

# Avaliação do Efeito da Microfauna do Tanque de Arejamento no Efluente Final

Maria João de Meira Pinto Gomes

Outubro de 2013

Orientação: Doutora Leonilde Cristina Morais e Doutora Sónia Figueiredo  
Co-Orientação: Engenheira Ana Carla Diogo Lopes



## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer às minhas orientadoras, Doutora Cristina Morais e Doutora Sónia Figueiredo, pela disponibilidade em me acompanharem neste processo, pela sua simpatia, pela compreensão, e pela ajuda que me deram no desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço, também, à Engenheira Ana Lopes, por ter permitido a realização deste trabalho na ETAR do Freixo, pelas sugestões, cedência de bibliografia e pelos conhecimentos transmitidos.

Não posso deixar de agradecer à minha amiga e ex-colega de trabalho, Engenheira Amélia Fonseca da EFACEC Ambiente, pela sua disponibilidade, pela ajuda prestada, e pelas palavras de incentivo e encorajamento.

Aos meus amigos, por acreditarem em mim, pelo ânimo, pelas palavras de incentivo e apoio nas horas menos boas.

Em especial, agradeço ao Sérgio toda a paciência, dedicação, incentivo e acima de tudo por acreditar sempre em mim. Sem ele a realização deste trabalho não teria sido concluída.

Agradeço, também, às minhas irmãs e filha Raquel, por me 'aturarem' nos meus constantes desabafos, e pela força que me deram nas alturas de maior desânimo.

Por fim, gostaria de dedicar este trabalho aos meus pais, que sempre foram um modelo de trabalho, responsabilidade e humildade na minha vida.



## RESUMO

O presente trabalho, efetuado na Estação de Tratamento de Águas Residuais do Freixo (ETAR do Freixo), decorreu durante um período de nove meses, (entre Dezembro de 2012 e Agosto de 2013), e teve como principais objetivos:

- a observação microscópica e respetiva identificação dos organismos presentes nas lamas ativadas dos reatores biológicos da ETAR (incidindo nos protozoários, metazoários e bactérias filamentosas);
- estabelecer a relação entre os organismos identificados/quantidade respetiva e a sedimentabilidade das lamas ativadas e sua influência no processo de depuração;
- avaliar a variação das espécies identificadas com as alterações processuais.

Para o efeito, a metodologia utilizada foi:

- a colheita diária de amostras em vários pontos da ETAR;
- a determinação dos parâmetros operacionais e caracterização das amostras recolhidas, tendo sido efetuadas 6039 análises físico-químicas, incluindo ao afluente à ETAR, ao afluente e ao conteúdo dos dois reatores biológicos, à corrente de recirculação de lamas e ao efluente;
- a visualização diária microscópica ótica sem contraste de fase dos microrganismos presentes nos reatores biológicos;
- a visualização microscópica ótica com contraste de fase da microfauna presente nos reatores biológicos, sendo efetuadas 16 identificações e quantificações dos protozoários presentes nas lamas ativadas dos dois reatores e 10 identificações e quantificações das bactérias filamentosas presentes nos dois reatores biológicos.

O início do estudo ocorreu num período em que se começou a verificar um aumento excessivo de espumas nos decantadores secundários, resultando numa fraca sedimentabilidade das lamas e numa menor qualidade do efluente final. Na tentativa de reduzir a excessiva ascensão do manto de lamas que se verificou, foram efetuadas alterações operacionais, consistindo:

- na alteração da razão de recirculação da decantação secundária para os reatores biológicos;
- na introdução de um composto altamente concentrado em matéria orgânica na corrente de recirculação de lamas;
- na alteração da extração de lamas biológicas.

Verificou-se que as alterações processuais efetuadas foram muito eficazes na diminuição do manto de lamas da decantação secundária, bem como muito eficazes na qualidade do efluente final.

Durante os meses de Fevereiro a Agosto fez-se o acompanhamento diário de todas as condições de operação de modo a manter e validar o procedimento de operação, o qual se considerou muito eficaz em termos de obtenção de uma água tratada de excelente qualidade.

Durante o estudo efetuado, verificou-se que a população microbiológica existente nos dois reatores biológicos se manteve praticamente inalterada durante todo o período, sendo os móveis de fundo e os sésseis os grupos dominantes. Esta dominância traduziu-se na elevada qualidade do efluente final que se observou a partir do mês de Fevereiro, tendo dificultado o estudo de novas condições de operação, mas facilitando a validação do procedimento adotado.

No que se refere às bactérias filamentosas, verificou-se que são diversas as espécies presentes nos reatores biológicos e que existem em grande abundância, sendo que o Tipo 0092 é claramente dominante. O excessivo crescimento deste tipo de bactérias mostrou ser o maior problema a nível microbiológico no processo de tratamento da instalação, tornando-se crítico no período de inverno em que a temperatura e os picos de pluviosidade se mostraram condições favoráveis ao seu desenvolvimento. Para além da temperatura outros fatores mostraram-se responsáveis pelo seu crescimento tais como a razão Alimento/Microrganismo (A/M), a idade das lamas, a carga mássica afluente e o teor de oxigénio dissolvido nos reatores biológicos.

Pode-se concluir que apesar de não se trabalhar com os valores teóricos dos parâmetros microbiológicos e operacionais considerados ideais, a ETAR do Freixo, possui um tratamento bastante eficaz na remoção da carga orgânica, na remoção de nutrientes e na remoção de sólidos suspensos totais, apesar da não existência de uma etapa de afinação final como a filtração.

## ABSTRACT

The present essay developed in Freixo Waste Water Treatment Plant, was done during a 9 month period (between December 2012 and August 2013) and its main objectives were:

- the microscopic observation and identification of the organisms present on the biological reactors ( mainly targeting on protozoa, metozoa and filamentous bacteria);
- to establish a relation between the identified organism/respective quantity and the sedimentability of the activated sludge and its influence on the purification process;
- to evaluate the variation of the identified species relating it with changes on the process.

To achieve the goal, the methodology used was:

- daily sample collection in various places of the WWTP;
- the specification of operation parameters and characterization of the gathered samples, 6039 physicochemical analysis were made, including the treatment plant affluent, both biological reactor affluent and content, sludge recirculation, and the final effluent;
- daily optical microscopic visualization, without phase contrast, of the micro organisms present on the biological reactors;
- optical microscopic visualization, with phase contrast, of the micro fauna present on the biological reactors, being made 16 identification and quantification of the protozoa present in the activated sludge of both biological reactors and 10 identification and quantification of the filamentous bacteria present on both biological reactors.

The start of the essay was done on a period when it has been verified an excessive increase of foam on the secondary clarifiers, resulting on a weak sedimentability of the activated sludge and a poor quality of the final effluent.

While trying to reduce the excess of sludge cloth, changes to the process were made, consisting on:

- changing of the recirculation rate of the secondary decantation to the biological reactors;
- feeding a compound with high concentration of organic matter, on sludge recirculation;

- changing the extraction of biological sludge.

It was verified that the procedural changes were highly effective on decreasing the foam cloth on the secondary decanter, as well as highly effective increasing the quality of the final effluent.

From February to August all the operational conditions were daily monitored keeping the operation procedure, which was considered highly effective in obtaining high quality treated water.

During the essay it was verified that the microbiological population existing on both biological reactors kept unchanged during all period, being the dominant groups the crawlers and the attached.

This dominance leads to the obtention of a high quality final effluent, observed since February, preventing the possibility of studying new operation conditions but allowing easier validation of the adopted procedure.

Concerning filamentous bacteria, several species were verified in the biological reactors, existing in large amount, being the 0092 type clearly the dominant one.

The excessive growth of this bacteria type has shown to be the biggest microbiological problem on the installation treatment process, being very problematic on winter period when the temperature and rain peaks has shown favorable to its growth.

Besides temperature, other factors were responsible for its development, such us the Food/Microorganism rate (F/M), the sludge age, the inlet massic charge and dissolved oxygen present in the biological reactors.

We can conclude that although not working with the ideal theoretical values for the microbiological and operational parameters Freixo WWTP has a highly effective treatment, removing organic charge, nutrients and total suspended solids, despite not having a final filtration in the tertiary treatment.

## Índice

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
1.1	OBJETIVOS.....	1
1.2	METODOLOGIA E ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO .....	1
<b>2</b>	<b>ASPETOS TEÓRICOS .....</b>	<b>3</b>
2.1	O SANEAMENTO EM PORTUGAL – EVOLUÇÃO HISTÓRICA .....	3
2.2	O SETOR DE ÁGUAS E RESÍDUOS EM PORTUGAL .....	4
2.3	CARACTERIZAÇÃO DOS SETORES DAS ÁGUAS E RESÍDUOS .....	6
2.4	A UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS .....	7
2.5	LAMAS.....	9
<b>3</b>	<b>COMPOSIÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUAIS .....</b>	<b>11</b>
<b>4</b>	<b>PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS.....</b>	<b>13</b>
<b>5</b>	<b>PROCESSO DE LAMAS ATIVADAS.....</b>	<b>19</b>
5.1	REMOÇÃO DE NUTRIENTES .....	20
5.1.1	<i>Desnitrificação</i> .....	21
5.1.2	<i>Nitrificação</i> .....	22
5.2	CLASSIFICAÇÃO DOS MICRORGANISMOS.....	26
5.3	A MICROFAUNA PRESENTE NAS LAMAS ATIVADAS .....	29
5.4	BACTÉRIAS.....	31
5.5	PROTOZOÁRIOS.....	31
5.5.1	<i>Flagelados</i> .....	32
5.5.2	<i>Sarcodinas</i> .....	32
5.5.3	<i>Ciliados</i> .....	33
5.5.4	<i>Espécies e grupos dominantes</i> .....	38
5.6	METAZOÁRIOS .....	40
5.7	BACTÉRIAS FILAMENTOSAS .....	41
5.7.1	<i>Condições operacionais associadas ao crescimento de bactérias filamentosas</i> .....	41
5.7.2	<i>Problemas associados à estrutura dos flocos em lamas ativadas</i> .....	42
<b>6</b>	<b>ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DO FREIXO.....</b>	<b>45</b>
6.1	PROCESSO DE TRATAMENTO DA ETAR DO FREIXO .....	46
6.1.1	<i>Linha líquida</i> .....	48
6.1.2	<i>Linha de lamas</i> .....	55
6.1.3	<i>Linha de desodorização</i> .....	60
<b>7</b>	<b>METODOLOGIA UTILIZADA NA AVALIAÇÃO DAS LAMAS E MICROFAUNA.....</b>	<b>61</b>
7.1	PREPARAÇÃO ANTES DA OBSERVAÇÃO.....	61

7.2	OBSERVAÇÃO MACROSCÓPICA .....	61
7.2.1	<i>Cor</i> .....	61
7.2.2	<i>Odor</i> .....	62
7.2.3	<i>Prova de decantação</i> .....	62
7.2.4	<i>Presença de flutuantes</i> .....	63
7.2.5	<i>Comportamento dos flocos durante a decantação</i> .....	64
7.3	EXAME MICROSCÓPICO DAS LAMAS ATIVADAS COM ESPECIAL REFERÊNCIA ÀS CARACTERÍSTICAS DOS FLOCOS E CARACTERIZAÇÃO DOS ORGANISMOS .....	64
7.4	PREPARAÇÃO ANTES DA OBSERVAÇÃO .....	64
7.5	PREPARAÇÃO DA LÂMINA .....	65
7.5.1	<i>Reconhecimento e observação dos flocos e da biomassa (screening)</i> .....	65
7.5.2	<i>Contagem Microscópica</i> .....	65
7.5.3	<i>Índice Biótico das Lamas (IBL)</i> .....	66
7.6	PROCEDIMENTO PARA A ANÁLISE DOS MICRORGANISMOS FILAMENTOSOS .....	68
7.6.1	<i>Amostragem e conservação</i> .....	68
7.6.2	<i>Identificação das espécies</i> .....	68
<b>8</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>71</b>
8.1	DESCRIÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERATÓRIAS .....	71
8.2	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO AFLUENTE À ETAR, DO AFLUENTE AOS DOIS REATORES BIOLÓGICOS, DO LICOR MISTO E DO EFLUENTE .....	74
8.2.1	<i>pH</i> .....	76
8.2.2	<i>CQO e CBO<sub>5</sub></i> .....	76
8.2.3	<i>Razão CBO<sub>5</sub>/CQO</i> .....	77
8.2.4	<i>Sólidos suspensos totais</i> .....	77
8.2.5	<i>Eficiência de remoção da CQO, da CBO<sub>5</sub> e dos SST</i> .....	78
8.3	PARÂMETROS CALCULADOS BASEADOS NA CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA .....	79
8.3.1	<i>IVL</i> .....	80
8.3.2	<i>A/M</i> .....	82
8.3.3	<i>Idade das Lamas</i> .....	84
8.3.4	<i>Tempo de Retenção Hidráulico</i> .....	85
8.4	CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS .....	85
8.5	EFEITO DAS ALTERAÇÕES OPERACIONAIS .....	86
8.5.1	<i>Taxa de Recirculação de Lamas</i> .....	86
8.5.2	<i>Adição de Composto Orgânico</i> .....	87
8.5.3	<i>Taxa de Extração de Lamas</i> .....	88
8.5.4	<i>Teor de Oxigênio Dissolvido</i> .....	89
8.6	CARACTERIZAÇÃO DA MICROFAUNA DA ETAR DO FREIXO .....	90
8.6.1	<i>Observação Macroscópica</i> .....	90
8.6.2	<i>Observação Microscópica</i> .....	91

<b>9 CONCLUSÕES .....</b>	<b>101</b>
<b>BIBLIOGRAFIA.....</b>	<b>105</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>109</b>
<b>ANEXO A .....</b>	<b>109</b>
<b>ANEXO B .....</b>	<b>111</b>
<b>ANEXO C .....</b>	<b>112</b>
<b>ANEXO D .....</b>	<b>113</b>



## Índice de Figuras

Figura 1: Processo de tratamento por lamas ativadas [18].....	19
Figura 2: Principais relações no seio da população biológica [27].....	30
Figura 3: Sésseis .....	33
Figura 4: Nadadores .....	34
Figura 5: Ciliados móveis de fundo .....	34
Figura 6: Ciliados .....	34
Figura 7: Rede trófica que se desenvolve nos processos de lamas ativadas [23]......	36
Figura 8: Rotífero .....	41
Figura 9: Diagrama do processo de tratamento da ETAR do freixo .....	47
Figura 10: Câmara de chegada .....	48
Figura 11: Gradagem.....	49
Figura 12: Transportador e contentor de gradados .....	49
Figura 13: Desarenador / desengordurador .....	50
Figura 14: Decantação primária lamelar .....	51
Figura 15: Elevação intermédia .....	52
Figura 16: Tratamento secundário .....	52
Figura 17: Zona arejada.....	53
Figura 18: Zona anóxica .....	54
Figura 19: Recirculação das lamas .....	54
Figura 20: Desinfecção uv .....	55
Figura 21: Espessadores gravíticos .....	56
Figura 22: Centrífugas de espessamento .....	57
Figura 23: Tanque de lamas mistas .....	57
Figura 24: Digestores anaeróbios .....	58
Figura 25: Silo de armazenamento de lamas .....	59
Figura 26: Microscópio ótico Leica DM LS2 .....	64
Figura 27: Esquema representativo do procedimento correto de contagem da microfauna [19]. .....	65
Figura 28: Câmara de Fuchs-Rosenthal [19] .....	66
Figura 29: Aspeto dos decantadores secundários no início do estudo.....	71
Figura 30: Variação da razão CBO <sub>5</sub> /CQO em função do tempo.....	77
Figura 31: Evolução da concentração de SST, CQO e CBO <sub>5</sub> do efluente final ao longo do período em estudo .....	78
Figura 32: Índice volumétrico de lamas.....	80
Figura 33: Variação do IVL durante o período em estudo. ....	81

---

Figura 34: Relação entre a carga orgânica e a capacidade de sedimentação das lamas [30] .....	82
Figura 35: Variação da razão A/M em função do tempo para o reator biológico 1. ....	83
Figura 36: Variação da razão A/M em função do tempo para o reator biológico 2. ....	84
Figura 37: Variação da precipitação ocorrida em Portugal continental nos meses de outubro de 2012 a fevereiro de 2013 e comparação com a média normal para os referidos meses. ....	86
Figura 38: Variação dos SST (mg/L) do efluente final com a recirculação das lamas (m <sup>3</sup> /dia). ....	87
Figura 39: Densidade dos diferentes grupos para o reator biológico 1.....	92
Figura 40: Densidade dos diferentes grupos para o reator biológico 2.....	93
Figura 41: Densidade das diferentes espécies existentes no reator biológico 1.....	95
Figura 42: Densidade das diferentes espécies existentes no reator biológico 2.....	95

## Índice de Tabelas

Tabela 1: Aplicação da reutilização de águas residuais [1].	8
Tabela 2: Características físicas, químicas e biológicas das águas residuais e suas origens [14].	12
Tabela 3: Temperatura e tempo de permanência recomendados das células para a nitrificação [20].	24
Tabela 4: Efeito da temperatura na nitrificação [20].	24
Tabela 5: Efeito do pH na nitrificação [20].	25
Tabela 6: Efeito da concentração de oxigénio dissolvido na nitrificação [20].	25
Tabela 7: Relação entre a concentração de amónia, nitrito e nitrato numa amostra de licor misto com o tipo de nitrificação [20].	26
Tabela 8: Lista dos protozoários mais frequentes nas lamas ativadas e respetivos grupos [23].	35
Tabela 9: Algumas situações particulares do funcionamento de sistemas de tratamento biológico de águas residuais [23].	38
Tabela 10: Condições operacionais associadas ao crescimento de bactérias filamentosas [20].	42
Tabela 11: Tabela de duas entradas para o cálculo do índice biótico de lamas [28].	67
Tabela 12: Conversão do valor do IBL em classes de qualidade biológica das lamas e avaliação da eficiência depuradora do tratamento [28].	67
Tabela 13: Parâmetros físico-químicos determinados, métodos analíticos e ponto de amostragem.	74
Tabela 14: Valores médios, máximo, mínimo e desvio-padrão ( $\sigma$ ) dos parâmetros determinados para o afluente da etar.	75
Tabela 15: Valores médios, máximo, mínimo e desvio-padrão ( $\sigma$ ) dos parâmetros determinados para o afluente aos dois reatores biológicos.	75
Tabela 16: Valores médios, máximo, mínimo e desvio-padrão ( $\sigma$ ) dos parâmetros determinados para o licor misto dos reatores biológicos.	75
Tabela 17: Valores médios, máximo, mínimo e desvio-padrão ( $\sigma$ ) dos parâmetros determinados para o efluente da ETAR.	76
Tabela 18: Resultados das eficiências de remoção da CQO, da CBO <sub>5</sub> , dos SST, do fósforo e do azoto total	79
Tabela 19: Valores médios, mínimos, máximos e do desvio padrão ( $\sigma$ ) para o IVL, taxa A/M, tempo de retenção hidráulico, oxigénio dissolvido e idade das lamas para os reatores biológicos das linhas 1 e 2.	80
Tabela 20: Densidade de cada espécie presente no reator biológico 1	94

---

Tabela 21: Densidade de cada espécie presente no reator biológico 2 .....	94
Tabela 22: IBL referente aos dois reatores biológicos.....	96
Tabela 23: Conversão do valor do IBL em classes de qualidade biológica das lamas ativadas e avaliação da eficiência depuradora do tratamento [28]. .....	96
Tabela 24: Filamentosas presentes no licor misto do reator biológico 1 .....	97
Tabela 25: Filamentosas presentes no licor misto do reator biológico 2 .....	97

## ABREVIATURAS

A/M	Razão alimento/microrganismo
CBO	Carência bioquímica de oxigénio
CBO <sub>5</sub>	Carência bioquímica de oxigénio ao fim de 5 dias
Cm	Carga mássica
CQO	Carência química de oxigénio
DNA	Ácido desoxirribonucleico
ETAR	Estação de tratamento de águas residuais
F/M	Food/microorganism rate
IBL	Índice biótico de lamas
IVL	Índice volumétrico de lamas
IPMA	Instituto Português do Mar e da Atmosfera
NMP	Número mais provável
OD	Oxigénio dissolvido
Q <sub>a</sub>	Caudal do afluente à ETAR
Q <sub>e</sub>	Caudal entrada nos reatores biológicos
Q <sub>w</sub>	Caudal do efluente da ETAR
RNA	Ácido ribonucleico
SS	Sólidos suspensos
SSe	Sólidos suspensos no afluente
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
SSw	Sólidos suspensos no efluente
TRH	Tempo de retenção hidráulico
WWTP	Wastewater Treatment Plant

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 OBJETIVOS

O presente trabalho teve como principal objetivo, a identificação da microfauna presente nas lamas ativadas dos reatores biológicos da ETAR do Freixo (incidindo nos protozoários, metazoários e bactérias filamentosas). Em conjunto, este estudo teve também como objetivos:

- ✓ estabelecer a relação entre os parâmetros físico-químicos determinados nas amostras do afluente à ETAR e aos reatores biológicos e do efluente, condições operacionais da ETAR e condições meteorológicas e os microrganismos identificados responsáveis pela degradação da matéria orgânica;
- ✓ avaliar o funcionamento do processo de tratamento de lamas ativadas através da observação microscópica da microfauna presente nos tanques de arejamento;
- ✓ produzir ferramentas de apoio à operação da ETAR do Freixo, contribuindo para o bom desempenho da mesma.

