

TEMPO DE PERCURSO OU «IDADE» DO LÍQUIDO (h)	TEMPERATURA (°C)	TAXA DE CONSUMO (mg/(l.h))
1	20	5
0,5	30	5
2	20	10
1	30	10
> 3	20	15
> 1,5	30	15

As taxas de consumo permanecem constantes no tempo, desde que as concentrações de oxigénio dissolvido sejam superiores a algumas décimas de miligramas por litro (EPA 1974). A existência de uma quantidade significativa de flocos ou sólidos grosseiros em suspensão pode levar à redução das taxas de consumo, uma vez que ocorre a limitação de transferência de oxigénio para o interior dos flocos, criada pela resistência oferecida à difusão.

Relativamente ao consumo de oxigénio dissolvido no interior do filme biológico, e em coletores de águas residuais, a previsão e simulação do comportamento do filme biológico é bastante complexa, devido, principalmente, à variabilidade espacial e temporal das diversas grandezas e parâmetros intervenientes. A espessura, densidade e composição do biofilme dependem de vários fatores, nomeadamente das características hidráulicas do escoamento e da disponibilidade de oxigénio e de substratos orgânicos.

A temperatura, o pH, a disponibilidade de nutrientes necessários ao metabolismo, a existência de elementos mais ou menos tóxicos e a maior biodegradabilidade dos substratos orgânicos disponíveis, são outros aspetos cuja importância no comportamento dos biofilmes pode ser muito significativa. A taxa de consumo de oxigénio dissolvido no interior do filme biológico pode ser obtida através da expressão [3.11].

$$(T_{cfb})_T = (T_{cfbl})_{20} \theta_2^{(T-20)} \quad [3.11]$$

Com base nos resultados experimentais obtidos por POMEROY e PARKHURST 1972, em MATOS 1992 foram calibradas várias expressões de cálculo com o objetivo de determinar o valor da taxa de consumo de oxigénio no interior do biofilme, à temperatura de 20°C,  $(T_{cfbl})_{20}$ , sendo a expressão [3.12] a que melhor se ajusta aos resultados experimentais obtidos por aqueles autores.

$$(T_{cfb})_{20} = 10,9 \times (J \times V)^{0,5} \quad [3.12]$$

A partir dos resultados obtidos por MATOS 1992, é adequado admitir independência entre os parâmetros da taxa de consumo de oxigénio no interior do biofilme e da concentração média de oxigénio no interior da massa líquida. Esta hipótese de cálculo ajustou-se melhor aos resultados do que a hipótese de proporcionalidade direta entre os dois parâmetros, proposta por POMEROY e PARKHURST 1972.

Também é plausível admitir a hipótese de proporcionalidade direta entre a taxa de consumo,  $T_{cfb}$ , e a função  $(J \times V)^{0,5}$ , que representa, de certa forma, a turbulência do escoamento, a qual se admite estar relacionada com a atividade global do filme biológico dos coletores.

No início das redes de drenagem, existem razões para crer que os filmes biológicos são, em regra, completamente aeróbios. A jusante, em trechos intermédios ou finais dos sistemas de drenagem, os biofilmes podem ser mistos, isto é, ter uma zona aeróbia superficial e uma zona anaeróbia interior. Quando as águas residuais se escoam em condições sépticas, o biofilme torna-se, obviamente, completamente anaeróbio.



Por vezes, podem ocorrer condições que levem a um consumo de oxigénio adicional, não resultante diretamente das reações de oxidação de matéria orgânica, nomeadamente:

- Infiltração de águas subterrâneas com elevadas concentrações de sulfito ou ião de ferro II, que são oxidadas em presença de oxigénio livre;
- Descarga de águas residuais sépticas, decorrentes da exploração de instalações industriais, funcionamento de condutas elevatórias e instalações de bombagem.
- Atividade biológica no interior de sedimentos, durante períodos mais ou menos significativos, no caso de assoreamento de coletores.

### 3.2.3 EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO

Num coletor de águas residuais, a equação geral de balanço de oxigénio dissolvido pode ser dada pela expressão [3.13] (PARKHURST e POMEROY 1972).

$$\frac{dDO}{dt} = -T_r + T_{cil} + T_{cfb}/R_h \quad [3.13]$$

A expressão [3.13] apresenta-se sob a forma diferencial, podendo, no entanto, ser resolvida através de métodos numéricos, sendo possível demonstrar que existe solução analítica, considerando que a taxa de consumo de oxigénio no interior do filme biológico dos coletores não dependa, de forma não linear, da concentração de oxigénio dissolvido (MATOS 1992).

Em MATOS 1992, com base na expressão [3.13], foram desenvolvidas algumas soluções analíticas. Com base nas soluções analíticas desenvolvidas, e considerando os casos práticos, em que se admite constante o consumo de oxigénio no interior da massa líquida, visto haver ampla disponibilidade de oxigénio, e que o consumo de oxigénio no interior do filme biológico depende apenas das características hidráulica do escoamento, a concentração de oxigénio dissolvido a jusante do trecho pode se dada a partir da expressão [3.14].

$$OD_j = OD_s - [(K_2(OD_s - OD_m) - T_{cil} - T_{cfb}/R_h) \times e^{-K_2 \times t} + T_{cil} + T_{cfb}/R_h] / K_2 \quad [3.14]$$

Em trechos de cabeceira, as concentrações de oxigénio dissolvido são, em regra, próximas da saturação e a situação de anaerobiose não ocorre, em circunstâncias usuais, mesmo quando não se cumprem as condições de autolimpeza, devido à afluência contínua (ou quase contínua) de águas “frescas”, do arejamento provocado por quedas, e pelo fato da largura superficial do escoamento (interface ar-massa líquida) ser muito superior à altura do escoamento. Só em certas circunstâncias, como entupimentos, obstruções totais ou parciais das secções de escoamento ou a descarga de efluentes em condições sépticas, podem resultar situações de anaerobiose ou septicidade.

À medida que as águas residuais são transportadas para jusante, diminui, geralmente, o declive dos coletores e aumenta a secção e a profundidade média do escoamento, tornando as condições de rearejamento mais desfavoráveis e um consumo de oxigénio no interior da massa líquida mais substancial. Em coletores de pequeno diâmetro, em que a concentração de oxigénio dissolvido é

elevada e as taxas de consumo no interior da massa líquida são baixas, a maior parte do oxigênio disponível é consumido no interior do filme biológico (EPA 1985).

Em termos gerais, a tendência é a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido à medida que o escoamento se processa para jusante. No entanto, a existência de quedas em câmaras de visita, turbulência em zonas de transição, alteração dos regimes hidráulicos do escoamento ou existência de declives acentuados e de velocidades elevadas nos coletores faz com que essa tendência seja interrompida.

Se o sistema de drenagem for suficientemente extenso, a concentração de oxigênio dissolvido tenderá, muito possivelmente, a anular-se, situação em que o oxigênio proveniente do rearejamento é rapidamente consumido, enquanto o interior da massa líquida se mantém em condições de anaerobiose. No caso do escoamento em condutas sob pressão, a situação de anaerobiose ocorre com relativa rapidez, devido a ausência de rearejamento.

### 3.3 FASE SÉPTICA

#### 3.3.1 EVOLUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SULFURETOS NA MASSA LÍQUIDA

Os primeiros estudos sobre a problemática da septicidade, nos anos 40 do século passado, permitiram uma melhor compreensão da formação de sulfuretos em sistemas de águas residuais. Estes estudos permitiram o desenvolvimento de expressões empíricas para o cálculo da concentração de sulfuretos tendo em conta as características hidráulicas do escoamento (velocidade, raio hidráulico, tempo de percurso) e a qualidade da água residual (carência bioquímica de oxigênio (CBO<sub>5</sub>), carência química de oxigênio (CQO) e concentração do ião sulfato). As expressões foram desenvolvidas para condutas com escoamento sob pressão e em condutas com escoamento em superfície livre. Posteriormente, desenvolveram-se expressões empíricas para o cálculo da libertação de gás sulfídrico e da ocorrência de corrosão.

#### Escoamento sob pressão

No caso do escoamento se dar sob pressão, o cálculo da formação de sulfuretos não é complexo, uma vez que não ocorrem reações de oxidação, nem a libertação de gás sulfídrico para a atmosfera dos coletores. Deste modo, a concentração de sulfuretos no interior da massa líquida pode ser estimada pela taxa de formação de sulfuretos. A expressão de cálculo mais utilizada para o cálculo da concentração de sulfuretos em condutas sob pressão é a de POMEROY 1959, dada pela expressão [3.15].

$$S_j = S_m + K_p \times CBO_5 \times \left(1.57 + \frac{4}{D}\right) \times 1,07^{(T-20)} \times tR \quad [3.15]$$

Esta expressão foi calibrada com base nos resultados experimentais obtidos em condutas na Austrália, Califórnia e Virgínia. Os resultados obtidos pressupõem a independência entre a taxa de formação de sulfuretos, a velocidade média do escoamento e a concentração do ião sulfato, a proporcionalidade direta entre a CBO<sub>5</sub> e a taxa de formação de sulfuretos, o desenvolvimento do filme biológico ao longo

de todo o perímetro molhado e a existência de condições favoráveis à formação de sulfuretos, em termos de potencial redox.

A constante empírica  $K_p$  pode assumir, em função da proporção entre os tempos de repouso e de bombagem no percurso, valores entre 0.0004 e 0.001 m/h. Deverão ser escolhidos valores para o parâmetro  $K_p$  próximos de 0.004 m/h, quando os períodos de repouso forem longos e predominem em relação aos períodos correspondentes à situação de bombagem. A condição mais conservadora corresponde a admitir valores do parâmetro  $K_p$  próximos de 0.001 m/h.

THISTLETHWAYTE 1972 propõe outra expressão de cálculo que considera a proporcionalidade direta entre a taxa de formação de sulfuretos e a velocidade média do escoamento, uma maior dependência do efeito da temperatura e a influência da concentração do ião sulfato, conforme o indicado na expressão [3.16].

$$S_j = K_t \times CBO_5^{0,8} \times V \times [SO_4^{2-}]^{0,4} \times \left(1,57 + \frac{4}{D}\right) \times 1,139^{(T-20)} \times tR \quad [3.16]$$

No entanto, os princípios com que esta expressão foi formulada têm sido alvo de críticas por diversos autores, nomeadamente na consideração da proporcionalidade direta entre a taxa de formação de sulfuretos e a velocidade média do escoamento, em vez do tempo de retenção da massa líquida na conduta, e a proporcionalidade à concentração do ião sulfato, que só é aceitável quando a disponibilidade deste composto é reduzida e nas águas residuais isso não se costuma verificar.

De acordo com BOON e LISTER 1974, a taxa de formação de sulfuretos é diretamente proporcional à CQO, em vez da  $CBO_5$  como foi apresentado nas expressões anteriores. A expressão [3.17] foi calibrada com base na análise dos resultados experimentais recolhidos numa única conduta elevatória, onde o tempo de retenção da massa líquida variava entre 1,5 e 7,5 horas.

$$S_j = K_b \times CQO \times \left(1,57 + \frac{4}{D}\right) \times 1,07^{(T-20)} \times tR \quad [3.17]$$

Os resultados obtidos por POMEROY foram ajustados em MATOS 1987, tendo como princípios na formulação da expressão [3.18], a não variação do valor do parâmetro empírico  $K_m$ , com o tempo de retenção e a minimização do somatório dos erros quadráticos.

$$S_j = \left(K_m \times \frac{CBO_5}{V^{0,2}}\right) \times \left(1,57 + \frac{4}{D}\right) \times 1,07^{(T-20)} \times tR \quad [3.18]$$

### Escoamento com superfície livre

Em condutas com escoamento em superfície livre, as reações e transformações que ocorrem são mais complexas, pelo que as formulações empíricas são qualitativas e relacionam-se com grandezas ou parâmetros em condições favoráveis para a formação de sulfuretos.

A primeira expressão utilizada para escoamentos em superfície livre foi a de POMEROY e BOWLUS 1946, dada pela expressão [3.19], que tem em conta o efeito da velocidade na formação de sulfuretos

e permite prevenir a formação de sulfuretos em coletores de águas residuais. Os autores relacionaram velocidades com concentrações de  $CBO_5$  a fim de obter uma expressão que estimasse a velocidade crítica do escoamento, sendo possível a formação de sulfuretos quando a velocidade real for inferior à velocidade crítica. A aplicação desta expressão está limitada a alturas relativas de escoamento inferiores ou iguais a 0,5.

$$V_{CS} = 0,042 \times (CBO_5 \times 1,07^{(T-20)})^{0,5} \quad [3.19]$$

Posteriormente, DAVY 1950 desenvolveu uma expressão com o pressuposto de que a concentração de sulfuretos no interior da massa líquida é praticamente nula, o que implica a igualdade entre a taxa de formação e a taxa de oxidação dos sulfuretos, e formulou-a relacionando o número de Reynolds com a  $CBO_5$ , temperatura, largura e secção do escoamento. Contudo, esta expressão foi modificada por POMEROY 1970, com o intuito de tornar a sua aplicação mais expedita, e foi apresentada em THISTLETHWAYTE 1972, sob a forma indicada pela expressão [3.20]

$$Z_p = (0,305 \times CBO_5 \times 1,07^{(T-20)}) / (Q^{1/3} \times J^{1/2} \times f) \quad [3.20]$$

$$f = 1,4 \times \frac{b}{p} \times \left(\frac{Q}{Q_{SC}}\right)^{0,064} \quad [3.21]$$

No Quadro 3.2 apresenta-se a relação entre o parâmetro de POMEROY,  $Z_p$ , e o sulfureto de hidrogénio, nomeadamente as principais consequências, em termos de odor e de corrosão.

Quadro 3.2 - Relação do parâmetro empírico de POMEROY ( $Z_p$ ) com o sulfureto de hidrogénio (adaptado de MATOS 1992).

Valores	Relação com o sulfureto de hidrogénio
$Z_p \leq 5\ 000$	O sulfureto de hidrogénio raramente está presente e materiais à base de ligas de prata, cobre e com tinta contendo chumbo podem escurecer.
$5\ 000 < Z_p \leq 7\ 500$	Alguma concentração de sulfureto de hidrogénio e possibilidade de ocorrência ligeira de corrosão em estruturas de betão e alvenaria.
$7\ 500 < Z_p \leq 10\ 000$	Quantidades suficientes de sulfureto de hidrogénio para causar odores desagradáveis e danos substanciais em estruturas de betão e alvenaria, principalmente no escoamento com elevada turbulência.
$10\ 000 < Z_p \leq 15\ 000$	Possibilidade de ocorrência de odores muito desagradáveis e forte ataque às estruturas de betão.
$Z_p > 15\ 000$	Elevada presença de sulfureto de hidrogénio na massa líquida, o que proporciona uma vida útil entre 5 e 10 anos para pequenos coletores de betão.

Em POMEROY e PARKHURST 1977, é apresentada uma formulação, válida para o escoamento de águas residuais com superfície livre em condições anaeróbias, que permite estimar a concentração

total de sulfuretos na massa líquida. Essa formulação foi calibrada com base em resultados experimentais obtidos em dez coletores do sistema de drenagem de Los Angeles e pode ser sintetizada pelas Expressões [3.22] a [3.24].

$$S_j = S_{lim} - (S_{lim} - S_m) \times \exp(-C_t) \quad [3.22]$$

$$S_{lim} = M/m \times CBO_5 \times 1,07^{(T-20)} \times (J \times V)^{-0,375} \times \left(\frac{P}{b}\right) \quad [3.23]$$

$$C_t = -L \times m \times J^{0,375} / (3600 \times d_m \times V^{0,625}) \quad [3.24]$$

Nesta formulação foram admitidas, implicitamente, as seguintes hipóteses de base:

- existência de condições favoráveis à formação de sulfuretos, em termos de condições hidráulicas, ambientais e de disponibilidade de enxofre;
- proporcionalidade direta entre a taxa de formação de sulfuretos e a carência bioquímica de oxigênio (CBO<sub>5</sub>);
- proporcionalidade direta entre as taxas de oxidação e de libertação de sulfureto de hidrogênio da solução e a concentração de sulfuretos.

No entanto, a terceira hipótese é criticável, uma vez que a uma concentração elevada de sulfuretos totais nem sempre corresponde uma concentração elevada de sulfureto de hidrogênio, pois este composto depende do pH. Relativamente à atribuição dos valores às constantes empíricas  $M$  e  $m$ , os autores sugerem, em função das características específicas do sistema a dimensionar e do grau de segurança pretendido, a adoção de uma das hipóteses:

- Hipótese moderadamente conservadora  $M = 0.32 \times 10^{-3}$  m/h,  $m = 0.96$
- Hipótese muito conservadora:  $M = 0.32 \times 10^{-3}$  m/h,  $m = 0.64$

### 3.3.2 LIBERTAÇÃO DE GÁS SULFÍDRICO E CORROSÃO DE COLETORES.

O gás sulfídrico é moderadamente solúvel em água (THISTLETHWAYTE 1972) e segue a Lei de Henry, dada pela expressão [3.25], com um razoável ajustamento (EPA 1985). Esta lei refere que a massa de gás dissolvida num volume é diretamente proporcional, em equilíbrio e a temperatura constante, à pressão parcial do gás no ar.

$$K_{He} = \frac{Pg}{xg} \quad [3.25]$$

A concentração de gás sulfídrico na atmosfera dos coletores depende de vários fatores, dos quais se destacam a taxa de libertação de gás sulfídrico da massa líquida, as condições ambientais e de ventilação do sistema e as condições de proteção de superfície interna dos coletores contra a corrosão.

No que respeita às condições de ventilação, em sistemas de drenagem de águas residuais, a estimativa dos caudais de ar ventilados naturalmente é bastante complexa. Esses caudais, que influenciam o valor

da concentração de gás sulfídrico na atmosfera dos coletores, dependem, entre outros, dos seguintes fatores:

- Condições atmosféricas locais, nomeadamente temperatura, velocidade, direção do vento e pressão atmosférica;
- Configuração e geometria do sistema, nomeadamente dimensões e características das tubagens de ventilação, bem como a forma de ligação dessas tubagens aos coletores municipais;
- Características hidráulicas do escoamento.

A ventilação em sistemas de drenagem de águas residuais deve ser promovida tendo em conta a manutenção de atmosfera respiráveis na câmaras de visita e nos coletores visitáveis e a redução dos riscos de desenvolvimento de atmosfera tóxicas ou explosivas. Em regra, a ventilação dos sistemas de drenagem municipais é garantida pela ligação aos ramais de ventilação domiciliários (MATOS 1992).

Pode ainda ocorrer o transporte do gás sulfídrico para jusante (através sobretudo do efeito de arrastamento da massa líquida ou de variações acentuadas de pressão) ou para montante (caso se verifiquem por exemplo obstruções a jusante que obriguem o ar a subir na direção inversa), pelo que as condições de ventilação dos coletores terão grande influência nos locais onde ocorrerão problemas.

Como já foi referido, a libertação do gás sulfídrico para a atmosfera dos coletores depende do grau de septicidade da massa líquida, das condições de temperatura e turbulência do escoamento, da composição da água residual e da própria concentração de gás sulfídrico na atmosfera dos coletores. Caso o teor de gás sulfídrico na atmosfera atingir a concentração de equilíbrio, a massa de gás sulfídrico libertada torna-se nula.

Num sistema de drenagem de águas residuais, a concentração de equilíbrio de gás sulfídrico só ocorre passadas várias horas, e apenas se não houver ventilação, fugas de gás para o exterior do sistema e reações com as paredes dos coletores (condensação, oxidação e corrosão), sendo que, em regra, a relação entre a concentração de gás sulfídrico no ar e a concentração de equilíbrio toma valores entre 2 a 20% (EPA 1985).

No entanto, a velocidade à qual o gás sulfídrico se escapa da massa líquida, para dadas condições ambientais, depende do valor do pH. Assim, para pH=7.0, o gás sulfídrico escapará a aproximadamente metade da velocidade quando comparado a uma solução fortemente ácida, com a mesma concentração de sulfuretos dissolvidos (MATOS 1992). Em EPA 1985, a taxa de libertação de gás sulfídrico da massa líquida para a atmosfera dos coletores é representada pela expressão [3.26].

$$Fi = 1,917 \times 10^{-4} \times \left(1 + 0,17 \times \frac{V^2}{gd_m}\right) \times 1,016^{(T-20)} \times (J \times V)^{0,375} \times H_2SL \times (1 - q) \quad [3.26]$$

A concentração de sulfureto de hidrogénio ( $H_2SL$ ), é determinada com base na concentração de sulfuretos dissolvidos, do pH e da temperatura da massa líquida. A concentração de sulfuretos dissolvidos é estimada a partir da concentração de sulfuretos totais, admitindo que os primeiros 0.20 a

0.25 mg/L de sulfuretos formados se apresentam sob a forma de sulfuretos não solúveis (EPA 1974 et al).

Para valores do pH inferiores a 12, situação corrente em águas residuais, nomeadamente de origem doméstica, pode considerar-se que o ião sulfureto não se encontra presente, e tendo em conta os efeitos térmicos, A concentração de  $H_2S_L$  pode ser dada pela expressão [3.27]

$$H_2S_L = S_d / (1 + 10^{pH-7+0,0146 \times (T-25)}) \quad [3.27]$$

Sabendo a concentração de sulfureto de hidrogénio e a temperatura da massa líquida, em MATOS 1992, foi desenvolvida uma expressão de cálculo para a determinação da concentração de saturação do gás sulfídrico (expressão [3.28]), válida para temperaturas entre 10 e 30°C e a pressão próxima da atmosférica. Essa expressão foi obtida adaptando um polinómio de interpolação de segundo grau ao conjunto dos valores da contante de Henry, para o gás sulfídrico, mencionados em METCALF & EDDY 1979.

$$H_2S_{eq} = H_2S_L \times (3,79 \times 10^{-5} \times T^2 + 7,64 \times 10^{-3} \times T + 0,197) \quad [3.28]$$

Admitindo que ao longo de cada trecho a massa que se escapa para o exterior do sistema se pode considerar desprezável, devido ao facto do gás sulfídrico ser, nas mesmas condições de pressão e temperatura, mais denso que o ar, duas situações podem ocorrer:

- Situação de ausência de condensação e oxidação. Nesse caso, as concentrações de gás sulfídrico junto das paredes do coletor, e no interior da atmosfera do mesmo, podem ser consideradas semelhantes, visto não haver lugar a reações de consumo de gás sulfídrico;
- Situação de condensação e oxidação do gás sulfídrico. Nesse caso, o gás sulfídrico é condensado e oxidado junto das superfícies expostas que se encontram acima do nível do líquido.

Em MATOS 1992, são apresentadas várias soluções analíticas para a determinação do balanço de gás sulfídrico num coletor, sendo as mais utilizadas apresentadas no Quadro 3.3. A escolha da expressão de cálculo a aplicar é realizada em função das condições particulares do sistema e das hipóteses simplificativas assumidas.

Quadro 3.3 - Soluções analíticas da equação geral do balanço de gás sulfídrico num coletor (adaptado de MATOS 1992).

Expressão	Solução analítica	Condições
[4.29]	$H_2S_j = H_2S_m$	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ausência de oxidação.</li> <li>• Liberação nula de gás sulfídrico da solução</li> </ul>
[4.30]	$H_2S_j = H_2S_{eq} - (H_2S_{eq} - H_2S_m) \times e^{-aux2}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ausência de oxidação.</li> <li>• Taxa variável de emissão, em função da pressão parcial do gás sulfídrico na atmosfera</li> </ul>
[4.31]	$H_2S_j = H_2S_m \times e^{-(P_{nm} \times Df(1-fp) \times t) / (A_{nm} \times Ef)}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Oxidação ativa.</li> <li>• Liberação nula de gás sulfídrico da solução</li> </ul>
[4.32]	$H_2S_j = [(H_2S_m - aux5 - Fi0) \times e^{-aux6} + Fi0] / aux5$	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Oxidação parcialmente ativa variável ao longo do trecho, em função da variação da concentração de gás sulfídrico.</li> <li>• Taxa variável de emissão do gás sulfídrico em função da pressão parcial do gás na atmosfera confinada.</li> </ul>

Onde,

$$aux2 = (L \times b \times Fi0) / (V_{ar} \times H_2S_{eq} \times A_{nm}) \quad [3.33]$$

$$aux5 = Fi0 / H_2S_{eq} + (Df \times P_{nm} \times (1 - fp) e^{-aux6} + Fi0) / (Ef \times b) \quad [3.34]$$

$$aux6 = (L \times b \times aux5) / (A_{nm} \times V_{ar}) \quad [3.35]$$

$$Fi0 = 1,917 \times 10^{-4} \times (1 + 0,17 \times Fr) \times (J \times V)^{0,375} \times H_2SL \times 1,016^{(T - 20)} \quad [3.36]$$

No caso de ausência de condensação e oxidação do gás sulfídrico, a concentração de gás sulfídrico vai subindo progressivamente, à medida que o escoamento se processa para jusante, até, no limite, atingir-se a concentração de saturação ou de equilíbrio. A concentração de equilíbrio pode ser estimada a partir da lei de Henry e depende da temperatura e da concentração de sulfureto de hidrogénio em solução. Em atmosferas bem ventiladas, e em períodos secos do ano, o teor de humidade no interior dos sistemas pode ser tal que não ocorra, realmente, condensação do gás sulfídrico junto das paredes dos coletores, e os fenómenos de oxidação e corrosão não se processem.

No caso de quedas, de acordo com MATIAS 2015, existe libertação pontual de gás sulfídrico, dada a turbulência gerada, e que depende, fundamentalmente, do tipo de queda, da altura da queda, da própria concentração de sulfuretos de hidrogénio na massa líquida e de gás sulfídrico no ar.

No caso de condensação e oxidação do gás sulfídrico, o produto da reação pode ser ácido sulfúrico, que é consumido e neutralizado, devido à ação de compostos alcalinos, ou é incorporado na massa



líquida, após ter deslizado, sob a ação da gravidade, sobre as superfícies sólidas. As concentrações de gás sulfídrico junto das paredes do coletor, e no interior da atmosfera confinada, não são iguais, e a diferença condiciona o fluxo contínuo de gás sulfídrico através do filme laminar gasoso que envolve aquelas paredes. Se a massa de gás sulfídrico que se liberta da solução para o ar for superior à massa sujeita a oxidação, então a concentração de gás sulfídrico tende a subir continuamente, enquanto tal circunstância prevalecer. O caso contrário ocorrerá, se a massa de gás sulfídrico oxidada for superior à que se liberta da solução. Em situação de equilíbrio, a emissão de gás sulfídrico para a atmosfera do coletor iguala precisamente o fluxo de gás sujeito a oxidação.

Caso se considere corrosão totalmente ativa, o gás sulfídrico em solução é rapidamente consumido e, como simplificação, pode considerar-se nula a concentração deste gás junto às paredes. Nessas circunstâncias, é máximo o fluxo de gás sulfídrico que fica sujeito a oxidação, e é máxima a taxa de formação de ácido sulfúrico e também a potencialidade de corrosão dos coletores.

As expressões de cálculo das massas de gás sulfídrico libertada (expressão [3.37]) e oxidada (expressão [3.38]), foram deduzidas pela primeira vez em MATOS 1992. Essas expressões são referidas à unidade de tempo (g/s) tendo por isso o significado físico de fluxos.

$$M_{lib}^* = (Fi_0 \times b / H_2S_{eq}) [H_2S_{eq} \times L - Fi_0 \times L / aux5 + (L \times (H_2S_m \times aux5 - Fi_0) / (aux5 \times aux6)) \times (e^{-aux6} - 1)] \quad [3.37]$$

$$M_{ox}^* = (Df \times (1 - fp) \times p1 / Ef) [(Fi_0 \times L / aux5) - (L \times (H_2S_m \times aux5 - Fi_0) / (aux5 \times aux6)) \times (e^{-aux6} - 1)] \quad [3.38]$$

Como já foi referido, o gás sulfídrico pode transformar-se em ácido sulfúrico, que é o responsável pela corrosão das paredes em betão dos coletores e câmaras de visita. Deste modo, o uso de expressões de cálculo da taxa de corrosão em coletores é uma forma prática para a prevenção de roturas.

A taxa média de corrosão para coletores de betão ou fibrocimento, dada pela expressão [3.39] (EPA 1974), depende da velocidade de formação do ácido sulfúrico e da alcalinidade do material (Al). O parâmetro empírico ( $K_a$ ) traduz a fração do ácido que reage com as paredes do coletor, e toma valores próximos de 1 caso a formação de ácido sulfúrico seja lenta, e valores entre 0,3 e 0,4 caso a formação seja rápida e as condições sejam favoráveis.

$$CR = 11,5 \times K_a \times Fi_1 / Al \quad [3.39]$$

$$Fi_1 = Fi \times \left( \frac{b}{P_{nm}} \right) \quad [3.40]$$

A taxa de libertação do gás sulfídrico da massa líquida (Fi) dada pela expressão [3.26] deve ser adaptada às unidades de (g/m<sup>2</sup>.h) para ser aplicada na expressão [3.40].