## 1.2 METODOLOGIA E ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

A metodologia utilizada assentou na pesquisa bibliográfica, na recolha de amostras do afluente à estação, do afluente e conteúdo dos reatores biológicos e do efluente da estação; na caracterização físico-química das amostras recolhidas, na identificação e quantificação das espécies presentes nas lamas ativadas dos dois reatores biológicos, no tratamento de resultados e por fim, na escrita da dissertação, a qual se encontra dividida em nove capítulos.

No primeiro capítulo são indicados os principais objetivos da dissertação, a metodologia utilizada para a realização da mesma, bem como a forma como está estruturada.

No segundo capítulo é feita uma abordagem histórica à evolução do saneamento em Portugal, passando pelo setor das águas e resíduos e respetiva caracterização. É feita referência à aplicação da reutilização das águas residuais, finalizando com a gestão das lamas.

O terceiro capítulo faz referência à composição das águas residuais, iniciando por uma definição e classificação das mesmas.

No quarto capítulo são abordados os processos de tratamento de águas residuais e respetivos objetivos.

O quinto capítulo aborda pormenorizadamente o processo de lamas ativadas, fazendo referência ao processo de remoção de nutrientes, incluindo microrganismos envolvidos, e parâmetros que influenciam o mesmo. Neste capítulo apresenta-se ainda a classificação dos microrganismos, bem como a microfauna presente nas lamas ativadas.

No capítulo seis apresenta-se a ETAR do Freixo, assim como o seu processo de tratamento.

O sétimo capítulo consiste na metodologia experimental utilizada na avaliação das lamas e microfauna. É feita referência a todo o procedimento desde a preparação da amostra à respetiva observação, macroscópica e microscópica, e métodos de identificação das espécies presentes.

O capítulo oito inicia com a descrição experimental e com uma abordagem teórica acerca dos dados operacionais, dos parâmetros físico-químicos e métodos analíticos para a sua determinação. Neste capítulo são apresentados todos os resultados possíveis, a respetiva análise e discussão.

No capítulo nove são apresentadas as conclusões gerais acerca da eficiência de tratamento da ETAR do Freixo através das alterações operacionais, da análise físico-química e microbiológica.

No final apresentam-se as referências bibliográficas utilizadas e anexos citados na dissertação.

## 2 ASPETOS TEÓRICOS

### 2.1 O SANEAMENTO EM PORTUGAL – EVOLUÇÃO HISTÓRICA

Os primeiros elementos históricos que existem relativamente à drenagem de águas residuais em Portugal datam do século XV e revelam que o rei D. João II mandou proceder ativamente a operações de limpeza dos ‘canos’, em consequência da peste. Esses ‘canos’ eram inicialmente destinados à drenagem das águas das chuvas, e neles acumulavam-se todo o tipo de sujidades provocadas por uma população aglomerada na cidade de Lisboa.

Os problemas relacionados com a ocorrência de inundações e com a higiene e limpeza da cidade aumentaram com o crescimento populacional da capital no decorrer dos séculos XVI, XVII e XVIII e até ao terramoto de 1755.

O progresso que se deu em Lisboa após o terramoto foi caracterizado pela reedificação da cidade e pelo estabelecimento do princípio da ‘canalização metódica’, cujos efeitos ainda se fazem sentir nas zonas mais antigas da cidade, em que perduram coletores unitários dispostos em malha, com ligação ao estuário do rio Tejo.

Quando se iniciou o abastecimento de água aos domicílios de Lisboa, sob os arruamentos da cidade já existiam estruturas de drenagem de águas pluviais urbanas. Mais tarde, essas estruturas de drenagem passaram também a drenar águas residuais domésticas, funcionando como coletores unitários. Estes coletores não garantiam minimamente condições de estanquicidade e de verificação de autolimpeza. Só praticamente no início do século XX surgiu a instalação de coletores de betão, pré-fabricados ou betonados *in-situ*, com juntas fechadas de argamassa de cimento, oferecendo garantias de verificação de condições de autolimpeza e de estanquicidade.

O primeiro sistema separativo no País terá sido o da cidade do Porto, nos anos trinta do século XX.

A evolução da passagem da drenagem puramente pluvial para a drenagem conjunta de águas residuais domésticas e pluviais deu-se, sensivelmente da mesma forma, por quase toda a Europa e América do Norte.

Até 1940–1950, grande parte dos maiores aglomerados urbanos do País dispunham de coletores unitários. Nessa altura, e com exceção da cidade do Porto e dos núcleos urbanos vizinhos e de uma faixa litoral restrita, as redes de drenagem separativas não se tinham ainda implantado em Portugal. A primeira rede separativa doméstica concebida e construída em núcleo urbano importante no sul do País, foi instalada em meados da década de quarenta.

Entre a década de cinquenta e a década de setenta do século anterior, foram remodelados e complementados, com base em planos gerais de saneamento, grande número dos sistemas de drenagem unitários existentes, e foram instaladas novas redes de drenagem separativas [1].

No final da década de oitenta, as infraestruturas de drenagem e tratamento de águas residuais serviam apenas uma parcela reduzida da população nacional. Predominavam os sistemas individuais de fossas sépticas e os sistemas de tratamento coletivo mais comuns eram os sistemas extensivos de lagunagem, discos biológicos e leitos percoladores. Em grandes aglomerados, predominavam as soluções de tratamento primário, que consistiam numa gradagem de material grosseiro seguida de sedimentação primária gravítica.

Foi na década de noventa que o País começou verdadeiramente a dotar-se de infraestruturas de saneamento de águas residuais, impulsionado pela publicação de várias Diretivas Comunitárias, em particular da Diretiva nº 91/271/CEE, de 21 de Maio, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas, que definiu um calendário de realização de estações de tratamento de águas residuais em função da dimensão dos aglomerados populacionais [1,2].

Paralelamente, foi implementado em Portugal o Plano de Desenvolvimento Regional (PDR) que teve como principal objetivo dotar o País de um conjunto de infraestruturas que lhe permitissem elevar os níveis de atendimento das populações e da qualidade do serviço de forma a colocar o País a par da média europeia em termos de saneamento de águas residuais.

## 2.2 O SETOR DE ÁGUAS E RESÍDUOS EM PORTUGAL

O abastecimento de água às populações e atividades económicas, o saneamento das águas residuais, assim como a gestão dos resíduos urbanos, constituem desafios estruturais do desenvolvimento das sociedades modernas. O crescimento de agregados populacionais gerou um aumento e uma concentração de necessidades de água para os vários usos e a conseqüente necessidade de rejeição das águas residuais e de gestão dos resíduos em quantidades cada vez mais elevadas. Esta realidade veio obrigar à utilização de tecnologias avançadas e à adoção de modelos de gestão mais robustos, que melhor se adequem às exigências, cada vez mais restritivas, razão pela qual estas atividades, genericamente designadas por “saneamento básico”, têm constituído um dos setores mais complexos das chamadas atribuições do Estado.

O setor de águas e resíduos é um setor que contribui significativamente para o desenvolvimento económico e social do País, tanto pela capacidade de gerar atividade económica e, conseqüentemente, de criar emprego e riqueza, como pela crescente melhoria que tem conferido às condições de vida da população. De facto, são classificados como serviços de interesse económico geral, num parecer emitido pelo Conselho Económico e Social, e como serviços públicos essenciais, o que reforça a importância dos serviços de águas e resíduos para o desenvolvimento económico e social do País. Pela sua natureza, estes serviços devem obedecer a princípios de universalidade no acesso, a preços acessíveis aos utilizadores, tendo em conta a realidade socio-económica nacional, constituindo um importante fator de equilíbrio social.

O setor de serviços de águas em Portugal compreende as atividades de abastecimento de água às populações urbanas e rurais e às atividades associadas, tais como, os serviços, o comércio e a pequena indústria. Este setor compreende, também, a drenagem e o tratamento das águas residuais urbanas. O setor de serviços de resíduos compreende as atividades de recolha, tratamento e destino final dos resíduos urbanos. Estes serviços são considerados de interesse geral, essenciais ao bem-estar dos cidadãos, à saúde pública, às atividades económicas e à proteção do ambiente.

Estes serviços são prestados por um universo de cerca de quinhentas entidades gestoras, podendo ser de titularidade estatal ou municipal.

Nos casos de titularidade estatal, os modelos de gestão passíveis de serem utilizados face à legislação em vigor são:

- gestão direta pelo Estado;
- delegação pelo Estado em terceira entidade;
- concessão pelo Estado em terceira entidade, como sucede com os sistemas multimunicipais concessionados.

Nos casos de titularidade municipal, os modelos de gestão passíveis de serem utilizados são:

- gestão direta do serviço pelo município, como é o caso dos serviços municipais e dos serviços municipalizados;
- delegação do serviço em empresa constituída em parceria com o Estado;

- delegação do serviço pelo município em entidade integrada no respetivo setor empresarial, a que correspondem as empresas criadas pelos municípios, ou em freguesias ou associações de utilizadores;
- concessão do serviço pelo município em empresa, como sucede com todos os sistemas municipais concessionados.

Os serviços de águas e resíduos têm sido classificados segundo as designações de “alta” e “baixa”, consoante as atividades realizadas. Esta classificação, que esteve no cerne da criação dos sistemas multimunicipais, maioritariamente responsáveis pela alta, e dos sistemas municipais, maioritariamente responsáveis pela baixa, corresponde, respetivamente, às atividades grossistas e retalhista de abastecimento de água, de saneamento de águas residuais urbanas e de gestão de resíduos urbanos.

As orientações estratégicas para o setor estão materializadas no Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais para o período de 2007 – 2013 e no Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos para o período de 2007 a 2016, visando atingir elevados níveis de atendimento da população [3-5].

## 2.3 CARACTERIZAÇÃO DOS SETORES DAS ÁGUAS E RESÍDUOS

A complexidade das soluções necessárias ao desenvolvimento desta atividade exige investimentos extremamente elevados, com elevados períodos de recuperação do capital e com uma elevada imobilização, caracterizando estes setores, em particular o das águas, como capital-intensivo. Isto explica o facto de ser um setor com características de monopólio natural, onde se registam custos de produção significativamente inferiores quando existe um único operador para cada serviço e em cada região.

O setor regista uma baixa elasticidade preço-procura, em especial na componente abastecimento de água, dado constituírem serviços de primeira necessidade, o que significa que os consumidores não podem prescindir de consumir água abaixo de determinado volume mesmo que o seu preço aumente, dada a escassez de produtos de substituição, estando a produção de águas residuais urbanas diretamente dependente do consumo de água.

A caracterização do setor de águas e resíduos em Portugal mostra uma evolução positiva e de permanente procura do modelo mais adequado aos objetivos nacionais. O setor é hoje composto por um conjunto alargado de realidades, com modelos de gestão distintos, escalas diferentes, em diversos estádios de desenvolvimento e com níveis de

serviço muito diferenciados. Esta diversidade de situações tem contribuído para que não se tenham ainda atingido todos os objetivos de política do setor. Em alguns sistemas está ainda a completar-se a infraestruturação necessária para garantir o acesso da população a estes serviços. Outros estão já numa fase de consolidação e de melhoria do desempenho, estando o enfoque na otimização da gestão dos sistemas de forma a melhorar a sua eficácia e eficiência [1].

## 2.4 A UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS

A reutilização de águas residuais é uma prática muito antiga, que remonta à civilização micénica. Durante séculos, a rega na agricultura constituiu a aplicação exclusiva da reutilização de águas residuais. Mesmo na atualidade, a rega agrícola é a aplicação que utiliza maior volume de águas residuais tratadas, tanto nos países de agricultura mais desenvolvida, como nos países em desenvolvimento.

Durante muitos séculos as águas residuais foram reutilizadas sem qualquer tipo de tratamento, sem conhecimento das consequências para a saúde pública e para o ambiente. Principalmente na segunda metade do século XX, a reutilização das águas residuais tratadas para rega foi sendo prática mais usual. Atualmente, é inadmissível a prática de qualquer tipo de reutilização com águas residuais não tratadas, sendo o tratamento secundário geralmente reconhecido como o nível mínimo de tratamento prévio à reutilização. Outras aplicações são praticadas para além da rega, as quais se apresentam na tabela 1, por ordem decrescente do volume de águas residuais tratadas utilizado [1].

O recurso à utilização de águas residuais tratadas é praticado preferencialmente para utilizações que registam maior procura de água em termos quantitativos e que requeiram água com características de qualidade compatíveis com a qualidade dos efluentes das ETAR correntes, para evitar a necessidade de afinação desses efluentes por meio de tratamento complementar.

A disponibilidade de águas residuais tratadas em Portugal, em volume e com características compatíveis com a sua reutilização, é uma realidade ainda com poucos anos. Porém, tal não impediu que a rega clandestina com águas residuais não tratadas, desviadas dos coletores, tenha sido praticada desde há algumas décadas, embora a uma escala pouco significativa.

TABELA 1: Aplicação da reutilização de águas residuais [1].

Uso Interno (ETAR)	Água de serviço
	Rega
Rega Agrícola	Rega de Culturas
	Viveiros
Rega Paisagística	Parques
	Campos de golfe
	Faixa de separação nas auto-estradas
	Recintos de escolas
	Espaços verdes residenciais
	Cemitérios
Reutilização Industrial	Água de arrefecimento
	Água de processo
	Construção pesada
	Caldeiras de produção de vapor
Recarga de Aquíferos	Reforço do volume de águas subterrâneas
	Controlo da intrusão salina
Usos Recreativos e Ambientais	Lagos e lagoas
	Conservação de zonas húmidas naturais
	Reforço do caudal de cursos de água
	Pesca
	Produção artificial de neve
Usos Urbanos Não Potáveis	Combate contra incêndios
	Lavagem de ruas
	Lavagem de contentores de resíduos sólidos urbanos
	Descarga de autoclismos
	Lavagem de veículos
	Ar condicionado
Água Potável	Mistura em origens de água bruta (albufeiras, aquíferos)
	Origem de água para produção de água potável

Desde finais do século XX, era prática corrente a reutilização de água para consumo interno na própria estação de tratamento, nomeadamente para lavagem de órgãos e equipamentos, e para a rega dos espaços ajardinados. Atualmente, em muitas ETARs encontra-se prevista uma etapa de afinação do efluente, a jusante do tratamento tradicional, geralmente constituída por filtração seguida de desinfecção, dimensionada para uma fração do caudal que se estima ser o caudal necessário para os usos

internos. Em regra, definem-se como níveis de qualidade mínima os valores estabelecidos para rega, que preveem um valor-limite para coliformes fecais de 100 NMP/100 mL [1,6].

O interesse pela reutilização de águas residuais tratadas tem crescido em Portugal, prevendo-se que cada vez mais se afirme como uma componente estratégica de uma política de gestão integrada dos recursos hídricos do País.

Alguns progressos têm sido concretizados no sentido de dotar o meio técnico com instrumentos de apoio a uma prática sustentada de reutilização, de que é exemplo a norma portuguesa relativa à reutilização de águas residuais para rega, publicada pelo Instituto Português da Qualidade [7].

A reutilização de águas residuais tratadas em Portugal continuará a ter, a par com os usos internos da própria ETAR, a rega agrícola e de campos de golfe como aplicações privilegiadas, mas crescerá a reutilização para usos urbanos, como a lavagem de ruas, de contentores de resíduos sólidos urbanos, o combate a incêndios, lavagem de veículos e até a descarga de autoclismos [1].

## 2.5 LAMAS

A evolução da gestão das lamas em Portugal espelha o caminho que se tem vindo a percorrer ao longo dos últimos vinte anos em termos de saneamento de águas residuais. Como foi referido, no final da década de oitenta as infraestruturas de drenagem de águas residuais serviam apenas uma parcela reduzida da população nacional e predominavam as soluções de tratamento extensivas. Como tal, a produção de lamas no País era reduzida e, de uma maneira geral, a sua gestão não constituía uma preocupação efetiva para as entidades gestoras. Apesar da realidade nacional à época, a nível europeu a realidade era diferente, de tal forma que em 1986 foi publicado o primeiro diploma legal relativo à gestão de lamas de depuração, ou seja, a Diretiva nº 86/278/CEE, de 12 de Junho (Diretiva Lamas), relativa à reutilização agrícola das lamas de depuração, de modo a evitar os efeitos nocivos sobre o homem, os solos, a vegetação, os animais e o ambiente em geral [8].

Face ao contexto nacional, o referido diploma só foi transposto para a ordem jurídica nacional cinco anos após ter sido publicado (através do Decreto-Lei nº 446/91, de 22 de Novembro), tendo, as Portarias que o regulamentaram, sido publicadas em 1996 (Portaria nº 176/96 e 177/96, de 3 de Outubro) [9-11].

Foi durante a década de noventa que começaram a surgir no mercado nacional empresas que comercializavam lamas. Geralmente, tratava-se de fornecedores de

fertilizantes tradicionais e material agrícola que tendo, por esta via, relações privilegiadas com os agricultores, lhes apresentaram este novo produto. No início da década de noventa, as lamas apresentavam algum valor comercial.

O enorme esforço de infraestruturização do País em sistemas de saneamento de águas residuais que tem vindo a ser realizado desde meados da década de noventa, associado a tratamentos das águas residuais cada vez mais exigentes, tem potenciado o aumento significativo da produção destas lamas em Portugal.

É unanimemente aceite que a valorização agrícola de lamas constitui a solução técnica e economicamente mais equilibrada. As lamas apresentam elevado conteúdo de matéria orgânica, assim como macro e micronutrientes essenciais para o crescimento adequado das culturas, pelo que podem atuar como corretivos e/ou fertilizantes do solo. Por seu lado, grande parte dos solos portugueses apresentam níveis de matéria orgânica baixos a muito baixos, podendo a aplicação controlada de lamas contribuir para a reposição da matéria orgânica nestes solos carenciados. Neste contexto, a aplicação em solos agrícolas tem sido a solução privilegiada de destino final para as lamas produzidas nas ETARs.

No entanto, as lamas constituem um resíduo que pode conter compostos em concentrações potencialmente tóxicas para os solos, animais e plantas, pelo que a sua gestão deve obedecer a um conjunto de procedimentos legais relacionados com a gestão de resíduos e, também, à legislação específica relativa à aplicação de lamas em solos agrícolas [1,12].

### 3 COMPOSIÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUAIS

Entende-se por água residual toda a água que, após a sua utilização em qualquer operação e/ou processo, é rejeitada para o exterior.

As águas residuais podem ser classificadas quanto à sua origem em:

- águas residuais domésticas - as águas residuais de serviços e de instalações residenciais, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de atividades domésticas;
- águas residuais industriais - as águas residuais provenientes de qualquer tipo de atividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas nem águas pluviais;
- águas residuais urbanas - as águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e ou com águas pluviais [13].

As águas residuais são caracterizadas pela sua composição física, química e biológica [14].

As principais características físicas, químicas e biológicas e a sua origem, são indicadas na tabela 2.

TABELA 2: Características físicas, químicas e biológicas das águas residuais e suas origens [14].

		Parâmetro	Origem
<b>Propriedades Físicas</b>		Cor	Resíduos domésticos e industriais, degradação natural dos compostos orgânicos.
		Odor	Decomposição de águas residuais, resíduos industriais.
		Sólidos	Resíduos domésticos e industriais, erosão do solo.
		Temperatura	Resíduos domésticos e industriais.
<b>Constituintes Químicos</b>	<b>Orgânicos</b>	Hidratos de carbono	Resíduos domésticos, industriais e comerciais.
		Óleos e gorduras	Resíduos domésticos, industriais e comerciais.
		Pesticidas	Resíduos agrícolas.
		Fenóis	Resíduos industriais.
		Proteínas	Resíduos domésticos, industriais e comerciais.
		Poluentes	Resíduos domésticos, industriais e comerciais.
		Surfactantes	Resíduos domésticos, industriais e comerciais.
		Compostos Orgânicos Voláteis	Resíduos domésticos, industriais e comerciais.
	<b>Inorgânicos</b>	Alcalinidade	Infiltrações de águas nas terras e resíduos domésticos.
		Cloretos	Infiltrações de águas no solo e resíduos domésticos.
		Metais Pesados	Resíduos industriais.
		Azoto	Resíduos domésticos e agrícolas.
		pH	Resíduos domésticos, industriais e comerciais.
		Fósforo	Resíduos domésticos, industriais e comerciais.
		Poluentes	Resíduos domésticos, industriais e comerciais.
		Sulfuretos	Resíduos domésticos, industriais e comerciais.
	<b>Gases</b>	Ácido Sulfídrico	Decomposição dos resíduos domésticos.
		Metano	Decomposição dos resíduos domésticos.
		Oxigénio	Decomposição dos resíduos domésticos.
<b>Constituintes Biológicos</b>	Animais	Cursos de água e tratamento de plantas.	
	Plantas	Cursos de água e tratamento de plantas.	
	<b>Protistas</b>	Eubactéria	Resíduos domésticos, infiltração de águas superficiais, tratamento de plantas.
		Arquibactéria	Resíduos domésticos, infiltração de águas superficiais, tratamento de plantas.
		Vírus	Resíduos domésticos.

## 4 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

O tratamento a efetuar a uma dada água residual tem como objetivo a remoção das substâncias que essa água residual contém, de forma a que o seu lançamento no meio recetor, quer seja o solo quer seja uma massa de água, não altere significativamente a qualidade desse meio.

Os processos de tratamento que permitem a remoção de contaminantes por reações químicas ou biológicas denominam-se processos unitários. Atualmente, as operações unitárias – processos de tratamento onde predomina a aplicação de forças físicas – e processos unitários agrupam-se no que se consideram tratamentos primários, secundários e terciários.

Segundo o Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de Junho, entende-se por tratamento primário, o tratamento das águas residuais urbanas por qualquer processo físico e/ou químico que envolva a decantação das partículas sólidas em suspensão, ou por outro processo em que a  $CBO_5$  das águas recebidas seja reduzida em, pelo menos, 20% antes da descarga e o total das partículas sólidas em suspensão das águas recebidas seja reduzido em, pelo menos 50%.

O objetivo deste tratamento consiste na remoção dos detritos com dimensões significativas de modo a facilitar os tratamentos seguintes, e evitar a erosão e entupimentos na instalação [14].

De uma forma geral, podemos distinguir os tipos de pré-tratamentos em:

- gradagem;
- tamisação;
- desarenação;
- desengorduramento.

No tratamento primário utilizam-se processos físico-químicos, com o objetivo da remoção da componente sedimentável dos sólidos em suspensão existentes na água residual, e são eles:

- condicionamento químico (p.e. sal de alumínio, a montante da decantação primária);
- decantação primária.

O tratamento secundário destina-se à remoção dos compostos de natureza orgânica e dos nutrientes (azoto e fósforo) e pode ser efetuado por sistemas de biomassa fixa ou sistemas de biomassa em suspensão.

Nos sistemas de biomassa fixa estão incluídos os leitos percoladores e os discos biológicos.

- Filtros ou leitos percoladores

Os filtros percoladores consistem num leito de material adequado e sobre o qual se desenvolve um biofilme. A matéria orgânica presente na água residual é degradada pela população de microrganismos fixos ao meio filtrante, sendo adsorvida ao biofilme. Na fração exterior do biofilme, a matéria orgânica é degradada por microrganismos aeróbios. À medida que os microrganismos crescem, a espessura do biofilme aumenta, e o oxigénio é consumido antes de conseguir penetrar na camada mais profunda do biofilme. Estabelece-se, assim um ambiente anaeróbio perto da superfície do leito.

Com o aumento da espessura do biofilme, a matéria orgânica adsorvida é metabolizada antes de conseguir chegar aos microrganismos perto da superfície do meio. Como resultado de não terem uma fonte orgânica externa disponível para o carbono celular, os microrganismos perto da superfície do meio entram numa fase de crescimento endógeno e perdem a sua capacidade de se agarrar à superfície do meio. Assim, o líquido lixívia o biofilme e um novo biofilme começa a crescer [14].

- Discos Biológicos

Os discos biológicos consistem numa série de discos circulares de reduzida espessura e próximos entre si, parcialmente submersos na água residual e rodando lentamente através dela. Estes discos são rugosos de modo a permitir uma maior aderência dos microrganismos.

A rotação dos discos permite o contacto da biomassa alternadamente com a matéria orgânica e com o ar permitindo a absorção do oxigénio. Esta rotação afeta a transferência de oxigénio e mantém a biomassa dentro de condições aeróbias. Para além disso, a rotação é o mecanismo que permite a remoção do excesso de sólidos dos discos criando forças de corte e mantendo os sólidos em suspensão de modo a que possam ser retirados da unidade para um clarificador [14].

Nos sistemas de biomassa em suspensão estão incluídos os sistemas de lamas ativadas e as lagoas.

– Lamas ativadas

No sistema de lamas ativadas a matéria orgânica vinda do tratamento primário é alimentada a um reator biológico onde uma cultura bacteriana aeróbia é mantida em suspensão. O conteúdo do reator denomina-se de licor misto [14].

Este processo será abordado mais pormenorizadamente no capítulo 5.

– Lagoas

Este sistema é o que mais se aproxima da simulação das condições naturais. A água residual atravessa uma série de lagoas (anaeróbias, facultativas, maturação), onde os processos são idênticos aos que se dão nos meios aeróbios e anaeróbios. As lagoas arejadas são uma técnica intermédia que conjuga características de lagunagem e das lamas ativadas [15].

O tratamento terciário destina-se à remoção específica de algumas substâncias, nomeadamente macronutrientes, compostos corados, e microrganismos patogénicos. A desinfecção da água residual visa permitir a sua posterior reutilização como água industrial e na rega de espaços verdes.

A desinfecção pode ser feita por adição de ozono ou cloro e por radiação UV.

• Ozono

O ozono é um gás instável de fórmula química  $O_3$ , de cor azul pálido, muito solúvel na água. Sendo um poderoso oxidante, tem uma ação desinfetante mais intensa e mais rápida do que o cloro. É o germicida mais eficiente que se conhece.

O ozono, devido à sua instabilidade, é gerado no próprio local de uso. É um gás tóxico, cuja concentração no ar não deve ultrapassar 0,1 ppm em volume [16].

A aplicação de  $O_3$  à água tem vários efeitos:

- i) oxidação da matéria orgânica;
- ii) alveamento e melhoria da cor;
- iii) redução dos teores de ferro e manganês;
- iv) ação sobre ácidos húmicos, formando produtos biodegradáveis;
- v) desintegração de fenóis;
- vi) remoção de certas substâncias orgânicas não biodegradáveis.

Além do mais, a ozonização não produz sólidos dissolvidos e não é afetado pela amónia, nem por variações do pH e da temperatura.

O ozono é um agente poderoso de ação rapidíssima. É mais eficiente do que o cloro na eliminação de esporos, cistos de amibas e de poliovírus. Com um residual de 0,2 mg/litro, reduz mais de 99% dos coliformes.

A carência de  $O_3$  é muito influenciada pela presença de matéria orgânica.

Uma grande desvantagem da ozonização, é o facto de que os residuais obtidos não são persistentes, desaparecendo em pouco tempo.

O ozono pode ser gerado, fazendo-se passar o ar (ou oxigénio) através de descargas elétricas de alta voltagem, com corrente alternada:



(M indica a molécula de gás utilizado para retirar o excesso de energia, estabilizando a molécula de ozono: pode ser  $O_2$ ,  $N_2$ , etc.).

Produz-se, assim, uma mistura de ar e ozono. A reação 4-2 é predominante, voltando a formar  $O_2$  e a reação 4-3 verifica-se em menor proporção [16].

Apesar de ser um meio de desinfecção da água bastante eficaz, o ozono apresenta alguns inconvenientes. A água com ozono torna-se muito corrosiva; durante o processo de ozonização formam-se subprodutos contaminantes que se mantêm na água tratada; comparando os custos da ozonização com a cloragem, verifica-se que os primeiros são o dobro dos segundos. Isto porque o equipamento necessário tem um custo relativamente elevado e o consumo de energia elétrica é alto. Para além disso há a necessidade da qualificação dos operadores.

- Cloro

O cloro é um poderoso oxidante, e assim reage com grande número de substâncias orgânicas ou inorgânicas presentes na água.

É o sistema de desinfecção mais vulgar, sendo também o mais económico.

Os compostos de cloro mais comuns utilizados nas estações de tratamento de águas residuais são o cloro gasoso ( $Cl_2$ ), hipoclorito de cálcio ( $Ca(OCl)_2$ ), hipoclorito de sódio ( $NaOCl$ ) e o dióxido de cloro ( $ClO_2$ ). O hipoclorito de cálcio e o hipoclorito de sódio são mais utilizados em estações muito pequenas. O hipoclorito de sódio é frequentemente utilizado em grandes instalações, por razões de segurança influenciadas por condições locais. Como o dióxido de cloro tem algumas propriedades invulgares (não reage com a amónia), ele também é utilizado em algumas estações de tratamento.

Apesar da cloragem ser um método bastante eficaz na eliminação das bactérias, este método é bastante ineficaz na eliminação dos vírus e os resíduos da cloragem permanecem na corrente filtrada, com graves inconvenientes ambientais e de saúde pública [15]. A presença de matéria orgânica nas águas residuais tratadas pode gerar compostos organoclorados que podem ser carcinogêneos e prejudiciais para o ambiente, logo não deve ser usado nessas situações.

- UV

A radiação emitida por fontes de radiação ultravioleta tem sido utilizada desde o início de 1900 para desinfecção de águas. Inicialmente utilizada em águas de elevada qualidade, tem sido mais recentemente como uma forma de desinfecção de água residual. Uma adequada dosagem de radiação ultravioleta tem-se mostrado uma forma de eliminação de bactérias e vírus muito eficaz sem formação de compostos tóxicos [14].

A radiação ultravioleta altera a estrutura genética das bactérias, vírus e outros agentes patogênicos e torna os microrganismos incapazes de se reproduzirem. A radiação com um comprimento de onda de 254 nm penetra na parede celular dos microrganismos e é absorvida pelo material celular incluindo DNA e RNA, que impede a reprodução ou causa a morte celular. Uma vez que a radiação que elimina as bactérias é a que chega às suas células, a água não deve ter uma concentração de sólidos suspensos totais e coloidais elevada, pois estes podem absorver a energia ultravioleta e proteger as bactérias. Assim, a água deverá ter uma baixa turvação.

Esta é uma tecnologia bastante eficaz, uma vez que não produz quaisquer resíduos tóxicos e obtém ótimos resultados na destruição de vírus e bactérias, apresentando-se como a solução mais adequada para um tratamento terciário de águas residuais [15]. Apenas tem como desvantagem a necessidade de manutenção e a substituição frequente das lâmpadas.



## 5 PROCESSO DE LAMAS ATIVADAS

Como já foi referido, existem alguns processos de tratamento de águas residuais. Estes incluem processos físicos, químicos e biológicos. Um dos processos de tratamento secundário de águas residuais mais utilizado e eficiente para a remoção de matéria orgânica carbonada, é o processo de lamas ativadas [17].

Este processo desenvolvido em Manchester, Inglaterra, por Arden e Lockett em 1914, e que se representa esquematicamente na figura 1, tem esta denominação devido ao facto dos microrganismos crescerem sob a forma de flocos originando uma massa, ou lama biológica ativa, que se mantém em suspensão no efluente arejado que se pretende tratar.

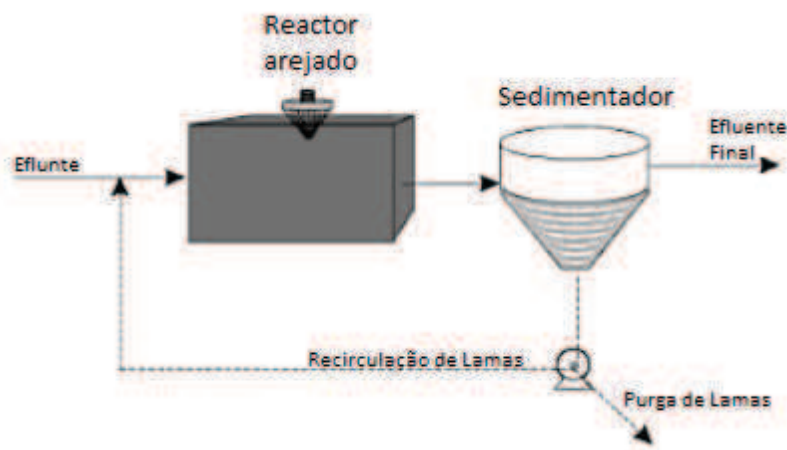


FIGURA 1: Processo de tratamento por lamas ativadas [18]

Assim, o princípio deste processo consiste no fornecimento constante de matéria orgânica e oxigénio a uma comunidade de microrganismos que, através do seu metabolismo, transformam essa matéria orgânica em nova biomassa microbiana,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , e minerais [19].

O mecanismo básico do processo de lamas ativadas pode ser representado pela seguinte reação biológica:



Os fatores responsáveis pelas variações na comunidade biológica podem ser ambientais (temperatura, condições climáticas, etc.) que podem causar variações nas características e caudal de afluente; flutuações dos parâmetros operacionais, como o

tempo de residência das lamas, a taxa de fornecimento de nutrientes aos microrganismos, a taxa de recirculação de lamas e a concentração de sólidos; o facto de as necessidades em termos de oxigénio serem ou não satisfeitas; as características de sedimentação das lamas, etc.

O processo de lamas ativadas é constituído por:

- um reator ou tanque de arejamento, onde se pretende o arejamento da população de microrganismos e que esta seja mantida em suspensão e completamente misturada com o afluente, formando o chamado licor misto;
- lamas ativadas, que são flocos compostos pela biomassa microbiana existente no reator (bactérias, protozoários, metazoários entre outros);
- um sistema de arejamento e mistura do afluente com os flocos que é essencial, para favorecer as atividades metabólicas dos microrganismos e evitar o aparecimento de zonas anaeróbias, devendo promover a dissolução do oxigénio no licor e assegurar uma concentração de oxigénio dissolvido que seja suficiente;
- um decantador, onde ocorre uma clarificação final e os agregados microbianos são removidos, separando-se por densidade do efluente tratado que, por sua vez, sairá pela parte superior do decantador;
- um sistema de recirculação de parte das lamas que sedimentaram no decantador que voltam ao reator para que a concentração de microrganismos necessária seja mantida constante assegurando a continuação do tratamento;
- um sistema de purga das lamas em excesso, que são retiradas do sistema e enviadas para um tratamento posterior.

## 5.1 REMOÇÃO DE NUTRIENTES

De entre diversas consequências das descargas não tratadas de águas residuais, como inconvenientes de ordem estética, maus cheiros, perigos para a saúde pública e depleção de oxigénio na linha de água, destaca-se a eutrofização. A eutrofização consiste no enriquecimento do meio aquático com nutrientes, sobretudo compostos de azoto e/ou fósforo, que provoca o crescimento acelerado de algas e de formas superiores de plantas aquáticas, perturbando o equilíbrio ecológico e a qualidade das águas em causa. É então imprescindível que seja feita a remoção de nutrientes das águas residuais, principalmente quando se trata de um meio recetor sensível [15].

### 5.1.1 DESNITRIFICAÇÃO

A desnitrificação consiste no processo desenvolvido pelas bactérias anaeróbias facultativas em que o oxigênio dos íons nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) é utilizado na degradação da CBO solúvel, obtendo como produto final o azoto, segundo a equação:



A desnitrificação requer condições anóxicas, e há quatro critérios significantes que devem ser satisfeitos:

- ✓ a presença de uma população abundante e ativa de bactérias anaeróbias facultativas, ou seja, bactérias desnitrificantes;
- ✓ a presença do íon nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) ou nitrito ( $\text{NO}_2^-$ );
- ✓ a ausência de oxigênio molecular livre ( $\text{O}_2$ ) ou a presença de um gradiente de oxigênio;
- ✓ a presença de CBO solúvel [20].