No caso de tubagens termoplásticas (por exemplo PVC ou PEAD), não tem lugar corrosão por parte do gás sulfídrico/ácido sulfúrico, dada a natureza do material.

Em MATOS 1992, a partir da expressão [3.39], foi deduzida a expressão [3.41]. A taxa máxima de corrosão (expressão [3.42]) que se verifica na secção mais desfavorável de um trecho pode ser obtida multiplicando a taxa média por um fator de agravamento,  $f_a$ , que em regra, está compreendido entre 1.5 (em trechos retos sem elevada turbulência) e 5.0 (em quedas e outros locais de elevada turbulência)

$$CR = (11,4 \times K_a / Al) \times Mox^* / (P_{nm} \times L) \quad [3.41]$$

$$CRM = f_a \times CR \quad [3.42]$$

A taxa de corrosão para coletores de ferro (Expressão [3.43]) pode ser estimada por analogia com a expressão [3.38], desde que se ajuste a constante em função da massa volúmica do ferro e a capacidade de neutralização do ácido sulfúrico.

$$CRf = 2.04 \times K_a \times Fi_1 \quad [3.43]$$

De acordo com ASCE 1989, o ácido pode estimular a reação simultânea de ferro com o oxigénio da atmosfera, o que pode influenciar a velocidade da corrosão e conseqüentemente a taxa de corrosão ser maior do que seria espectável. Deste modo, para efeitos de dimensionamento, o valor obtido pela expressão [3.40] deve ser multiplicado por 10 para ter em conta a oxidação e o ataque do ácido. Além disso, é possível estimar-se a espessura máxima do coletor que pode ser deteriorada num dado intervalo de tempo, desde que se aplique um fator de segurança (na prática admite-se igual a 2) e um intervalo de tempo para a ação da corrosão ( $t$  igual ao horizonte de projeto da obra).

A título exemplificativo apresenta-se a expressão [3.44] para a estimativa da espessura máxima em coletores de betão ou fibrocimento.

$$E_c = 23 \times K_a \times t \times Fi_1 / Al \quad [3.44]$$

## 4. SIMULAÇÃO DE SULFURETOS E GÁS SULFÍDRICO EM SISTEMAS DE DRENAGEM DE ÁGUAS RESIDUAIS

### 4.1 ESTADO DO MODELO

O modelo AeroSept+ ((**Aer**o**bio**se e **Sept**icidade em sistemas de águas residuais), permite a avaliação das concentrações de oxigénio dissolvido e de sulfuretos totais (na massa líquida), bem como sulfureto de hidrogénio na massa líquida e na fase gasosa, que constitui a atmosfera dos coletores, podendo ser aplicado a coletores e condutas de águas residuais com escoamento com superfície livre ou sob pressão, permitindo ainda a avaliação da corrosão nos coletores.

Este modelo teve por base outro modelo já disponível, o AEROSEPT, desenvolvido em MATOS 1992, tendo sido posteriormente adaptado à linguagem Visual Basic for Applications (VBA). O modelo VBA foi atualizado pela última vez antes, antes desta tese, em 2015.

Após a última atualização, o modelo de cálculo era constituído por quatro grupos principais (módulos), de cálculo sequencial, onde no primeiro módulo eram calculados os parâmetros hidráulicos do escoamento, no segundo módulo os parâmetros da fase líquida, nomeadamente a evolução do oxigénio dissolvido ao longo do escoamento (fase aeróbia) e os parâmetros relacionados com a potencial formação de sulfuretos na massa líquida (fase séptica), no terceiro módulo era determinada a concentração do gás sulfídrico na atmosfera gasosa dos coletores (fase gasosa) e no quarto módulo era calculada a corrosão. Nos quatro módulos, a modelação era realizada sempre de montante para jusante do sistema de drenagem.

Previamente à aplicação do modelo, é necessário que esteja definida a configuração geral do sistema, nomeadamente a numeração dos trechos, nós de montante e jusante, diâmetro, comprimento e inclinação dos coletores, material, população servida em cada nó de cálculo, a existência de quedas, as condições de ventilação, a identificação das condutas elevatórias e as características das águas afluentes ao sistema, nomeadamente em termos das concentrações de oxigénio dissolvido e sulfuretos totais. É também pedido ao utilizador que forneça alguns parâmetros do sistema, requeridos pela formulação de cálculo adotada.

No terceiro módulo, foi adotada uma formulação simplificativa da concentração de gás sulfídrico libertado para a atmosfera dos coletores, onde se considerou que a concentração de gás sulfídrico em cada trecho seria cerca de 5% da concentração de saturação de gás sulfídrico no ar.

Os resultados eram apresentados em “folhas” de Excel, por trecho de cálculo, e eram apresentados também na forma gráfica, nomeadamente em termos de variação de oxigénio dissolvido, sulfuretos e gás sulfídrico, ao longo do sistema. No entanto, a apresentação gráfica dos resultados apresentava alguns problemas, uma vez que na configuração geral do sistema, os ramais que convergiam no sistema principal tinham de ser incorporados “dentro” deste.

No âmbito da atual dissertação, procedeu-se a uma nova atualização do modelo. Em relação aos dados fornecidos pelo utilizador, destacam-se as seguintes alterações:

- Relativamente à identificação do trecho, é pedido que o utilizador, além do número do trecho, defina o sistema e o emissário. Estes parâmetros têm o único propósito de segmentar o sistema principal, caso este seja demasiado extenso ou tenha várias interseções, facilitando a apresentação gráfica dos resultados;
- Possibilidade do utilizador fornecer diretamente os caudais afluentes em cada nó, e não apenas a população servida. No caso de serem fornecidos os caudais, estes dividem-se entre “caudais domésticos”, caso se considere que não contribuem com sulfuretos, e “caudais industriais”, caso contrário;
- Possibilidade de definir os intervalos do tempo de percurso na definição da taxa de consumo de oxigénio no interior da massa líquida.
- Possibilidade do utilizador definir a afluência de sulfuretos do exterior, nó a nó, e escolher a metodologia a seguir para o cálculo dos sulfuretos dissolvidos, sendo esta obtida, num dos métodos, admitindo que os primeiros 0.25 mg/L de sulfuretos formados se apresentam sob a forma de sulfuretos não solúveis, ou num segundo método, estimada por uma fração da concentração de sulfuretos totais. ( $fH_2S_L$ ).

- Possibilidade de considerar do efeito das quedas na concentração de sulfureto de hidrogénio.

Foi também implementado no modelo, a possibilidade de simular vários cenários (até um máximo de 10 cenários), fazendo variar os parâmetros presentes na Figura 4.1.

Parâmetro	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Unidades
S											(mg/L)
fOD											(-)
fH <sub>2</sub> S <sub>L</sub>											(-)
T											(°C)
pH											-
CBO <sub>5</sub>											(mg/L)
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>											(mg/L)
raa											-
fp (chp/ch)											-
Ka											-
Alcalinidade											-
fa											-

Figura 4.1 – Espaço onde são introduzidos os parâmetros do sistema para os vários cenários a simular.

O programa passa a desenvolver-se em três módulos principais, de cálculo sequencial, onde o Módulo 1 e o Módulo 2 não sofrem alterações, mas no Módulo 3, passa a ser determinada a concentração do gás sulfídrico na atmosfera gasosa dos coletores (fase gasosa), juntamente com o cálculo da corrosão nos coletores. O utilizador tem a possibilidade de escolher se pretende a determinação (ou não) da corrosão nos coletores. Nos três módulos considerados, a modelação será realizada sempre de montante para jusante do sistema de drenagem. No Módulo 3, no cálculo da concentração do gás sulfídrico, foi adotada a formulação presente em MATOS 1992.

Relativamente à apresentação gráfica dos resultados, existem duas opções. Na opção 1, o utilizador escolhe o cenário que pretende e o segmento do sistema a analisar (definido pelos parâmetros sistema e emissário), e são fornecidos três gráficos onde se relacionam, ao longo do segmento considerado, o oxigénio dissolvido (mg/L) com os sulfuretos totais (mg/L), a concentração de sulfureto de hidrogénio (mg/L) com a concentração de gás sulfídrico (p.p.m) e a concentração de gás sulfídrico (p.p.m) com os fluxos de gás sulfídricos libertado da solução e oxidado (kg/ano). Na Figura 4.2, apresenta-se um exemplo do tipo de gráfico fornecido pelo modelo, recorrendo a esta opção de amostragem de resultados.

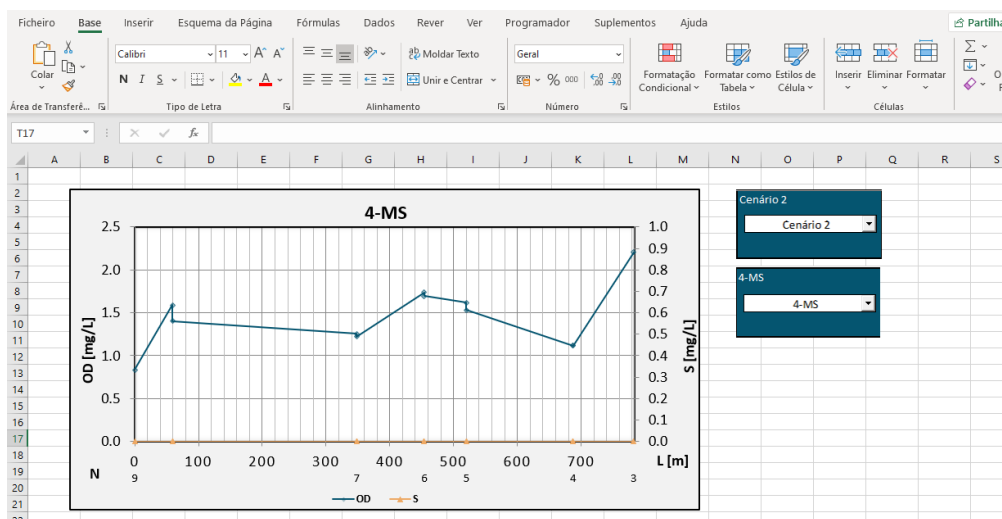


Figura 4.2 - Exemplo de resultados gráficos obtidos pelo modelo (opção 1).

Na opção 2, são fornecidos 6 gráficos, onde se comparam os resultados obtidos nos vários cenários simulados, em termos de oxigénio dissolvido, sulfuretos totais, sulfureto de hidrogénio, gás sulfídrico, fluxo de gás sulfídrico libertado da solução e fluxo de gás sulfídrico oxidado, ao longo do segmento considerado. Nesta opção, o utilizador escolhe o segmento que pretende analisar e os cenários que pretende comparar. Na Figura 4.3, apresenta-se um exemplo do tipo de gráfico fornecido pelo modelo, recorrendo a esta opção de amostragem de resultados.

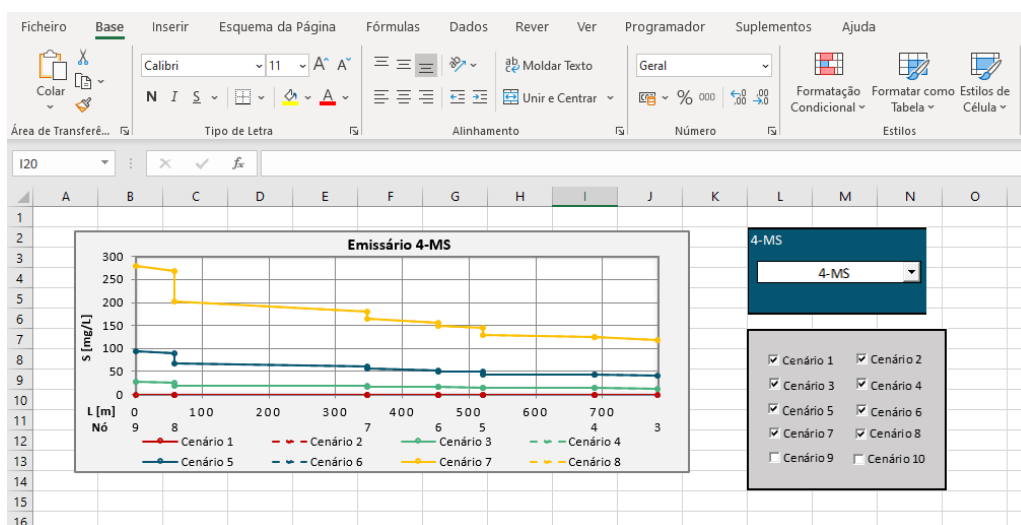


Figura 4.3 - Exemplo de resultados gráficos obtidos pelo modelo (opção 2).

Relativamente a alguns parâmetros fornecidos pelo utilizador, como é o caso da temperatura, do pH, da CBO<sub>5</sub>, da fração da concentração de oxigénio dissolvido (fOD), da fração da concentração de sulfuretos dissolvidos (fH<sub>2</sub>Sl) e da concentração de sulfuretos totais (S), é dada a possibilidade do utilizador considerar cenários (Figura 4.1) ou definir valores para cada trecho de cálculo.

## 4.2 DESCRIÇÃO DO MODELO

A alternativa ao modelo de base AEROSEPT, o WATS – Wastewater Aerobic/Anaerobic transformations in sewers, tem uma base racional, fundamentada em modelos do tipo ASM (Activated

Sludge Model), mas exige o conhecimento de um conjunto de parâmetros e variáveis estequiométricas e cinéticas, dificilmente obtidas sem laboratório, trabalho de campo e equipamento experimental específico.

Importa realçar que o modelo não tem em conta, todas as reações e transformações biológicas que ocorrem no interior da massa líquida, durante o percurso no sistema, nem toda a problemática que envolve as condições ambientais e de ventilação, suscetíveis de condicionarem a evolução da concentração de gás sulfídrico na atmosfera dos coletores.

Previamente à aplicação do modelo, é necessário que esteja definida a configuração geral do sistema, nomeadamente a numeração dos trechos, nós de montante e jusante, diâmetro, comprimento e inclinação dos coletores, material, população e/ou caudais afluentes a cada nó de cálculo, a existência de quedas, as condições de ventilação, a identificação das condutas elevatórias e as características das águas afluentes ao sistema, nomeadamente em termos das frações da concentração de oxigénio dissolvido e das concentrações de sulfuretos totais.

Também é necessário definir o número de cenários a simular, bem como os parâmetros do sistema necessários na formulação adotada, nomeadamente os representados nas Figura 4.1 e Figura 4.4.

Parâmetros Hidráulica		Unidades
Capitação		(L/(hab.dia))
$C_{\text{afluência}}$		-
$f_{\text{p adverso}}$		-
Parâmetros Fase Líquida		Unidades
M		(m/h)
m		(m/h)
$k_p$		(m/h)
Parâmetros Fase Gasosa		Unidades
$v_{\text{ar}}$		$\text{m}^2/\text{s}$
Df		$\text{m}^2/\text{s}$
k		m

Figura 4.4 - Parâmetros do sistema, a introduzir pelo utilizador.

#### 4.2.1 MÓDULO 1: PARÂMETROS HIDRÁULICOS

O cálculo dos parâmetros hidráulicos do escoamento partiu do princípio de que em sistemas de drenagem de águas residuais, o escoamento se processa em regime uniforme permanente e com velocidade constante ao longo do percurso (Quintela, 1981). Para canais circulares (ou prismáticos com geratrizes paralelas ao escoamento) com secções fechadas, o escoamento pode dar-se com superfície livre, isto é, com parte do seu contorno em contacto com um meio gasoso, ou em pressão, quando ocupa a secção total da conduta.

Em troços gravíticos, o escoamento processa-se geralmente em superfície livre, havendo uma parte da secção onde há circulação de ar à pressão atmosférica. No entanto, para situações em que o caudal afluente excede a capacidade da conduta, o escoamento passa dar-se em pressão. O modulação inicia-se com o cálculo do caudal, dado pela expressão [4.1].

$$Q_i = \text{população} \times \text{Capitação} \times C_{\text{afl}} \times f_{\text{pa}} \quad [4.1]$$

No entanto, o utilizador pode optar por fornecer diretamente os valores de caudal, sendo necessário especificar a origem das afluências, doméstica ou industrial. Os parâmetros necessários para o cálculo do caudal a partir da expressão [4.1], nomeadamente a capitação, o coeficiente de afluência ( $C_{af}$ ) e o fator de ponta adverso ( $f_{pa}$ ) também são definidos previamente pelo utilizador. Importa referir que a expressão [4.1] utiliza a população acumulada, calculada previamente pelo modelo.

Para condutas com escoamento com superfície livre, as grandezas hidráulicas são calculadas com base num ângulo ao centro,  $\theta$ , como disposto na Figura 4.5.

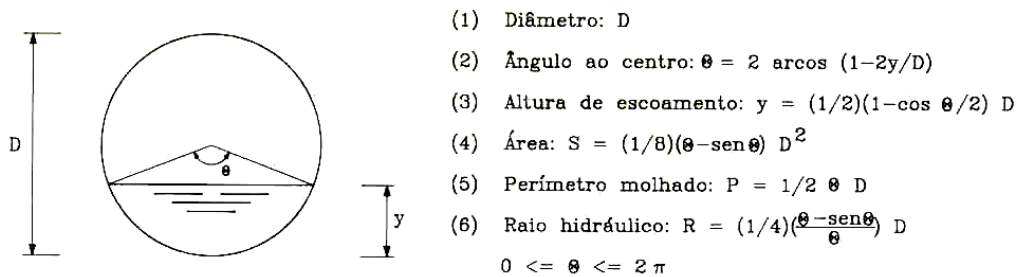


Figura 4.5 - Elementos geométricos de coletores de secção circular (Quintela, 1981).

O valor de  $\theta$  é dado pela expressão iterativa [4.2], sendo o critério de paragem considerado dado pela expressão [4.3]. Posteriormente, com o valor de  $\theta$  e as grandezas hidráulicas indicadas na Figura 4.5, é possível determinar a velocidade do escoamento (expressão [4.4]), o tempo de percurso (expressão [4.5]), a tensão de arrastamento (expressão [4.6]), a largura superficial do escoamento (expressão [4.7]) e a altura média do escoamento (expressão [4.8]).

$$\theta_{n+1} = \sin \theta_n + 6,063 \times \left( \frac{Q}{K_s \times \sqrt[3]{i}} \right)^{0,6} \times D^{-1,6} \times \theta_n^{0,4} \quad [4.2]$$

$$|\theta_{n+1} - \theta_n| < 0.001 \quad [4.3]$$

$$V = Q/A_m \quad [4.4]$$

$$t_p = L/(3600 \times V) \quad [4.5]$$

$$\tau = \gamma \times R_h \times J \quad [4.6]$$

$$b = D \times \sin(0.5 \times \theta) \quad [4.7]$$

$$d_m = A_m/b \quad [4.8]$$

Para determinar se algum dos trechos gravíticos se encontra em pressão, calcula-se o caudal de secção cheia pela equação de Gauckler-Manning, conforme indica a expressão [4.9].

$$Q_{sc} = K_s \times A \times R_h^{2/3} J^{1/2} \quad [4.9]$$

No caso do valor de  $Q_{sc}$  ser inferior ao caudal de cálculo, assume-se que o escoamento entra em pressão no trecho considerado. Para estes casos, e para as condutas das estações elevatórias, são calculados os vários elementos hidráulicos, como a área da secção, velocidade, perímetro, raio hidráulico, tempo de percurso e perda de carga unitária (expressão [4.10]) considerando o valor de  $\theta$  igual a  $2\pi$ . O valor do Coeficiente de Manning-Strickler ( $K_s$ ) é fornecido pelo utilizador.

$$J = \left( \frac{V}{R_h^{\frac{2}{3}} \times K_s} \right)^2 \quad [4.10]$$

Apesar de não ser objetivo do modelo o dimensionamento hidráulico de coletores, o programa fornece ao utilizador comentários a cerca do não cumprimento dos decretos regulamentares (Figura 4.6), nomeadamente em termos de cumprimento das velocidades mínimas e máximas, tensão de arrastamento mínima e inclinações máximas e mínimas.

2.67E-03	Inclinação inferior à mínima recomendada (0.3%)
3.76E-03	
4.00E-03	
3.70E-03	
4.30E-03	

Figura 4.6 - Exemplo de comentário fornecido pelo programa, relativamente ao incumprimento dos decretos regulamentares.

O fluxograma indicado pela Figura 4.7, representa esquematicamente a sequência dos cálculos no Módulo 1.

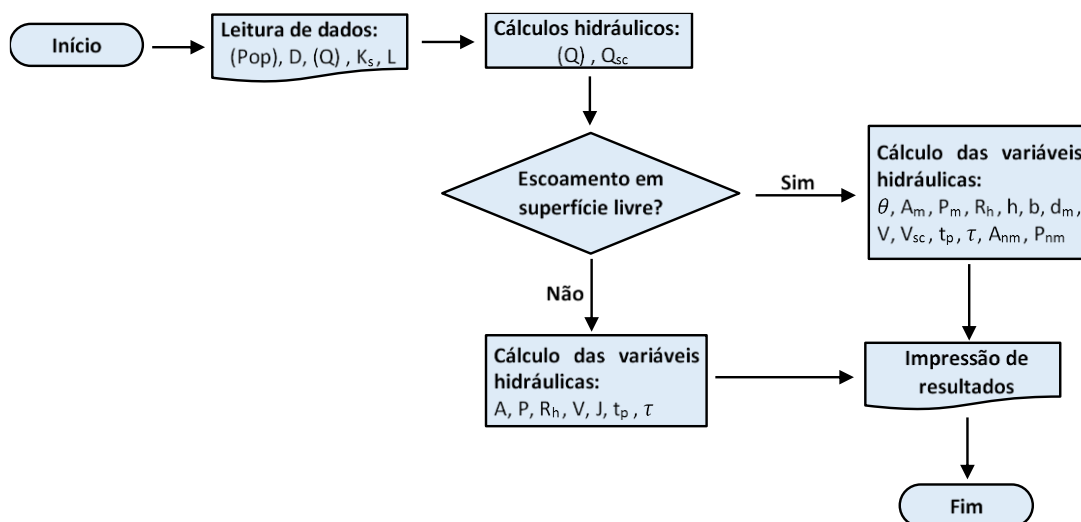


Figura 4.7 - Fluxograma de cálculo dos parâmetros hidráulicos do escoamento.

#### 4.2.2 MÓDULO 2: FASE LÍQUIDA

O Módulo 2 do modelo, correspondente à fase líquida, pode ser dividido em dois blocos de cálculo. Um primeiro bloco referente à fase aeróbia do escoamento, e que inclui os aspetos relacionados com a determinação da concentração inicial de oxigénio dissolvido em cada trecho, e a sua evolução ao longo do mesmo. Um segundo bloco correspondente à fase séptica do escoamento, e que inclui os aspetos



relacionados com a formação de sulfuretos e quantificação das suas reações no interior da massa líquida.

O oxigénio pode resultar da afluência de águas aeróbias, ou do rearejamento superficial, e é consumido, designadamente em reações com compostos de menor potencial redox, como os sulfuretos. Ao longo do trecho, pode haver lugar à formação de sulfuretos no interior da massa líquida, ou no interior do filme biológico dos coletores ou de sedimentos acumulados na meia cana inferior dos mesmos.

### Condições aeróbias

As interações e os principais fatores que intervêm no balanço de oxigénio dissolvido em coletores de águas residuais encontram-se indicados na Figura 4.8. Nessa Figura, o sentido da seta de ligação, convergente ou divergente em relação ao módulo central, indica o efeito positivo ou negativo, respetivamente, do fator na evolução da concentração de oxigénio dissolvido no trecho. Os efeitos indicados pelos números (2), (3) e (4) dizem respeito à condição inicial no trecho e os indicados pelos números (1), (5) e (6) à evolução de oxigénio no trecho.

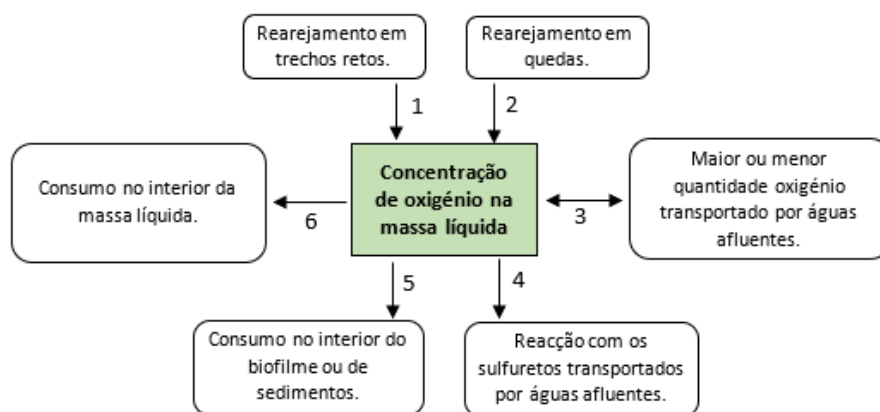


Figura 4.8 - Interações e principais fatores que intervêm no balanço de oxigénio dissolvido em coletores de águas residuais (adaptado de MATOS 1992).

Na modelação da condição inicial de oxigénio dissolvido no trecho, considera-se que os fatores identificados na Figura 4.8 pelos números (2), (3) e (4), ocorrem instantaneamente. Na realidade, os efeitos não ocorrem instantaneamente, em particular as reações de oxidação-redução com os sulfuretos presentes, que podem perdurar durante vários minutos.

Os efeitos referenciados podem ser simulados, de modo a determinar-se a concentração de oxigénio dissolvido na secção inicial de cada trecho, em conformidade com a seguinte sequência:

- 1) Determinação dos efeitos das quedas correspondentes a cada caudal afluyente (caso existam) dada pela expressão [3.6];
- 2) Cálculo do fluxo de oxigénio dissolvido ponderando as concentrações, em conformidade com os caudais afluentes diretamente no nó e dos trechos de montante ( $\sum_b(OD_j \times Q)_b$ ). Neste modelo são também consideradas entradas pontuais de oxigénio, devidas à entrada de ar

fresco afluente ao trecho por meio das afluências pontuais de caudal  $((fOD \times OD_s \times Q)_n)$ . O balanço de oxigénio dissolvido é dado pela expressão [4.11];

$$Fluxo(OD_m) = (fOD \times OD_s \times Q)_n + \sum_b (OD_j \times Q)_b \quad [4.11]$$

No caso de se tratar de um trecho de cabeceira, o segundo termo da expressão [4.11] é, obviamente, nulo.

- 3) Simulação do eventual efeito da redução da concentração de oxigénio dissolvido derivado das reações de oxidação com os sulfuretos presentes nas águas sépticas afluentes, conforme o indicado pela expressão [4.12].

$$OD_m = \frac{Fluxo(OD_m) - 2 \times Fluxo(S_m)}{Q} \quad [4.12]$$

No entanto, o programa apenas aplica a expressão [4.12] se  $Fluxo(OD_m) > 2 \times Fluxo(S_m)$ , sendo a concentração de oxigénio nula no caso de a condição anterior não se verificar.

Na modelação da evolução de oxigénio dissolvido ao longo dos trechos, considerou-se o rearejamento que ocorre através da interface ar-massa líquida ao longo dos trechos (1), o consumo de oxigénio dissolvido no interior da massa líquida (6) e o consumo de oxigénio dissolvido no interior do filme biológico dos coletores (5).

No modelo desenvolvido, a concentração de oxigénio dissolvido é dada pela expressão [3.14] e os efeitos que decorrem dos fatores identificados na Figura 4.8 podem ser quantificados matematicamente, no caso de (1) pela expressão [3.4], (6) pela expressão [3.10] e (5) pela expressão [3.11].

No caso da taxa total de consumo de oxigénio superar a taxa de rearejamento  $((T_{cil} + T_{cfb}/R_h) > K_2 \times OD_s)$ , pode ser atingida no trecho a condição de anaerobiose, ao fim de uma extensão mais ou menos significativa, determinada pela condição inicial da concentração de oxigénio dissolvido ( $OD_m$ ) e pela condições de rearejamento e consumo. A expressão de cálculo que fornece, nessas condições, a extensão em que no escoamento perduram condições de aerobiose, foi deduzida em MATOS 1992, e é dada pela expressão [4.13], no caso do escoamento em superfície livre.

$$L_0 = (3600 \times \frac{V}{K_2}) \ln[(K_2(OD_s - OD_m) - T_{cil} - \frac{T_{cfb}}{R_h}) / (K_2 \times OD_s - T_{cil} - \frac{T_{cfb}}{R_h})] \quad [4.13]$$

Se o comprimento total do trecho, L, for inferior à extensão crítica,  $L_0$ , significa que o escoamento se mantém, no trecho de cálculo, em condições aeróbias.

No caso de trechos sob pressão (como condutas elevatórias ou ramos de sifões invertidos) as expressões [3.14] e [4.13] devem de ser adaptadas, uma vez que se considera nulo o coeficiente  $K_2$ , dado o facto de não ocorrer rearejamento. Em MATOS 1992, foram deduzidas as seguintes expressões:

$$OD_j = OD_s - [(T_{cil} + T_{cfb}/R_h) \times L/3600 \times V] \quad [4.14]$$

$$L_0 = (3600 \times V \times OD_m) / (T_{cil} - T_{cfb}/R_h) \quad [4.15]$$

O fluxograma indicado pela Figura 4.9, representa esquematicamente a sequência dos cálculos no Módulo 2, relativamente ao bloco das condições aeróbias.

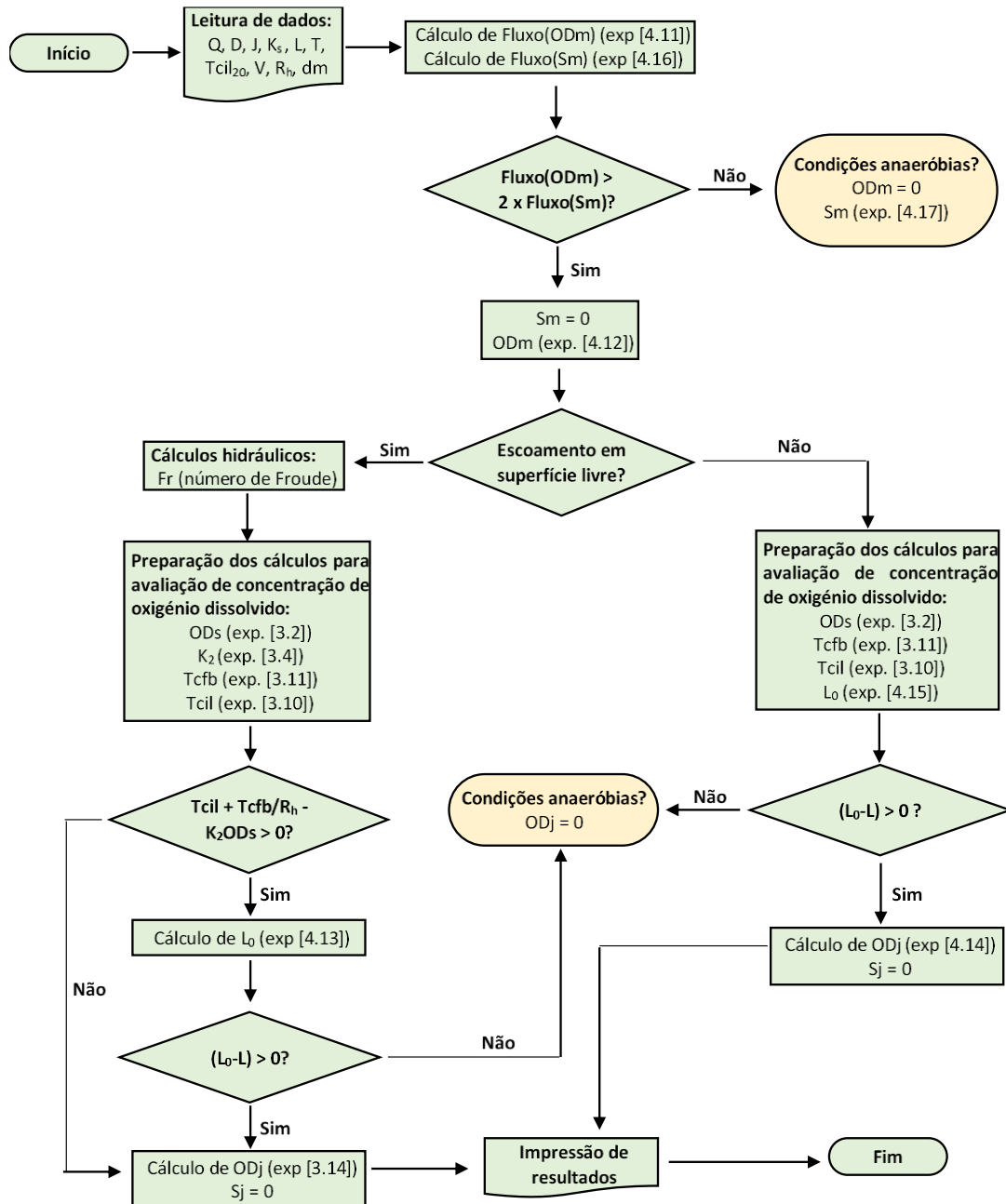


Figura 4.9 - Fluxograma de cálculo dos parâmetros da fase líquida em condições aeróbias.

### Condições sépticas

As interações e os principais fatores que intervêm no balanço de sulfuretos em coletores de águas residuais encontram-se indicados na Figura 4.10. Nessa Figura, o sentido da seta de ligação,

convergente ou divergente em relação ao módulo central, indica o efeito positivo ou negativo, respetivamente, do fator na evolução da concentração de sulfuretos no trecho. Os efeitos indicados pelos números (10) e (11) dizem respeito à condição inicial no trecho e os indicados pelos números (7), (8), (9) e (12) à evolução de sulfuretos na massa líquida.

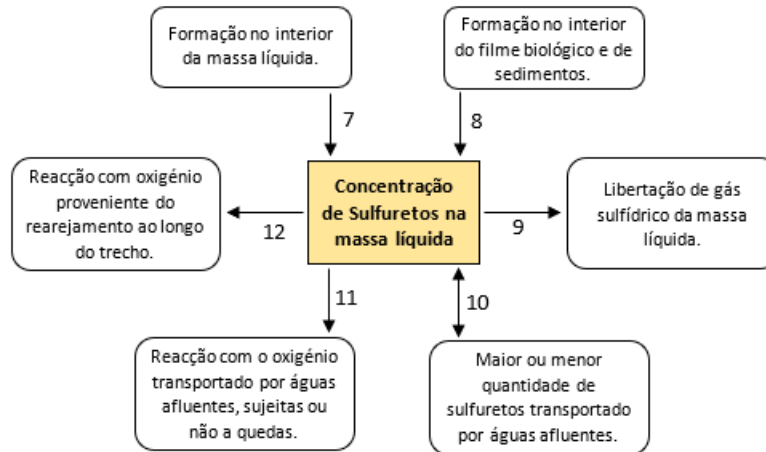


Figura 4.10 - Interações e principais fatores que intervêm no balanço de oxigénio dissolvido em coletores de águas residuais (adaptado de MATOS 1992).

Na modelação da condição inicial de sulfuretos no trecho, considera-se que os fatores identificados na Figura 4.10 pelos números (10) e (11), ocorrem instantaneamente, situação que tal como explicado anteriormente, não corresponde à realidade. Os efeitos referenciados podem ser simulados, de modo a determinar-se a concentração de sulfuretos na secção inicial de cada trecho, em conformidade com a seguinte sequência:

- 1) Determinação dos efeitos das quedas correspondentes a cada caudal afluente (caso existam) dada pela expressão [3.6];
- 2) Cálculo do fluxo de Sulfuretos ponderando as concentrações, em conformidade com os caudais afluentes diretamente no nó e dos trechos de montante, através da expressão [4.16].

$$Fluxo(S_m) = \sum_b (S_j \times Q)_b \quad [4.16]$$

- 3) Simulação do eventual efeito da redução da concentração de sulfuretos derivado da reação com o oxigénio disponível, conforme o indicado pela expressão [4.17].

$$S_m = \frac{Fluxo(S_m) - 0.5 \times Fluxo(OD_m)}{Q} \quad [4.17]$$

No entanto, o programa apenas aplica a expressão [4.17] se  $Fluxo(S_m) > 0.5 \times Fluxo(OD_m)$ , sendo a concentração de Sulfuretos totais nula no caso de a condição anterior não se verificar.

Na modelação da evolução de sulfuretos totais na massa líquida ao longo do trecho, considerou-se a reação com o oxigénio proveniente do arejamento ao longo do trecho (12), formação no interior da massa líquida (7), formação no interior do filme biológico e de sedimentos (8) e a libertação de gás sulfídrico na atmosfera (9)

No caso de condutas sob pressão, pode considerar-se nulo o rearejamento atmosférico e a libertação do gás sulfídrico na atmosfera, sendo a evolução da concentração de sulfuretos totais no trecho apenas condicionada pelos fatores (7) e (8). Na formulação matemática desenvolvida, no cálculo da concentração de sulfuretos totais é considerada a expressão [3.15], proposta por POMEROY 1959.

O fluxograma indicado pela Figura 4.11, representa esquematicamente a sequência dos cálculos no Módulo 2, relativamente ao bloco das condições sépticas.

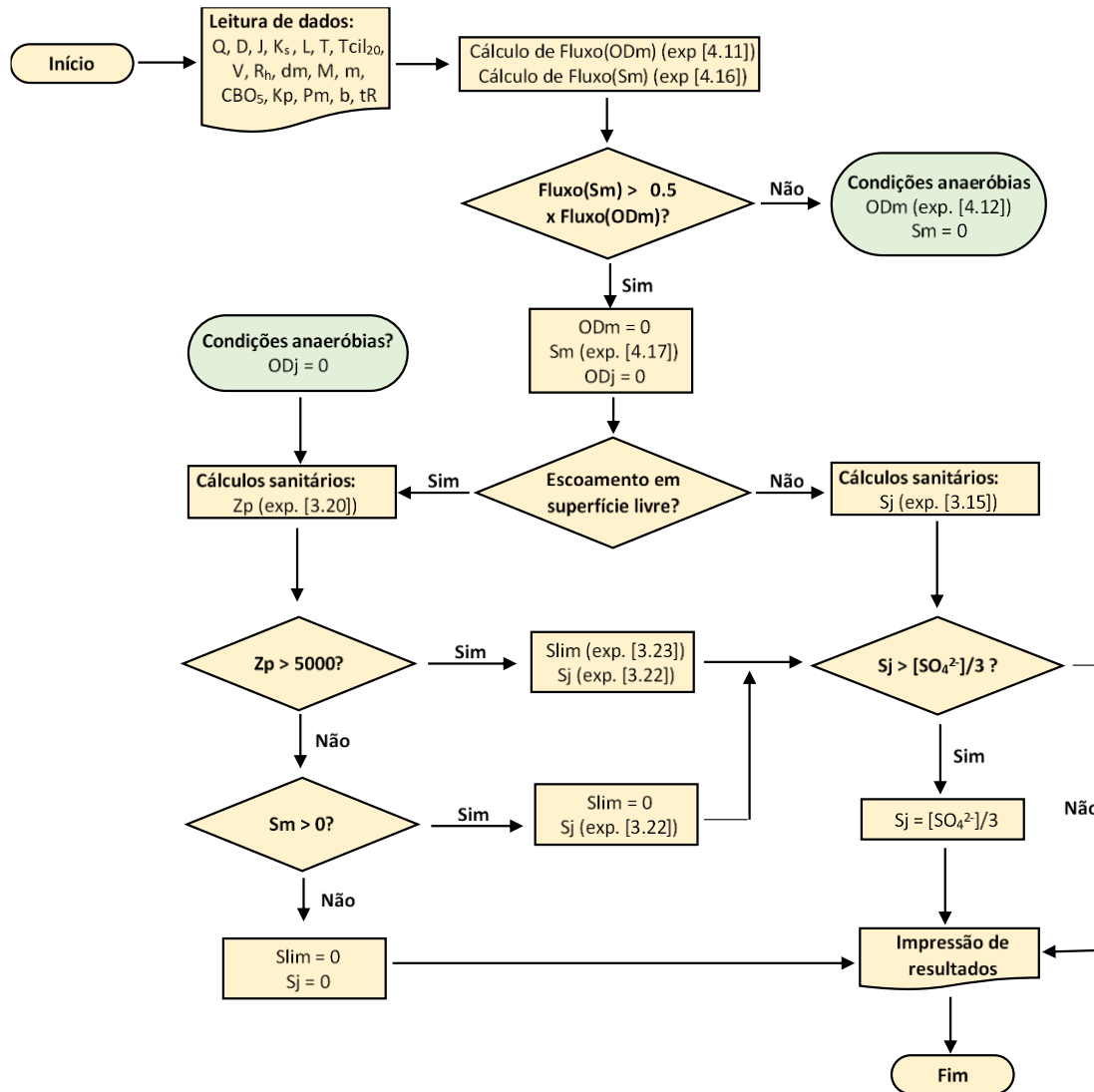


Figura 4.11 - Fluxograma de cálculo dos parâmetros da fase líquida em condições anaeróbias.

No caso de coletores de águas residuais com escoamento com superfície livre, o modelo desenvolvido incluí a formulação de POMEROY e PARKHURST 1977 no cálculo da concentração de sulfuretos totais, dadas pelas expressões [3.22], [3.23] e [3.24].

O desenvolvimento das condições de septicidade ocorrem após o escoamento se tornar anaeróbio. A condição de anaerobiose inicia-se, em regra, a meio de um trecho, entre dois nós de cálculo. Nessas circunstâncias, o modelo prevê a criação de um nó de cálculo fictício, onde ocorre a transição, e o cálculo prossegue.

A libertação de gás sulfídrico da massa líquida depende, entre vários fatores, da concentração de sulfureto de hidrogénio, dada pela expressão [3.27]. Como já referido, a concentração de sulfureto de hidrogénio, em cada nó de cálculo, é determinada com base na concentração de sulfuretos dissolvidos, do pH e da temperatura da massa líquida. No modelo desenvolvido, a concentração de sulfuretos dissolvidos pode ser obtida admitindo que os primeiros 0.25 mg/L de sulfuretos formados se apresentam sob a forma de sulfuretos não solúveis, ou estimada por uma fração da concentração de sulfuretos totais. ( $fH_2S_L$ ).

#### 4.2.3 MÓDULO 3: FASE GASOSA

O Módulo 3 do modelo, correspondente à fase gasosa, pode ser dividido em dois blocos de cálculo. Um primeiro bloco onde é calculada a concentração de gás sulfídrico na atmosfera dos coletores, a montante e a jusante de um trecho de cálculo, e um segundo bloco, onde é calculada a corrosão em coletores.

Após num coletor ser atingida a condição de septicidade, e a concentração de sulfureto de hidrogénio ser positiva, passa a ocorrer transferência de gás sulfídrico da massa líquida para o ar ventilado. Para determinar a concentração de gás sulfídrico na atmosfera de coletores, é necessário estruturar um modelo de cálculo e formular determinadas hipóteses simplificativas, nomeadamente referentes às condições de ventilação das infraestruturas.

A Figura 4.12 retrata os principais destinos da massa de gás sulfídrico libertada. Nessa Figura, o sentido da seta de ligação, convergente ou divergente em relação ao módulo central, indica o efeito positivo ou negativo, respetivamente, do fator na evolução da concentração de gás sulfídrico no trecho.

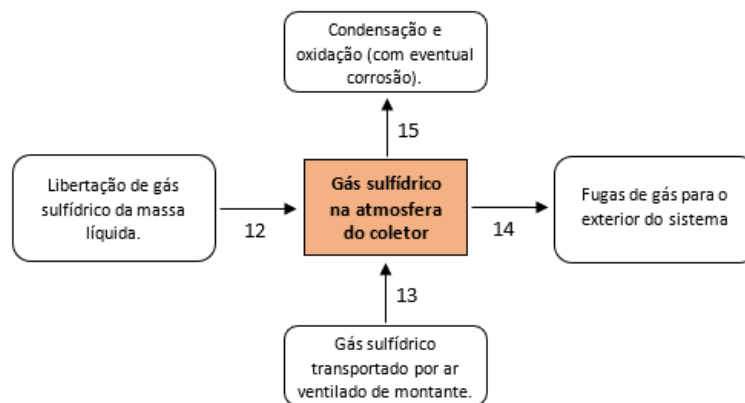


Figura 4.12 - Interações e principais fatores que intervêm no balanço de gás sulfídrico na atmosfera de coletores de águas residuais (adaptado de MATOS 1992).

A massa de gás sulfídrico que se liberta da massa líquida é transportada pela corrente de ar ao longo do sistema. Uma parcela condensa-se e é posteriormente oxidada a ácido sulfúrico, se as condições ambientais forem favoráveis. A parcela que se perde do sistema corresponde a fugas do gás para o exterior, que ocorrem, em regra, através de postes de ventilação ou das ranhuras das tampas de câmaras de visita.

### Condição inicial de concentração de gás sulfídrico

O cálculo da concentração de gás sulfídrico da secção de montante inicia-se com a identificação das condições de ventilação do sistema em estudo, no que respeita a este ser ou não confinado. Um sistema confinado não tem fugas de ar da atmosfera dos coletores para o exterior. Deste modo, o gás sulfídrico eventualmente presente segue sempre para jusante, sem ser eliminado do sistema.

Por outro lado, um sistema, independentemente de ser confinado ou não, pode ter condutas elevatórias com ventilação para o exterior, ou com uma conduta onde o ar é conduzido para o trecho em superfície livre imediatamente a jusante. Estas características condicionam o cálculo da concentração de gás sulfídrico que chega a cada trecho.

No caso de um sistema não ser confinado, ou ser confinado mas ser de cabeceira ou estar a jusante de um trecho em pressão não ventilado, a concentração de gás sulfídrico na secção de montante de cada trecho é calculada com base na velocidade do ar nesse trecho, que pode ser obtida a partir da expressão [4.18] ou em alternativa, pela expressão [4.19], consoante a escolha do utilizador.

$$V_{ar} = 0,333 \times (b \times V/P_{nm})^{0,56} \quad [4.18]$$

$$V_{ar} = r_{aa} \times V \quad [4.19]$$

O valor do parâmetro  $r_{aa}$  pode ser definido como nulo, o que significa que a ventilação no trecho é nula, o que corresponde a circunstâncias mais desfavoráveis em termos da concentração de gás sulfídrico na atmosfera do coletores e corrosão. O caudal de ar é obtido posteriormente através da expressão [4.20].

$$Q_{ar} = V_{ar} \times A_{nm} \quad [4.20]$$

No caso de o sistema ser confinado, mas não ser nem de cabeceira nem estar a jusante de um trecho em pressão não ventilado, o cálculo do caudal de ar de montante é o somatório do caudal de ar que afluí a esse trecho, como indicado na expressão [4.21]. A partir do caudal de ar obtido, a velocidade média da corrente de ar é dada pela expressão [4.22].

$$Q_{ar} = \sum_b^n (Q_{ar})_b \quad [4.21]$$

$$V_{ar} = Q_{ar}/A_{nm} \quad [4.22]$$

No modelo desenvolvido, admitiu-se, tal como proposto por PESCOD e PRICE 1982, um valor máximo de 0.2 m/s na determinação da velocidade média da corrente de ar.

Posteriormente ao cálculo dos caudais de ar ventilados, a condição inicial de concentração de gás sulfídrico num trecho pode ser calculada a partir dos fluxos de massa de gás sulfídrico arrastados pelos trechos de montante (expressão [4.23]). No caso dos trechos de cabeceira a concentração inicial de gás sulfídrico é nula.

$$H_2S(m) = \frac{\sum_b^n (H_2S_j \times Q_{ar})_b}{Q_{ar}} \quad [4.23]$$

O fluxograma indicado pela Figura 4.13, representa, esquematicamente, a sequência dos cálculos necessários para o cálculo da concentração de gás sulfídrico a montante do trecho de cálculo.

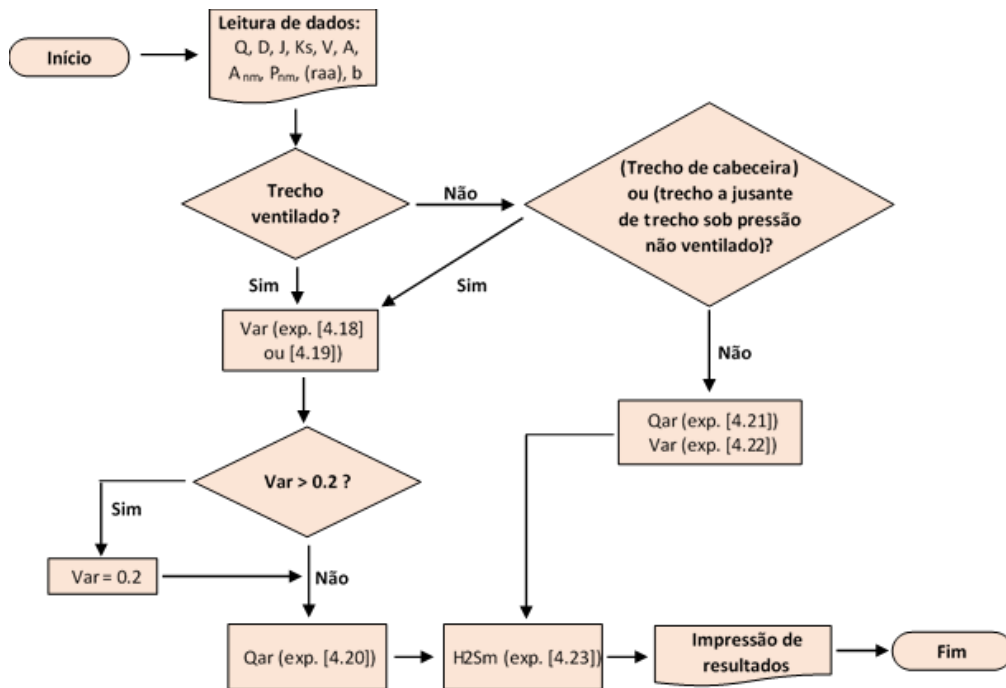


Figura 4.13 - Fluxograma de cálculo da concentração de gás sulfídrico a montante.

### Evolução da concentração de gás sulfídrico

No caso de ausência de oxidação do gás sulfídrico sobre as paredes dos coletores, o modelo adotado admite as seguintes hipóteses simplificativas:

- Estar estabelecido o regime permanente e uniforme;
- O escoamento ser unidimensional e a concentração de gás sulfídrico ser constante em cada secção;
- Permanecer constante, em cada trecho, a concentração de saturação de gás sulfídrico do ar, dada pela lei de Henry;
- Não haver lugar a fugas de gás sulfídrico para o exterior do sistema.

Considerando a ocorrência de oxidação do gás sulfídrico sobre as paredes dos coletores, o modelo adotado admite as seguintes hipóteses simplificativas:

- Estar estabelecido o regime permanente e uniforme;
- Não haver lugar a fugas de gás sulfídrico para o exterior do sistema.
- Dependência direta entre a taxa de oxidação, nomeadamente, entre a taxa de remoção de gás sulfídrico do ar, e a disponibilidade desse gás.
- Transporte de massa do gás sulfídrico para as superfícies, por difusão molecular, através do filme laminar gasoso que envolve aquelas superfícies.



No cálculo da evolução da concentração de gás sulfídrico, a formulação matemática adotada considera as expressões indicadas no Quadro 3.3. A aplicação das expressões [3.31] e [3.34] pressupõe a prévia determinação da espessura média do filme laminar gasoso,  $Ef$ , que envolve as paredes da secção “não molhada” do coletor. Para a determinação desse valor, em regime turbulento, é utilizada a expressão [4.24], apresentada em MANZANARES 1979.

$$Ef = 32,8 \times v_{ar} / (V_{ar} \times f^{0,5}) \quad [4.24]$$

O fator de resistência,  $f$ , pode ser determinado iterativamente, em conformidade com a expressão semi-empírica de Colebrook-White, dada pela expressão [4.25]

$$f_{n+1} = 0.25 \times \left( \log \left( \frac{k}{3.7 \times D_h} + \frac{2.51 \times v_{ar}}{V_{ar} \times D_h \times f_n^{0.5}} \right) \right)^{-2} \quad [4.25]$$

O critério de paragem adotado para a expressão iterativa anterior, é expresso pela seguinte condição:

$$f_{n+1} - f_n < (f_n/1000) \quad [4.26]$$

No caso da corrente do ar ter uma velocidade muito baixa, e o movimento processar-se em regime laminar (com número de Reynolds,  $Re(ar)$ , inferior a 2500), toda a secção “não molhada” oferece resistência ao fluxo de gás sulfídrico para as paredes do coletor, e a espessura média do filme laminar, quando a altura do escoamento da massa líquida,  $h$ , é superior a metade do diâmetro, pode ser dada pela expressão [4.27].

$$Ef = A_{nm}/b \quad [4.27]$$

No caso da altura do escoamento ser inferior a metade do diâmetro do coletor, admite-se, como simplificação, que a libertação de gás sulfídrico da solução se processa no sentido vertical, e o percurso médio que o gás tem de efetuar, até atingir as superfícies expostas, é dado pela expressão [4.28].

$$Ef = 2 \times (D/2 - h) + A/b \quad [4.28]$$

Para se adaptar, as unidades de concentração a p.p.m. (partes por milhão em volume), deve ter-se em conta que, a 20°C,  $1,43 \times 10^{-3} \text{ g/m}^3$  de gás sulfídrico, expresso em termos de enxofre, corresponde aproximadamente a 1 p.p.m. O programa converte as unidades de mg/L a p.p.m., pelo que na folha de resultados a concentração de gás sulfídrico apresenta-se em p.p.m.

Se o parâmetro adimensional  $f_p$  for igual à unidade, então não existe fluxo de gás sulfídrico para as paredes do coletor.

O fluxograma indicado pela Figura 4.14, representa esquematicamente a sequência dos cálculos no Módulo 3, relativamente ao cálculo da concentração de gás sulfídrico a jusante do trecho de cálculo.

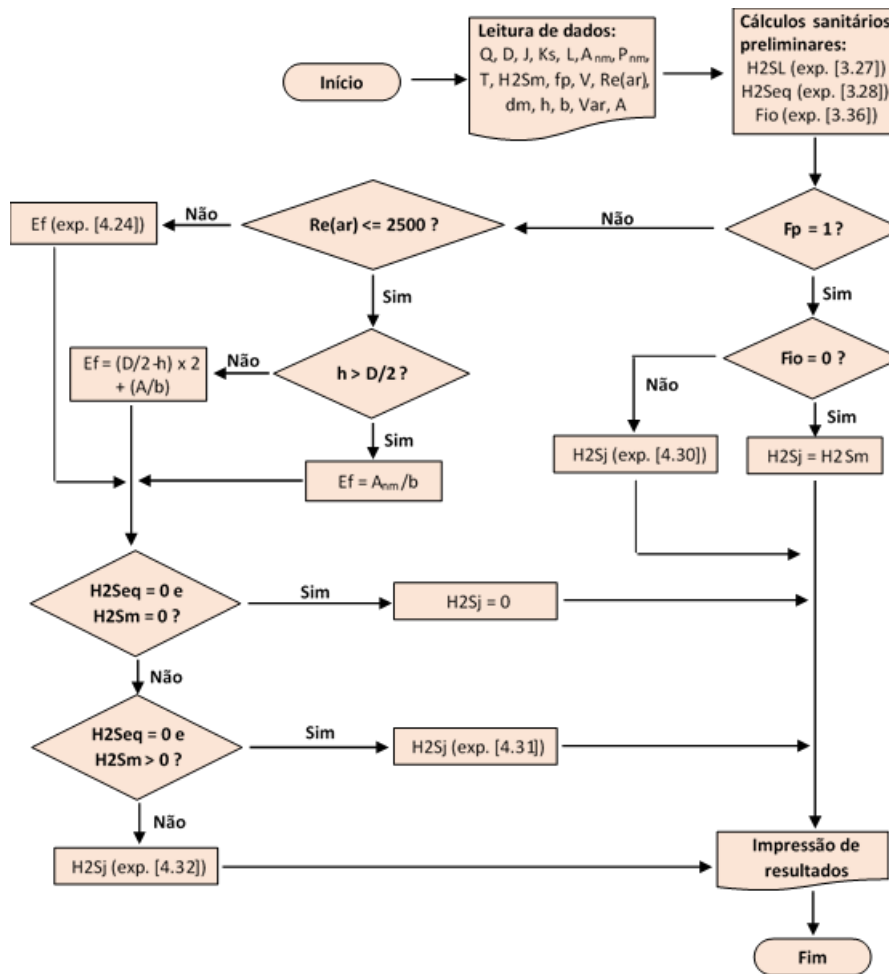


Figura 4.14 - Fluxograma de cálculo da concentração de gás sulfídrico a jusante.

Contudo, caso o utilizador considere o efeito das quedas na concentração de sulfureto de hidrogénio, de acordo com MATIAS 2015 e caso o escoamento ocorra em superfície livre, existem 3 expressões para o cálculo da redução da concentração de sulfuretos de hidrogénio, aplicadas segundo o tipo de queda existente, sendo a expressão [4.29] aplicada no caso de quedas bruscas, a expressão [4.30] no caso de quedas guiadas afogadas e a expressão [4.31] no caso de quedas guiadas livres.

$$(H_2S_L)_f = (H_2S_L)_i \times e^{-0.313 \times H^{0.529} \times Q^{-0.546} \times h_w^{0.958}} \quad [4.29]$$

$$(H_2S_L)_f = (H_2S_L)_i \times e^{-0.004 \times H^{-0.258} \times Q^{-0.524}} \quad [4.30]$$

$$(H_2S_L)_f = (H_2S_L)_i \times e^{-0.022 \times H^{0.264} \times Q^{-0.439}} \quad [4.31]$$

Considera-se a queda guiada afogada nos casos em que a altura do escoamento a jusante da queda ( $h_w$ ) é superior a 2/3 do diâmetro do coletor.