#### 5.1.1.1 BACTÉRIAS DESNITRIFICANTES

As bactérias desnitrificantes são anaeróbias facultativas que utilizam o íon nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) na ausência de oxigênio molecular livre para a degradação da CBO solúvel de modo a obterem carbono e energia para o crescimento e atividade celular. As bactérias utilizam a molécula que está disponível e que fornece a maior quantidade de carbono e energia para o crescimento e atividade celular. A utilização do íon nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) resulta num retorno do azoto para a atmosfera como azoto molecular ( $\text{N}_2$ ) e óxido nítrico ( $\text{N}_2\text{O}$ ). A desnitrificação é utilizada para reduzir a descarga total de azoto.

As bactérias desnitrificantes são facilmente incorporadas nas partículas dos flocos. Algumas delas são formadoras de flocos, enquanto que a maioria são incorporadas nas partículas dos flocos através da carga da superfície compatível, ou a ação do revestimento das secreções dos protozoários ciliados, rotíferos e nemátodos.

As bactérias desnitrificantes estão presentes em biliões por grama de partículas de flocos e representam aproximadamente 80% de todas as bactérias floculadas e dispersas nos processos de lamas ativadas.

Estas bactérias reproduzem-se rapidamente, sendo o tempo de geração de aproximadamente 15 – 30 minutos.

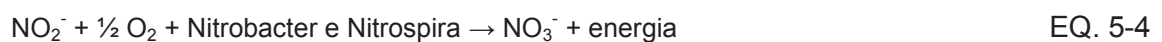
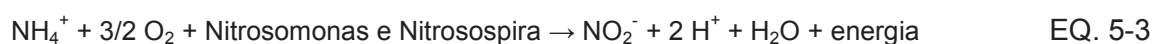
Enquanto o oxigénio molecular livre estiver disponível para as bactérias, a desnitrificação não pode ocorrer. Como tal, a ausência de oxigénio molecular livre ou a presença de um gradiente de oxigénio, é indispensável para a ocorrência da desnitrificação. Um gradiente de oxigénio é estabelecido quando a concentração de oxigénio dissolvido é inferior a 1 mg/L fora do floco cujo diâmetro é superior a 150 µm. Como o oxigénio dissolvido e o nitrato difundem para o núcleo do floco, as bactérias desnitrificantes utilizam o oxigénio dissolvido. Quando o oxigénio dissolvido não estiver disponível devido à sua utilização na degradação da CBO solúvel, as bactérias desnitrificantes começam a utilizar o ião nitrato.

A quantidade de substrato ou a CBO solúvel é o fator mais importante que influencia a desnitrificação. Quanto maior a quantidade de CBO, maior é a carência para eletrões recetores de oxigénio molecular livre e nitrato. Enquanto a CBO solúvel é degradada dentro da célula das bactérias, há libertação de eletrões do substrato degradado. Os eletrões libertados são removidos das células das bactérias por recetores de eletrões. Como tal, quanto maior for a quantidade de CBO solúvel que é degradada, maior é a quantidade de recetores de eletrões que é utilizada. Quanto mais rápido o oxigénio for removido, mais rapidamente ocorre a utilização do ião nitrato (desnitrificação).

A desnitrificação é uma de duas formas de redução do ião nitrato. Quando o ião nitrato é reduzido através da atividade bacteriana, o oxigénio é removido do nitrato. As bactérias anaeróbias facultativas reduzem o ião nitrato para degradar a CBO solúvel quando o oxigénio molecular livre não está disponível. Isto é, o nitrogénio deixa a célula na forma de nitrogénio molecular (N<sub>2</sub>) e óxido nítrico (N<sub>2</sub>O) [20].

### 5.1.2 NITRIFICAÇÃO

A nitrificação consiste na oxidação biológica da amónia ionizada a nitrito e/ou a oxidação biológica de nitrito a nitrato, segundo as equações 5-3 e 5-4:



As bactérias nitrificantes oxidam a amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) e o nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) com o objetivo de obter energia para a atividade celular, incluindo a reprodução. As bactérias que oxidam a amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) incluem as *Nitrosomonas* e *Nitrospira*.

As bactérias que oxidam o ião nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) incluem a *Nitrobacter* e *Nitrospira*.

O carbono necessário por estas bactérias é obtido pelo ião  $\text{HCO}_3^-$ . Uma vez que estas bactérias obtêm muito pouca energia da oxidação da amônia e nitrito, o seu crescimento ou produção de lama é relativamente reduzido.

As bactérias nitrificantes são seres quimiolitototróficos, ou seja, obtêm a sua energia celular através da oxidação de minerais tais como o nitrogênio, e a sua fonte de carbono para a síntese celular é o consumo de carbono inorgânico ( $\text{CO}_2$ ). O  $\text{CO}_2$  é consumido sob a forma de  $\text{HCO}_3^-$ , ou seja o dióxido de carbono dissolvido na água para formar ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) que se dissocia para formar  $\text{HCO}_3^-$ , segundo a equação 5-5:



Devido à reduzida quantidade de energia obtida pela oxidação da amônia e nitrito, as bactérias nitrificantes reproduzem-se muito lentamente. Em condições ótimas, o tempo de geração para estas bactérias é de aproximadamente 8 – 10 horas. Em condições mais agressivas de um processo de tratamento de lamas ativadas, o tempo de geração para estas bactérias é de aproximadamente 2 – 3 dias. Como tal, em processos de lamas ativadas, são necessários tempos de permanência das células relativamente elevados para que se estabeleça uma população de bactérias nitrificantes que proporcionem uma nitrificação efetiva.

A atividade e o tempo de geração das bactérias nitrificantes são dependentes da temperatura. Com o aumento da temperatura, as bactérias nitrificantes tornam-se mais ativas e reproduzem-se mais rapidamente. Elas ficam ativas e reproduzem-se num intervalo de 5°C a 40°C. Contudo, a temperatura máxima para que ocorra a nitrificação num processo de lamas ativadas é de 30°C. Esta temperatura produz a máxima atividade e o tempo de geração mais baixo para as *Nitrosomonas*.

Com a diminuição da temperatura das águas residuais, as bactérias nitrificantes tornam-se menos ativas, e a eficiência da nitrificação diminui. Para compensar a perda de atividade e melhorar a eficiência da nitrificação, o número de bactérias nitrificantes deve ser aumentado. Um aumento no número de bactérias nitrificantes requer um aumento dos sólidos suspensos voláteis do licor misto e do tempo de permanência das células. Teoricamente, o valor mais crítico para o controlo do processo de nitrificação é de 15°C.

Estas bactérias são organismos leves formadores de flocos. A sua incorporação nas partículas dos flocos deve-se largamente à compatibilidade de cargas entre as bactérias nitrificantes e as partículas dos flocos através da ação de revestimento de formas vivas superiores, tais como, protozoários ciliados, rotíferos e nemátodes, que libertam secreções que revestem a superfície das bactérias nitrificantes e torna a superfície compatível para adsorção à partícula do floco. Uma vez que estas bactérias são estritamente aeróbias, elas são encontradas na sua maioria no perímetro das partículas do floco.

Embora a atividade e o tamanho da população máxima das bactérias nitrificantes sejam dependentes da quantidade de substratos de energia que estão disponíveis, há vários fatores operacionais que influenciam estes parâmetros e a capacidade do processo de nitrificação ser bem sucedido. Estes fatores incluem o tempo de permanência das células (tabela 3), a temperatura (tabela 4), a alcalinidade e o pH (tabela 5) e a concentração de oxigénio dissolvido (tabela 6).

TABELA 3: Temperatura e tempo de permanência recomendados das células para a nitrificação [20].

Temperatura (°C)	Tempo de permanência das células (dias)
30	7
25	10
20	15
15	20
10	30

TABELA 4: Efeito da temperatura na nitrificação [20].

Temperatura (°C)	Efeito na nitrificação
30	Temperatura óptima para a nitrificação
15	Aproximadamente 50% de ótima nitrificação
10	Aproximadamente 20% de ótima nitrificação
5	Não ocorre nitrificação

TABELA 5: Efeito do pH na nitrificação [20].

pH	Efeito na nitrificação
4,0 – 4,9	Bactérias nitrificantes presentes mas inativas; a nitrificação é limitada pela atividade das bactérias organotróficas
5,0 – 6,7	As bactérias nitrificantes estão ativas mas muito lentas
6,8 – 7,2	pH desejável para a nitrificação no processo de lamas ativadas
7,3 – 8,0	Taxa de nitrificação constante
8,1 – 8,5	Gama ótima de pH para a nitrificação

TABELA 6: Efeito da concentração de oxigénio dissolvido na nitrificação [20].

Óxigénio Dissolvido (mg/L)	Efeito na nitrificação
<0,5	Nitrificação inicia mas insignificante
0,5 – 0,9	Taxa de nitrificação começa a acelerar
1,0 – 2,0	Taxa de nitrificação significativa
2,1 – 2,9	Nitrificação sustentada
3,0	Taxa máxima de nitrificação
>3,0	Nitrificação pode melhorar, se as bactérias organotróficas removerem a CBO rapidamente

#### 5.1.2.1 TIPOS DE NITRIFICAÇÃO

A nitrificação pode ser completa ou incompleta. Uma vez que existem dois grupos de bactérias nitrificantes e duas reações bioquímicas que estão envolvidas na nitrificação, há quatro formas de nitrificação incompleta.

A identificação da forma de nitrificação que está a ocorrer num processo de lamas ativadas é necessária para:

- garantir uma nitrificação adequada;
- evitar custos de operação acrescidos;
- estar de acordo com os parâmetros exigidos;
- iniciar imediatamente a tomada de medidas corretas para uma boa nitrificação.

O tipo de nitrificação que está a ocorrer pode ser obtido pela determinação da concentração da amónia, nitrito e nitrato numa amostra de licor misto filtrada. O tipo de nitrificação encontra-se representado na tabela 7.

TABELA 7: Relação entre a concentração de amónia, nitrito e nitrato numa amostra de licor misto com o tipo de nitrificação [20].

Tipo de Nitrificação	Concentração de licor misto filtrado (mg/L)		
	$NH_4^+$	$NO_2^-$	$NO_3^-$
Completa	<1	<1	>1
Incompleta 1	<1	>1	<1
Incompleta 2	>1	<1	>1
Incompleta 3	<1	>1	>1
Incompleta 4	>1	>1	>1

Cada tipo de nitrificação incompleta pode ocorrer como resultado de uma diminuição muito brusca da temperatura, ou consequência de um fator limitante. Os fatores limitantes consistem em:

- baixa concentração de oxigénio dissolvido;
- variações no pH superior a  $\pm 0.3$ ;
- toxicidade.

Os fatores adicionais que podem contribuir para uma nitrificação indesejada são:

- diminuição do tempo de retenção hidráulico;
- alcalinidade deficiente;
- deficiência em fósforo.

Nas águas residuais domésticas, o azoto pode estar presente sob uma das várias formas:  $NH_3$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$  e azoto orgânico. Devido ao impacto adverso de alguns compostos azotados nas águas recetoras, muitos processos de lamas ativadas são forçados a nitrificar, ou seja, reduzir a quantidade de  $NH_3$ , ou  $NH_4^+$ , no efluente final [20].

## 5.2 CLASSIFICAÇÃO DOS MICRORGANISMOS

Como já foi referido anteriormente, para se manterem e multiplicarem, os seres vivos necessitam de uma fonte de carbono e de outra de energia. A fonte de carbono fornece os materiais de construção, e a de energia fornece a energia necessária às operações de síntese do seu próprio protoplasma.

Já se referiram alguns tipos de organismos presentes nos sistemas de lamas ativadas, mas para uma melhor compreensão do seu modo de atuação, será referida brevemente a forma de classificação dos microrganismos.

Os microrganismos podem ser classificados de acordo com:

- tipo;
- utilização do oxigênio;
- idade.

Muitas outras classificações podem ser feitas; contudo, de um ponto de vista operacional, estas três são suficientes.

Os dois tipos básicos de microrganismos importantes para o estudo da operação de um sistema de lamas ativadas são as plantas e animais. As plantas incluem bactérias, algas e fungos. Destes três tipos, as bactérias são as mais importantes.

As bactérias são as principais responsáveis pela remoção das substâncias orgânicas das águas residuais. As algas e os fungos estão também presentes nos sistemas de lamas ativadas mas têm um papel menos importante do que as bactérias. Os animais incluem microrganismos de maiores dimensões tais como protozoários, crustáceos e rotíferos. Estes animais alimentam-se de bactérias dispersas e ajudam a aperfeiçoar a qualidade no tratamento do efluente. Estas formas superiores, como vai ser posteriormente discutido, atuam como indicadores da condição da população biológica presente na estação de tratamento [20].

Segundo a sua forma de utilização do oxigênio as bactérias podem ser:

- aeróbias;
- anaeróbias;
- facultativas.

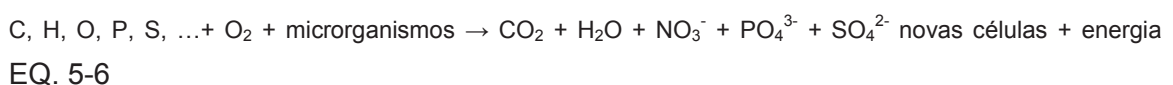
As bactérias aeróbias necessitam da presença de oxigênio dissolvido molecular no seu ambiente. As bactérias anóxicas utilizam o oxigênio ligado como se encontra nos sulfatos ( $\text{SO}_4$ ) ou nitrato ( $\text{NO}_3$ ). As bactérias facultativas podem usar as duas formas de fonte de oxigênio e são o tipo predominante nos sistemas de lamas ativadas. Contudo, é muito importante manter as bactérias facultativas aeróbias uma vez que em condições anaeróbias estes microrganismos podem produzir problemas de odores, são mais difíceis de controlar e não sedimentam tão bem como as bactérias aeróbias.

O terceiro critério utilizado para caracterizar as bactérias num sistema de lamas ativadas é a idade. A idade refere-se ao período de tempo que os microrganismos permanecem no sistema de tratamento. Lamas jovens normalmente resultam num crescimento disperso de população biológica caracterizada por uma fraca sedimentação. Lamas velhas são caracterizadas por flocos densos que sedimentam rapidamente mas com uma ação filtrante baixa quando decantam.

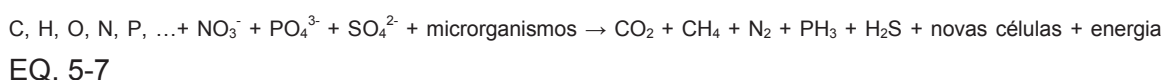
Um processo de depuração biológica de uma água residual consiste em provocar e favorecer o desenvolvimento de microrganismos capazes de oxidar a matéria orgânica. Desta, cerca de  $\frac{2}{3}$  é utilizada para o crescimento e desenvolvimento de novas células e o restante  $\frac{1}{3}$  para respiração. No fundo, reproduzem-se os processos naturais de depuração, embora em condições controladas para que os processos se desenrolem com maiores velocidades e rendimentos. Manter uma população biológica estável no sistema de tratamento é um dos principais objetivos de operação num sistema de tratamento de lamas ativadas. Parte das lamas recolhidas nos decantadores secundários são devolvidas ao reator biológico e parte é removida do sistema. As bactérias retornam ao reator biológico para substituir as que foram removidas, uma vez que as bactérias não crescem tão rápido como são removidas e para garantir que estão bactérias suficientes para degradar toda a matéria orgânica que está a entrar para a estação de tratamento. Quanto mais matéria orgânica estiver presente, mais bactérias são necessárias e vice-versa. Algumas bactérias têm de ser rejeitadas para que a densidade microbiana no processo se mantenha e para controlar o período de tempo em que as bactérias permanecem no sistema. Como foi referido, não é desejável haver microrganismos no sistema que sejam muito velhos nem muito novos [17].

O processo biológico desenrola-se em duas etapas: 1- absorção das substâncias contaminantes dissolvidas na massa biológica; 2- transformação dos contaminantes absorvidos quer para a produção de energia (oxidação) quer para a formação de novas células (síntese). As partículas em suspensão devem, em primeiro lugar, sofrer um processo de degradação, geralmente com a participação de enzimas, para que depois possam, na forma solubilizada, ser utilizadas pelos microrganismos.

Em síntese, os processos aeróbios podem ser representados, de maneira genérica, pela equação 5-6:



Os processos anaeróbios podem ser representados, de maneira genérica, pela equação 5-7:



Nos processos anaeróbios é obtida menor energia da conversão orgânica (o produto final, designado por biogás, ainda tem muita energia) do que nos processos aeróbios e conseqüentemente a produção de novas células é muito menor (cerca de 10%).

### 5.3 A MICROFAUNA PRESENTE NAS LAMAS ATIVADAS

No processo de lamas ativadas, torna-se essencial a compreensão da importância da comunidade de microrganismos que fazem parte do sistema, sendo as bactérias as mais importantes, uma vez que são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica do efluente.

As bactérias que normalmente existem nos sistemas de lamas ativadas pertencem aos gêneros *Pseudomonas*, *Zoogloea*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Bdellovibrio*, *Mycobacterium*, bactérias nitrificantes como *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, e bactérias filamentosas de várias espécies. Além dos decompositores, outros microrganismos aparecem no sistema de lamas ativadas, alimentando-se de bactérias dispersas no licor misto. Realçam-se os protozoários e os pequenos metazoários, como os rotíferos, os nemátodos e os gastrotríquios [19].

As principais relações no seio da população biológica são complexas e baseadas nas suas relações de predação, de competição ou de canibalismo que podem ser ilustradas no esquema da figura 2.

Os objetivos do tratamento são:

- a degradação da carência bioquímica de oxigênio carbonácea e nitrogenada;
- a remoção de sólidos finos (colóides, células dispersas, e matéria particulada);
- a remoção do fósforo;
- o desenvolvimento de uma população diversa de formas de vida superiores (protozoários ciliados, rotíferos e nemátodos) que melhoram a eficiência de tratamento [20].

A formação de flocos que ocorre no processo de lamas ativadas é essencial para o sucesso do processo de tratamento, pois permite a aglomeração de uma larga e diversa população de bactérias em numerosos flocos de partículas. Estes podem ser:

- separados da corrente líquida nos decantadores secundários;
- recirculados conforme o necessário para alcançar os objetivos de tratamento.