### Corrosão

Em condições favoráveis, o gás sulfídrico dissolve-se na humidade das paredes, tendo lugar reações de oxidação do sulfureto de hidrogénio a tiosulfato e a ácido sulfúrico. A corrosão provocada pelo

ácido sulfúrico é calculada com base no fluxo de gás sulfídrico que é oxidado a ácido sulfúrico, bem como outros parâmetros relacionados com os materiais e área exposta à ação corrosiva do ácido.

Na formulação matemática adotada, o fluxo mássico de gás libertado para a atmosfera é dado pela expressão [3.37], o fluxo mássico de gás sulfídrico oxidado a ácido sulfúrico é dado pela expressão [3.38]. A taxa média de corrosão e a taxa máxima de corrosão são obtidas através das expressões [3.41] e [3.42], respetivamente. Caso não ocorra corrosão nos coletores (coletores em PEAD, por exemplo), deve ser selecionada a opção de não calcular este parâmetro. Pode existir, porém, corrosão em câmaras de visita de e fugas de gás sulfídrico para o exterior, caso as tampas não sejam estanques, sendo que o modelo não tem isso em conta.

## **5. A INDÚSTRIA DOS CURTUMES: CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE ÁGUAS RESIDUAIS ALCANENA**

### **5.1 ASPETOS INTRODUTÓRIOS**

A Indústria de Curtumes é uma das mais antigas do país, tendo-se desenvolvido predominantemente na região de Alcanena devido às condições favoráveis existentes, nomeadamente a existência de água em abundância, temperaturas altas, clima seco e solo com fraca produtividade, em termos de agricultura e meios de subsistência alternativos.

O concelho de Alcanena é considerado a capital da pele, sendo o local onde se concentram a maioria das unidades de curtumes em Portugal, que em 2014 representava mais de 80% da sua produção. As restantes unidades industriais encontram-se disseminadas pelas regiões de Aveiro, Braga, Lisboa, Porto e Guarda. Nos últimos anos, o número de indústrias de curtumes tem vindo a diminuir, no entanto, tem-se verificado um aumento do volume de negócios, derivado de uma maior aposta na internacionalização.

O número de unidades industriais, mais de 70, torna o polo de Alcanena único no País, e na Europa apenas se comparam Arzignano, Nápoles e Santa Crosse sull'Arno, na Itália, o País que lidera o ranking mundial, à frente da China e Portugal.

### **5.2 A INDÚSTRIA DE CURTUMES**

#### **5.2.1 ASPETOS GERAIS**

O tratamento e o controlo da poluição proveniente das descargas de resíduos industriais estão cada vez mais presentes na política industrial, uma vez que se tem vindo a assistir a uma crescente preocupação com o impacte ambiental. Para a indústria dos curtumes este problema é acentuado, dada a necessidade de cumprimento da legislação vigente, o que tem provocado importantes acréscimos nos custos de produção do sector, comprometendo a sua competitividade. Contudo, relativamente à poluição do meio ambiente, convém salientar que esta indústria trabalha já com um subproduto dos matadouros, transferindo assim para si este problema.

O processo de curtimenta de couros e peles é um processo industrial onde os responsáveis pelas diferentes unidades industriais empregam os “seus” processos, muitas vezes adaptados às suas convicções pessoais. Portanto, apesar de algumas similaridades básicas, não existe um conceito básico ou universal definitivo para o processo de curtimenta. Consequentemente, as águas residuais de curtumes são, relativamente à sua qualidade, heterogêneas, dependendo da operação ou operações em curso.

## 5.2.2 PROCESSO DE PRODUÇÃO DE CURTUMES

A pele usada na indústria de curtumes é obtida através da esfolagem, manual ou mecânica. Após a esfolagem, a pele deve ser submetida imediatamente a um processo de conservação temporário, como é o caso da salga, a secagem ou um tratamento misto. Depois de sujeita a este tratamento, a pele fica em condições de ser comercializada e transportada para a fábrica de curtumes, onde será transformada.

O tipo de peles trabalhadas na indústria de curtumes é variado, sendo as peles de origem bovina as que têm maior fatia do sector, seguindo-se as de origem ovina e caprina. Também são trabalhados outros tipos de pele, não apresentando, contudo, uma quantidade significativa.

A transformação da pele em bruto até ao produto acabado envolve um conjunto de operações físico-químicas e mecânicas. Na Figura 5.1, apresenta-se um esquema com as principais fases e operações envolvidas no processo de curtimenta.

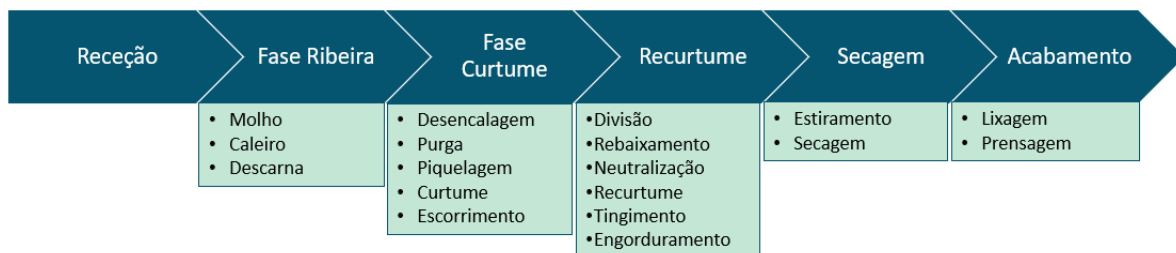


Figura 5.1 - Esquematização das diversas fases envolvidas na produção de curtumes e respetivas operações.

Na receção das peles existe um controlo da sua qualidade, do peso total e do peso por pele. Após a receção, e quando necessário, as peles são aparadas, sendo então constituídos lotes com base na origem das peles e no seu peso por peça.

Na fase de Ribeira, a pele é submetida a uma série de processos físico-químicos, nomeadamente as operações de Molho e Caleiro, e na operação mecânica da Descarna, onde são removidas as gorduras aderentes à pele e ao tecido subcutâneo, por meio de um rolo de Lâminas. Depois de efetuada a fase Ribeira as peles encontram-se no denominado estado tripa.

As peles em tripa seguem para a fase do curtume onde são tratadas de modo a ficarem termicamente estáveis e resistentes à putrefação. Esta fase consiste nos processos físico-químicos de Desencalagem, Purga, Piquelagem e Curtume, e na operação mecânica de Escorrimento, onde a pele é espremida de forma a eliminar parte da água nela contida. Existem diferentes tipos de curtume, que se dividem em dois grandes grupos, conforme se apresenta na Figura 5.2.

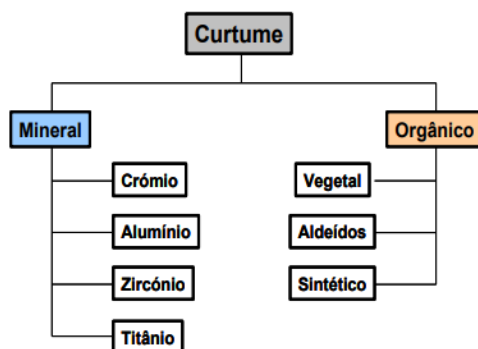


Figura 5.2 - Esquemática dos dois grandes grupos de Curtume (adaptado de CTIC, 2015).

Nesta fase, a pele é internacionalmente designada por *wet-blue*, no caso de curtume a crómio, ou *wet-white*, no caso de curtume isento de crómio.

O recurtume corresponde a um conjunto de operações químicas (Neutralização, Recurtume, Tingimento e Engorduramento), é efetuado em banho aquoso e é precedido de duas operações mecânicas (Divisão e Rebaixamento), em que se acerta a espessura da pele de acordo com o artigo a produzir. A partir desta fase acabam os processos físico-químicos em meio aquoso.

A fase de recurtume termina com os processos físico-químicos em meio aquoso, sendo necessário proceder à secagem das peles. Nesta fase, as peles são submetidas a diferentes operações mecânicas, entre as quais o Estiramento e a Secagem. Na operação de estiramento, as peles são espremidas e, simultaneamente, alisadas (estiradas), reduzindo-se assim a humidade e atenuando-se as rugas e outras irregularidades. A operação de secagem é de extrema importância e varia muito com o tipo de curtume, e consiste na redução da humidade da pele através da secagem por vazio, em túnel ou estufa, etc. Depois da seca, a pele é amaciada ou aberta.

Por fim, na fase de acabamento, a pele é submetida a uma série de operações mecânicas, em que se destacam a Lixagem e a Prensagem, com o objetivo de tornar a pele mais resistente superficialmente, de a valorizar melhorando o seu aspeto e de lhe conferir os efeitos pretendidos.

### 5.2.3 CARACTERIZAÇÃO DAS CARGAS CONTAMINANTES GERADAS

Os vários elementos e compostos presentes nos efluentes gerados pela indústria de curtumes provocam efeitos nocivos, dos quais se destacam os seguintes:

- **Cloretos** – São rejeitados basicamente sob a forma de cloreto de sódio, tendo geralmente um efeito inibidor nocivo no desenvolvimento da vida animal em cursos de água.
- **Sulfuretos** – Gerados sob a forma de sulfureto e sulfidrato de sódio na operação do caleiro produzindo o cheiro extremamente desagradável. Em meio ácido, a sua adição origina a formação de gases de ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S), sendo fatais por inalação mesmo em quantidades reduzidas. Reduzem fortemente o conteúdo de oxigénio existente na água, essencial para a manutenção de condições favoráveis à sobrevivência e desenvolvimento da maior parte de espécies animais e vegetais existentes nos cursos de água. Tem também um poder notável na aceleração da corrosão de diversos materiais.

- **Alcalinidade** – Atua como inibidor do desenvolvimento e sobrevivência de vários tipos de espécies animais e vegetais, diminuindo a eficácia de alguns tratamentos biológicos utilizados. A sua presença aumenta também a velocidade de corrosão de vários materiais.
- **Sólidos em suspensão** - Eventualmente formam depósitos nas canalizações e nas linhas de água, chegando a causar o bloqueio total das correntes. Dependendo da sua origem e formação, podem ser uma fonte de cheiro desagradável e afetar largamente os valores de carência química e bioquímica de oxigénio.
- **Óxidos de crómio** – O crómio pode estar sob diversas formas. Quando as normas de curtimenta usuais são seguidas, nas unidades industriais de curtumes são encontrados compostos de crómio trivalente. No entanto, devido ao tipo de corantes utilizados nos acabamentos, podem aparecer concentrações diminutas de crómio hexavalente.
- **Gorduras** - As gorduras provenientes do processo produtivo de curtumes podem, nas suas diversas formas, provocar a formação de depósitos que, por sua vez, podem conduzir a entupimentos nas tubagens. Têm geralmente a tendência para flutuar na água, formando uma camada superficial que dificulta o acesso de oxigénio e de luz. Estas camadas superficiais de gorduras podem por vezes incluir outros componentes como, restos de peles e detritos de peles.

Descontando a variação mensal, os efluentes gerados num dia e semana de laboração são extraordinariamente heterogéneos, dependendo das operações em curso. Como tal, as características qualitativas e quantitativas das águas residuais sofrem variações significativas dentro das próprias empresas e sobretudo ao longo do percurso da rede, em que são descarregados efluentes com pH extremamente ácidos e efluentes com pH elevados.

#### 5.2.4 CARACTERIZAÇÃO DOS PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS NA PRODUÇÃO DE CURTUMES

De forma a definir o tipo de contaminação causada por cada processo físico-químico a que é submetida a matéria-prima até ao produto final, podem-se classificar os efluentes distintos, por determinação de propriedades específicas.

- **Molho** - uma operação que na maior parte dos casos gera volumes de água residual muito elevados. Geralmente são caracterizadas por um pH neutro, ligeiramente alcalino ou ainda, eventualmente ácido, dependendo dos auxiliares utilizados. Normalmente, contém excrementos de animais, soro de sangue, proteínas solúveis, produtos tensioativos e humectantes, cloreto de sódio, carbonato ou hidróxido de sódio, bactericidas, fungicidas e conservantes.
- **Caleiro** - Esta operação gera, usualmente, menores volumes de águas residuais que a operação de molho. No entanto, a sua carga contaminante é substancialmente superior, chegando, na maior parte dos casos, a representar mais de 50% do total gerado pela indústria. Estas águas são normalmente caracterizadas pelo seu elevado teor em alcalinidade - pH 12 a 14, e por elevadas concentrações em sulfuretos e sulfidatos de sódio, proteínas, hidróxidos, geralmente de cálcio, restos de pelos dissolvidos e alguma quantidade de gorduras.

- **Desencalagem e Purga/Lixo** - Os volumes de águas residuais rejeitadas por estas operações podem, em alguns casos, chegar a ser significativos. Geralmente são caracterizados, numa primeira fase, por águas com quantidades apreciáveis de sulfuretos, provenientes das lavagens após descarna, e numa segunda fase, por águas normalmente ricas em sais de cálcio solúveis, substâncias pigmentarias, proteínas solúveis, enzimas, e, muito frequentemente, elevadas concentrações em azotos devido à utilização de sais amoniacais. O pH observado é, na maior parte dos casos, neutro, ou ligeiramente alcalino - pH 7 a 8,5.
- **Piquelagem** - Quando esta operação é realizada independentemente da curtimenta, produz geralmente águas residuais, ainda que não muito importantes quanto a volumes, com uma considerável carga contaminante devido às altas concentrações presentes em termos de ácidos orgânicos e inorgânicos e cloreto de sódio. O pH situa-se entre valores de 1 a 3 resultando assim em águas com carácter fortemente ácido.
- **Curtimenta mineral (crómio)** - Relativamente ao volume de águas rejeitado, esta operação não é muito importante. Os problemas resultam geralmente das elevadas concentrações de produtos químicos utilizados. Estas águas contêm, usualmente, elevada salinidade, abundância em sais de crómio, carbonatos ou bicarbonatos de sódio, óxidos de magnésio, restos de fibras de couro curtidas em suspensão e também a presença frequente de gorduras emulsionadas. Os valores de pH geralmente encontrados são de carácter ácido - pH 3 a 4.
- **Curtimenta vegetal** - As águas residuais provenientes deste tipo de curtimenta são geralmente em pequenas quantidades devido à reutilização dos licores. Somente os banhos com cargas em tanino reduzidas são rejeitadas, mas, mesmo assim, essas descargas podem ser caracterizadas por valores de pH da ordem de 3 a 5, e contendo geralmente restos de taninos naturais e também fenóis, polifenóis, sais neutros, ácidos e fibras de couro.
- **Neutralização** - Esta operação produz geralmente águas residuais com volumes significativamente abundantes segundo as características das lavagens aplicadas. Possuem carga contaminante relativamente baixa, com concentrações variáveis de sais neutros e sintéticos neutralizantes, sais de crómio e partículas de crómio em suspensão. O pH destas águas situa-se normalmente entre pH 5 a 6.
- **Recurtume / Tingimento / Engorduramento** - As águas residuais geradas nestas operações são de difícil caracterização devido à grande variedade de processos e tecnologias aplicadas nas diferentes unidades industriais. São geralmente águas com carácter ligeiramente ácido - pH 4 a 5,5, com concentrações variáveis de taninos minerais, vegetais e sintéticos, produtos derivados do fenol ou outros corantes, aldeídos, resinas acrílicas e outras resinas, gorduras emulsionadas, compostos derivados do amoníaco, emulsionantes, ácido fórmico e outros produtos específicos. Os volumes de águas gerados por estas operações são também muito variáveis dependendo dos processos e tecnologias aplicadas.

Os Quadro 5.1 e Quadro 5.2 servem, essencialmente, para demonstrar em termos percentuais e de quantidade, respetivamente, a contribuição dos vários processos físico-químicos em termos de carga contaminante do efluente final, bem como o peso destes em termos de caudais, no caso da curtimenta mineral (crómio) de peles de origem bovina ou caprina.

Quadro 5.1 - Percentagem de carga contaminante por operação (adaptado de CTIC, 2015).

Etapa	Parâmetros									
	Consumo de água	CBO	CQO	SST	Cr <sup>3+</sup>	S <sup>2-</sup>	Nkj	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Gordura
Ribeira (molho até purga)	68%	70%	70%	77%	---	100%	82%	68%	18%	44%
Curtume	8%	8%	9%	6%	71%	---	6%	27%	45%	11%
Pós Curtume	22%	17%	17%	13%	29%	---	12%	5%	36%	44%
Acabamentos	3%	5%	4%	3%	---	---	---	---	---	---

Quadro 5.2 - Quantidade de carga contaminante por tonelada de pele em bruto (adaptado de CTIC, 2015).

Etapa	Parâmetros									
	Consumo de água	CBO	CQO	SST	Cr <sup>3+</sup>	S <sup>2-</sup>	Nkj	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Gordura
Quantidade/ Ton. Pele em bruto	m <sup>3</sup>	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg
Ribeira (molho até purga)	7-25	120-160	40 - 60	70-120	---	2-9	9-14	120-150	5-20	5-8
Curtume	1-3	10-20	3-7	5-10	2-5	---	0-1	20-60	30-50	1-2
Pós Curtume	4-8	15-40	5-15	10-20	1-2	---	1-2	5-10	10-40	3-8
Acabamentos	0-1	0-10	0-4	0-5	---	---	---	---	---	---

Os valores apresentados nos Quadro 5.1 e Quadro 5.2 levam a concluir que a fase de ribeira em conjunto com as operações de Desencalagem e purga, são responsáveis pela maior parte do caudal e da carga contaminante total nos efluentes finais da indústria de curtumes. Também é possível verificar que a totalidade dos sulfuretos gerados, ocorre nas operações iniciais (Molho até Purga).

Pode-se afirmar que, geralmente, os efluentes da indústria de curtumes apresentam elevados níveis de carga orgânica, sólidos em suspensão e várias substâncias tóxicas, sendo a operação responsável pela maior parte da carga contaminante a operação de caleiro.

Considerando o regime de descarga descontínua das várias operações do processo produtivo e as interações existentes entre os diversos tipos de águas residuais descarregadas, suscetíveis de se encontrarem ao longo do processo de produção e da rede de coletores, torna-se difícil a definição e avaliação da carga contaminante total produzida por cada uma das diferentes unidades de processamento.

### 5.3 DESCRIÇÃO SUMÁRIA DO SISTEMA DE ÁGUAS RESIDUAIS DE ALCANENA

O concelho de Alcanena, com uma área total de cerca de 127 km<sup>2</sup>, pertence ao Distrito de Santarém, na região Centro de Portugal e encontra-se na área de intervenção da Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo.

Antes da construção do sistema de Alcanena, as águas residuais eram lançadas no rio Alviela e seus afluentes, sem qualquer tipo de tratamento, levando à contaminação dessas linhas de água, originando problemas ambientais graves.



Com o objetivo de resolver a situação, nos anos setenta deu-se início à construção do sistema de Alcanena, tendo entrado em funcionamento em Fevereiro de 1988. A construção do sistema de Alcanena foi realizada em três fases, desenvolvidas e adaptadas de forma a dar resposta às novas situações que foram surgindo com o decorrer dos anos. No final da terceira fase, o sistema de Alcanena era, em teoria, essencialmente do tipo separativo, constituído por duas redes distintas, uma destinada à drenagem das águas pluviais, pouco estruturada, e outra destinada às águas residuais (domésticas e industriais), composta por três emissários, com coletores maioritariamente em fibrocimento, que serviam diferentes regiões (Monsanto, Vila Moreira e Gouxaria), sendo o efluente encaminhado até à ETAR de Alcanena.

Devido à forte contribuição industrial, ao elevado estado de degradação das câmaras de visita e coletores e com o objetivo de reduzir significativamente os encargos de exploração da ETAR, diminuir os riscos e impacte de gás sulfídrico e a minimizar o impacte de excedentes (“*overflows*”) no meio recetor, em 2014, Procedeu-se a nova intervenção no sistema de Alcanena, onde resultou a separação dos efluentes de origem domésticas dos de origem industrial, em duas redes distintas, com os coletores constituídos, essencialmente, por tubagens em PEAD.

Em termos sumários, atualmente, o sistema de águas residuais da região de Alcanena, para além das redes de drenagem “em baixa”, inclui as seguintes componentes principais:

- Sistema de Monsanto com uma extensão de emissários domésticos de 5148 m com 136 câmaras de visita, e de emissários de efluente industrial pré-tratado em 8768 m com 219 câmaras de visita;
- Sistema de Vila Moreira com uma extensão de emissário doméstico de 3365 m com 69 câmaras de visita, e de emissários de efluente industrial pré-tratado com uma extensão total de 5413 m com 124 câmaras de visita.
- Sistema de Gouxaria com uma extensão de emissários domésticos de 7234 m com 170 câmaras de visita e de emissários de efluente industrial pré-tratado em 11538 m com 263 câmaras de visita;
- Uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), dispendo de tratamento terciário (lamas ativadas de média carga, com zonas anóxicas e remoção de azoto).
- Para além destas componentes principais do sistema, existem várias obras ou componentes complementares, nomeadamente, o sistema de recuperação de crómio, designado por SIRECRO e o sistema de aterro sanitário de Alcanena.

Na ETAR de Alcanena, o processo de tratamento do efluente industrial inicia-se com a sua admissão na respetiva obra de entrada, dotada de três parafusos de Arquimedes que estão em funcionamento, embora se esteja a dar prioridade à operação dos grupos eletrobomba por regulação das boias de nível, uma vez que dois dos parafusos apresentam capacidade de elevação limitada.

As águas residuais urbanas e industriais de quase todo o concelho são conduzidas até à ETAR de Alcanena, que está dimensionada para tratar um caudal de 10 000 m<sup>3</sup> por dia, com uma carga orgânica equivalente a 400 000 habitantes, sendo que os caudais industriais correspondem a cerca de 97,5% do total da carga orgânica afluente à ETAR e a cerca de 80% do caudal total. Os efluentes a tratar são

encaminhados para a estação de tratamento através de um sistema de drenagem separativo doméstico e de um sistema separativo industrial.

A ETAR, que ocupa uma área de 4 750 m<sup>2</sup>, dispõe de tratamento terciário (lamas ativadas de média carga, com zonas anóxicas e remoção de azoto) e apresenta as seguintes operações e processos de tratamento para as fases líquida e sólida:

- **Fase líquida** – elevação inicial, tamisação, desarenamento/desengordurador, equalização/homogeneização, tratamento biológico por lamas ativadas com dois estágios, incluindo tratamento físico químico, decantação primária e secundária, microtamisação e descarga na ribeira do Carvalho.
- **Fase sólida** – espessamento, duas unidades de desidratação mecânica com filtros prensa, pós estabilização das lamas (a lama desidratada é misturada com cinza, cal e cimento (Calci)) com transporte a destino final para o Aterro Sanitário de Lamas.

O efluente final da ETAR é lançado na ribeira do Carvalho, afluente do rio Alviela, cujas nascentes, conhecidas por "Olhos de Água", a EPAL possui a captação de água, desde 1880. O rio Alviela tem um comprimento aproximado de 37 km e a sua Bacia Hidrográfica, com uma superfície de cerca de 327 km<sup>2</sup>, tem origem no Maciço Calcário Estremenho, formação cársica com aquíferos sensíveis a contaminação.

Em termos sumários, o sistema de águas residuais industriais da região de Alcanena inclui três emissários principais, totalizando aproximadamente 25 km de coletores e 660 câmaras de visita (Emissários de Monsanto, Vila Moreira, e Gouxaria, com cerca de 9, 5 e 11 km, respetivamente) sendo que a drenagem do sistema ocorre de forma gravítica para a ETAR de Alcanena, Figura 5.3

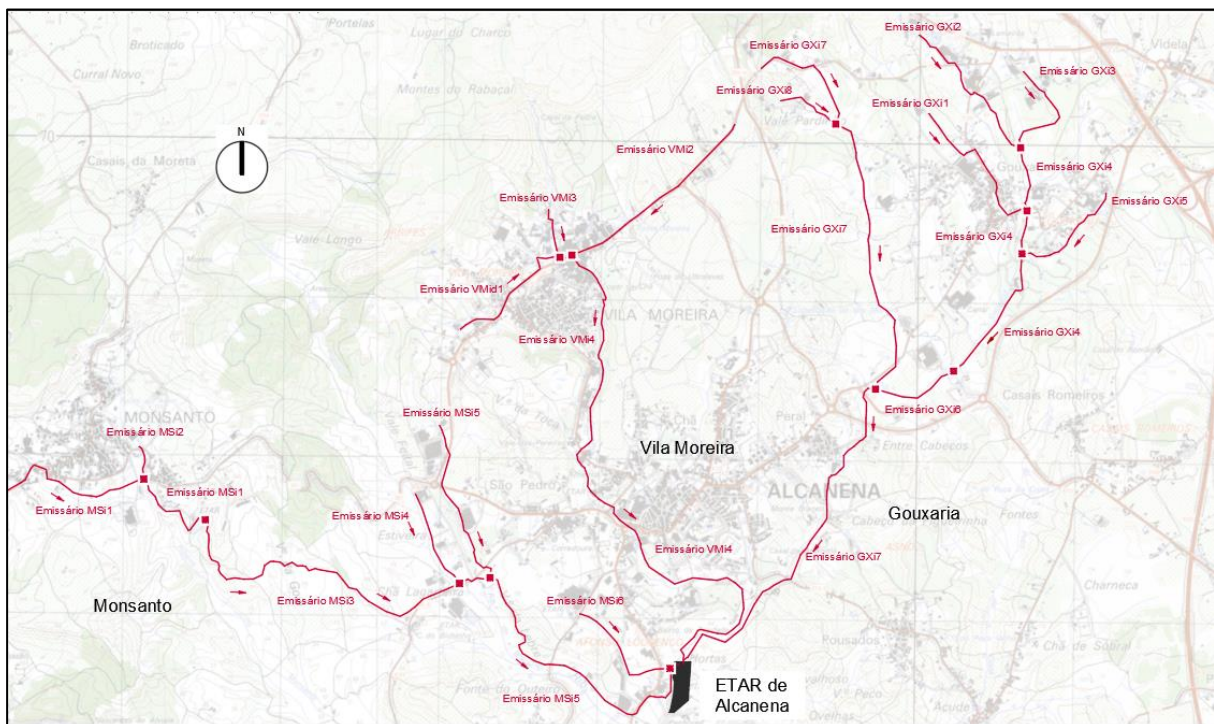


Figura 5.3 - Representação esquemática da planta de localização do sistema industrial de Alcanena.

O sistema de drenagem industrial recebe, essencialmente, os efluentes descarregados pelas unidades industriais, onde se destacam as indústrias de curtumes. No entanto, existe uma parte do sistema industrial de Vila Moreira que recebe águas residuais industriais e domésticas (emissário VMid1) e verifica-se ainda a ligação pontual de dois subsistemas domésticos à rede industrial.

#### 5.4 REGULAMENTO DE DESCARGA

O Município de Alcanena possui um Regulamento dos Sistema de Águas Residuais, aprovado em Assembleia Geral de 17 de março de 2014, que regula a descarga das águas residuais domésticas e industriais na rede de coletores e a deposição das lamas e resíduos gerados no Sistema de Alcanena. De acordo com o regulamento, os utilizadores do sistema de saneamento de Alcanena encontram-se subdivididos em sete classes, em função da poluição rejeitada:

- **Classe 1** – Unidade industrial de curtumes que processe maioritariamente operações de ribeira;
- **Classe 2** - Unidade industrial de curtumes que processe pele em bruto – ciclo completo crómio;
- **Classe 2A** - Unidade industrial de curtumes que processe pele em bruto – ciclo completo crómio, sem operações de depilação e caleiro;
- **Classe 3** – Unidade industrial de curtumes que processe pele em bruto – ciclo completo vegetal ou com outro processo alternativo;
- **Classe 3A** - Unidade industrial de curtumes que processe pele em bruto – ciclo completo vegetal ou com outro processo alternativo, sem operações de depilação e caleiro;
- **Classe 4** – Unidade industrial de curtumes que processe recurtume, tingimento e acabamentos;
- **Classe 5** – Operadores de Gestão de Resíduos (Prestadores de Serviços);
- **Classe 6** – Restantes unidades industriais e outros utilizadores;
- **Classe 7** – Município

A classificação das empresas (e reclassificação) são realizadas por uma Comissão de Acompanhamento, composta por três elementos, sendo um indicado pela entidade gestora (AUSTRA), um pelo Município de Alcanena e um nomeado pelo Centro Tecnológico das Indústrias do Couro (CTIC).

Nos Quadro 5.3 e Quadro 5.4, estão indicados, respetivamente, os valores máximos diários e valores máximos admissíveis pontuais, de descarga das águas residuais industriais no Sistema de Alcanena, em g/m<sup>3</sup> (mg/L).

Quadro 5.3 - Valores máximos diários das águas residuais a descarregar no Sistema de Alcanena (AUSTRAL, 2014).

	CL1	CL2	CL2A	CL3	CL3A	CL4	CL5	CL6	CL7
<b>SST</b>	13.000	10.000	10.000	10.000	10.000	2.000	4.500	a definir caso a caso	500
<b>CQO</b>	15.000	12.000	12.000	12.000	12.000	6.000	10.000		700
<b>Cloretos</b>	15.000	12.000	12.000	12.000	12.000	300	---		---
<b>Sulfuretos</b>	30	30	7,5	30	7,5	7,5	---		---
<b>Crómio Total</b>	90	90	90	15	15	60	---		---
<b>Gorduras</b>	500	500	500	500	500	50	---		---

Quadro 5.4 - Valores máximos pontuais das águas residuais a descarregar no Sistema de Alcanena (AUSTRAL, 2014).

	CL1	CL2	CL2A	CL3	CL3A	CL4
<b>SST</b>	39.000	30.000	30.000	30.000	30.000	6.000
<b>CQO</b>	45.000	36.000	36.000	36.000	36.000	18.000
<b>Cloretos</b>	45.000	36.000	36.000	36.000	36.000	900
<b>Sulfuretos</b>	100	60	15	60	15	15
<b>Crómio Total</b>	150	150	150	30	30	90
<b>Gorduras</b>	700	700	700	700	700	70

Conforme se pode constatar no Quadro 5.3, os valores máximos admissíveis de sulfuretos totais a rejeitar variam, conforme a classe, entre 0 e 30 mg.S/L. No entanto os valores máximos pontuais admissíveis (Quadro 5.4), variam entre 15 e 100 mg.S/L.

De acordo com o um Regulamento dos Sistema de Águas Residuais, é proibido o lançamento na rede de coletores, diretamente ou por intermédio de canalizações, de:

- Águas pluviais;
- Águas residuais industriais resultantes do banho de crómio em que o teor deste metal seja superior ao indicado no Quadro 5.4;
- Produtos líquidos, sólidos ou gasosos que possam dar origem a substâncias inflamáveis ou explosivas;
- Águas residuais contendo líquidos, sólidos ou gases que, pela sua natureza química ou microbiológica ou em tal quantidade que, quer isoladamente, quer por interação com outras substâncias, possam constituir um elevado risco para a saúde pública ou para a conservação das redes de coletores e da ETAR de Alcanena;
- Águas com propriedades corrosivas capazes de danificarem ou porem em perigo as estruturas e equipamentos dos sistemas de drenagem, designadamente com pH inferiores a 3.0 ou superiores a 12.5;
- Lamas e substâncias sólidas ou viscosas em quantidades ou dimensões tais que possam causar obstruções ou qualquer outra interferência com o funcionamento do sistema;
- Entulhos, areias, lamas, cinzas, cimento, resíduos de cimento ou qualquer outro produto resultante da execução de obras;

- Quaisquer outras substâncias que, de uma maneira geral, possam obstruir e ou danificar os coletores e seus acessórios, ou causar danos nas instalações de tratamento e que prejudiquem ou destruam o processo de tratamento final.

O Regulamento também indica que, previamente à sua descarga na rede de coletores, as águas residuais não podem ser diluídas com o objetivo de satisfazerem os limites estabelecidos nos Quadro 5.3 e Quadro 5.4, e sempre que em algum trecho ou treços de coletores se verificarem condições de excesso de capacidade hidráulica, são os utilizadores ligados a esses treços que deverão tomar as medidas adequadas para resolver essas situações.

Relativamente às condições de descarga dos banhos de Caleiro, o Regulamento estabelece que os efluentes provenientes desta operação, devem ser dessulfuradas e descarregadas nos coletores, no período compreendido entre as 0h e as 3h da manhã e com um valor de pH superior a 10 e inferior a 12.5.

Os utilizadores do sistema estão ainda obrigados a instalar Unidades de Pré-tratamento Individuais (UPI), sendo responsáveis pelos encargos. No entanto, cabe à entidade gestora a instalação de equipamentos para a medição de caudal, nomeadamente medidores de caudal, instalados à saída das UPI's e os contadores de caudal, instalados junto às fontes de alimentação da unidade de produção.

## **5.5 ESTADO ATUAL DO SISTEMA E SINTESE DOS PRINCIPAIS PROBLEMAS**

Com o objetivo de avaliar o estado atual do sistema de drenagem de Alcanena, foi realizada, entre julho e Novembro de 2020, uma campanha de levantamento cadastral de trechos dos emissários industriais, levada a cabo pela Câmara Municipal de Alcanena (CMA). Nessa campanha foi preenchida, para cada câmara de visita, uma ficha de diagnóstico com identificação das principais patologias registadas pelas equipas no terreno, tendo sido observado os dispositivos de fecho, o corpo das câmaras de visita, a envolvente e a existência de problemas e patologias.

As câmaras inspeccionadas foram selecionadas criteriosamente, tendo-se dado prioridade ao levantamento de trechos de jusante dos emissários, que tipicamente apresentam maiores diâmetros, menores inclinações, são mais propícios à existência de gás sulfídrico/corrosão e estão sujeitos a níveis freáticos mais próximos do solo, resultando em caudais de infiltração mais elevados. Foram inspeccionadas 321 câmaras de visita, cerca de metade do total das câmaras de visita do sistema de drenagem industrial (660 câmaras de visita).

Relativamente aos dispositivos de fecho, foi avaliado o estado do fecho/dobradiças, o estado da tampa, o estado do aro e a borracha de vedação, sendo importante destacar:

- No caso do estado do fecho, verifica-se que mais de 80% se encontra danificado ou degradado, sendo que apenas 1 câmara de visita foi avaliada como estando em bom estado;
- Em relação ao estado da tampa, 315 tampas de câmaras de visita apresentam corrosão e cerca de 70% das câmaras de visita têm o aro solto, o que evidencia elevados níveis de corrosão (Figura 5.4);

- No caso das borrachas de vedação, verifica-se que o critério de avaliação escolhido não se aplicou na maioria dos casos.



Figura 5.4 - Exemplos de câmaras de visita com a tampa em elevado estado de corrosão e aro partido.

Em relação ao corpo das câmaras de visita, foi avaliado o estado das escadas e guarda-corpos, o estado do revestimento, o estado da soleira, o estado das paredes, o estado das ligações ao intercetor e as infiltrações, sendo importante destacar:

- Relativamente ao estado das escadas e guarda-corpos, a totalidade das câmaras inspecionadas foi avaliada como estando em bom estado.
- Em relação ao revestimento/pintura, apenas cerca de 60% foi avaliada como estando em bom estado, sendo que a maioria das anomalias detetadas consistiu em empolamento.
- No que diz respeito à estanquidade, apenas cerca de 20% das câmaras de visita não mostrou indícios de infiltração, sendo o tipo de infiltração mais comum a que ocorre nas juntas (Figura 5.5), com 59 ocorrências, seguindo-se a infiltração por fissuras. Existem ainda cerca de 186 câmaras onde o sistema de avaliação adotado não foi aplicável, uma vez que correspondem a infiltrações com outro tipo de origem.
- Em relação aos tipos de infiltração, o mais comum são as humidades, com 103 casos, seguindo-se as escorrências com 67 e os jatos (fino e forte) com 7 registos.
- Em relação ao estado da soleira, aproximadamente 85% das câmaras estavam em bom estado (273 câmaras), cerca de 41 câmaras apresentam sinais de corrosão, 25 pontualmente e 16 em grau elevado (Figura 5.5), e 2 soleiras encontravam-se partidas.
- No caso do estado das paredes, aproximadamente 80% das câmaras não apresentam sinais de anomalias, e das restantes, em 16 câmaras observaram-se problemas nas juntas, 5 apresentavam fissuras e em 15 a armadura estava à vista.
- No que diz respeito à ligação do emissário à parede da câmara, foram observados problemas em cerca de 5% das câmaras, sendo que em 8 câmaras não foi possível verificar o estado da ligação, devido ao elevado nível de água na câmara.



Figura 5.5 - Exemplos de câmaras de visita com infiltrações nas juntas (Esq.) e com soleira com um grau elevado de corrosão (Dir.).

No que diz respeito à envolvente, cerca de 15% das câmaras apresentavam um bom estado de conservação e remate do pavimento, e 2 câmaras apresentam problemas. Relativamente aos casos onde os critérios de avaliação adotados não se aplicam, a maioria diz respeito a câmaras com o nivelamento da tampa sobrelevada.

No decorrer das campanhas, também foi observada a existência de ramais mal instalados e selados, como mostra a Figura 5.6.



Figura 5.6 - Exemplos de ramais mal selados.

Os resultados das campanhas permitiram concluir que em 297 câmaras (cerca de 92% das câmaras), existem sinais de entrada em carga, em cerca de 50% das câmaras verifica-se a acumulação de detritos e em cerca de 75% foram detetados odores ofensivos. Também foram identificadas 3 câmaras onde se observou a existência de espumas (Figura 5.7).



Figura 5.7 - Exemplos de câmaras onde se observaram espumas (Esq.) e acumulação de sedimentos (Dir.).

Em suma, considera-se que os trechos de emissários inspecionados, no que respeita às câmaras de visita da rede industrial, se encontram com um nível de degradação elevado, em face da sua idade, nomeadamente no que respeita a elementos metálicos (dispositivos de fecho) e revestimentos do corpo das câmaras de visita, com verificação de afluências indevidas de infiltração pelas juntas e fissuras. Importa referir ainda que, no decorrer das campanhas, também foi observada a existência de ramais mal instalados e selados.

Verifica-se ainda, do ponto de vista do desempenho, acumulação de sedimentos (inexistência de autolimpeza) em cerca de 50% das câmaras de visita, e sinais de entrada em carga em mais de 90% das câmaras de visita. São sistemáticas as ocorrências reportadas à AQUANENA e à Câmara Municipal de odores ofensivos provenientes do sistema de drenagem industrial e da própria ETAR. Os reduzidos declives dos troços finais dos emissários, aliados à frequente entrada em carga destes troços, mesmo em tempo seco (em resultado do ponto de funcionamento dos grupos eletrobomba posicionados na obra de entrada da ETAR), impedem a ventilação natural e a autolimpeza dos coletores, contribuindo para o agravamento do assoreamento e libertação de odores ofensivos.

Na reabilitação profunda efetuada em 2014, estavam previstas também intervenções em termos de controlo da fase gasosa (i.e. confinamento, transporte e tratamento de compostos voláteis e de odores ofensivos, como é o gás sulfídrico no interior dos coletores), no entanto, não foram levadas a cabo na totalidade, e verificam-se atualmente riscos de odores ofensivos ao longo do sistema, mas principalmente na zona da ETAR. O controlo incompleto das descargas dos efluentes industriais, contribui para o agravamento da ocorrência de sulfuretos e libertação de gás sulfídrico, com odores ofensivos, corrosão e toxicidade.



## 6. TRABALHO DE CAMPO – MONITORIZAÇÃO DE SULFURETOS E GÁS SULFÍDRICO NO SISTEMA DE DRENAGEM.

### 6.1 OBJETIVOS E PLANEAMENTO

As campanhas de monitorização, foram levadas a cabo pela AQUANENA, com apoio da empresa CONTIMETRA, no que respeita a medição de caudais e precipitação, e em estreita colaboração com a HIDRA, Hidráulica e Ambiente Lda., que definiu as secções a monitorizar, os dados a obter e os procedimentos.

As campanhas de monitorização de sulfuretos e gás sulfídrico foram realizadas com vista a caracterizar o desempenho do sistema do ponto de vista do balanço de sulfuretos, e se possível “calibrar” parâmetros e variáveis do modelo de previsão AeroSept+ (Aerobiose e Septicidade em sistemas de águas residuais). Paralelamente às campanhas de monitorização de sulfuretos e gás sulfídrico, também foram monitorizados as variáveis hidráulicas (altura do escoamento, velocidade do escoamento, temperatura da massa líquida e o caudal) e a precipitação, com o objetivo de calibrar não só o modelo SWMM, como também o modelo de previsão AeroSept+.

No entanto, esta dissertação respeita, apenas, a simulação do desempenho do sistema em tempo seco, com o modelo AeroSept+.

Foram definidos pontos de monitorização nos três emissários industriais (Sistema de Monsanto, Vila Moreira e Gouxaria), com a localização indicada na Figura 6.1.



Figura 6.1 - Representação esquemática dos pontos escolhidos para as campanhas de monitorização.

Na campanha de monitorização das variáveis hidráulicas, foram instalados dois postos de medição no sistema de Monsanto, Q01 (MSi6.015) e Q02(MSi5.063), um posto no sistema de Vila Moreira, Q03 (VMi4.076) e um posto no sistema de Gouxaria, Q04 (GXi7.102). As campanhas de monitorização

iniciaram-se a 8 de Abril de 2020 e terminaram a 30 de julho de 2020, exceto no caso do posto Q01, que iniciou no dia 7 de Abril de 2020 e terminou a 23 de julho.

Para a monitorização da precipitação, foram instalados 3 udómetros (U01, U02 e U03), conforme o indicado na Figura 6.1. Os registos de precipitação iniciaram-se no dia 9 de Abril e terminaram no dia 31 de Julho, ininterruptamente.

Nas campanhas de monitorização de sulfuretos e gás sulfídrico, procedeu-se à medição do pH, a concentração de sulfuretos totais e dissolvidos, a concentração de oxigénio dissolvido, a CQO e a temperatura da massa líquida, e da fase gasosa, nomeadamente a concentração de gás sulfídrico em continuo. A campanha de monitorização teve início a 22 de junho de 2020, tendo sofrido diversos ajustes de localização e procedimentos, tal como descrito sumariamente no Quadro 6.1.

Quadro 6.1 - Sumário de procedimentos para campanha de monitorização de sulfuretos e gás sulfídrico.

Datas	Etapas
30 abril 2020	Nota Técnica de estabelecimento de critérios e requisitos para campanha de monitorização de avaliação de sulfuretos no sistema de drenagem, e de ensaios de otimização de dosagem de reagentes.
22 junho 2020	Início da campanha de monitorização. Procedeu-se unicamente à instalação e ativação dos iscos de amostragem nos 4 pontos previstos da fase líquida (P1.A, P2.A, P3 e P4), não tendo sido possível instalar o medidor de gás sulfídrico. Realizaram-se amostragens de fase líquida durante 4 dias, nomeadamente a 22 - 24 de junho de 2020 e 26 - 27 junho 2020.
26 junho 2020	Procedeu-se à alteração dos locais de medição no emissário de Monsanto (P1.A para P1.B) e Vila Moreira (P2.A para P2.B).
6 julho 2020	Instalação de medidor de gás sulfídrico e início de medição de fase gasosa, com prolongamento do período de monitorização de fase líquida e rotatividade do equipamento de medição de H <sub>2</sub> S.
29 julho 2020	Conclusão da campanha de monitorização de sulfuretos e gás sulfídrico.

Podem ser consideradas duas fases de monitorização, uma primeira fase realizada no período entre 23 de junho e 3 de julho, onde foram medidos os parâmetros referentes à fase líquida, mas não foi medido a concentração de gás sulfídrico na atmosfera dos coletores, e uma segunda fase, compreendida entre 6 de julho e 29 de julho, onde foram medidos todos os parâmetros.

No âmbito da presente dissertação, para a calibração do modelo AeroSept+, apenas foram considerados os resultados referentes à segunda fase de monitorização (a partir de dia 6 de Julho de 2020), uma vez que na primeira fase não existem dados relativos à concentração de gás sulfídrico na atmosfera dos coletores.

## 6.2 RESULTADOS DA FASE LÍQUIDA

Com o início da monitorização de fase gasosa (com rotatividade do equipamento entre os diversos locais selecionados), procedeu-se também à recolha e análise de amostras de fase líquida em simultâneo, conforme representado nos Quadro 6.2 a Quadro 6.5.

Quadro 6.2 - Resultados de monitorização de fase líquida (14 a 15 julho).

Local de monitorização	Hora de recolha	14/07/2020						15/06/2020					
		OD (mg/L)	Temp. (°C)	pH	S <sub>D</sub> (mg/L)	S <sub>T</sub> (mg/L)	CQO (mg/L)	OD (mg/L)	Temp. (°C)	pH	S <sub>D</sub> (mg/L)	S <sub>T</sub> (mg/L)	CQO (mg/L)
P1.B (MSni6.019.A)	09h00												
	18h00												
	21h00												
P2.B (VMni4.080)	09h00												
	18h00												
	21h00												
P3 (SMC3)	09h00	0.1	28.6	8.6	204.6	350.8		0.1	27.9	7.6	259.9	486.8	
	18h00							0.5	31	4.9	93.5	94.6	9455
	21h00							1.2	31	4.5	46.8	53.9	

Quadro 6.3 - Resultados de monitorização de fase líquida (21 a 22 julho).

Local de monitorização	Hora de recolha	21/07/2020						22/07/2020					
		OD (mg/L)	Temp. (°C)	pH	S <sub>D</sub> (mg/L)	S <sub>T</sub> (mg/L)	CQO (mg/L)	OD (mg/L)	Temp. (°C)	pH	S <sub>D</sub> (mg/L)	S <sub>T</sub> (mg/L)	CQO (mg/L)
P1.B (MSni6.019.A)	09h00												
	18h00												
	21h00												
P2.B (VMni4.080)	09h00												
	18h00												
	21h00												
P3 (SMC3)	09h00	0.2	29.4	7.42	154.0	187.0		0.15	31.8	10.25	22.6	43.8	
	18h00	0.1	30.8	7.48	192.5	283.3	5333	0.35	26.1	7.42	40.7	52.8	13818
	21h00	0.1	32.3	7.71	24.2	48.4		0.34	25.8	7.58	14.0	24.8	

Quadro 6.4 - Resultados de monitorização de fase líquida (23 a 24 julho).

Local de monitorização	Hora de recolha	23/07/2020						24/07/2020					
		OD (mg/L)	Temp. (°C)	pH	S <sub>D</sub> (mg/L)	S <sub>T</sub> (mg/L)	CQO (mg/L)	OD (mg/L)	Temp. (°C)	pH	S <sub>D</sub> (mg/L)	S <sub>T</sub> (mg/L)	CQO (mg/L)
P1.B (MSni6.019.A)	09h00												
	18h00												
	21h00												
P2.B (VMni4.080)	09h00	0.82	33	6.53	0.0	0.0		0.09	25	8.27	0.0	0.0	
	18h00	0.32	25.7	6.03	0.0	0.0	4849	0.54	24.7	7.2	10.1	14.1	2182
	21h00	0.32	25.4	6.44	0.0	0.0		0.07	24.2	9.62	0.0	0.0	
P3 (SMC3)	09h00												
	18h00												
	21h00												

Quadro 6.5 - Resultados de monitorização de fase líquida (27 a 28 julho).

Local de monitorização	Hora de recolha	27/07/2020						28/07/2020					
		OD (mg/L)	Temp. (°C)	pH	S <sub>D</sub> (mg/L)	S <sub>T</sub> (mg/L)	CQO (mg/L)	OD (mg/L)	Temp. (°C)	pH	S <sub>D</sub> (mg/L)	S <sub>T</sub> (mg/L)	CQO (mg/L)
P1.B (MSni6.019.A)	09h00	0.41	24.8	7.13	169.4	266.2		1.2	23.3	6	32.2	32.7	
	18h00	0.74	24.7	5.25	0.0	0.0	6928	0.64	23	4.37	2.9	4.5	5187
	21h00	0.83	24.2	4.5	0.0	0.0		2.74	22.8	4.29	3.5	3.9	
P2.B (VMni4.080)	09h00												
	18h00												
	21h00												
P3 (SMC3)	09h00												
	18h00												
	21h00												

É importante realçar a grande variabilidade dos parâmetros pH e CQO e as concentrações elevadas de sulfuretos totais e dissolvidos registados. Estes valores podem ser explicados pela heterogeneidade dos efluentes rejeitados pelas indústrias de curtumes, face às operações realizadas.

Na monitorização do emissário de Vila Moreira (P2.B), a 23 e 24 de julho, não se registaram valores significativos de sulfuretos na fase líquida, sendo as concentrações abaixo do limite de deteção em todas as amostras recolhidas exceto numa amostra (às 18h de dia 24 de julho).

O emissário de Monsanto (P1.B) foi alvo de monitorização nos dias 27 e 28 de julho, tendo sido obtidas concentrações bastante elevadas de sulfuretos totais e dissolvidos na primeira medição do período da manhã (pelas 9 h). Com o decorrer do dia, as amostras apresentaram simultaneamente menores concentrações de sulfuretos e maiores concentrações de oxigénio dissolvido, o que terá ocorrido seguramente devido ao horário noturno de descarga das unidades industriais.

No emissário da Gouxaria (P3), foram medidas concentrações de sulfuretos totais muito elevadas, tendo chegado a um valor de quase 500 mg/L, às 9h da manhã de dia 15 de Julho.

De forma geral, as concentrações da CQO medidas nos diversos locais foram sempre bastante elevadas. É também importante referir que a relação entre as concentrações de  $S_D$  e  $S_T$  foram bastante elevadas, sendo a sua relação superior, em regra, a 70%.

### 6.3 RESULTADOS DA FASE GASOSA

Com a entrada em funcionamento dos medidores de gás sulfídrico instalados no sistema, foi possível obter medições em contínuo no período de 6 a 29 de julho de 2020, de forma rotativa entre os locais de medição seleccionados. Apresentam-se nas Figura 6.2 a Figura 6.9, os resultados de concentração de  $H_2S$  na fase gasosa.

A relação entre  $H_2S_{(g)}$  com  $S_{(L)}$ , e a sua relação com os caudais registados no sistema de Monsanto apresentam-se na Figura 6.2 e Figura 6.3.

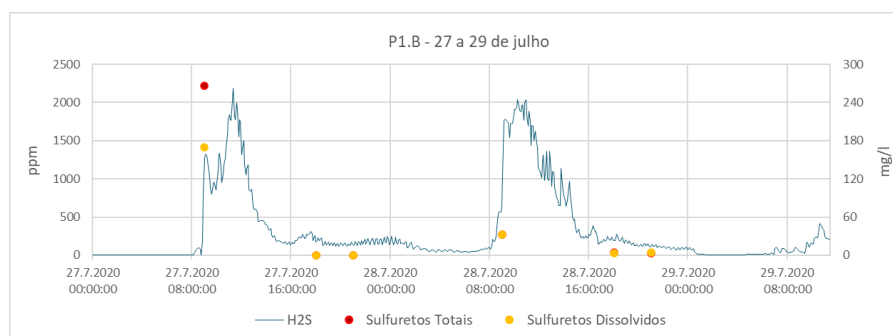


Figura 6.2 - Evolução da concentração de gás sulfídrico no emissário de Monsanto (P1.B) – 27 a 29 julho 2020.

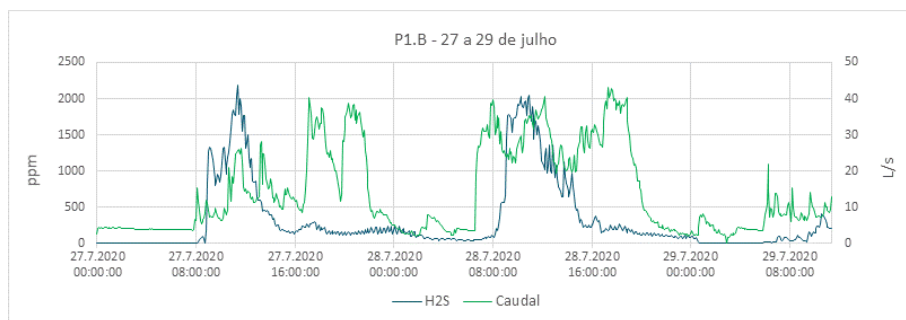


Figura 6.3 - Comparação entre o H<sub>2</sub>S e os caudais escoados no emissário de Monsanto (P1.B) - 27 a 29 julho 2020.

Salienta-se que na Figura 6.3, o caudal devia corresponder à soma dos caudais nos postos Q01 e Q02. No entanto, o ponto Q01 parou de funcionar no dia 23 de Julho. O dia 27 de julho corresponde a uma segunda-feira.

A análise dos dados deste emissário indica que a descarga das indústrias ocorre, principalmente, das 8 às 15 horas. O desfasamento entre os picos de caudal e de H<sub>2</sub>S podem dever-se à localização ligeiramente diferente das câmaras de visita onde se instalaram os equipamentos de medição de caudal e de gás sulfídrico, mas sobretudo às diferenças entre a velocidade de escoamento da fase líquida e da velocidade do ar na atmosfera dos coletores, tipicamente entre 0.6 e 2 m/s no primeiro caso, e inferior a 0.20 m/s no segundo caso.

A relação entre H<sub>2</sub>S(g) com S(L), e com os valores de caudal no emissário de Vila Moreira apresentam-se, respetivamente, na Figura 6.4 e Figura 6.5.

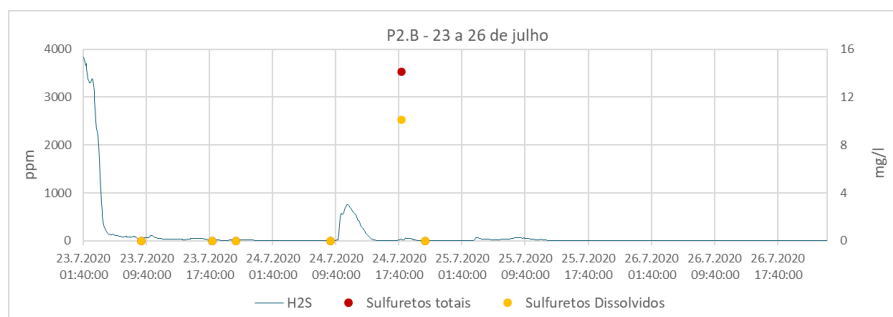


Figura 6.4 - Evolução da concentração de gás sulfídrico no emissário de Vila Moreira (P2.B) – 23 a 26 julho 2020.



Figura 6.5 - Comparação entre o H<sub>2</sub>S e os caudais escoados no emissário de Vila Moreira (P2.B) - 23 a 26 julho 2020.

De notar que os dias 25 e 26 de julho, correspondem a sábado e domingo, respetivamente.

No emissário de Vila Moreira verificou-se um pico de  $H_2S$  na ordem dos 4000 ppm por volta das 1h40 de dia 23 de Julho. Uma concentração de  $H_2S$  tão elevada pode significar que o efluente rejeitado no sistema não respeitou os limites admissíveis de pH (10 a 12.5). Adicionalmente, nas recolhas pontuais de amostras neste local também não foram detetadas concentrações relevantes de sulfuretos na massa líquida.

A relação entre  $H_2S(g)$  e  $S(L)$ , e a relação com os caudais registados no sistema de Gouxaria apresentam-se na Figura 6.6 a Figura 6.9, para vários períodos de medição.

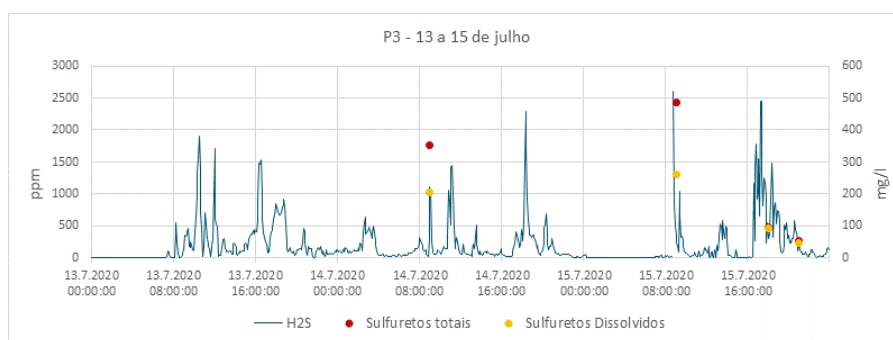


Figura 6.6 - Evolução da concentração de gás sulfídrico no emissário de Gouxaria (P3) – 13 a 15 julho 2020.