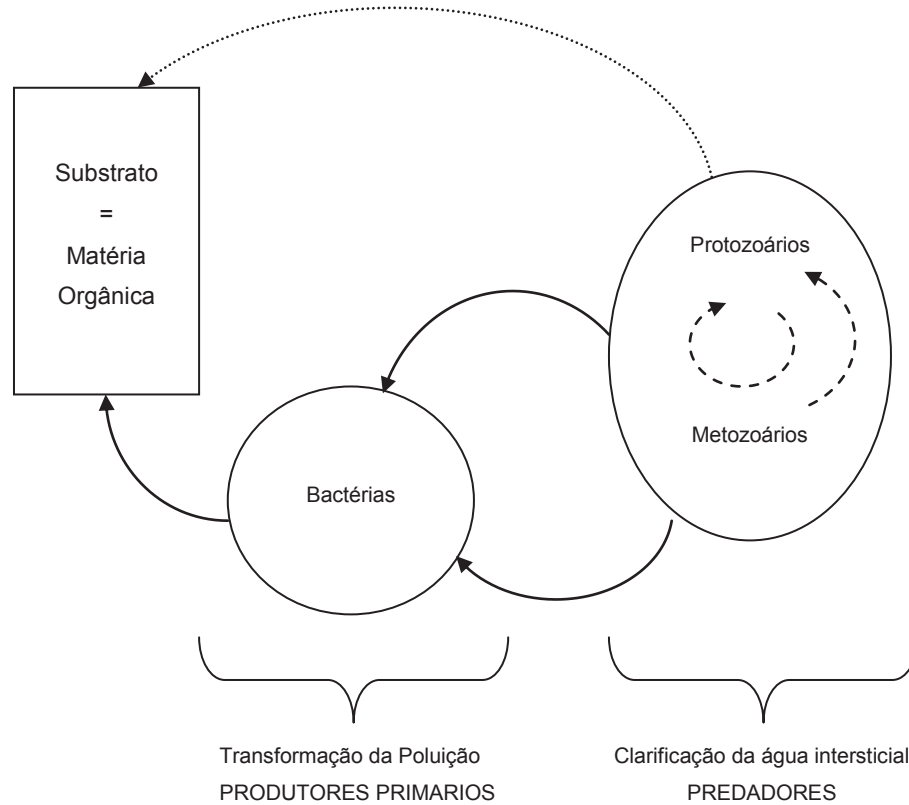


FIGURA 2: Principais relações no seio da população biológica [27].

A formação de flocos ocorre naturalmente com o aumento do tempo de residência médio das células e é iniciado por bactérias formadoras de flocos (*Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Citromonas*, *Escherichia*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Zoogloea*).

Os protozoários e os metazoários fazem parte da microfauna das águas residuais, e estão quase sempre presentes no processo de tratamento por lamas ativadas. Algumas espécies estão ligadas ou presas aos flocos, enquanto que outras se encontram livres na água residual. Estes microrganismos são facilmente visíveis ao microscópio, uma vez que têm dimensões maiores do que as bactérias e uma forma característica.

Estes microrganismos contribuem para a manutenção de uma comunidade equilibrada de bactérias, para a redução da presença da *Escherichia Coli*, para a redução da CBO<sub>5</sub> e floculação.

Variações na carga orgânica e nas condições físico-químicas e ambientais do sistema de tratamento podem alterar significativamente a composição da microfauna existente, uma vez que esta é extremamente sensível a alterações processuais.

## 5.4 BACTÉRIAS

As bactérias são microrganismos unicelulares, com forma variada (*coccus*, *bacilos*, *coliformes*, etc.) e que efetuam uma grande variedade de processos metabólicos.

As bactérias utilizam substâncias solúveis como alimentação e têm uma taxa metabólica muito elevada. Elas podem ser aeróbias, anaeróbias ou facultativas. Consomem a matéria orgânica rapidamente convertendo-a parcialmente em novas células. Apesar de terem dimensões reduzidas, alguns tipos podem agregar-se, formando flocos facilmente sedimentáveis.

Numerosas espécies de bactérias estão envolvidas no processo de lamas ativadas. A espécie dominante depende dos compostos orgânicos presentes e das condições ambientais: pH, temperatura, oxigênio dissolvido, presença de toxinas, etc. Os flocos das lamas ativadas compõem-se de colônias de bactérias, tais como a *Zoogloea*, como já foi referido no ponto 5.2.

As espécies de bactérias mais comuns são as seguintes: *Alcaligenes*, *Bacillus* ou *Flavobacterium*, *Escherichia*, *Lactobacillus*, *Nitrobacter*, *Pseudomonas*, *Streptococcus*, *Thiotrix* e *Microthrix*, e redutoras de sulfato [21].

## 5.5 PROTOZOÁRIOS

Os protozoários são animais unicelulares que podem utilizar substâncias sólidas, incluindo bactérias, na sua alimentação. Na sua maioria são livres e solitários, mas alguns formam colônias. Dado serem predadores de bactérias, especialmente das isoladas, os protozoários regulam o crescimento da biomassa e contribuem fortemente para a obtenção de um efluente bem clarificado nos processos de tratamento de águas residuais aeróbios. A maioria dos protozoários são estritamente aeróbios, mas alguns incluindo amibas e flagelados, podem sobreviver em condições anaeróbias.

A observação microscópica dos protozoários e outras formas de vida no processo de lamas ativadas é uma prática muito comum e generalizada. Geralmente, os tipos de

organismos presentes podem ser relacionados com o bom funcionamento da estação e com a qualidade do efluente final. Além disso, estes organismos são úteis para a avaliação da toxicidade.

Os protozoários são classificados segundo a sua forma de locomoção. Ou seja, de acordo com:

- a presença de flagelos para os flagelados;
- a presença de pseudópodes para as sarcodinas;
- a presença de cílios, para os ciliados.

#### 5.5.1 FLAGELADOS

A sua identificação é difícil dado o seu tamanho ser frequentemente inferior a 20  $\mu\text{m}$ . Os principais flagelados são muitas vezes identificados a partir da sua forma, do seu tamanho e da sua forma de movimentação.

Numa fase inicial do sistema, quando os flocos ainda não se encontram devidamente formados, os pequenos flagelados heterotróficos (*Bodo*, *Polytoma* e *Tetramitry*) estão normalmente presentes, entrando continuamente com o afluente. Estes organismos, alimentam-se de bactérias dispersas e com o tempo são substituídos pelos ciliados bacterívoros, quer devido à competição que estabelecem com estes, quer por estarem sujeitos à predação pelos ciliados carnívoros. Num sistema com bom funcionamento, a densidade destes organismos é limitada a valores inferiores a  $5 \times 10^9$  indivíduos/ $\text{m}^3$ . Quando a densidade sobe para  $5 \times 10^{11}$  indivíduos/ $\text{m}^3$ , são considerados dominantes na amostra em questão.

Os grandes flagelados (*Euglena* e *Peranema*) são menos frequentes nas lamas ativadas e a sua presença está geralmente associada a afluentes com baixa carga orgânica.

#### 5.5.2 SARCODINAS

Estes protozoários movem-se por pseudópodes (ou seja, “falsos pés”). O movimento por pseudópodes é realizado por alterações da viscosidade do citoplasma. Incluem-se, neste grupo, as amibas, que se alimentam por absorção de alimentos solúveis ou por fagocitose, alimentando-se de bactérias. Muitas amibas são livres, mas algumas são parasitas. Nas lamas ativadas encontram-se normalmente três grupos morfológicos: as amibas com teca, as amibas nuas e *Heliozoa* [22].

### 5.5.3 CILIADOS

Os ciliados correspondem à classe dominante na observação microscópica (70% da população). Eles podem ainda ser divididos em diferentes grupos, quanto ao seu comportamento, hábitos alimentares e localização na biomassa em:

- ciliados nadadores (“free-swimmers”) - são ciliados bacterívoros livres que nadam na fração líquida e permanecem em suspensão no tanque de sedimentação;
- ciliados móveis de fundo (“crawlers”) - são ciliados bacterívoros que habitam a superfície dos flocos ;
- ciliados sésseis (“attached”) - são ciliados bacterívoros que estão fixos por um pedúnculo aos flocos e precipitam com estes durante a sedimentação.

A maioria dos ciliados, alimenta-se de bactérias, embora existam outros que predam ciliados ou flagelados.

Podemos ver nas figuras 3, 4, 5 e 6 alguns exemplos de protozoários existentes nas lamas ativadas da ETAR em estudo.

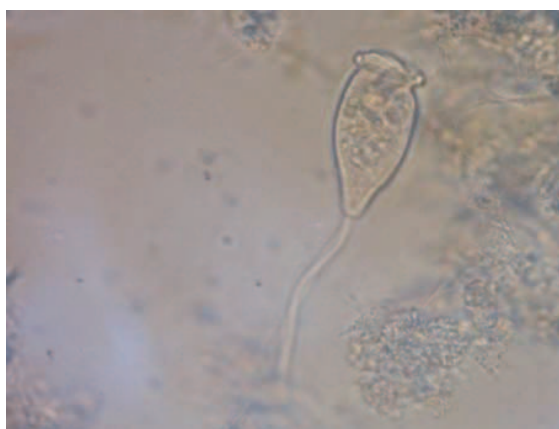


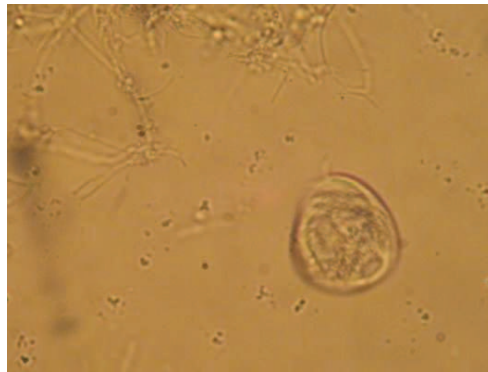
FIGURA 3: Sésseis

(Fotografia tirada por Maria João Gomes com uma máquina fotográfica Canon Digital IXUS 95 IS colocada na lente do microscópio ótico da marca Leica com uma ampliação de 1000×).



**FIGURA 4: Nadadores**

(Fotografia tirada por Maria João Gomes com uma máquina fotográfica Canon Digital IXUS 95 IS colocada na lente do microscópio ótico da marca Leica com uma ampliação de 1000×).



**FIGURA 5: Ciliados Móveis de Fundo**

(Fotografia tirada por Maria João Gomes com uma máquina fotográfica Canon Digital IXUS 95 IS colocada na lente do microscópio ótico da marca Leica com uma ampliação de 1000×).



**FIGURA 6: Ciliados**

(Fotografia tirada por Maria João Gomes com uma máquina fotográfica Canon Digital IXUS 95 IS colocada na lente do microscópio ótico da marca Leica com uma ampliação de 1000×).

No processo de lamas ativadas consideram-se os ciliados como o grupo dos protozoários de maior importância. A sua importância no processo de lamas ativadas consiste em:

- adicionar peso às partículas dos flocos e melhorar a sua sedimentabilidade;
- consumir células dispersas e limpar a corrente de resíduos;
- produzir e libertar secreções que revestem e removem os sólidos finos (coloides, células dispersas e matéria particulada) a partir do efluente para a superfície das partículas de flocos;
- reciclar nutrientes (nitrogénio e fósforo) através das suas excreções [20].

A tabela 8 apresenta uma lista dos ciliados mais importantes encontrados nas lamas ativadas [23].

TABELA 8: Lista dos protozoários mais frequentes nas lamas ativadas e respetivos grupos [23].

CARNÍVOROS	BACTERIOFAGOS		
	NADADORES	MÓVEIS DE FUNDO	SÉSSEIS
Olotrichi	<i>Colpoda sp.</i>	<i>Acineria uncinata</i>	<i>Carchesium spp.</i>
<i>Acineria incurvata</i>	<i>Colpidium colpoda</i>	<i>Aspidisca cicada</i>	<i>Epistylis spp.</i>
<i>Amphileptus sp.</i>	<i>Colpidium campylum</i>	<i>Aspidisca lynceus</i>	<i>Opercularia coarctata</i>
<i>Coleps hirtus*</i>	<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	<i>Chilodonella uncinata</i>	<i>Opercularia microdiscus</i>
<i>Litonotus spp.</i>	<i>Cyclidium glaucoma</i>	<i>Depranomonas revoluta</i>	<i>Opercularia minima</i>
<i>Spathidium spp.</i>	<i>Dexiotricha sp.</i>	<i>Euplotes affinis</i>	<i>Stentor spp.</i>
Suttori	<i>Glaucoma scintillans</i>	<i>Euplotes moebiusi</i>	<i>Vaginicola crystallina</i>
<i>Acineta spp.</i>	<i>Loxocephalus sp.</i>	<i>Euplotes patella</i>	<i>Vorticella aquadulcis</i>
<i>Metacineta sp.</i>	<i>Paramecium spp.</i>	<i>Stylonychia spp.</i>	<i>Vorticella convalaria</i>
<i>Podophrya spp.</i>	<i>Pseudocohnilembus pusillus</i>	<i>Trachelophyllum pusillum</i>	<i>Vorticella microstoma</i>
<i>Tokophrya spp.</i>	<i>Sathrophilus sp.</i>	<i>Trithigmostoma cucullulus</i>	<i>Zoothamnium spp.</i>
	<i>Spirostomum teres</i>	<i>Trochilia minuta</i>	
	<i>Tetrahymena pyriformis</i>		
	complexo		
	<i>Uronema nigricans</i>		

\*Omnívoros

O processo de lamas ativadas baseia-se na formação de agregados bacterianos sobre os quais outros microrganismos se podem desenvolver. Assim, uma população de organismos com a capacidade de se juntar e de se manter estreitamente associada aos flocos, tem vantagens sobre outros organismos que nadam na fração líquida e que podem ser arrastados para fora do sistema pelo efluente.

Outra característica importante destes ciliados é o seu comportamento alimentar.

Há a criação de uma corrente ciliar pelos ciliados bacterívoros que direciona as bactérias dispersas e suspensas na fração líquida para a sua “boca” onde são filtradas, enquanto os nadadores e os sésseis competem pelas bactérias dispersas na fração líquida, os móveis de fundo, que estão em estreita proximidade com a superfície do floco, alimentam-se de bactérias que estão apenas levemente agarradas ao floco, ocupando um nicho ecológico diferente [23].

Os protozoários ciliados melhoram a qualidade do efluente final através da predação da maior parte das bactérias dispersas que entram continuamente no efluente. Sendo assim, a ausência de ciliados produz um efluente final caracterizado por uma CBO elevada e por alta turbidez.

Quando existem muitas bactérias livres, os nadadores estão em vantagem, uma vez que existe alimento e estes reproduzem-se mais depressa, mas o sistema tem má floculação.

Quando existem poucas bactérias dispersas, os nadadores começam a desaparecer e o sistema caracteriza-se por apresentar boa floculação, porque os ciliados sésseis predominam sobre os ciliados nadadores.

Quando no sistema existem muitos móveis de fundo, os flocos decantam bem e por isso tornam a entrar no sistema através da recirculação. Estes seres não têm qualquer tipo de competição pelo alimento com outros grupos.

O equilíbrio de microrganismos dentro do tanque de arejamento é de extrema importância para que exista uma boa depuração do efluente, mas de extrema dificuldade em obter.

No tanque de arejamento estabelece-se uma verdadeira rede trófica como se ilustra na figura 7.

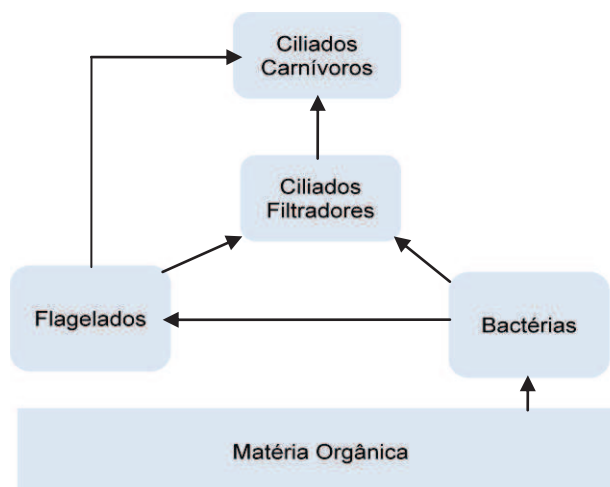


FIGURA 7: Rede trófica que se desenvolve nos processos de lamas ativadas [23].

O crescimento dos decompositores, especialmente bactérias heterotróficas, depende da qualidade e quantidade de matéria orgânica dissolvida na fração líquida. Para os predadores, o crescimento depende da disponibilidade de predação.

As relações de competição e predação criam, ao longo do tempo, oscilações e sucessões das populações no sentido de se alcançar uma estabilidade dinâmica.

Segundo pesquisas efetuadas sobre a dinâmica de colonização e sobre a sucessão de populações nas lamas ativadas, as condições ambientais nos tanques de arejamento são consideradas determinantes sobre a comunidade de ciliados. Em tanques de arejamento idênticos em termos de construção e de funcionamento (carga orgânica, caudal, arejamento, etc.) encontram-se comunidades de protozoários muito semelhantes em estrutura e espécies [19].

Segundo as mesmas pesquisas, consideram-se três fases distintas de colonização da microfauna, que se sucedem desde a fase de arranque do sistema até à fase de estabilização:

- a instalação é caracterizada pela presença de espécies que são típicas do afluente – flagelados e ciliados nadadores – independentes das lamas ativadas e que estão continuamente a entrar;
- a formação das lamas caracteriza-se pelo forte desenvolvimento de ciliados móveis de fundo e sésseis, e pelo rápido declínio das espécies pioneiras; a comunidade apresenta uma grande riqueza em espécies, mas a sua composição varia com o progressivo aumento da quantidade de lamas;
- o estado estacionário caracteriza-se por uma microfauna cuja composição e estrutura refletem as condições estáveis decorrentes do balanço entre a carga orgânica e as lamas produzidas, removidas e recicladas.

A análise da estrutura da microfauna é um válido instrumento para diagnosticar o bom ou mau funcionamento do sistema de tratamento. Assim, a presença ou ausência de uma determinada espécie, a dominância de determinadas espécies e a composição da microfauna podem ser, em geral, consideradas bons indicadores da eficiência biológica de depuração das lamas ativadas [19].

Em resumo, as características que um sistema de lamas ativadas eficiente apresenta são:

- uma elevada densidade da microfauna ( $\geq 10^6$  organismos/L);
- uma microfauna composta principalmente por organismos móveis de fundo e sésseis, com os flagelados praticamente ausentes;

- uma comunidades altamente diversificada, onde nenhum grupo ou espécie seja numericamente dominante em mais do que um fator de 10.

Quando estas características não se observam, a identificação do grupo dominante permite diagnosticar o estado de funcionamento do sistema. Alguns exemplos são apresentados na tabela 9.

De uma forma geral, uma grande quantidade de ciliados ( $\geq 10^7$  organismos/L) indica uma boa depuração e um ótimo desempenho da estação de tratamento. Por outro lado, densidades inferiores a  $10^4$  organismos/L indicam má depuração e conseqüentemente elevada turbidez e elevada CBO.

TABELA 9: Algumas situações particulares do funcionamento de sistemas de tratamento biológico de águas residuais [23].

Grupo dominante	Eficiência	Causa possível
Pequenos flagelados	Má	Lama pouco oxigenada; entrada de substâncias em fermentação
Ciliados nadadores	Medíocre	Tempo de contacto da lama demasiado curto; lama pouco oxigenada; carga elevada
Ciliados móveis de fundo	Boa	
Ciliados sésseis+móveis de fundo	Boa	
Ciliados sésseis	Baixa	Fenómeno transitório (carga nova descontínua; extração recente de lama; baixo tempo de recirculo)
Pequenas amibas nuas e flagelados	Má	Carga elevada dificilmente degradável
Amibas com teca	Boa	Baixa carga ou diluída; boa nitrificação

#### 5.5.4 ESPÉCIES E GRUPOS DOMINANTES

##### 5.5.4.1 FLAGELADOS

Na fase de arranque do sistema, os pequenos flagelados (*Bodo*, *Polytoma* e *Tetramitry*) estão presentes em grande quantidade. Nesta fase, os flocos ainda não se encontram devidamente formados, entrando continuamente com o afluente. Os flagelados alimentam-se de bactérias dispersas e com o tempo são substituídos pelos ciliados bacterívoros, quer devido à competição que estabelecem com estes, quer por estarem sujeitos à predação dos ciliados carnívoros. Num sistema em bom funcionamento, a sua

presença é limitada a menos de 10 indivíduos contados na diagonal da câmara de Fuchs-Rosenthal, ou seja, densidades inferiores a  $5 \times 10^6$  indivíduos/L.