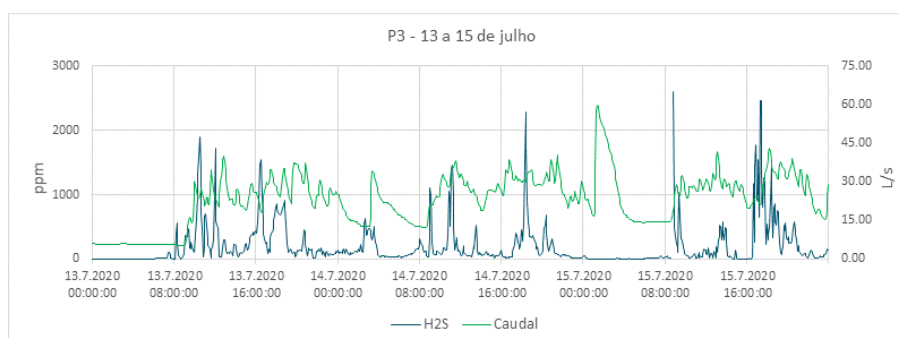


Figura 6.7 - Comparação entre o  $H_2S$  e os caudais escoados no emissário de Gouxaria (P3) - 13 a 15 julho 2020.

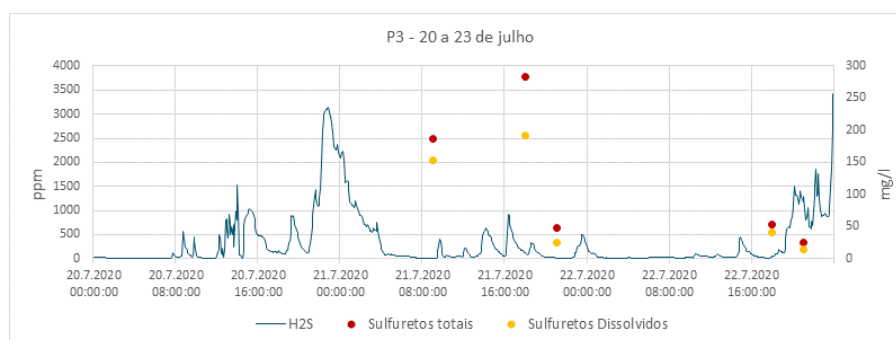


Figura 6.8 - Evolução da concentração de gás sulfídrico no emissário de Gouxaria (P3) – 20 a 23 julho 2020.

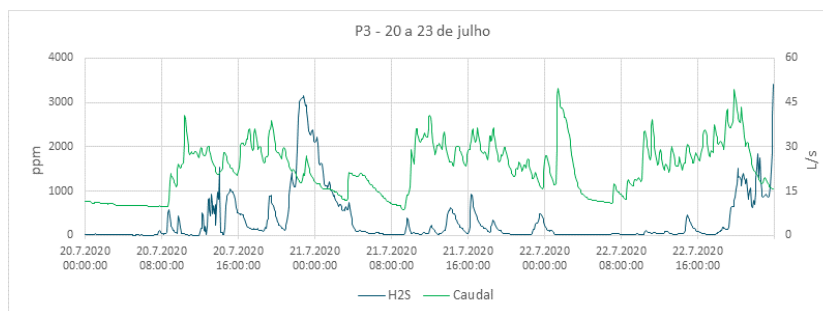


Figura 6.9 - Comparação entre o H<sub>2</sub>S e os caudais escoados no emissário de Gouxaria (P3) - 20 a 23 julho 2020.

Observaram-se concentrações extremamente elevadas de H<sub>2</sub>S(g), por vezes superiores a 3000 ppm, em certos períodos do dia, entre as 18h e as 0h, que configuram um risco muito elevado para a saúde humana (havendo risco de morte acima de 700 ppm), bem como um ambiente extremamente agressivo para materiais e equipamentos.

Relativamente aos caudais, tiveram lugar picos que, provavelmente, correspondem a descargas industriais pontuais. Dada a hora a que ocorrem (por volta da 1h da manhã), e o facto de não se verificarem concentrações significativas de gás sulfídrico, pode deduzir-se que se tratam de descargas resultantes da operação de caleiro, com elevados valores de pH. A operação de caleiro é caracterizada por apresentar uma elevada alcalinidade (pH de 10 a 12.5), o que se traduz em concentrações de sulfureto de hidrogénio praticamente nulas, e conseqüentemente, taxas nulas de libertação de gás sulfídrico para a atmosfera dos coletores, embora a concentração de sulfuretos totais, maioritariamente sob a forma de ião hidrogenossulfureto (HS<sup>-</sup>) possa ser extremamente elevada.

## 7. SIMULAÇÃO DE DESEMPENHO “SANITÁRIO” DO SISTEMA DE DRENAGEM INDUSTRIAL DE ALCANENA

### 7.1 ASPETOS GERAIS E TOPOLOGIA DO SISTEMA

No âmbito desta dissertação, considera-se desempenho sanitário, o desempenho em termos de odores ofensivos, criação de ambientes tóxicos e de risco de degradação e colapso de infraestruturas, muito associado, em sistemas de águas residuais, à presença de gás sulfídrico, com origem em sulfuretos na massa líquida.

Assim, neste capítulo procede-se à simulação matemática do desempenho do sistema de águas residuais industriais de Alcanena, em termos de evolução de concentração de oxigénio dissolvido, de sulfuretos totais, de sulfureto de hidrogénio na massa líquida (H<sub>2</sub>S) e de gás sulfídrico no ar.

Apesar dos problemas que têm ocorrido no sistema de Alcanena nos últimos 30 anos, levando mesmo à morte de vários funcionários, ao colapso de coletores e a odores ofensivos causadores de incómodos e reações da população, até ao momento nunca o sistema tinha sido alvo de um esforço análogo ao que agora se fez, em termos de trabalho de campo e de simulação de desempenho.

Para a modelação do sistema de drenagem industrial de Alcanena, é necessária informação relativa aos contributos das indústrias, em termos de caudais, concentração de sulfuretos e à definição das componentes do sistema.

Relativamente aos caudais industriais, foram considerados os provenientes dos utilizadores industriais incluídos na atividade de fiscalização, levada a cabo pela AQUANENA, bem como as curvas padrão de tempo seco, definidas a partir da informação fornecida pelas campanhas de monitorização de caudal, tendo sido fiscalizadas cerca de 58 unidades industriais (Figura 7.1). No Anexo 1 consta a identificação das indústrias fiscalizadas, juntamente com os caudais mensais rejeitados no sistema de Alcanena.

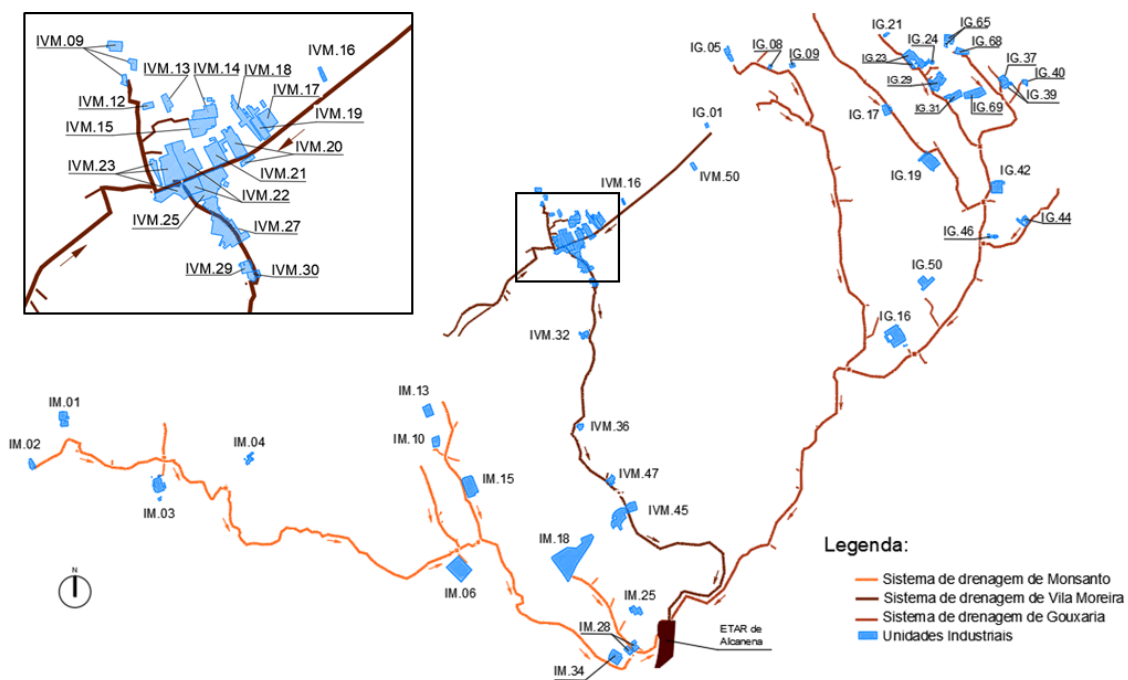


Figura 7.1 - Representação das unidades industriais em relação ao sistema de drenagem de Alcanena.

Em termos gerais, apresenta-se no Quadro 7.1 as quinze unidades industriais com maior contribuição de caudal para a ETAR de Alcanena.

Quadro 7.1 - Principais contribuições de caudal industrial para o sistema de saneamento de Alcanena.

Sistema	Emissário	ID	Designação	Caudal (Abril - Julho) [m <sup>3</sup> /4 meses]	%Emissário	%Sistema	%Total
Monsanto	1	IM 03	VILMACOUR - INDÚSTRIA E COMÉRCIO DE PELES, S.A.	7599	84%	14%	4%
	3	IM 06	CURTUMES BOAVENTURA, LDA - II	18136	100%	33%	9%
	5	IM 13	INDUTAN (2), S.A.	7683	68%	14%	4%
	5	IM 15	SOFTCOURO-COMERCIO DE COUROS E PELES LDA	2843	25%	5%	1%
	6	IM 20	MARSIPEL - INDÚSTRIA DE CURTUMES, S.A. - III	16557	100%	30%	8%
Vila Moreira	2	IVM 19	INDUCOL	9382	50%	17%	5%
	2	IVM 22	NOVA PELTECI - PELES, S.A. I	4629	25%	8%	2%
	4	IVM 25	CURTUMES IBÉRIA, S.A. (I)	7324	22%	13%	4%
	4	IVM 45	CURTUMES BOAVENTURA, LDA - I	12973	39%	24%	7%
	4	IVM 47	JOAQUIM FRANCISCO INACIO, SUCRS., LDA.	8076	24%	15%	4%
Gouxaria	7	IG 05	CURTUMES BENJAMIM, LDA.	2796	100%	3%	1%
	6	IG 16	COURO AZUL IND. E COM. DE COUROS, S.A.	56529	100%	64%	28%
	1	IG 19	ANTÓNIO NUNES DE CARVALHO, S.A.	4366	98%	5%	2%
	4	IG 42	DERMALEATHER, I LDA.	7211	91%	8%	4%
	3	IG 65	DEMOSCORE, II LDA.	10713	83%	12%	5%
<b>Total</b>				<b>176817</b>			<b>89%</b>



Importa realçar que, de acordo com o regulamento de descargas, a medição de caudais é feita por equipamentos instalados à saída das UPI's (Unidades de Pré-tratamento individual) ou em contadores de água instalados no sistema de alimentação das unidades de produção.

Comparando o caudal médio referente às 58 unidades industriais, com os caudais médios registados na campanha de monitorização, em tempo seco, verificou-se que este representava cerca de 40% (Quadro 7.2).

Quadro 7.2 - Diferença entre os caudais médios medidos nas campanhas de monitorização e os caudais médios industriais.

Secção	Q <sub>medido</sub> (L/s)	Q <sub>ind.</sub> (L/s)	% Q <sub>ind.</sub>
Q01	7.89	2.63	33%
Q02	12.08	5.49	45%
Q03	23.07	7.61	33%
Q04	18.61	11.15	60%
<b>Total ponderado</b>	<b>61.65</b>	<b>26.88</b>	<b>44%</b>

Essa diferença é explicada pelas seguintes razões:

- Furos próprios das empresas fiscalizadas com caudais que não estão a ser registados pelos contadores);
- Caudal proveniente das outras unidades industriais não identificadas no trabalho;
- Afluências pluviais por ligações indevidas e, sobretudo, por infiltração do aquífero, nos trechos de jusante do sistema;
- Contribuições domésticas pontuais.

Na Figura 7.2 é representado, esquematicamente, o sistema industrial, identificando-se alguns dos nós de cálculo. Esses nós de cálculo correspondem a singularidades do sistema, nomeadamente entradas de caudal, variação de diâmetro, variações de declive e/ou quedas. No Quadro 7.3 apresenta-se a correspondência entre nós na modelação e as câmaras de visita da rede industrial.

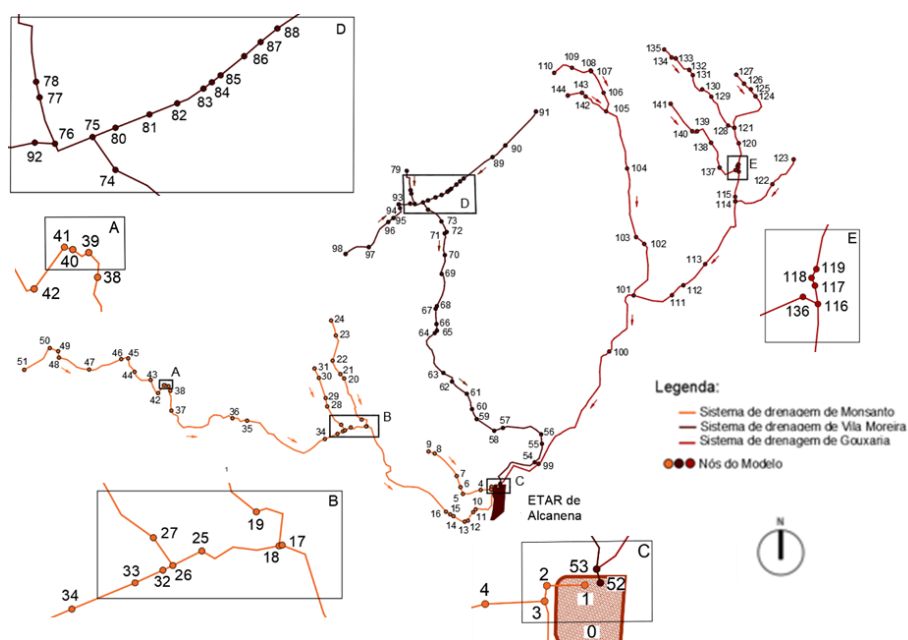


Figura 7.2 - Representação esquemática do sistema de águas residuais industriais afluente à ETAR de Alcanena.

Quadro 7.3 -Correspondência entre nós na modelação e as câmaras de visita, rede industrial.

Nó	ID	Nó	ID	Nó	ID	Nó	ID	Nó	ID	Nó	ID
1	MSi6.030	25	MSi4.016	49	MSi1.013	73	VMi4.009	97	VMi1.005	121	GXi4.001
2	MSi6.019.A	26	MSi4.015	50	MSi1.010	74	VMi4.003	98	VMi1.001	122	GXi5.009
3	MSi6.018	27	MSi4.014	51	MSi1.001	75	VMi4.001	99	GXi7.102	123	GXi5.001
4	MSi6.016	28	MSi4.009	52	VM4.040	76	VMi3.012	100	GXi7.073	124	GXi3.008
5	MSi6.013	29	MSi4.007	53	VMi4.090	77	VMi3.010	101	GXi7.058	125	GXi3.006
6	MSi6.011	30	MSi4.003	54	VMi4.080	78	VMi3.009	102	GXi7.046	126	GXi3.004
7	MSi6.009	31	MSi4.001	55	VMi4.076	79	VMi3.001	103	GXi7.044	127	GXi3.001
8	MSi6.003	32	MSi3.052	56	VMi4.074	80	VMi2.011	104	GXi7.030	128	GXi2.023
9	MSi6.001	33	MSi3.051	57	VMi4.067	81	VMi2.008	105	GXi7.018	129	GXi2.016
10	MSi5.064	34	MSi3.048	58	VMi4.065	82	VMi2.007	106	GXi7.014	130	GXi2.013.B
11	MSi5.063	35	MSi3.031	59	VMi4.061	83	VMi2.004	107	GXi7.010	131	GXi2.010
12	MSi5.061	36	MSi3.026	60	VMi4.059	84	VMi2.003	108	GXi7.009	132	GXi2.009
13	MSi5.060	37	MSi3.008	61	VMi4.055	85	VMi2.002	109	GXi7.005	133	GXi2.004
14	MSi5.057	38	MSi3.003	62	VMi4.050	86	VMi2.001	110	GXi7.001	134	GXi2.003
15	MSi5.056	39	MSi3.001	63	VMi4.047	87	VMi2.001.1	111	GXi6.004	135	GXi2.001
16	MSi5.055	40	MSi1.046	64	VMi4.035	88	VMi2.001.2	112	GXi6.001	136	GXi1.035
17	MSi5.025	41	MSi1.045	65	VMi4.034	89	VMi2.001.8	113	GXi4.032	137	GXi1.031
18	MSi5.025.A	42	MSi1.043	66	VMi4.033	90	VMi2.001.11	114	GXi4.017	138	GXi1.025
19	MSi5.022.A	43	MSi1.040	67	VMi4.030	91	VMi2.001.18.A	115	GXi4.016	139	GXi1.021
20	MSi5.013	44	MSi1.035	68	VMi4.029	92	VMi1.020	116	GXi4.011	140	GXi1.019
21	MSi5.012	45	MSi1.030	69	VMi4.023	93	VMi1.017	117	GXi4.010	141	GXi1.011
22	MSi5.009	46	MSi1.028	70	VMi4.019	94	VMi1.016	118	GXi4.009	142	GXi8.008
23	MSi5.004	47	MSi1.022	71	VMi4.014	95	VMi1.013	119	GXi4.008	143	GXi8.006
24	MSi5.001	48	MSi1.015	72	VMi4.012	96	VMi1.012	120	GXi4.004	144	GXi8.001

## 7.2 DESEMPENHO HIDRÁULICO DO SISTEMA

### 7.2.1 BREVE DESCRIÇÃO DA REPRESENTAÇÃO DO SISTEMA E METODOLOGIA.

O principal objetivo da aplicação do modelo SWMM consiste em avaliar o comportamento hidráulico do sistema e detetar deficiências de desempenho, como, por exemplo, seções onde o sistema funciona em carga e em que é provável a ocorrência de extravasamentos.

Desenvolvido pela EPA (US Environmental Protection Agency) o programa SWMM (“Storm Water Management Model”) é um modelo dinâmico 1D destinado à simulação do escoamento superficial e transporte de poluentes, à superfície das bacias de drenagem e no interior dos coletores de sistemas de águas residuais e pluviais.

O programa tem como objetivo a análise do comportamento hidráulico e de alguns aspetos de qualidade da água onde permite criar e editar os componentes da rede de estudo, de forma a realizar simulações hidráulicas e de qualidade de água com relativa facilidade de visualização dos resultados, que podem ser apresentados em mapas de rede com recursos a códigos de cores, tabelas de dados e gráficos com séries temporais e estatísticas. (APESB & LNEC 2015)

Apresenta-se na Figura 7.3, a configuração do sistema industrial na situação atual. De forma sucinta, representou-se no modelo as frentes de drenagem de Monsanto, Vila Moreira e Gouxaria. Para a construção do modelo base consideraram-se os nós constantes no Quadro 7.3 e as características geométricas constantes nas telas finas do projeto de remodelação da rede de coletores de saneamento de Alcanena, fornecida pela C.M. de Alcanena.

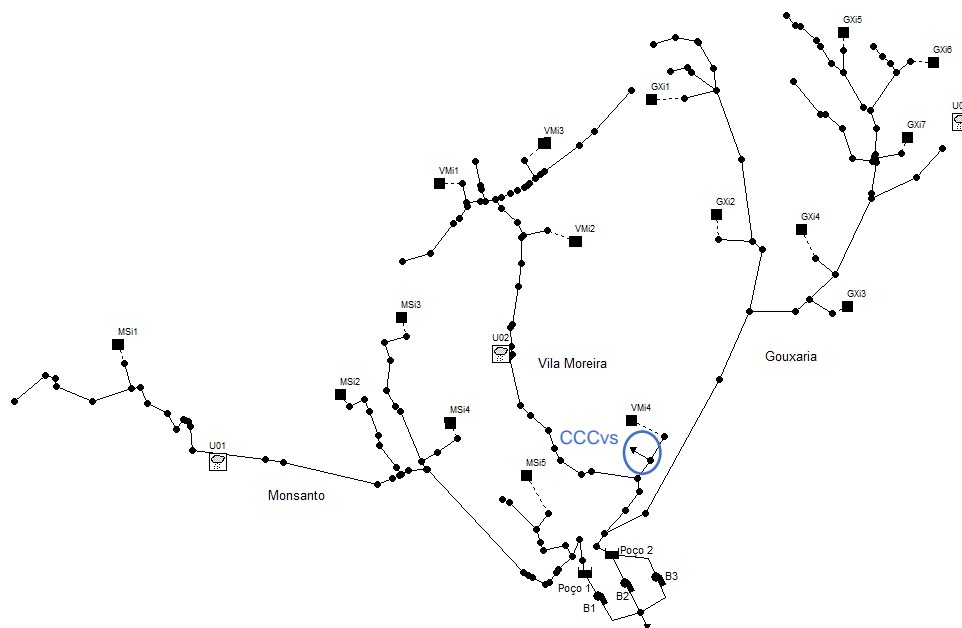


Figura 7.3 - Representação do sistema industrial de Alcanena para a situação atual (para aplicação do modelo SWMM).

Para simulação de desempenho do sistema no cenário atual, foram consideradas 16 sub-bacias, 160 nós, 164 trechos, 1 descarregador e 2 poços. Foram também implementados os udómetros (U01, U02 e U03) instalados no âmbito da campanha de monitorização da precipitação.

Estão ainda representadas as seguintes estruturas especiais:

- 1 Estação elevatória;
- 1 câmara de controlo de caudal com válvula de seccionamento (CCCvs), com um diâmetro de 200 mm.

Relativamente à estação elevatória, existem 3 grupos eletrobomba instalados nos poços de bombagem dos parafusos, sendo que no *Poço 1* encontra-se instalado 1 grupo (*B1*), que eleva o efluente industrial proveniente do emissário de Monsanto, e no *Poço 2* estão instalados 2 grupos (*B2* e *B3*), que elevam o efluente industrial dos emissários de Vila Moreira e Gouxaria.

Os grupos eletrobomba apresentam as seguintes características:

- **B1**: Caudal = 120 L/s; Altura de elevação: 8 m; Nível de arranque:1.3 metros; Nível de paragem:0.7 metros
- **B2**: Caudal = 120 L/s; Altura de elevação: 7 m; Nível de arranque:1.2 metros; Nível de paragem:0.6 metros
- **B3**: Caudal = 120 L/s; Altura de elevação: 7 m; Nível de arranque:1.4 metros; Nível de paragem:0.7 metros

A CCCvs controla os caudais de origem doméstica, provenientes da bacia VMi4, e tem a localização indicada na Figura 7.3. Este dispositivo comporta ainda um desvio de caudal (*bypass*), representado por um *outfall* no modelo, sendo o escoamento desviado descarregado na ribeira. Existem também

válvulas de maré no trecho de descarga, para evitar a entrada de água da ribeira no sistema de drenagem.

Relativamente às bacias de drenagem urbana, existe uma rede de drenagem de águas pluviais que recolhe a maior parte da água originada pela precipitação. Todavia, em situações pontuais, existem ligações de águas pluviais provenientes das edificações e/ou unidades industriais ou da via pública a coletores de águas residuais domésticos e/ou industriais.

Uma vez que, quando chove, a rede doméstica é, segundo a AQUANENA, mais sobrecarregada, considerou-se que nas áreas onde exista coexistência entre sistemas doméstico e industrial, as bacias drenam para o sistema doméstico. As bacias criadas podem ser consultadas no Quadro 7.4. Também se teve em conta a contribuição de três subsistemas domésticos que se encontram ligados à rede industrial, representados na Figura 7.3 pelas bacias MSi4, VMi1 e VMi4.

Foi necessária a criação de nós e trechos fictícios na ligação das bacias de drenagem ao sistema, de forma a que o escoamento originado pela precipitação, atingisse o regime uniforme antes de chegar ao sistema principal, evitando possíveis erros de convergência do cálculo.

Quadro 7.4 - Características das bacias (rede industrial, modelo SWMM).

ID	Udómetro	Nó entrada	A (ha)	% Imp.	Largura (m)	% Declive médio
MSi1	U01	46	2.56	10	25.63	4.50
MSi2	U01	26	0.57	10	8.45	1.19
MSi3	U01	18	1.64	10	14.11	1.03
MSi4	U02	19	2.04	20	21.55	1.27
MSi5	U01	7	0.30	5	2.79	2.70
VMi1	U02	76	2.20	10	19.98	1.91
VMi2	U02	72	1.42	10	17.28	4.51
VMi3	U02	86	0.46	10	4.63	1.70
VMi4	U02	56	1.99	20	23.16	4.07
GXi1	U03	105	3.52	10	35.20	3.50
GXi2	U03	101	0.81	10	10.00	1.20
GXi3	U03	112	0.96	10	40.03	2.50
GXi4	U03	113	1.02	10	25.43	2.75
GXi5	U03	129	3.57	10	45.91	4.50
GXi6	U03	124	3.33	10	48.17	2.17
GXi7	U03	117	1.88	10	22.19	1.18

Importa referir que, foi necessária a criação de nós e trechos fictícios na ligação das bacias de drenagem ao sistema, de forma a que o escoamento originado pela precipitação, atingisse o regime uniforme antes de chegar ao sistema principal, evitando possíveis erros de convergência do cálculo.

A população servida pela rede de drenagem industrial, é estimada em 427 habitantes no caso da bacia MSi4, 627 habitantes na bacia VMi1 e 413 habitantes no caso da bacia VMi4, no ano de 2020.

## 7.2.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO HIDRÁULICO EM TEMPO SECO.

Uma vez que o sistema serve indústrias que operam no setor dos curtumes, onde são comuns efluentes com valores elevados de concentração em sulfuretos e pH baixos, o conhecimento dos locais onde o sistema entra em carga é fundamental, uma vez que impedindo a circulação do ar para jusante, faz com que seja nula a ventilação dos coletores a montante, resultando em condições mais desfavoráveis de concentração de gás sulfídrico no ar e ocorrência de corrosão, e de acumulação de sedimentos.

Segundo a AQUANENA, é comum verificar-se a entrada em carga dos coletores do sistema de drenagem industrial, mesmo em tempo seco, nesse sentido, para a avaliação do desempenho hidráulico do sistema, entendeu-se simular a rede industrial apenas para o tempo seco.

Para a calibração e validação do modelo base do sistema industrial, foi tido em conta toda a informação recolhida nas campanhas de monitorização das variáveis hidráulicas, nomeadamente em termos de caudal, e nas campanhas de monitorização da precipitação, abordadas no subcapítulo 6.1. Com base nessa informações, estabeleceram-se as curvas padrão de tempo seco, obtidas retirando os registos dos dias em que ocorreu precipitação (até cerca de 72 horas após o término do evento de precipitação).

Na definição das curvas padrão de tempo seco, apenas foram considerados os registos dos dias sem precipitação dos meses de Maio a Julho, uma vez que as medições efetuadas em Abril apresentaram valores anormalmente baixos, comparativamente aos restantes meses (derivado às restrições impostas pelo estado de emergência, devido à COVID-19).

Na calibração do modelo em tempo seco, o objetivo consiste em pesquisar uma distribuição de descarga horária tal que o hidrograma fornecido pelo modelo seja aproximadamente igual ao das curvas padrão de tempo seco nas secções de monitorização de caudal.

Na Figura 7.4, apresentam-se as distribuições no tempo das descargas horárias, e na Figura 7.5, a comparação entres os hidrogramas médios horários resultantes do modelo e as curvas padrão de tempo seco (Medido), nas diferentes secções de monitorização.