No caso de o número aumentar para mais do que 10 indivíduos na diagonal da câmara de Fuchs-Rosenthal, estaremos perante uma disfunção e ocorrerá uma deficiência da eficiência depurativa.

Os grandes flagelados (*Euglena* e *Peranema*) são menos frequentes nas lamas ativadas e a sua presença está associada a afluentes de baixa carga orgânica [19].

#### 5.5.4.2 CILIADOS NADADORES

Na fase inicial de tratamento, os ciliados nadadores predominam no tanque de arejamento. À medida que a floculação aumenta, são substituídos gradualmente pelos sésseis, filtradores muito mais eficientes, que ganham a competição pelas bactérias dispersas do licor misto. No caso dos ciliados nadadores serem o grupo dominante, a qualidade do efluente produzido é, geralmente, má.

Os pequenos ciliados predominam quando a permanência no tanque de arejamento é breve ou quando a oxigenação é deficiente.

Os pequenos ciliados apresentam maior resistência à carência de oxigénio e à entrada de compostos tóxicos que outros componentes da microfauna, mas necessitam de elevadas densidades bacterianas para sobreviverem [23].

#### 5.5.4.3 CILIADOS MÓVEIS DE FUNDO E SÉSSEIS

A coexistência destes organismos é possível apesar da relação entre as suas abundâncias variar com a carga orgânica do afluente, devido ao facto de ocuparem nichos ecológicos diferentes e não haver competição entre si. Assim, são estes dois grupos que geralmente partilham a dominância da microfauna nas lamas ativadas. Os móveis de fundo tendem a apresentar uma diminuição das suas densidades em presença de elevada carga orgânica, enquanto que os sésseis apresentam uma maior resistência [23].

#### 5.5.4.4 CILIADOS SÉSSEIS

A presença de apenas este grupo leva a diferentes situações dependendo da espécie ou espécies presentes. Se espécies do género *Opercularia* dominam a microfauna, há geralmente elevadas CBO's no afluente ou cargas demasiado elevadas no tanque de arejamento.

A espécie *Vorticella microstoma*, é uma espécie frequente na fase de colonização das lamas ativadas e é indicadora de carência de oxigénio no tanque de arejamento, sendo substituída posteriormente por *Vorticella convallaria*.

#### 5.5.4.5 AMIBAS COM TECA

Os géneros mais frequentes nas lamas ativadas são *Arcella*, *Diffugia* e *Euglypha*. A sua presença indica boas condições de nitrificação e aparecem sobretudo em lamas com pouca matéria orgânica, com elevada concentração de oxigénio dissolvido e em lamas com elevados tempos de retenção [19].

## 5.6 METAZOÁRIOS

Os metazoários são seres multicelulares, eucariontes e heterotróficos. Estes organismos, encontram-se no tanque de arejamento dos processos de lamas ativadas, e alimentam-se de protozoários e bactérias livres ou fixadas aos flocos. São organismos com um ciclo reprodutivo longo, necessitando, por isso, de uma idade de lama elevada. Os metazoários são frequentemente encontrados nas estações de tratamento de lamas ativadas de baixa carga ou em culturas fixas. Contribuem para uma melhor floculação e são bons indicadores da qualidade do tratamento.

Numa estação de tratamento, e particularmente nos sistemas com idades de lama muito elevados, podem-se encontrar os seguintes grupos:

- rotíferos, espécie mais frequente;
- gastrotríqueos;
- nemátodes;
- anelídeos;
- tardígrados;
- ácaros.

Na figura 8, encontra-se a imagem de um rotífero casualmente presente nas lamas ativadas da ETAR do Freixo.

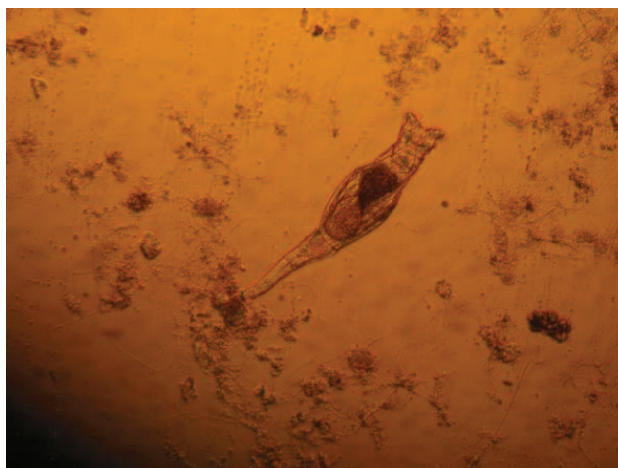


FIGURA 8: ROTÍFERO

(Fotografia tirada por Maria João Gomes com uma máquina fotográfica Canon Digital IXUS 95 IS colocada na lente do microscópio ótico da marca Leica com uma ampliação de 1000×).

## 5.7 BACTÉRIAS FILAMENTOSAS

As bactérias filamentosas são organismos unicelulares que se multiplicam por cissiparidade, ou fragmentação, permanecendo na vizinhança umas das outras.

As bactérias filamentosas tanto desempenham um papel positivo no tratamento de águas residuais por lamas ativadas, como desempenham um papel negativo no mesmo.

A vantagem da presença destas bactérias no tratamento consiste em:

- degradação da CBO solúvel;
- melhoria da formação de flocos;
- degradação de algumas formas complexas de CBO.

Como desvantagem para o processo de tratamento, estas bactérias proporcionam:

- problemas de sedimentabilidade;
- perda de sólidos
- produção de espumas.

O facto de este tipo de bactérias desempenharem papéis positivos ou negativos no processo de tratamento é determinado pela sua abundância relativa.

### 5.7.1 CONDIÇÕES OPERACIONAIS ASSOCIADAS AO CRESCIMENTO DE BACTÉRIAS FILAMENTOSAS

Em relação às causas do crescimento excessivo de microrganismos filamentosos nos processos de lamas ativadas, apenas para um pequeno número de espécies se pode

afirmar com segurança que determinados valores físico-químicos ou de processo contribuem para um desenvolvimento excessivo destes relativamente aos formadores de flocos.

Na tabela 10 são apresentadas as condições que favorecem o crescimento das espécies de bactérias filamentosas.

TABELA 10: Condições operacionais associadas ao crescimento de bactérias filamentosas [20].

Condições Operacionais	Bactérias Filamentosas
Idade das lamas elevada (> 10 dias)	0041, 0092, 0581, 0675, 0803, 0961, 1851, <i>Microthrix parvicella</i>
Óleos e gorduras	0092, <i>Microthrix parvicella</i> , Nocardioformes
A/M elevada ou descarga de CBO solúvel	1863
pH elevado (>8,0)	<i>Microthrix parvicella</i>
Oxigénio dissolvido baixo e elevada idade das lamas	<i>Microthrix parvicella</i>
Oxigénio dissolvido baixo e idade das lamas baixa a moderada	<i>Haliscomenobacter hydrossis</i> , <i>Sphaerotilus natans</i> , 1701
A/M baixa (<0,05)	<i>Haliscomenobacter hydrossis</i> , <i>Microthrix parvicella</i> , Nocardioformes, 0041, 0092, 0581, 0675, 0803, 0961, 021N
Baixo teor em azoto ou fósforo	<i>Haliscomenobacter hydrossis</i> , Nocardioformes, <i>Sphaerotilus natans</i> , <i>Thiothrix</i> , 0041, 0092, 0675, 1701, 021N
pH baixo (<6,5)	Nocardioformes
Ácidos orgânicos	<i>Beggiatoa</i> , <i>Thiothrix</i> , 021N
Substratos facilmente biodegradáveis	<i>Haliscomenobacter hydrossis</i> , <i>Nostocoida limicola</i> , <i>Sphaerotilus natans</i> , <i>Thiothrix</i> , 1851, 021N
Septicidade / Sulfuretos	<i>Beggiatoa</i> , <i>Nostocoida limicola</i> , <i>Thiothrix</i> , 0041, 021N
Substratos dificilmente biodegradáveis	<i>Microthrix parvicella</i> , Nocardioformes, 0041, 0092
Temperatura da água residual elevada	<i>Sphaerotilus natans</i> , 1701
Baixas temperaturas	<i>Microthrix parvicella</i>

### 5.7.2 PROBLEMAS ASSOCIADOS À ESTRUTURA DOS FLOCOS EM LAMAS ATIVADAS

São diversos os tipos de problemas que afetam o processo de separação de sólidos nos sistemas de lamas ativadas, nomeadamente, a presença de determinados microrganismos, que proporcionam efeitos tais como, o crescimento disperso, *bulking* viscoso, *pin-point flocculation*, *bulking* filamentosos, e *foaming*, ou formação de escumas. Estes problemas resultam numa incorreta compactação do floco, provocando obstruções e problemas nas operações seguintes [14].

#### 5.7.2.1 CRESCIMENTO DISPERSO

A causa do crescimento disperso é a presença de microrganismos dispersos que não se ligam uns aos outros, não formando flocos. Apenas formam pequenos aglomerados ou células individuais.

O crescimento disperso provoca um aumento da turbidez no efluente e a não existência de zona de sedimentação da lama [24].

#### 5.7.2.2 “BULKING” VISCOSO

A causa do “*bulking*” viscoso é a presença de uma grande quantidade de material exocelular, que poderá estar relacionado, na maior parte dos casos, com o crescimento da *Zoogloea*, que origina uma lama viscosa.

O “*bulking*” viscoso resulta numa sedimentação e taxa de compactação reduzidas. Em casos mais problemáticos não existe separação de sólidos, resultando num elevado manto de lamas nos decantadores secundários [24].

#### 5.7.2.3 FLOCOS “PIN-POINT”

Os flocos “*pin-point*” ocorrem quando se formam flocos pequenos (50-100  $\mu\text{m}$ ), compactos, frágeis, grosseiramente esféricos, que dificilmente sedimentam.

Os flocos “*pin-point*” resultam num IVL baixo e num efluente turvo [24].

#### 5.7.2.4 “BULKING” FILAMENTOSO

Este fenómeno é causado pelo crescimento excessivo de microrganismos filamentosos que se estendem a partir dos flocos interferindo com a compactação, a sedimentação, o espessamento e a concentração das lamas ativadas.

Este fenómeno provoca um elevado IVL com um sobrenadante muito claro. A concentração da recirculação é baixa e a da lama extraída também. Em casos mais problemáticos, o manto de lamas transborda para os decantadores secundários [24].

#### 5.7.2.5 ASCENSÃO DO MANTO DE LAMAS

Este fenómeno resulta da desnitrificação nos decantadores secundários que origina a libertação do azoto na forma gasosa, pouco solúvel, que se liga aos flocos de lamas ativadas e provoca a sua flutuação nos decantadores secundários.

Este fenómeno provoca o aparecimento de espuma na superfície dos decantadores secundários [24].

#### 5.7.2.6 “FOAMING”

A ocorrência de “foaming” resulta da presença de bactérias do género *Nocardia* spp., *Microthrix parvicella*, ou tipo 1863.

Estes organismos têm células hidrofóbicas e, deste modo, formam bolhas à superfície e, por serem menos densas que a água, vão-se agregando e flutuando à superfície causando escumas. As escumas formadas por bactérias dos géneros *Nocardia* spp. E *Microthrix parvicella* são muito persistentes e difíceis de quebrar mecanicamente.

Para poder determinar, com a máxima exatidão possível, a causa de uma disfunção dos sistemas de tratamento, é necessário reunir um conjunto de dados relativamente extenso, mas que permite ter uma ideia geral do sistema, das vulnerabilidades, da situação atual, etc. Entre as informações essenciais estão:

- os dados de operação, atuais e históricos;
- os parâmetros do processo, projetados e reais;
- o esquema do fluxo de água,
- as características do efluente;
- os resultados dos testes de laboratório e de campo, entre eles, o exame microscópico, os testes de sedimentabilidade, as características físico-químicas do efluente, etc.

Uma vez individualizado o problema, podem ser feitas as alterações ao processo de tratamento, entre elas:

- o aumento ou diminuição do oxigénio dissolvido;
- a variação dos fluxos do afluente ou recirculação;
- o ajustamento do caudal de recirculação;
- a adição de compostos químicos para favorecer a floculação;
- a adição de compostos químicos para inibir o crescimento de organismos filamentosos;
- a adição de nutrientes;
- a alteração de pH, sobretudo o aumento da alcalinidade [19].

## 6 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DO FREIXO

A necessidade da despoluição do troço final do Rio Douro, levou à construção de três ETARs na Área Metropolitana do Porto. Este projeto enquadra-se no âmbito do protocolo celebrado em 26 de Julho de 1996 entre as autarquias e o Governo para a drenagem e tratamento de águas residuais dessa área. A construção destas três obras - ETAR do Freixo, ETAR de Sobreiras e ETAR da Madalena - tem como horizonte (ano de 2035) tratar os esgotos produzidos por uma população de cerca de 620 000 habitantes. Da responsabilidade das Águas do Porto, E.M., a ETAR do Freixo, que tem capacidade para tratar as águas residuais produzidas por 170 000 habitantes, recebe os esgotos da parte Oriental desta cidade e da bacia do Rio Torto em Gondomar.

A ETAR do Freixo foi inaugurada a 7 de Setembro de 2000, situa-se na Rua Conde da Silva Monteiro, nº 210/334 – 4300 – 076 Porto, ocupa um terreno de 3,5 hectares, e tem como meio recetor o Rio Tinto. Caracteriza-se pelo seu reduzido impacto ambiental associado à emissão de odores, ruídos e poeiras, pela sua dimensão e pelo seu enquadramento paisagístico. Assim, pode-se considerar a ETAR do Freixo, um objeto de estudo de elevado interesse para o sector de tratamento de águas.

Os elementos que serviram de base à conceção da solução de tratamento são os seguintes:

Caudal médio diário	35 900 m <sup>3</sup> /dia
Caudal de ponta máximo	840 L/s
Carência Bioquímica de Oxigénio	11 100 Kg/dia
Carência Química de Oxigénio	22 470 Kg/dia
Sólidos em Suspensão	14 460 Kg/dia
Azoto Total Kjeldhal	2 550 Kg/dia
Fósforo Total	500 Kg/dia
Coliformes Fecais	2×10 <sup>7</sup> UFC/100mL

Para os efluentes tratados, a conceção do sistema de tratamento foi efetuada de modo a assegurar as seguintes características:

Carência Bioquímica de Oxigénio	25 mg/L
Carência Química de Oxigénio	125 mg/L
Sólidos Suspensos Totais	25 mg/L
Azoto Total	10 mg/L

---

Fósforo Total	10 mg/L
Coliformes Fecais	1000 UFC/100mL
Coliformes Totais	2000 UFC/100mL
<i>Escherichia Coli</i>	800 UFC/100mL

Os subprodutos do tratamento são constituídos por lamas, areias e gradados. A produção teórica destes produtos, para as condições de carga e caudal anteriormente referidas, é a seguinte [25]:

produção de lamas	46 m <sup>3</sup> /dia
produção de areias	7 m <sup>3</sup> /dia
produção de gradados	4 m <sup>3</sup> /dia

## 6.1 PROCESSO DE TRATAMENTO DA ETAR DO FREIXO

Tendo em conta as características específicas dos efluentes a tratar e a qualidade exigida para a descarga, o processo de tratamento utilizado na ETAR do Freixo é do tipo lamas biológicas de baixa carga.

O processo de tratamento da ETAR do Freixo é constituído por três linhas de tratamento: a linha líquida, a linha de lamas e a linha de desodorização, e encontra-se representado na figura 9.

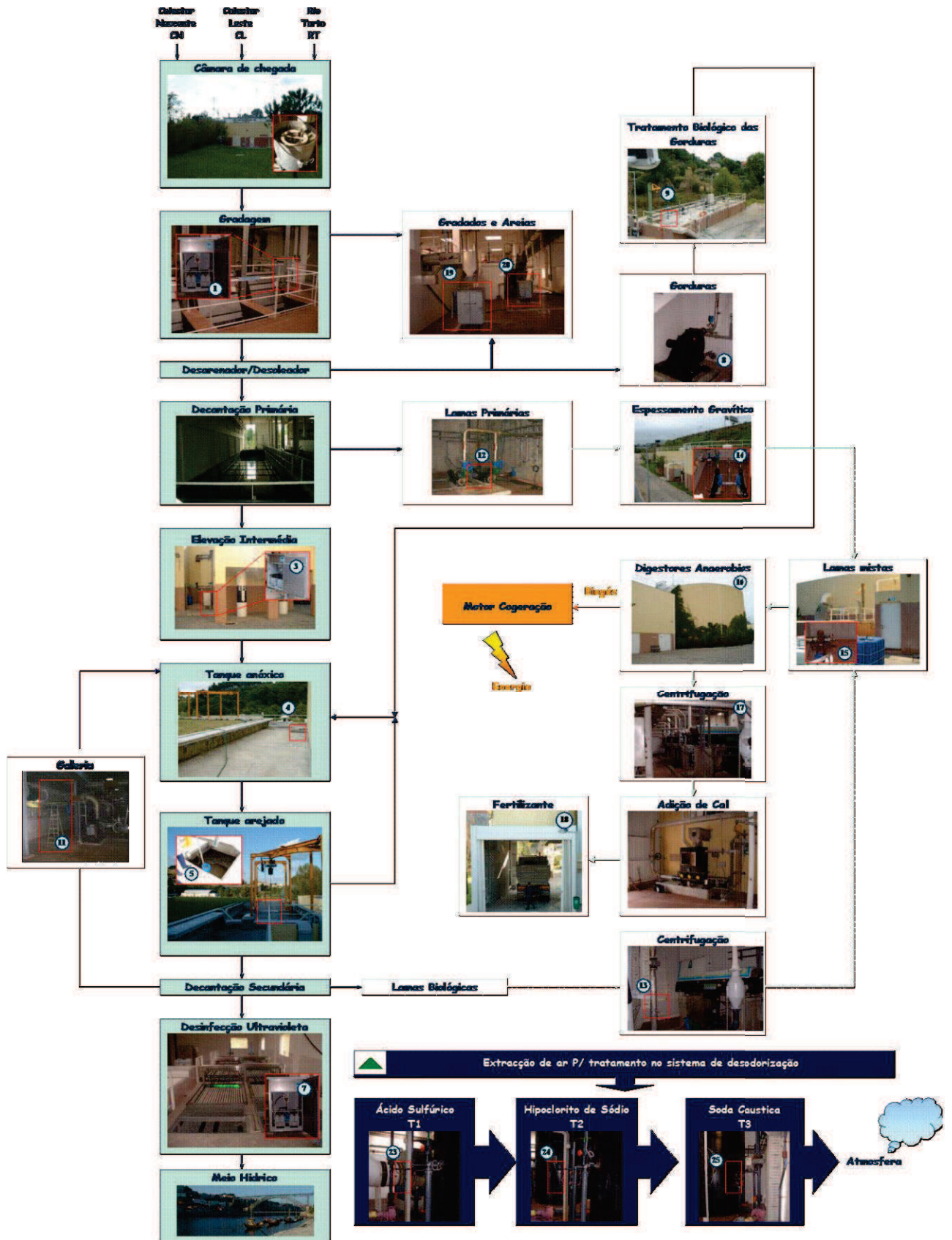


FIGURA 9: Diagrama do processo de tratamento da ETAR do Freixo

### 6.1.1 LINHA LÍQUIDA

A linha líquida, onde se realiza o tratamento das águas residuais efluentes, é constituída pelas seguintes etapas de tratamento [26].