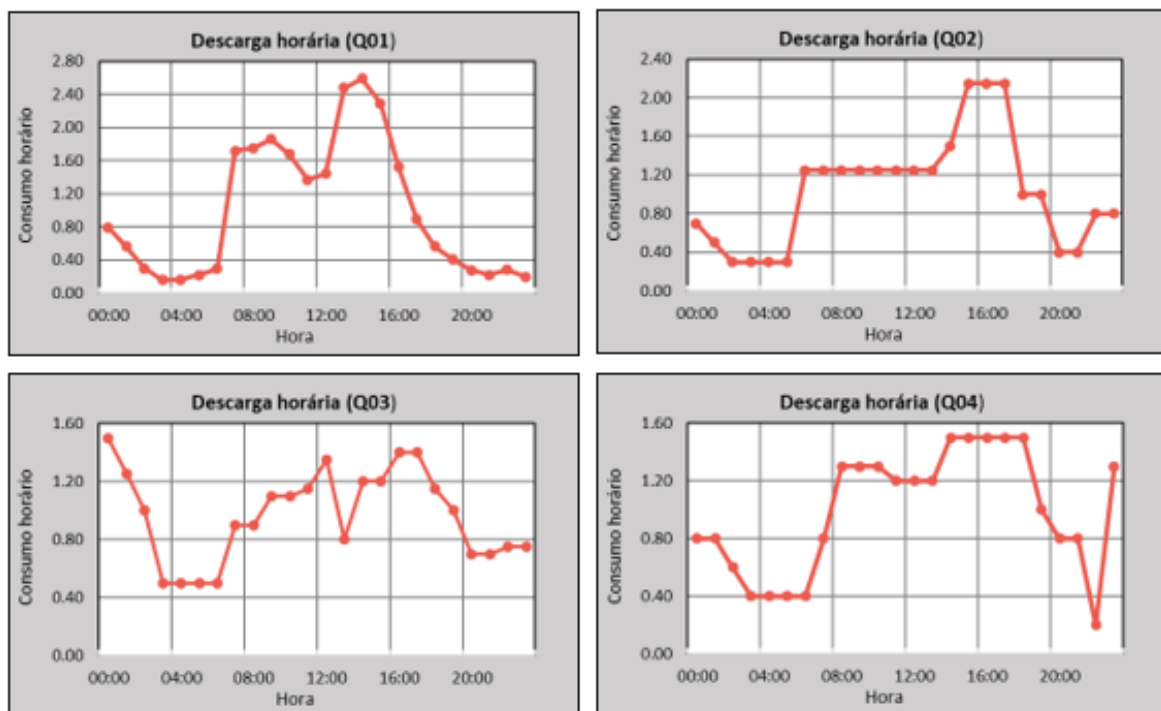


Figura 7.4 - Descargas horárias resultantes da calibração de tempo seco, nas 4 secções de monitorização.

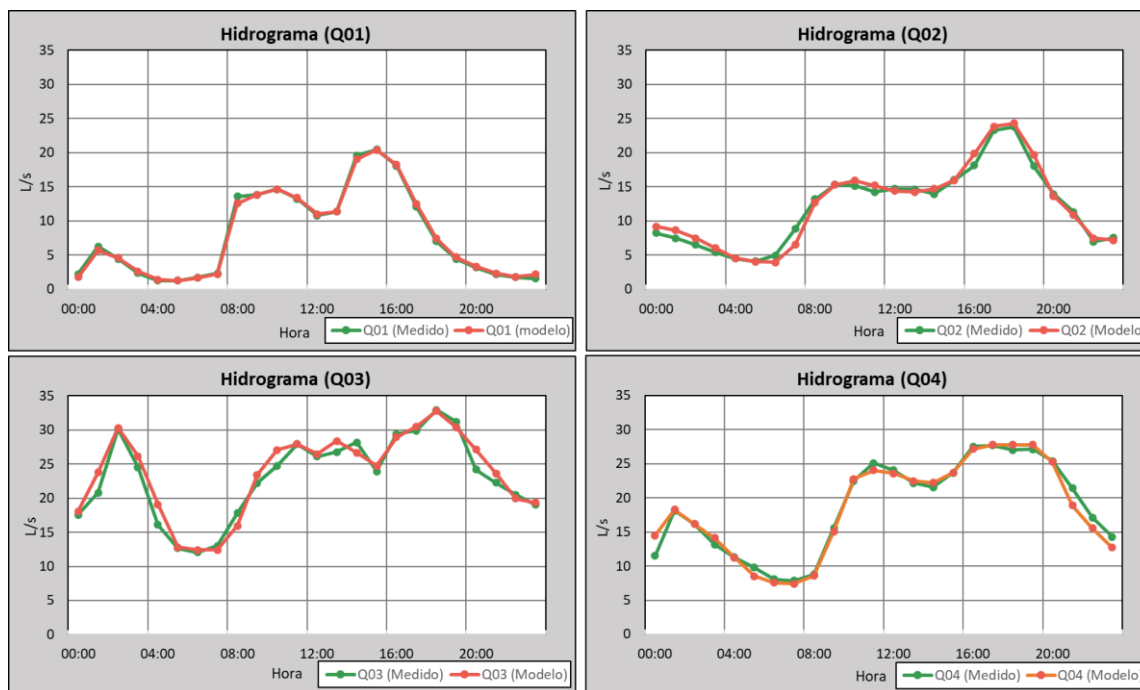


Figura 7.5 - Relação entre o hidrograma medido com o calibrado pelo modelo, em tempo seco.

Por observação Figura 7.5, é possível constatar que mesmo nos períodos onde não é expectável a ocorrência de descargas na rede (período noturno), o caudal nunca é zero, devido, à existência de caudais de infiltração. A existência de caudais de infiltração deve-se, principalmente, ao estado de degradação das câmaras de visita, situação observada nas campanhas de inspeção e cadastro.

Verifica-se também que as descargas entre as 0h e as 3h (período de descarga do efluente resultante da operação de caleiro), são mais pronunciadas nas seções Q03 (Vila Moreira) e Q04 (Gouxaria) face a Monsanto, sendo superior em Vila Moreira. É importante salientar que, nas secções de medição Q02 a Q04, por estarem afastadas dos vários pontos de descarga, se verifica um desfaseamento dos picos de caudal com atenuação da Curva Padrão.

Com o modelo calibrado, nas Figura 7.6 a Figura 7.8, apresentam-se os perfis longitudinais e alturas de escoamento em trechos dos três emissários (Monsanto, Vila Moreira e Gouxaria) na chegada à ETAR, para o período mais crítico, resultantes da simulação do modelo SWMM desenvolvido.

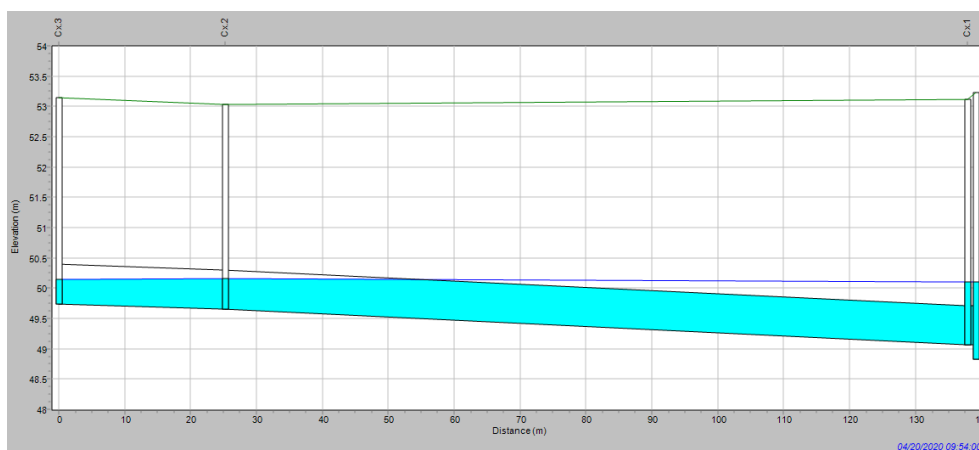


Figura 7.6 - Perfil long. e alturas de escoamento no coletor industrial de Monsanto que liga o nó 3 ao Poço 1.

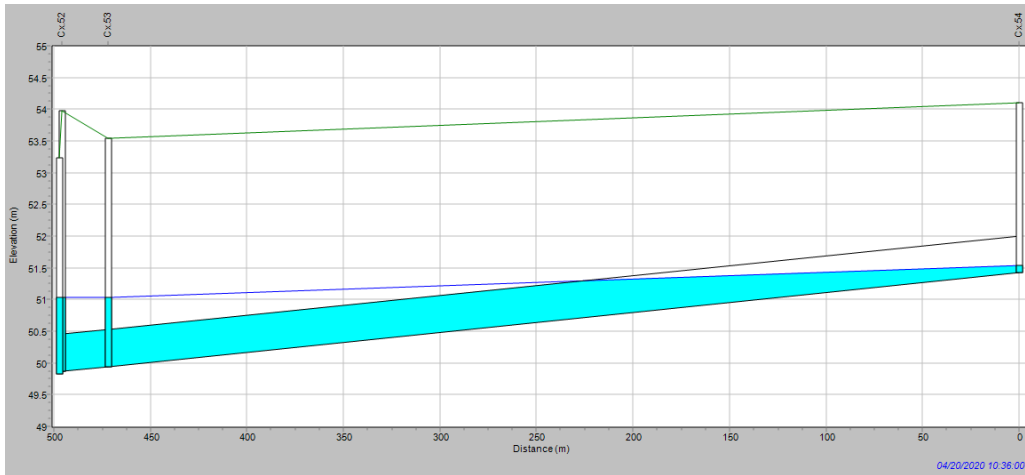


Figura 7.7 - Perfil long. e alturas de escoamento no coletor industrial de Vila Moreira que liga o nó 54 ao Poço 2.

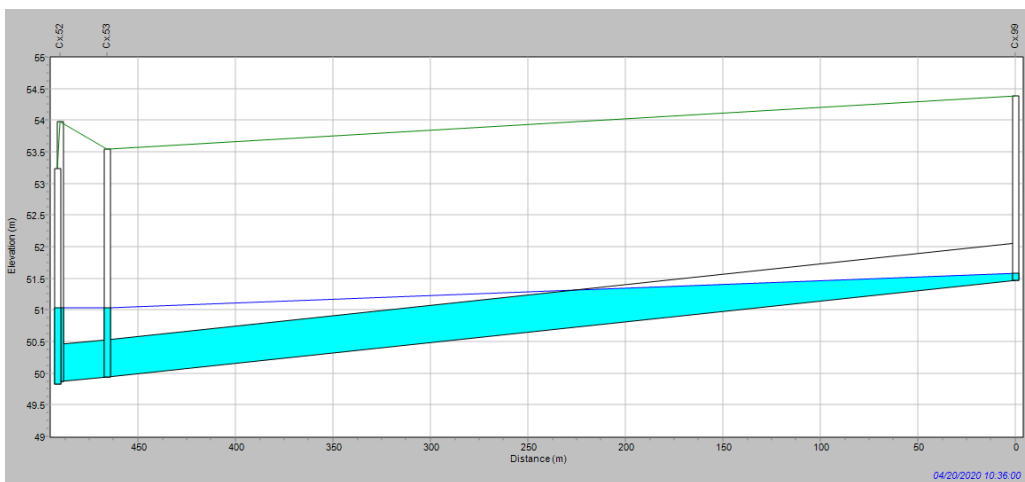


Figura 7.8 - Perfil long. e alturas de escoamento no coletor industrial de Gouxaria que liga o nó 99 ao Poço 2.

Relativamente ao sistema de Monsanto, e tendo em conta o perfil longitudinal representado na Figura 7.6, estima-se que a circulação do ar seja interrompida até uma distância de cerca de 80 metros da ETAR, dada a entrada em pressão deste trecho.

No caso de Vila Moreira e Gouxaria, essa distância é de aproximadamente, 225 e 275 metros, respetivamente, sendo que os últimos 50 metros são comuns aos dois sistemas, visto que ambos confluem no nó 53.

### 7.3 SIMULAÇÃO DE SULFURETOS E GÁS SULFÍDRICO (AEROSEPT+)

#### 7.3.1 CENÁRIOS SIMULADOS

O modelo foi utilizado com o intuito de prever a evolução das concentrações de oxigénio dissolvido, sulfuretos e gás sulfídrico, ao longo dos três eixos de drenagem que compõe o sistema industrial de Alcanena (Monsanto, Vila Moreira e Gouxaria), tendo sido previamente “calibrado” de acordo com os resultados das companhias de monitorização de sulfuretos e gás sulfídrico, que tiveram lugar entre os dias 6 e 29 de julho de 2020.

Para efeitos de modelação, e sabendo que as indústrias fiscalizadas contribuem apenas com 40% dos caudais médios observados nas campanhas de monitorização, foi feita a distribuição dos restantes 60% pelos nós onde se observam ligações de outras unidades industriais, não incluídas naquela lista. No que diz respeito à natureza do caudal distribuído, considerou-se que apenas as aflúncias provenientes das indústrias fiscalizadas contribuíam com sulfuretos, dado ter sido fornecida essa informação por parte da entidade gestora. Os dados *input* considerados para a simulação são os indicados no Quadro 7.5.

Quadro 7.5 - Dados de input utilizados no modelo AeroSept+.

Parâmetros do sistema		
Capitação	150	(L/(hab.dia))
Coef. afluência	1	-
Factor de ponta adverso	1	-
Ks (PEAD)	83	$m^{1/3}/s$
T	24	(°C)
M	3.20E-04	(m/h)
m	0.32	-
$f_{H_2S}$ (Fracção da conc. de sulf. dissolvidos)	0.70	-
kp	0.0005	(m/h)
CBO5 (Industria)	2000	(mg/L)
CBO5 (Restante)	400	(mg/L)
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	30	(mg/L)
viscosidade cinemática do ar	1.51E-05	$m^2/s$
Df (difusividade do gas sulf. no ar)	1.60E-05	$m^2/s$
sistema confinado?	não	-
fp(chp/ch)	0.75	-
k(rugosidade absoluta)	0.0003	m

No âmbito da avaliação de desempenho do sistema, entendeu-se simular os 8 cenários representados na Figura 7.9, sendo S a concentração de sulfuretos totais descarregados pelas unidades industriais, com pH da massa líquida igual a 6 ou 8.

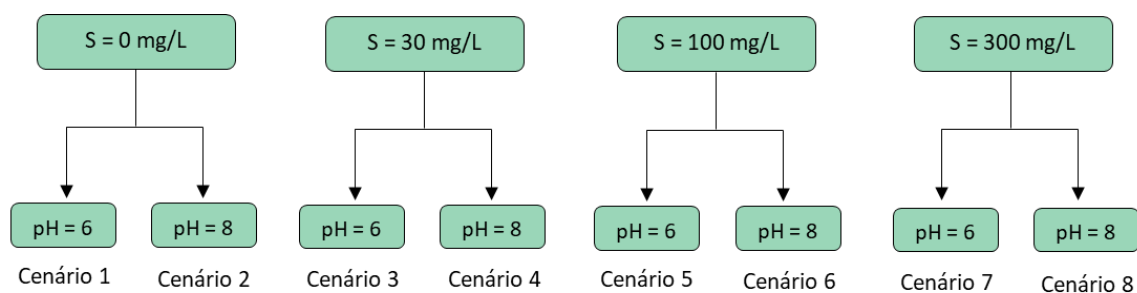


Figura 7.9 - Cenários a simular no modelo AeroSept+

Na escolha dos cenários a simular, teve-se em conta os valores máximos admissíveis (VMA) e os valores máximos admissíveis pontuais (VMAP) das águas residuais a rejeitar no sistema, igual a 30 e 100 mg/L, respetivamente, sendo este o valor correspondente às unidades industriais de Classe 1 (situação mais desfavorável).



No entanto, e face aos resultados das campanhas de monitorização, ainda se considera outros cenários extremos (cenários 7 e 8) com  $S = 300 \text{ mg/L}$ . Também se pretendia auscultar a resposta do sistema no caso de ausência de sulfuretos no efluente rejeitado no sistema ( $S = 0 \text{ mg/L}$ ).

Nas simulações efetuadas, considerou-se que as águas residuais afluentes ao sistema apresentavam concentrações de oxigénio igual a 10% da concentração de saturação. Uma vez que os coletores são em PEAD, não se considerou a existência de corrosão.

Na calibração do modelo, verificou-se que a concentração de sulfuretos totais ao longo do sistema (dada pela expressão [3.22]), diminuía a um ritmo demasiado acelerado, o que as medições experimentais não confirmaram. Assim, para atenuar o decréscimo acentuado da concentração de sulfuretos totais, adotou-se um valor para a constante empírica  $m$ , igual a 0.32, funcionando assim, como parâmetro de calibração, de ajustamento às medições experimentais. Importa referir também que os valores estabelecidos para o parâmetro empírico  $m$  ( $m=0.96$  e  $m=0.64$ ), foram obtidos experimentalmente, em sistemas de águas residuais domésticas, podendo não ser adequados a sistemas de águas residuais industriais.

### 7.3.2 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

Como referido anteriormente, no modelo desenvolvido, existem duas formas de apresentar graficamente os resultados obtidos, a opção 1 e a opção 2. Uma vez que se pretende comparar a resposta do sistema de Alcanena quando são descarregados, por parte das indústrias, caudais com diferentes concentrações de sulfuretos totais, para diferentes valores de pH, considerou-se os resultados gráficos dados pela opção 2, onde se comparam os resultados obtidos nos vários cenários simulados ao longo do segmento considerado. Importa referir também que para facilitar a leitura dos gráficos, não foram representados todos os nós na legenda.

Os resultados referentes à evolução de oxigénio dissolvido (OD), sulfuretos totais (S), e gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), num segmento do emissário de Monsanto são apresentados graficamente nas Figura 7.10 a Figura 7.12. Relativamente ao segmento considerado na apresentação dos resultados, nas figuras que se seguem, faz-se representar o emissário 1 (nó 51 até ao nó 39), o emissário 3 (nó 39 ao nó 26), parte do emissário 4 (nó 26 até ao nó 18), parte do emissário 5 (nó 18 até ao nó 3) e parte do emissário 6 (nó 3 até ao nó 0).

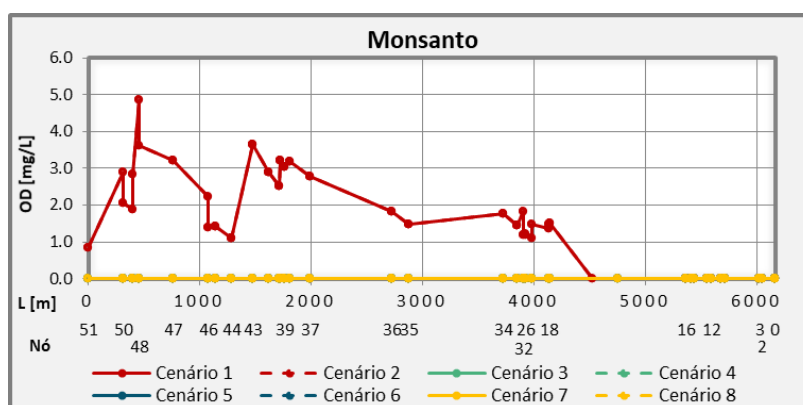


Figura 7.10 - Evolução da concentração de oxigénio dissolvido no emissário de Monsanto.

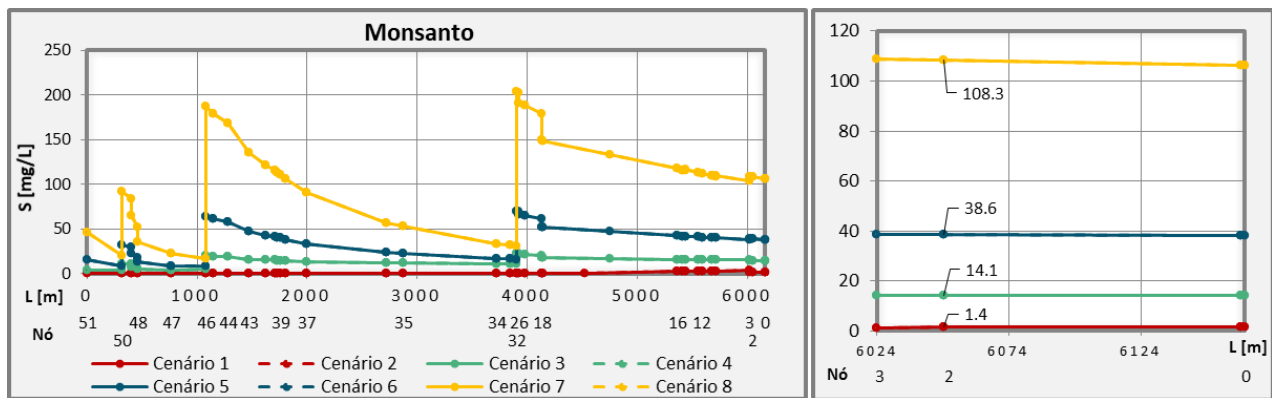


Figura 7.11 - Evolução da concentração de sulfuretos totais no emissário de Monsanto.

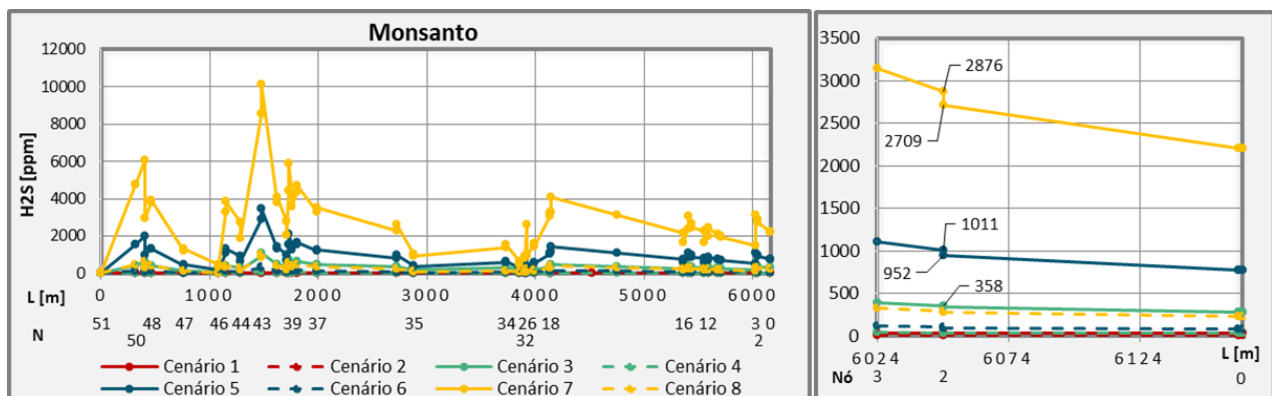


Figura 7.12 - Evolução da concentração de gás sulfídrico no emissário de Monsanto

Em termos de resultados obtidos pelo modelo AeroSept+, no segmento considerado de Monsanto, pode constatar-se resumidamente o seguinte:

- Caso a concentração de sulfuretos totais descarregados para o sistema seja nula (cenários 1 e 2), prevalecerão as condições aeróbias ao longo do sistema, nomeadamente do nó 51 até às proximidades do nó 16, observando-se, no entanto, condições sépticas na chegada à ETAR, com uma concentração em sulfuretos na ordem dos 1.4 mg/L.
- Os acréscimos pontuais acentuados na concentração de sulfuretos totais verificados nos nós 50, 46 e 32, dizem respeito a descargas de indústrias com contribuição para o incremento de sulfuretos na massa líquida. Por outro lado, os decréscimos pontuais verificados nos nós 26 e 18 dizem respeito à confluência de emissários (emissário 4 e 5, respetivamente) com águas menos sépticas.
- No caso do cenário 7 ( $S = 300 \text{ mg/L}$ ;  $\text{pH} = 6$ ), verificam-se valores de gás sulfídrico extremamente elevados em praticamente todo o sistema, acima dos 2000 ppm, chegando mesmo a valores acima dos 10000 ppm. Contudo, para a mesma concentração de sulfuretos totais, mas um pH superior, cenário 8, a concentração de gás sulfídrico não ultrapassa os 1000 ppm.

Comparando os resultados da fase líquida obtidos por simulação, com os máximos registados nas campanhas de monitorização (14 a 28 de julho), verifica-se que no sistema de Monsanto (nó 2), a concentração de sulfuretos totais medida (dia 27 de Julho às 9 h, 266 mg S/L), excedeu os valores simulados (máximo de 108 mg S/L). Ou seja, isso significa que as descargas de sulfuretos pelas

unidades industriais excederem, e muito, os limites regulamentares. Isto é, o valor ponderado da descargas terá sido seguramente superior a 300 mg S/L.

Relativamente aos resultados da fase gasosa foram medidas, no sistema de Monsanto, concentrações máximas de gás sulfídrico na ordem dos 2000 ppm, sendo que os resultados da simulação indicam que o cenário 7 ( $S_T = 300 \text{ mg/L}$ ;  $\text{pH} = 6$ ) é o que mais se aproxima dos resultados de medição, com uma concentração na ordem dos 2800 ppm.

Os resultados referentes à evolução de oxigénio dissolvido (OD), sulfuretos totais (S), e gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), no emissário 4 de Vila Moreira são apresentados graficamente nas Figura 7.13 a Figura 7.15.

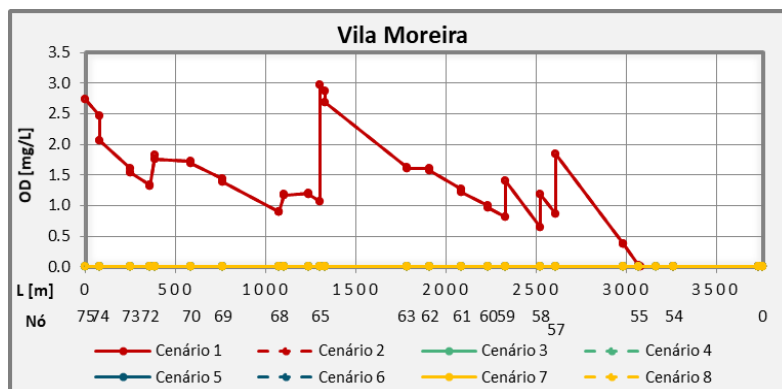


Figura 7.13 - Evolução da concentração de oxigénio dissolvido no emissário de Vila Moreira.

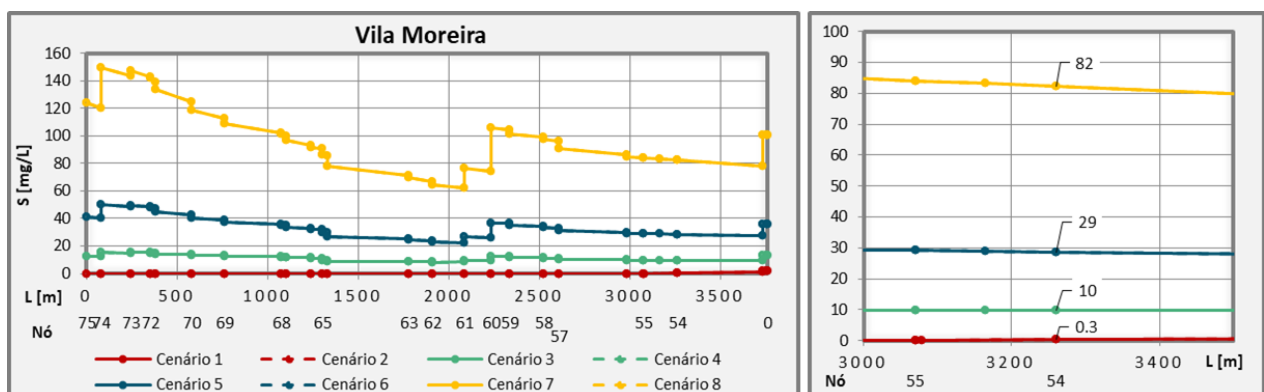


Figura 7.14 - Evolução da concentração de sulfuretos totais no emissário de Vila Moreira.

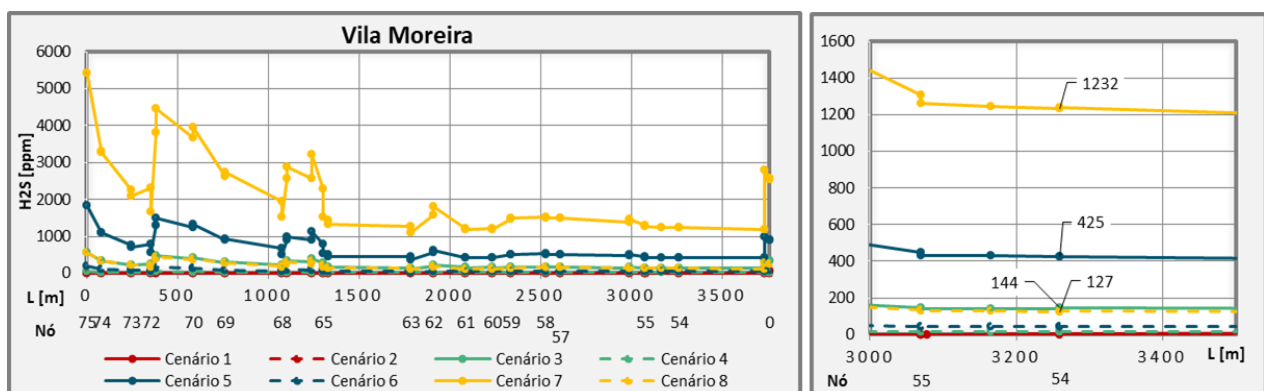


Figura 7.15 - Evolução da concentração de gás sulfídrico no emissário de Vila Moreira.

Em termos de resultados obtidos pelo modelo AeroSept+, no segmento considerado de Vila Moreira, pode constatar-se resumidamente o seguinte:

- No caso dos cenários 1 e 2 ( $S = 0$  mg/L), prevalecem as concentrações de oxigénio dissolvido ao longo do percurso. Essa situação deve-se, fundamentalmente, à existência de quedas (nós 57, 58, 59 e 66) que proporcionam condições muito favoráveis de rearejamento.
- Nos restantes cenários (3 a 8), verificam-se condições de septicidade ao longo do emissário 4. O facto do caudal proveniente das indústrias fiscalizadas (que contribuem para o incremento dos sulfuretos na massa líquida), corresponder apenas a um terço do caudal total (Quadro 7.2), leva a que se verifiquem valores da concentração de sulfuretos totais mais baixos, relativamente aos restantes emissários (Monsanto e Gouxaria).
- Qualquer que seja o cenário, a massa líquida chega à ETAR em condições sépticas, sendo a concentração de sulfuretos da ordem de 100 mg/L no caso dos cenários 7 e 8, ou seja, à chegada à ETAR, por diluição e por oxidação/transferência para o ar, a concentração é de cerca de 1/3 da descarregada, em média, pelas unidades industriais.
- No caso do cenário 7 ( $S = 300$  mg/L;  $pH = 6$ ), verificam-se valores de gás sulfídrico extremamente elevados em praticamente todo o sistema, acima dos 1000 ppm, chegando a valores próximos dos 5000 ppm. Contudo, para a mesma concentração de sulfuretos totais, mas um pH superior, cenário 8, a concentração de gás sulfídrico não ultrapassa os 500 ppm.

Comparando os resultados da fase líquida obtidos por simulação, com os máximos registados nas campanhas de monitorização (14 a 28 de julho), verifica-se que no sistema de Vila Moreira (nó 54, emissário 4), os cenários 3 e 4 ( $S_T$  afluente = 30 mg/L), foram os que mais se aproximaram dos valores registados (dia 24 de Julho às 18 h, 14 mg S/L), sendo o valor simulado da ordem de 10 mg S/L.

No sistema de Vila Moreira, foi obtida, com o modelo, uma concentração de gás sulfídrico no ar de aproximadamente 1200 ppm, inferior ao máximo registado de 4000 ppm, podendo deduzir-se que o efluente rejeitado apresentava um pH inferior a 6 e/ou uma concentração de sulfureto totais superior a admissível regulamentarmente.

Os resultados referentes à evolução de oxigénio dissolvido (OD), sulfuretos totais (S), e gás sulfídrico ( $H_2S$ ), num segmento do emissário de Gouxaria são apresentados graficamente nas Figura 7.16 a Figura 7.18. Relativamente ao segmento considerado na apresentação dos resultados, nas figuras que se seguem, faz-se representar o emissário 3 (nó 127 até ao nó 121), o emissário 4 (nó 121 ao nó 113), o emissário 6 (nó 113 até ao nó 101), e parte do emissário 7 (nó 101 até ao nó 53), sendo que no nó 53 ocorre a confluência com o emissário de Vila Moreira.

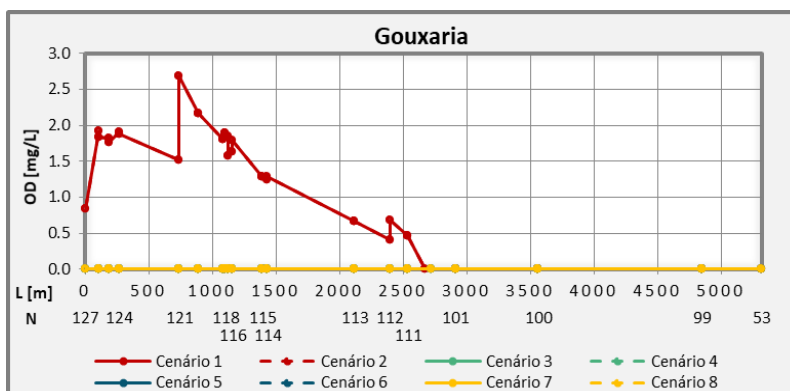


Figura 7.16 - Evolução da concentração de oxigênio dissolvido no emissário de Gouxaria.

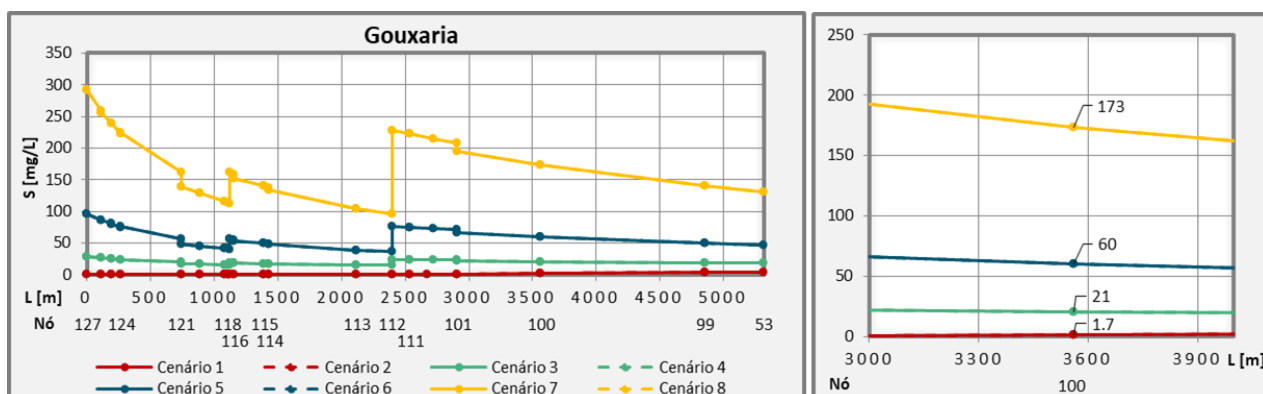


Figura 7.17 - Evolução da concentração de sulfuretos totais no emissário de Gouxaria.

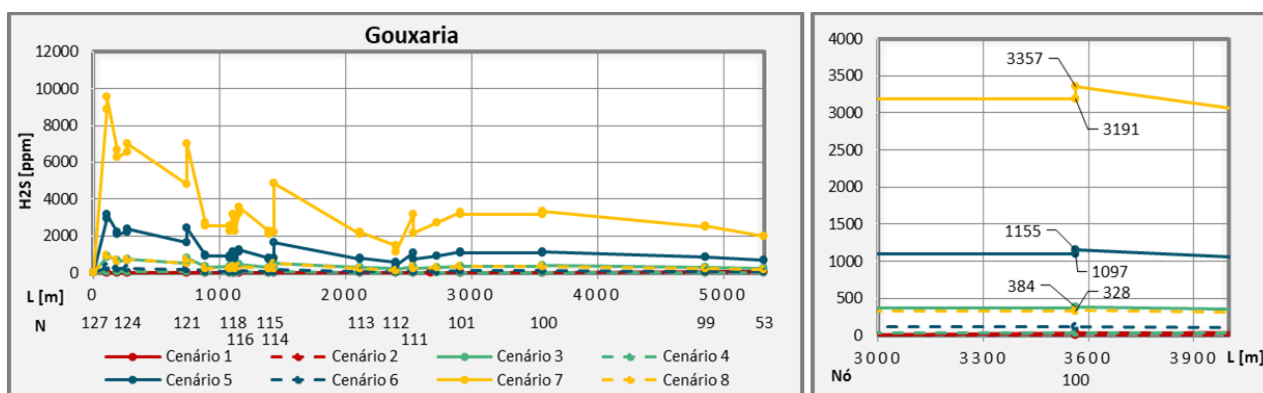


Figura 7.18 - Evolução da concentração de gás sulfídrico no emissário de Gouxaria.

Em termos de resultados obtidos pelo modelo AeroSept+, no segmento considerado de Gouxaria, pode constatar-se resumidamente o seguinte:

- No caso dos cenários 1 e 2 ( $S = 0$  mg/L), prevalecem as concentrações de oxigênio dissolvido até sensivelmente a meio do percurso, observando-se, no entanto, condições sépticas na chegada à ETAR. O acréscimo pontual da concentração de oxigênio dissolvido verificado no nó 121 deve-se a existência de uma queda.
- Os acréscimo pontual na concentração de sulfuretos totais verificado no nó 112 diz respeito a uma descarga industrial, nomeadamente da indústria Couro Azul, sendo esta a que mais contribui, em termos de caudal, para o sistema de Alcanena (Quadro 7.1).

- No caso do cenário 7 ( $S = 300 \text{ mg/L}$ ;  $\text{pH} = 6$ ), verificam-se valores de gás sulfídrico extremamente elevados em praticamente todo o sistema, acima dos 2000 ppm, chegando a valores próximos dos 10000 ppm.

Comparando os resultados da fase líquida obtidos por simulação do modelo AeroSept+, com os máximos registados nas campanhas de monitorização (14 a 28 de julho), verifica-se que no sistema de Gouxaria (nó 100), os resultados simulados estão algo distantes do valor máximo registado (dia 15 de Julho às 9h, 486,8 mg S/L), sendo que com os resultados dos cenários 7 e 8 foi obtida uma concentração na ordem de 170 mg S/L. Ou seja, mais uma vez, ocorreram descargas de sulfuretos com concentrações muito superiores às admissíveis. Isto é, o valor ponderado da descargas das unidades industriais terá sido superior a 300 mg S/l.

Relativamente aos resultados da fase gasosa, foram medidas no sistema de Gouxaria concentrações máximas de gás sulfídrico na ordem dos 3000 ppm, sendo que os resultados da simulação com o cenário 7 ( $S_T = 300 \text{ mg/L}$ ;  $\text{pH} = 6$ ) é o que mais se aproxima dos resultados de medição, com uma concentração de aproximadamente 3350 ppm.

#### **7.4 PRINCIPAIS CONCLUSÕES E PROPOSTAS DE BENEFICIAÇÃO**

Relativamente ao desempenho hidráulico do sistema de Alcanena, verifica-se a entrada em carga dos coletores na chegada à ETAR, que em tempo seco, atinge um desenvolvimento próximo dos 300 metros no caso do emissário de Gouxaria. Isto acontece devido ao facto dos grupos eletrobomba que elevam o efluente na obra de entrada apresentarem uma cota de arranque bastante elevada, sendo que as baixas inclinações dos coletores agravam também as condições de autolimpeza.

A entrada em carga dos coletores industriais, quando os caudais são mais elevados, impede a circulação do ar viciado para jusante, o que leva ao aumento da concentração por acumulação de gás sulfídrico nos trechos a montante, em superfície livre, com libertação de odores ofensivos e corrosão das câmaras de visita.

Em relação à simulação de sulfuretos e gás sulfídrico, o cenário 7 (descarga de 300 mg S/l) é o que mais se adequa, aparentemente, aos valores máximos de concentrações de sulfuretos e de gás sulfídrico medidos nas campanhas de monitorização, nomeadamente no que respeita aos emissários de Monsanto e Gouxaria. Essa situação parece confirmar que pelo menos uma grande parte das unidades industriais descarrega pontualmente efluentes com concentrações de sulfuretos totais muito superior a 100 mg/L, valor limite do regulamento de descargas das unidades industriais do concelho, ou até mesmo superior a 300 mg/L.

Sabendo o estado degradado em que se encontram grande parte das câmaras de visita da rede industrial (resultado das campanhas de inspeção), mesmo sabendo tratar-se de um sistema construído recentemente (em 2014), para o controlo da infiltração e efeitos da corrosão, recomenda-se a reabilitação das câmaras de visita que se encontram deterioradas, ao nível da soleira, tronco e dispositivos de fecho, e controlar, com medição em contínuo, a descarga de sulfuretos e o pH do efluente das unidades industriais.

Com o objetivo de evitar a entrada em carga dos emissários industriais, nas proximidades da ETAR, recomenda-se como possível intervenção, a reabilitação dos parafusos de Arquimedes, na ETAR. Assim, será possível, esvaziar integralmente as câmaras de chegada, adaptar os caudais elevados aos caudais afluentes, impedir avarias dos grupos eletrobomba motivadas por sólidos afluentes ao sistema, oferecendo ainda a vantagem de poder elevar um caudal superior. Adicionalmente, o facto de evitar a entrada em carga dos emissários industriais permitirá que todo o ar transportado no interior do sistema, afluja à câmara de chegada, e possa, então, ser devidamente tratado na ETAR.

Com o objetivo de reduzir a concentração de sulfuretos na massa líquida, propõe-se a adição de cloreto férrico em estações de pré-tratamento e de monitorização, uma em cada emissário (Monsanto, Vila Moreira, Gouxaria). Essas estações devem localizar-se suficientemente distantes da entrada da ETAR, para se assegurarem os tempos necessários para a reação completa, entre os sulfuretos e o cloreto férrico, sendo que é comum assumir que a reação de precipitação ocorre quase instantaneamente (Killerich et al., 2017), pelo que se tem uma significativa margem de segurança.

É benéfica a adoção de medidas para controlo na origem de descarga de sulfuretos das unidades industriais, como a instalação de medidores de concentração de sulfuretos dissolvidos e de temperatura e pH da massa líquida em contínuo, pelo menos nas unidades industriais principais, com operação de caleiro.

## **8. SÍNTESE E PROPOSTA PARA PROSSEGUIMENTO DA INVESTIGAÇÃO E TRABALHOS FUTUROS**

Os sistemas de drenagem de águas residuais são um elemento fundamental para a garantia da qualidade de vida nos centros urbanos. A modelação das condições sanitárias destes sistemas permite a prevenção de eventuais problemas futuros, em fase de projeto, podendo evitar custos sociais, ambientais e económicos desnecessários.

No âmbito da presente dissertação adaptou-se um programa de cálculo tendo em vista a predição da septicidade no sistema de drenagem industrial de Alcanena. O sistema de Alcanena foi reabilitado recentemente (em 2014). No entanto, devido às atmosferas corrosivas a que está sujeito, apresenta, atualmente, um estado avançado de degradação, sendo as principais responsáveis por esta ocorrência, as indústrias de curtumes. Os odores altamente ofensivos, a “ovos podres”, a criação de ambientes tóxicos e a perturbação do desempenho da ETAR, em termos de agravamento do consumo de oxigénio, constituem fatores adicionais indesejáveis, resultantes dos efeitos dessas descargas.

Considerando as indústrias de curtumes, são as que efetuam a operação de caleiro as que originam mais problemas no que diz respeito às condições de septicidade, uma vez que rejeitam efluentes com elevadas concentrações de sulfuretos, e caso não se respeitem a gama de pH estabelecida pelo regulamento (entre 10 e 12.5), pode levar ao aumento da concentração de sulfureto de hidrogénio, e por consequência, ao aumento da concentração de gás sulfídrico na atmosfera dos coletores e da ETAR para valores muito elevados.

Com a simulação do desempenho hidráulico do sistema industrial de Alcanena, foi possível verificar que os emissários do efluente industrial entram em carga mesmo em tempo seco, nos trechos mais

próximos da ETAR. Esta situação ocorre uma vez que os grupos eletrobomba que elevam o efluente na obra de entrada apresentam cotas de arranque bastante elevadas, sendo que a baixa inclinação dos coletores faz agravar ainda os riscos de assoreamento.

Relativamente à simulação da concentração de sulfuretos e de gás sulfídrico no sistema industrial foi possível concluir, com base nos resultados das campanhas de monitorização e nos resultados dos modelos de simulação, que as unidades industriais descarregaram, naquele período de observação (julho de 2020), e nos emissários de Monsanto e Gouxaria, concentrações de sulfuretos superiores às regulamentarmente admissíveis.

Para evitar a entrada em carga por parte dos coletores na zona da proximidade da ETAR, e assim garantir que a ventilação de ar não é interrompida nos emissários, recomenda-se a reabilitação, com rebaixamento do nível de arranque, dos parafusos de Arquimedes da ETAR

Por fim, para controlo da concentração de sulfuretos na massa líquida do sistema de drenagem, propõe-se:

- Instalação de medidores de concentração de sulfuretos dissolvidos e de temperatura e pH da massa líquida em contínuo, nas unidades industriais principais com operação de caleiro.
- Adição de cloreto férrico em estações de pré-tratamento e de monitorização, uma em cada emissário (Monsanto, Vila Moreira e Gouxaria)

Para o desenvolvimento futuro do modelo, será relevante o estudo e introdução no modelo matemático de um bloco referente ao controlo e tratamento dos sulfuretos dissolvidos, de modo a avaliar-se diretamente o impacto da adição de certos elementos químicos (como o oxigénio, peróxido de hidrogénio ou sais de ferro). Será também interessante implementar a estrutura de cálculo da corrosão em câmaras de visita, e não apenas nos coletores.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS, 1989 – Sulfide in Wastewater Collection and Treatment Systems. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 69, United States.

AUSTRA, 2014 – Regulamento do Sistema de Águas Residuais de Alcanena

BOON, A.G.; LISTER, A.R., 1974 – Formation of sulphide in rising main sewer and its prevention by injection of Oxygen. Proceeding of the 7<sup>th</sup> International Conference of IAWPR, Great Britain, Pergamon Press.

BOUSCAREN, R., 1984 – Les Odeurs et la Désodorisation. Techniques Sciences Methodes, Paris, pp 313-320.

BUTTS, T.A.; EVANS, R.L., 1983 – Small stream channel dam aeration characteristics. Journal of Environmental Engineering, New York

CTIC, AUSTRA, 2015 – Boas Práticas para o Setor dos Curtumes.

DAVY, W. J., 1950 – Influence of velocity on sulfide generation in sewers. Sewage and Industrial Wastes, Journal of the Federation of Sewage Works Associations.

DOHNALEK, D.A; FITZPATRICK, J.A., 1983 – The chemistry of Reduced Sulfur Species and Their Removal from Groundwater Supplies. American Water Works Association Journal, pp 298-308.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1974 – Sulfide Control in Sanitary Sewerage Systems. Process Design Manual, Washington.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1985 – Odor and Corrosion Control in Sanitary Sewerage Systems and Treatment Plants. Design Manual, Washington.

GUTIERREZ, O., JIANG, G., SHARMA, K., YUAN, Z., 2016 – Aquatic Biofilms: Ecology, Water Quality and Wastewater Treatment, Chapter: Chapter 8. Biofilm Development in Sewer Networks. Edited by H. Guasch, M.D. Balaguer A. M. Romani. Caister Academic Press, 201

HIDRA, 2014 – Projeto de Execução para Remodelação da Rede de Coletores do Sistema de Saneamento de Alcanena.

HIDRA, 2020 – Plano Estratégico para a Evolução do Sistema de Saneamento de Alcanena.

HVITVED-JACOBSEN, T., VOLLERTSEN, J., NIELSEN, A. H., 2013 – Sewer Processes – Microbial and chemical process engineering of sewer networks. 2nd Edition, Boca Raton, Florida: CRC Press

JOSEPH, A. P., KELLER, J., BUSTAMANTE, H., BOND, P. L., 2010 – Surface neutralization and H<sub>2</sub>S oxidation at early stages of sewer corrosion: Influence of temperature, relative humidity and H<sub>2</sub>S concentration.” Water Research 46, no. 13: 4235-4245

MATIAS, N., 2015 – Release of Hydrogen Sulfide and other Volatile Compounds in Sewer Systems under Turbulent Conditions. PhD Dissertation, Instituto Superior Técnico, Lisboa.

MATOS, J. M., 1987 – Produção e Efeitos do Sulfureto de Hidrogénio em Redes de Drenagem de Águas Residuais Comunitárias. Lisboa: Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico.

MATOS, J. S., 1992 – Aerobiose e septicidade em sistemas de drenagem de águas residuais. Dissertação de Doutoramento em Engenharia Civil, Instituto Superior Técnico, Lisboa.

METCALF & EDDY, 1979 – Wastewater Engineering: Treatment Disposal Reuse. 2nd Edition, New York, McGraw-Hill Education.

METCALF & EDDY, 1981 – Wastewater Engineering: Collection and pumping of wastewater. New York, McGraw-Hill Education.

PESCOD, M.B.; PRICE, A.C., 1982 – Major factors in sewer ventilation. Journal of the water pollution control federation, Washington

POMEROY, R.D., 1959 – Generation and Control of Sulfide in Filled Pipes. Sewage and Industrial Wastes.

POMEROY, R.D., 1970 – Sanitary Sewer Design for Hydrogen Sulphide Control. Public Works

POMEROY, R.; BOWLUS, F., 1946 – Progress report on sulphide control research. Sewage Works (18), 597-640.

POMEROY, R.D.; PARKHURST, J.D., 1972 a) – Oxygen Absorption in Streams. Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE, New York

POMEROY, R.D.; PARKHURST, J.D., 1972 b) – Self Purification in Sewers. Proceedings of the 6th International Conference of the Water Pollution Research, Jerusalem

POMEROY, R.D.; PARKHURST, J.D., 1977 – The Forecasting of Sulfide Buildup Rates in Sewers. Prog. Water Tech., Great Britain, Pergamon Press.

THISTLETHWAYTE, D.K.B., 1972 – Control of Sulphides in Sewerage Systems. Butterworths, Sidney

THOMANN, R.V.; MUELLER, J.A., 1989 – Mathematical modeling of water quality. Summer Course. UNINOVA, pp 2.1-2.22.

WHO, 2000 – Air Quality Guide - Second Edition. World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

YEH, S-H; LAI, C-H.; LIN, C-H.; CHEN, M-J.; HSU, H-T.; LIN, G-X.; LIN, T-T.; HUANG, Y-W, 2010 – Estimating Cancer Risk Increment from Air Pollutant Exposure for Sewer Workers Working in an Industrial City. Aerosol and Air Quality Research.

# **ANEXOS**



## **ANEXO 1 – LISTA DAS UNIDADES INDUSTRIAIS FISCALIZADAS**



INDÚSTRIA	Emissário / Coletor	Legenda Utilizador	2019			2020			
			Outubro	Novembro	Dezembro	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril
			saida	saida	saida	saida	saida	saida	saida
FÁBRICA DE CURTUMES RUTRA, LDA.	Monsanto	IM 02	108	84	62	90	61	110	134
CURTUMES PIÃO, S.A.	Monsanto	IM 01	133	267	233	238	133	199	276
VILMACOUR - INDÚSTRIA E COMÉRCIO DE PELES, S.A. **	Monsanto	IM 03	3195	2766	1906	2569	2266	2147	1816
CÂNDIDO LOPES & FILHO, LDA.	Monsanto	IM 04	23	22	31	7	3	32	20
SOFTCOURO-COMERCIO DE COUROS E PELES LDA **	Monsanto	IM 15	1546	1032	545	873	688	1081	345
JOAQUIM FRANCISCO INACIO, SUCRS., LDA.	Vila Moreira	IVM 47	2334	1392	1491	2191	2080	1500	2134
CURTUMES BOAVENTURA, LDA - 1	Vila Moreira	IVM 45	4858	2344	1545	3055	4137	3584	1883
CURTUMES BOAVENTURA, LDA - 2	Monsanto	IM 06	4181	3869	2089	3607	3896	4256	2497
MARSIPEL - INDÚSTRIA DE CURTUMES, S.A. - 3	Monsanto	IM 20	6207	5112	4074	5312	4251	3895	1372
MARSIPEL - INDÚSTRIA DE CURTUMES, S.A. - 4 **	Monsanto	IM 18	1251	1148	602	588	627	331	206
CURTUMES OUTEIRINHO **	Monsanto	IM 36	95	82	134	93	66	44	143
JOÃO ANGELINO CORREIA, SUC., LDA.	Monsanto	IM 30	274	202	145	203	224	198	15
JOAQUIM FERREIRA SALGUEIRO & FILHOS, LDA.	Monsanto	Em frente ao antigo IM 26, do outro lado da estrada	0	0		5		-	0
CRUZ PELE, COM. IND. COURO LDA.	Vila Moreira	IVM 36	1050	611	77	325	492	408	408
BRILHASAVANA LDA	Vila Moreira	IVM 32	401	691	141	158	221	218	75
COURO AZUL IND. E COM. DE COUROS, S.A.	Gouxaria	IG 16	20658	18807	10880	20216	16963	17125	18358
ALCURTE CURTUMES S.A.	Gouxaria	IG 50	72	373	300	313	187	311	275
JC - IND. DE CURTUMES, LDA.	Gouxaria	IG 46	36	28	23	27	20	27	35
CURTUMES JOÃO B. SALGUEIRO	Gouxaria	IG 44	174	72	140	188	170	158	50
DERMALEATHER, 1 LDA.	Gouxaria	IG 42	2508	2319	1390	2319	2263	2142	1131
ANTÓNIO FELICIANO JORGE & FILHOS, LDA.	Gouxaria	IG 17	9	78	30	6	27	30	84
ANTÓNIO NUNES DE CARVALHO, S.A.	Gouxaria	IG 19	1893	1646	866	2119	1570	1439	1508
JOSÉ REIS MARQUES & Cª, LDA.	Gouxaria	IG 29	584	464	222	545	352	245	9
HUMBERTO JOÃO NEVES ALVES	Gouxaria	IG 31	643	578	408	624	582	537	419
PLURIRESÍDUOS	Gouxaria	Junto ao IG 31	230	188	97	271	173	282	205
CURTUMES IRMÃOS VIEIRA SANTOS, LDA.	Gouxaria	IG 37	90	90	62	76	64	94	4
CAMBIARESTA-PRODUÇÕES EM PELE,LDA.	Gouxaria	Junto ao IG 65	111	108	68	104	105	88	49
SANTOS & BAIRROS, LDA.	Gouxaria	IG 39	156	143	142	167	138	78	158
CURTUMES HUMBERTO REIS UNIPessoal, LDA. **	Gouxaria	IG 40	118	121	90	78	67	67	69
ARLINDO VIEIRA PICADO **	Gouxaria	IG 24	12	8	11	9	10	8	2
GAMA PRÓPRIA 1, SA	Gouxaria	IG 23	61	0	0	0	0	0	91
GAMA PRÓPRIA 2, SA	Gouxaria	IG 23	8	10	7	53	31	21	41
DEMOSCORE, 2 LDA. **	Gouxaria	IG 65	4350	3136	2577	3315	3462	3595	2475
AUGUSTO SILVA MARTINS MARQUES	Gouxaria	IG 21	15	12	14	17	10	14	9
ANTÓNIO DA SILVA SANTARÉM	Gouxaria	IG 09	11	8	7	8	8	-	-
CURTUMES BENJAMIM, LDA.	Gouxaria	IG 05	1222	899	803	1048	885	779	102
MANUEL BORRECHO M. PICADO	Vila Moreira	IG 01	15	14	13	10	15	-	-
LEATTEX	Vila Moreira	IVM 50	11	6	26	19	3	7	5
A. VIZINHO LOPES. LDA.	Vila Moreira	IVM 16	16	13	10	11	11	-	-
JAAI NICOLAU	Vila Moreira	IVM 17	280	286	231	419	267	256	179
INDUCOL	Vila Moreira	IVM 19	1690	2290	1542	2113	2321	2149	2249
INDUTAN (1) , S.A.	Vila Moreira	IVM 18	1003	618	561	647	867	728	1392
DERMYS LOURO (1)- INDÚSTRIA DE CURTUMES, S.A	Vila Moreira	IVM 20	135	222	65	128	214	246	338
ARNALDO JOÃO MOREIRA DA CRUZ, HERDEIROS	Vila Moreira	IVM 30	202	145	146	168	127		25
EMÍDIO GONÇALVES MARTINS & FILHOS, LDA.	Vila Moreira	IVM 29	167	201	137	167	206	188	8
JOAQUIM PINHEIRO SANTOS, SUC., LDA.	Vila Moreira	IVM 27	1116	1274	727	1359	1129	967	240
C. R. PELES, LDA. **	Vila Moreira	IVM 23	868	828	738	536	410	584	30
CURTUMES IBÉRIA, S.A. (1)	Vila Moreira	IVM 25	1929	1 953	1 214	1 582	867	921	1 050
NOVA PELTECI - PELES, S.A. I **	Vila Moreira	IVM 22	1454	1 392	1 058	1 512	1 420	1 376	894
NOVA PELTECI - PELES, S.A. II **	Vila Moreira	IVM 22	88	66	83	85	57	57	227
CURTUMES APRIGIOS, LDA.	Vila Moreira	IVM 21	235	139	65	113	99	105	116
CURTUMES IBÉRIA, S.A. (2)	Vila Moreira	IVM 15	346	352	301	256	208	220	67
CURTMAR CURTUMES MARTINS & FILHOS	Vila Moreira	IVM 13	109	167	26	434	149	149	149
DERMYS LOURO (2)- INDÚSTRIA DE CURTUMES, S.A **	Vila Moreira	IVM 14	17	41	29	33	14	40	46
LOGICOLOR REPRESENTAÇÕES, S.A.	Vila Moreira	IVM 12	39	34	25	42	30	32	10
OLIVEIRA & ROSA, LDA.	Vila Moreira	IVM 09	68	45	37	42	34	27	0
INDUTAN (2), S.A.	Monsanto	IM 13	2227	2 104	1 513	1 829	1 612	1 712	1 969
CARDOSO OLIVEIRA	Monsanto	IM 10	77	50	36	60	70	73	1

Legenda:

\*\* Houve alteração da entidade utilizadora das instalações industriais.