#### 6.1.1.1 PRÉ-TRATAMENTO

##### Câmara de Chegada

As águas residuais afluentes à ETAR do Freixo são de origem doméstica e industrial provenientes de uma rede de coletores do tipo separativo.

A chegada geral das águas residuais à ETAR realiza-se numa obra específica que permite a reunião dos quatro coletores (figura 10) – Intercetor Nascente Porto, Emissário Leste Porto, Intercetor Rio Torto e Emissário Azevedo Campanhã - é homogeneizado através de um agitador, evitando assim a sua decantação [25].



FIGURA 10: Câmara de chegada

##### Gradagem

A gradagem constitui a operação preliminar do tratamento de águas residuais. O objetivo desta etapa consiste na remoção dos sólidos grosseiros em suspensão e flutuantes através da sua passagem entre as barras de uma grade. O bom funcionamento destes órgãos é indispensável para evitar problemas nas etapas posteriores de tratamento. A instalação possui três linhas de gradagem (sendo uma de reserva), cada uma equipada com uma grade inclinada (ângulo de 50°) e com um espaço entre barras de 6 mm, como se pode ver na figura 11.

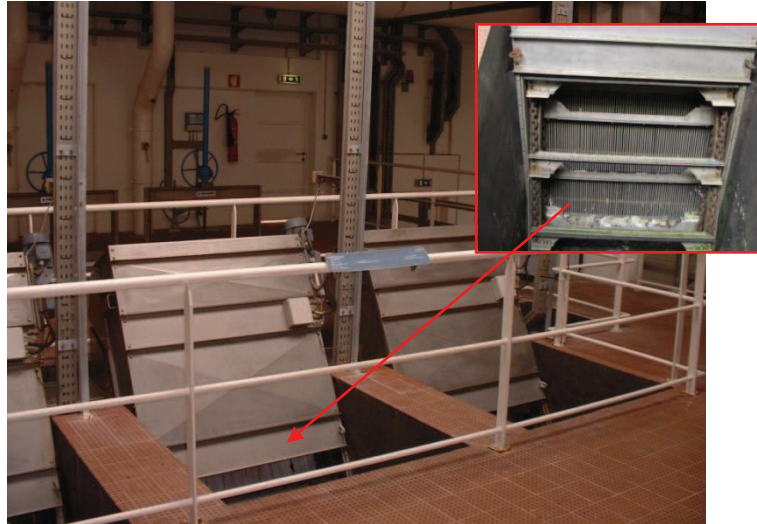


FIGURA 11: Gradagem

O número de linhas colocadas em funcionamento depende do valor do caudal de entrada no tratamento, a fim de evitar depósitos nos canais de gradagem devido a uma velocidade de circulação demasiado baixa e quantidade de gradados no afluente.

Após a gradagem, o caudal de afluente é medido através de um canal do tipo Parshal. A medição do nível a montante e a jusante do canal permite detetar a presença de alguma anomalia que possa estar a ocorrer.

Os sólidos removidos nesta etapa do tratamento são denominados de gradados e são transportados e enviados para um contentor através de um transportador/compactador, como se pode ver na figura 12.



FIGURA 12: Transportador e contentor de gradados

### Desarenamento / Desengorduramento

O objetivo desta etapa do tratamento é o de remover as partículas de dimensão superior a 0,2 mm, de forma a:

- evitar deposição nos órgãos seguintes;
- proteger os equipamentos contra a abrasão;
- evitar o entupimento das tubagens;
- não sobrecarregar as etapas seguintes do tratamento.

Existem dois desarenadores/desengorduradores (figura 13) no edifício dos pré-tratamentos, estando cada um equipado com uma ponte raspadora que tem como função raspar as matérias à superfície do desarenador e uma bomba acoplada à ponte que tem como função a sucção das areias depositadas no desarenador.

A diminuição da velocidade do escoamento dos efluentes promove a decantação e remoção das areias. Esta velocidade de escoamento não deve ser excessivamente diminuída, uma vez que as gorduras têm uma densidade mais baixa que as areias e assim permitir que as partículas minerais possam depositar-se sem arrastar gordura.

A remoção dos óleos e gorduras é feita através da injeção de ar de modo a garantir a turbulência e a sua ascensão.

O tempo de passagem dos efluentes através do desarenador é aproximadamente de 3 a 5 minutos para o caudal máximo.

Como foi referido anteriormente, as gorduras que estão à superfície do desengordurador são arrastadas pela ponte raspadora para uma calha e as areias seguem para um classificador cuja função é lavar e reduzir o teor de matéria orgânica das mesmas [25].



FIGURA 13: Desarenador / Desengordurador

### 6.1.1.2 TRATAMENTO PRIMÁRIO

O efluente que já passou pelos anteriores tratamentos descritos, possui ainda gorduras e minerais sedimentáveis. A matéria orgânica em suspensão representa uma importante proporção da poluição orgânica presente nas águas residuais brutas.

O objetivo da decantação primária (figura 14) é o de fazer a separação das matérias decantáveis das águas residuais e das matérias flutuantes, impedindo a sua passagem para o tratamento secundário. Uma vez que uma fração importante das matérias sedimentáveis são orgânicas, com a sua decantação diminui-se a carga no tratamento Biológico.

As matérias em suspensão eliminadas na decantação primária denominam-se lamas primárias e são recolhidas nos poços piramidais e tratadas no circuito de lamas. O volume destas lamas deve ser conhecido ou estimado de maneira relativamente exata a fim de poder dimensionar e gerir o sistema de tratamento das lamas do melhor modo. O volume e qualidade destas lamas extraídas pode variar dependendo de vários fatores:

- composição, frescura e taxa de diluição das águas a serem tratadas;
- capacidade de decantação das lamas;
- rendimento de depuração do tanque;
- utilização ou não de floculantes e coagulantes;
- método e velocidade de evacuação das lamas.



FIGURA 14: Decantação primária lamelar

A elevação intermédia, representada na figura 15, é o estágio que se situa entre a decantação primária e o tratamento secundário. Neste estágio os efluentes do

tratamento primário são elevados por três bombas de hélice em tubo (sendo uma de reserva) e enviados para o tratamento biológico. A partir deste estágio o efluente circula sempre por gravidade.



FIGURA 15: Elevação Intermédia

#### 6.1.1.3 TRATAMENTO SECUNDÁRIO

O tratamento secundário (figura 16) inclui o tratamento biológico, a recirculação do licor misto e a decantação secundária.



FIGURA 16: Tratamento Secundário

As ETARs com lamas biológicas podem ser descritas a partir de certos parâmetros de funcionamento/dimensionamento ou pela natureza e disposição das obras e dos equipamentos. O parâmetro que permite caracterizar o sistema de lamas biológicas é a

carga mássica (Cm). A carga mássica exprime a relação entre a massa de poluição a ser eliminada e a massa de microrganismos utilizada na estação para a eliminação dessa poluição.

$$Cm = \frac{\text{kg CBO}_5/\text{dia}}{\text{kg SSV}/\text{m}^3 \text{ tanque}} \quad \text{EQ. 6-1}$$

Quanto menor for a carga mássica, melhor é a eliminação da matéria orgânica da água residual. Sendo assim, podemos dizer que existe uma relação estreita entre a carga mássica e o rendimento de depuração.

#### 6.1.1.3.1 TRATAMENTO BIOLÓGICO

É nos reatores biológicos que ocorre a degradação da matéria orgânica, bem como a dos nutrientes, azoto e fósforo.

A remoção biológica do azoto compreende o processo de nitrificação, que ocorre na zona arejada do reator biológico, e de desnitrificação, que ocorre na zona anóxica do reator biológico, representadas respetivamente nas figuras 17 e 18.



FIGURA 17: Zona arejada



FIGURA 18: Zona anóxica

#### 6.1.1.3.2 DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA

Este órgão efetua duas funções: a clarificação do efluente e o espessamento das lamas para a recirculação. As lamas obtidas são recirculadas em parte para o reator biológico (tanque de arejamento) para manter a concentração de sólidos em suspensão voláteis, isto é, a concentração da biomassa.

Os flocos obtidos no tanque de arejamento devem decantar rapidamente para que a operação seja eficiente. Por vezes são leves e fofos e a decantação ocorre dificilmente e os sólidos são arrastados no efluente tratado (bulking).

#### 6.1.1.3.3 RECIRCULAÇÃO DO LICOR MISTO

A recirculação das lamas, representada na figura 19, tem como objetivo garantir a concentração dos microrganismos no tanque de arejamento.

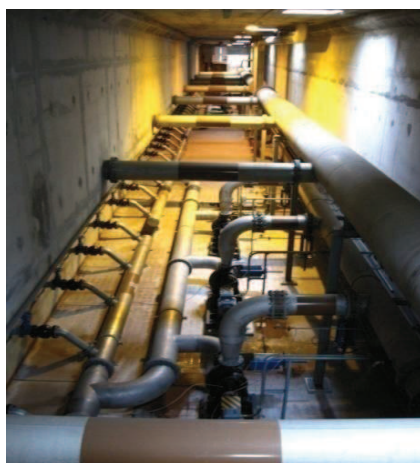


FIGURA 19: Recirculação das lamas

Uma porção dos microrganismos produzidos numa estação de tratamento por lamas ativadas deve ser removida do sistema e outra porção deve ser mantida no sistema. Sendo assim, uma parte das lamas biológicas recolhidas nos decantadores secundários retorna ao tanque de arejamento e outra parte é retirada do sistema. As bactérias retornam ao tanque de arejamento para substituir aquelas que foram retiradas, uma vez que o seu crescimento não é tão rápido como a sua retirada para fora do tanque. Outro objetivo da recirculação das lamas biológicas é o de garantir que existem microrganismos suficientes para a assimilação de toda a matéria orgânica que estiver a ser descarregada na estação de tratamento. Quanto mais matéria orgânica estiver presente, mais microrganismos são necessários e vice-versa. Algumas bactérias necessitam de ser retiradas do sistema para que a população biológica não continue a aumentar e para controlar a duração de tempo que os microrganismos permanecem no processo. Não é desejável que no sistema se encontrem microrganismos nem muito velhos, nem muito novos [24].

#### 6.1.1.4 TRATAMENTO TERCIÁRIO

O tratamento terciário destina-se a efetuar a desinfecção da água residual de modo a permitir a sua posterior reutilização como água industrial e na rega de espaços verdes. A desinfecção é realizada por ação de radiação ultravioleta em dois canais onde estão instalados módulos de lâmpadas UV, e está representada na figura 20 [26].



FIGURA 20: Desinfecção UV

#### 6.1.2 LINHA DE LAMAS

O objetivo do tratamento das lamas é reduzir o seu volume e condicioná-las para que possam corresponder às condições exigidas para deposição em solos agrícolas: teor

em matérias secas superior a 25% e pH básico que limita o desenvolvimento de bactérias e evita os maus cheiros [25].

Para corresponder às condições de descarga, as lamas primárias produzidas pelos decantadores primários, são espessadas por decantação, estabilizadas e desidratadas por centrifugação.

#### 6.1.2.1 ESPESSAMENTO DAS LAMAS PRIMÁRIAS

O objetivo do espessamento das lamas primárias é produzir lamas de qualidade constante apresentando uma concentração em matéria seca elevada. Esta operação é efetuada nos espessadores gravíticos representados na figura 21. As lamas, quando saem dos decantadores primários apresentam significativas variações de concentração devido ao facto de que, para evitar o envelhecimento no fundo das tremonhas, os tempos de extração são importantes e, por isso, a concentração varia muito entre o início e o fim da operação.



FIGURA 21: Espessadores gravíticos

#### 6.1.2.2 ESPESSAMENTO DAS LAMAS ATIVADAS

As lamas ativadas em excesso são devidas a duas origens: sólidos voláteis produzidos e sólidos em suspensão fixos e voláteis dificilmente biodegradáveis presentes no afluente.

Estas lamas excedentárias são espessadas por centrifugação. Para isso, são primeiro recebidas num tanque, sendo depois bombeadas para as centrífugas de espessamento, representadas na figura 22. Entre estes dois passos é adicionado um polímero

proveniente da unidade de preparação de polímero, para facilitar o processo de espessamento.

Depois de espessadas por centrifugação, as lamas ativadas são bombadas ao tanque de mistura de lamas espessadas, onde são misturadas com as lamas primárias espessadas.



FIGURA 22: Centrifugas de espessamento

#### 6.1.2.3 MISTURA DAS LAMAS ESPESSADAS

As lamas primárias e as lamas secundárias, depois de espessadas, são misturadas num tanque de lamas mistas, figura 23, para depois serem fornecidas aos digestores.



FIGURA 23: Tanque de lamas mistas

#### 6.1.2.4 DIGESTÃO DAS LAMAS MISTAS

As lamas mistas são submetidas a uma estabilização anaeróbia mesófila em duas etapas (primária e secundária) através de duas linhas de digestores, que se podem ver na figura 24, onde as lamas são agitadas por meio de insuflação de biogás.

A eficiência da digestão pode ser influenciada pelos seguintes fatores:

- qualidade das lamas introduzidas, particularmente pelo seu teor em matérias voláteis;
- o tempo de retenção no digestor. A eficiência aumenta com o tempo de retenção;
- a temperatura. A zona ótima de funcionamento é de 35 – 37°C;
- a agitação. A agitação das lamas do digestor favorece a conservação de uma temperatura uniforme dentro de todo o digestor, assim como a remoção da crosta formada na superfície do líquido;
- pH. A zona ótima de funcionamento é acima de pH 7,00.



FIGURA 24: Digestores anaeróbios

##### 6.1.2.4.1 AGITAÇÃO DOS DIGESTORES POR RECIRCULAÇÃO DE BIOGÁS

A agitação dos digestores é feita por insuflação de biogás.

##### 6.1.2.4.2 AQUECIMENTO DOS DIGESTORES

O aquecimento dos digestores é essencial para aumentar a cinética de degradação anaeróbia das lamas.

Com vista a manter as lamas em digestão sob temperatura constante, existem duas caldeiras, dois permutadores térmicos água/lamas e um motor de cogeração para aquecer as lamas frescas e compensar as perdas energéticas das unidades.

#### 6.1.2.4.3 CALDEIRAS E PRODUÇÃO DE ÁGUA QUENTE

A ETAR possui duas caldeiras para produção de água quente para utilização nos permutadores de calor e, conseqüentemente, para o aquecimento das lamas. As caldeiras funcionam com biogás, que sofre um tratamento de remoção de  $H_2S$  e água antes de ser utilizado, mas também podem funcionar a fuel.

#### 6.1.2.4.4 MOTOR TÉRMICO, GASÓMETRO E QUEIMADOR

A ETAR dispõe de um motor de cogeração, o qual transforma o metano produzido na digestão anaeróbia de lamas em energia elétrica e térmica. A energia térmica é usada nos permutadores de calor. Quando o motor de cogeração está em funcionamento não é necessária a utilização das caldeiras.

#### 6.1.2.5 DESIDRATAÇÃO DAS LAMAS E ARMAZENAMENTO NO SILO

Após a digestão, as lamas são desidratadas até um teor em sólidos de 30%. Esta intervenção inclui as seguintes fases: condicionamento químico com polímero; desidratação em centrífugas.

As lamas desidratadas são ainda sujeitas a uma etapa final de estabilização química com cal viva, destinada a garantir uma estabilização perfeita das lamas antes do seu transporte a destino final.

Antes de serem transportadas, as lamas são armazenadas num silo, figura 25, com capacidade para armazenar  $160\text{ m}^3$  de lamas.



FIGURA 25: Silo de armazenamento de lamas

### 6.1.3 LINHA DE DESODORIZAÇÃO

A ETAR do Freixo possui, ainda, uma linha de tratamento do ar contaminado proveniente das diferentes obras da instalação, tais como:

- obra de entrada;
- pré-tratamento e decantação primária;
- espessadores;
- tanque de lamas mistas;
- tratamento de gorduras.

O tratamento de ar contaminado, consiste na sua lavagem química sequencial nas seguintes três etapas:

- lavagem ácida com ácido sulfúrico;
- lavagem oxidante com hipoclorito de sódio;
- lavagem básica com hidróxido de sódio.

## 7 METODOLOGIA UTILIZADA NA AVALIAÇÃO DAS LAMAS E MICROFAUNA

### 7.1 PREPARAÇÃO ANTES DA OBSERVAÇÃO

A caracterização microbiológica da biomassa necessita da observação de amostras em que o tempo entre a recolha e a análise deve ser o mais curto possível, sobretudo se o objetivo for o de fazer uma contagem da microfauna.

A amostra deve ser representativa da biomassa desenvolvida dentro do tanque de arejamento. Esta deve ser recolhida usando um dispositivo, que permita recolher lamas à profundidade desejada (cerca de meia profundidade do tanque).

Para evitar erros de recolha de lamas, obtendo-se amostras não representativas, as amostras devem ser recolhidas em pontos com características homogéneas e evitando locais junto das paredes do tanque [27].

A amostra deverá ser suficiente para diferentes avaliações:

- índice de lamas;
- observação macroscópica;
- observação microscópica.

### 7.2 OBSERVAÇÃO MACROSCÓPICA

#### 7.2.1 COR

Uma lama proveniente de um sistema de tratamento de águas residuais por lamas ativadas com arejamento prolongado deverá apresentar uma cor castanha.

Através da cor da lama ativada pode-se tirar conclusões quanto ao grau de arejamento e tipo de efluentes presentes.

- Quanto ao grau de arejamento da instalação (acompanhado de um odor mais ou menos intenso):
  - lama clara indica lama pouco concentrada proveniente, por exemplo, de estações de tratamento de carga elevada e baixa idade das lamas;
  - lama castanha indica lama bem mineralizada e concentrada;
  - lama mais escura indica sub-arejamento da lama;
  - lama negra indica condições de anaerobiose.
- Quanto ao tipo de efluente a tratar, uma cor muito diferente do habitual é frequentemente indício da chegada de efluentes industriais, em particular:

- cor rosada é característica da presença de efluentes de leitarias (estes efluentes têm características que proporcionam o desenvolvimento de certas espécies microbianas específicas (*Flavobacter*) que dão esta coloração à lama);
- cor alaranjada indica a presença de efluentes de papelarias ou de fabricação de alimentos para animais domésticos;
- outras cores, indicam normalmente a presença de efluentes de tinturarias (a cor da lama está relacionada com a coloração inicial do efluente bruto a tratar);
- cor negra está frequentemente relacionada com a utilização de sais de ferro em efluentes da indústria dos curtumes [27].

### 7.2.2 ODOR

O odor permite confirmar os pontos citados em 7.2.1.

De uma maneira geral, a intensidade do odor está inversamente relacionada com o grau de arejamento da lama, em particular:

- ligeiro aroma a terra (húmus) corresponde a bom arejamento, baixa carga;
- aroma a esgoto indica falta de oxigênio;
- forte odor a H<sub>2</sub>S ou metano (ovos podres) indica fermentação da lama (anaerobiose).

Os efluentes de pocilgas, curtumes, queijarias têm odores característicos, mesmo que o efluente esteja bem arejado, permitindo a identificação do tipo de efluente presente [27].

### 7.2.3 PROVA DE DECANTAÇÃO

A prova de decantação efetua-se numa primeira abordagem medindo o volume de lama decantado após 30 minutos numa proveta ou cone Imhoff de 1 Litro, sem diluição nem agitação.

Se o volume decantado for inferior a 100 mL, a quantidade de lama na instalação é insuficiente.

Se o volume estiver compreendido entre 200 e 750 mL a quantidade de lama existente na instalação é suficiente [27].

Se o volume for superior a 750 mL podem existir dificuldades de decantação relacionadas com o desenvolvimento de bactérias filamentosas. O elevado volume de lamas pode, também, estar relacionado com uma grande concentração de lamas relacionada com dificuldades de extração.

#### 7.2.4 PRESENÇA DE FLUTUANTES

Ao fim dos 30 minutos da prova de decantação podem observar-se flutuantes que poderão ter diversas origens:

- gordura proveniente de uma atividade industrial rica em gorduras (indústria agroalimentar) ou de uma ineficácia dos pré-tratamentos;
- corpos grosseiros devido à triagem insuficiente.

Por sua vez esta lama flutuante teria como origem:

- espumas derivadas da presença de bactérias filamentosas, visíveis ao microscópio;
- desnitrificação (aspeto claro) devido à libertação do azoto gasoso;
- anaerobiose (cor escura) derivado da libertação de metano [27].

##### 7.2.4.1 A QUALIDADE DO SOBRENADANTE

De um modo geral, um sobrenadante límpido é significado de um tratamento eficaz. A olho nú, esse sobrenadante pode estar carregado de bactérias livres e apresentar diferentes aspetos.

- A desordem, deve-se à presença de pequenos flocos (da ordem de 1 mm de diâmetro) sendo, assim, denominados de flocos finos; a dificuldade de floculação destes flocos pode ser devida a uma lama muito jovem relacionada com uma carga elevada, uma descarga pontual anormal, um pH afluente muito ácido provocando uma “defloculação” momentânea da lama.
- A turvação está relacionada com um sobrenadante carregado de bactérias livres ou de matéria orgânica coloidal, podendo ter diferentes origens:
  - uma depuração insuficiente pelas bactérias, relacionada a uma falta mais ou menos marcada de oxigénio;
  - mais raramente, uma baixa biodegradabilidade do afluente.
- A coloração é função da:
  - natureza do afluente a tratar;
  - baixa carga da instalação resultando num crescimento de algas (coloração esverdeada) [27].

### 7.2.5 COMPORTAMENTO DOS FLOCOS DURANTE A DECANTAÇÃO

Quando os flocos são muito pequenos e dispersos, a lama decanta mais lentamente. Correspondem geralmente a lama pouco concentrada ou concentrada demais. A depuração é geralmente satisfatória.

Quando se formam flocos com 5 a 10 mm de diâmetro e a interface água/lama está bem definida a situação é considerada normal.

Flocos fofos e mal definidos indicam problemas de proliferação (desenvolvimento de bactérias filamentosas) ou disfunção biológica [27].

## 7.3 EXAME MICROSCÓPICO DAS LAMAS ATIVADAS COM ESPECIAL REFERÊNCIA ÀS CARACTERÍSTICAS DOS FLOCOS E CARACTERIZAÇÃO DOS ORGANISMOS

O exame microscópico das lamas ativadas é essencial para a determinação da natureza física dos flocos de lamas ativadas e da abundância e tipo de microrganismos presentes. Este tipo de exame geralmente fornece informação relacionada com o comportamento da lama ativada na separação de sólidos. São as propriedades físicas das lamas ativadas visualizadas ao microscópio que determinam as características da sedimentabilidade e compactação da lama [24].

## 7.4 PREPARAÇÃO ANTES DA OBSERVAÇÃO

Durante a observação microscópica, dependendo da concentração da amostra, poderá ser necessário fazer uma diluição e esta terá que ser considerada na sua interpretação (densidade específica, flocos).

O equipamento base para a observação microscópica dos protozoários e filamentosas foi um microscópio ótico da marca Leica, modelo DM LS2, como se ilustra na figura 26:



FIGURA 26: Microscópio ótico Leica DM LS2

## 7.5 PREPARAÇÃO DA LÂMINA

### 7.5.1 RECONHECIMENTO E OBSERVAÇÃO DOS FLOCOS E DA BIOMASSA (SCREENING)

As observações foram efetuadas logo após a colheita no tanque de arejamento de maneira a evitar uma elevada mortalidade de algumas espécies. Para o efeito, colocou-se uma gota com cerca de 0,5 mL de licor misto (utilizando uma pipeta de Pasteur) numa lâmina de vidro e cobriu-se a zona com uma lamela de 24×24 mm. Analisou-se ao microscópio ótico de contraste de fase usando uma ampliação de 100×. Esta primeira identificação das formas de vida, designa-se por rastreio, e deve ser feito pelo menos duas vezes por amostra, já que fornece o número de espécies sistemáticas necessário para o cálculo do IBL, referido no ponto 7.5.3.

A identificação das espécies presentes foi feita recorrendo a chaves de classificação de protozoários. Os microrganismos contabilizados são os protozoários pertencentes aos grupos dos grandes e dos pequenos flagelados, dos ciliados, das amibas com teca, dos rotíferos, dos nemátodos e dos gastrotríquios, e apenas se contabilizaram como espécies presentes, aquelas que se encontravam presentes pelo menos duas vezes durante o rastreio, ou pelo menos uma vez durante a contagem.

### 7.5.2 CONTAGEM MICROSCÓPICA

Após a identificação das espécies e grupos presentes na amostra, estima-se a sua abundância relativa, quer das unidades taxonómicas (grupos, géneros ou espécies conforme os microrganismos), quer dos grupos funcionais (sésseis, nadadores e móveis de fundo). Para o efeito são feitas contagens dos microrganismos presentes num volume conhecido de cada amostra. O procedimento consiste em medir 25 µL da amostra e colocar numa lâmina de vidro, cobrindo, de seguida, com uma lamela de 18×18 mm. Este conjunto é então colocado no microscópio ótico de contraste de fase, e utiliza-se a ampliação de 100× para a contagem do número de indivíduos de cada espécie que foi identificada no rastreio (screening). Esta contagem é feita seguindo o trajecto indicado na figura 27, e abrange toda a amostra.

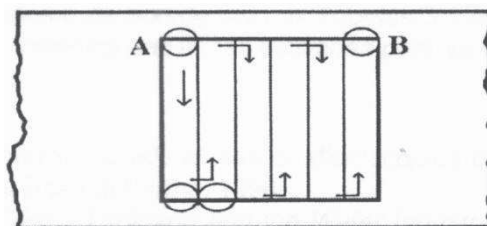


FIGURA 27: Esquema representativo do procedimento correto de contagem da microfauna [19].

Repete-se o procedimento com uma nova preparação da mesma amostra e determina-se para cada espécie ou grupo, o número de indivíduos/mL de lama activada.

Para a estimativa da abundância de pequenos flagelados, necessária para o método do cálculo do IBL, usa-se uma câmara de Fuchs-Rosenthal de 3,2  $\mu\text{L}$ . A câmara de Fuchs-Rosenthal consiste numa célula de contagem quadrangular, com dois reticulados de 16 $\times$ 16 quadrículas de 250  $\mu\text{m}$  de lado, como se pode ver na figura 28.

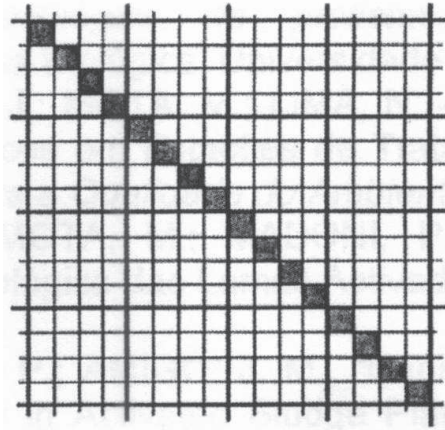


FIGURA 28: Câmara de Fuchs-Rosenthal [19]

Colocam-se duas gotas de amostra, uma sob cada reticulado da câmara, e contam-se os pequenos flagelados que se encontram dentro ou sobre as 16 quadrículas (0,2  $\mu\text{L}$ ) que formam cada uma das diagonais desta câmara.

Finalmente, calcula-se a dominância considerando os seguintes grupos: sésseis, amibas com teca, móveis de fundo, ciliados nadadores e pequenos flagelados.

### 7.5.3 ÍNDICE BIÓTICO DAS LAMAS (IBL)

Este método, proposto por Madoni [28], é baseado tanto na diferente sensibilidade demonstrada por alguns grupos aos principais parâmetros físicos, químicos e gestacionais, como na abundância e diversidade da microfauna. Isto permite definir a qualidade biológica da lama mediante um valor numérico convencional.

O índice biótico das lamas tem em consideração os seguintes pontos:

- a riqueza em espécies tende a variar normalmente com a carga mássica. O maior número de espécies foi observado com cargas compreendidas entre 0,2 e 0,3 kg CBO/kg SSV.d;
- a densidade da microfauna diminui com a diminuição da carga mássica. Nos tanques de arejamento de sistemas que implementem a nitrificação, a microfauna é menos abundante do que nos sistemas convencionais [28].

## 7.5.3.1 CÁLCULO DO IBL

O IBL é calculado com base nas tabelas 11 e 12. Na tabela 11, a entrada vertical é feita tendo em consideração a riqueza específica da amostra e o número de pequenos flagelados na diagonal da câmara de Fuchs-Rosenthal. Na coluna da direita estão distribuídos os diversos grupos da microfauna associados a uma decrescente qualidade biológica das lamas. Na entrada horizontal é tomado em consideração o grupo dominante no tanque de arejamento e, depois, a densidade total da microfauna. Se dois ou mais grupos compartilham a dominância da amostra, escolhe-se o grupo que ocupa a posição mais baixa na tabela.

TABELA 11: Tabela de duas entradas para o cálculo do índice biótico de lamas [28].

Grupo Dominante	Densidade (ind/L)	S>10		8≤S≤10		5≤S≤7		S<5	
		F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100
Ciliados Móveis de Fundo+Amibas com Teca	≥10 <sup>6</sup>	10	8	9	7	8	6	7	5
	<10 <sup>6</sup>	9	7	8	6	7	5	6	4
Ciliados Sésseis* >80%	≥10 <sup>6</sup>	9	7	8	6	7	5	6	4
	<10 <sup>6</sup>	8	6	7	5	6	4	5	3
<i>Opercularia</i> spp.	≥10 <sup>6</sup>	7	5	6	4	5	3	4	2
	<10 <sup>6</sup>	6	4	5	3	4	2	3	1
<i>Vorticella Microstoma</i>	≥10 <sup>6</sup>	6	4	5	3	4	2	3	1
	<10 <sup>6</sup>	5	3	4	2	3	1	2	0
Ciliados Nadadores	≥10 <sup>6</sup>	5	3	4	2	3	1	2	0
	<10 <sup>6</sup>	4	2	6	1	2	0	1	0
Pequenos Flagelados (>100) <sup>γ</sup>	≥10 <sup>6</sup>	4		3		2		1	
	<10 <sup>6</sup>	3		2		1		0	

\**Opercularia* e *Vorticella microstoma* não abundantes; <sup>γ</sup> número de flagelados na diagonal da câmara de Fuchs-Rosenthal

S: número de espécies da microfauna excluindo os flagelados

F: número de pequenos flagelados na diagonal da câmara de Fuchs-Rosenthal

TABELA 12: Conversão do valor do IBL em classes de qualidade biológica das lamas e avaliação da eficiência depuradora do tratamento [28].

Valor IBL	Classe	Avaliação
8 - 10	I	Lamas bem colonizadas e estáveis; atividade biológica ótima; elevada eficiência depuradora
6 - 7	II	Lamas bem colonizadas e estáveis; atividade sub-ótima; eficiência depuradora suficiente
4 - 5	III	Atividade biológica insuficiente; eficiência depuradora medíocre
0 - 3	IV	Atividade biológica muito baixa; eficiência depuradora baixa

## 7.6 PROCEDIMENTO PARA A ANÁLISE DOS MICRORGANISMOS FILAMENTOSOS

### 7.6.1 AMOSTRAGEM E CONSERVAÇÃO

A amostra do licor misto deve ser recolhida num ponto com boa mistura abaixo da superfície para excluir qualquer espuma ou outro tipo de material flutuante. Se existirem espumas, deve-se retirar uma amostra da espuma separada da amostra do licor misto.

Apesar de algumas espumas serem viscosas, espessas e difíceis de transferir para o recipiente de colheita, estas não devem ser diluídas, pois uma observação importante é a da relativa abundância de organismos filamentosos na espuma comparativamente com os do licor misto.

A frequência de amostragem e da observação microscópica depende das circunstâncias do processo. Uma observação diária justifica-se em períodos críticos, tais como ocorrência de “bulking”, aplicação de cloro ou durante períodos experimentais. Para períodos ditos normais, uma observação semanal ou até mensal é perfeitamente aceitável.

As amostras devem ser examinadas o mais cedo possível após colheita. Se as lamas provêm de uma instalação de alta carga devem ser analisadas, no máximo, passados 3 a 4 dias, se refrigeradas entre 4 e 5°C. Se as lamas são provenientes de uma instalação de baixa carga podem ser analisadas até 8 a 10 dias depois, nas mesmas condições de refrigeração.

Nas amostras em estudo, não foi necessário proceder à sua conservação, uma vez que as observações foram efetuadas rapidamente após colheita.

### 7.6.2 IDENTIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES

A observação das espécies de bactérias filamentosas efetua-se através do exame de algumas características morfológicas. Os microrganismos foram observados usando uma ampliação de 1000×, usando o óleo de imersão, e utilizando um dos métodos de coloração, coloração de Gram ou coloração de Neisser. Previamente colocou-se uma gota de amostra numa lâmina de vidro, cobrindo-se de seguida com uma lamela de 22 mm e efetuou-se a observação do aspeto geral dos flocos com uma ampliação de 100×. Começou-se por analisar a morfologia dominante dos flocos, percorrendo-se toda a lamela, de acordo com as características propostas por Jenkins *et al.* [24], tais como, a forma (redonda, irregular, compactos ou difusos) textura, os efeitos das bactérias

filamentosas na estrutura dos flocos (nenhuma, pontes entre filamentos, crescimento dos flocos à volta dos filamentos criando uma estrutura aberta, larga e irregular), etc.

Para uma melhor e mais correta identificação das espécies, recorre-se às colorações de Gram e Neisser. As observações das preparações coloradas são efetuadas usando uma ampliação de 1000× em contraste de fase.

A coloração de Gram baseia-se na permeabilidade da membrana celular, sendo esta maior nas bactérias Gram – e menor nas bactérias Gram +. A maior permeabilidade da membrana das Gram – consente a exportação do complexo iodo cristal-violeta por parte do descolorante – álcool etílico – e permite, assim, a ação do segundo corante – a Safranina. Apresentam, por isso, a cor da Safranina, vermelho [19].

Na coloração de Neisser, apesar do mecanismo biológico desta coloração não ser completamente conhecido, os organismos filamentosos tornam-se distintos em Neisser +, Neisser – ou com grânulos Neisser +. O ingrediente ativo é o azul-de-metileno que, sendo catiónico, se liga aos locais aniónicos das cadeias de polifosfatos.

Após a recolha das informações inerentes aos vários organismos filamentosos presentes nas lamas, é possível proceder à identificação das espécies dominantes mediante o uso da tabela B-1 apresentada no anexo B, onde aparecem resumidas as características morfológicas das várias espécies e, eventualmente, comparando as observações com fotografias [19].

As características morfológicas dos filamentos observados foram:

- existência de ramificações, sendo classificadas como verdadeiras caso existam, ou falsas caso não existam ramificações;
- mobilidade dos filamentos;
- forma do filamento, podendo este ser direito, dobrado, levemente curvo, enrolado, em ramallete ou irregular;
- localização do filamento, podendo ser externa, interna ou livre na fase líquida;
- dimensão do filamento, tendo em conta o seu comprimento e o diâmetro;
- crescimento de bactérias sésseis;
- existência de bainha;
- forma das células que compõem o filamento, podendo ser bastonetes ovais, bastonetes com extremidades arredondadas, esféricas, discóides, quadradas, retangulares ou em forma de barris;
- existência de septo celular e endentação do septo;
- existência de inclusões.



## 8 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 8.1 DESCRIÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERATÓRIAS

O trabalho experimental teve início no dia 27 de Novembro de 2012. Nesta altura, começou a verificar-se um aumento acentuado dos sólidos no efluente da ETAR.

Os ensaios tiveram início precisamente numa altura em que se observava perfeitamente, a olho nu, os indícios da presença de uma enorme quantidade de bactérias filamentosas nos tanques.

Como já foi referido, quando em excesso, estas bactérias provocam problemas de não sedimentação, perda de sólidos e produção de espumas.

No caso em estudo, o principal problema era a excessiva produção de espumas e a má sedimentabilidade das lamas, como se pode ver na figura 29. A produção de espumas está associada a diversos tipos de filamentosas, sendo elas: *Microthrix Parvicella*, Nocardioformes, tipo 0092 e tipo 1863 [24].



FIGURA 29: Aspeto dos decantadores secundários no início do estudo

A identificação de bactérias filamentosas e condições operacionais que são responsáveis pelo seu crescimento indesejado fazem parte de uma medida de controlo a longo prazo, normalmente utilizada para controlar o seu crescimento indesejável. Para além desta medida, há outras medidas operacionais que podem ser usadas para

controlar tanto o crescimento das bactérias filamentosas como os problemas operacionais que causam. São elas o uso de medidas de controlo a curto prazo e o uso de tanques de seleção de microrganismos.

As medidas de controlo a curto prazo, podem ser:

- aumentar a taxa de recirculação de lamas ativadas;
- manipular o ponto de alimentação do substrato para o tanque de arejamento;
- adicionar um coagulante ao afluente do decantador secundário;
- adicionar um polímero ao afluente do decantador secundário;
- adicionar um tóxico.

Numa primeira fase, uma vez que a ETAR é um processo contínuo, com limites de descarga impostos a cumprir, a atuação teve de ser imediata, sendo apenas efetuada numa segunda fase o que se chama de medidas de controlo a longo prazo.

Estas podem ser [20,29]:

- identificar os organismos filamentosos problemáticos;
- identificar as condições de operação responsáveis pelo crescimento indesejado de filamentosas;
- regular as condições operacionais para prevenir o crescimento indesejado de bactérias filamentosas identificadas.

Quanto ao uso de tanques de seleção de microrganismos, estes podem ser [20]:

- anóxicos;
- anaeróbios;
- para aumento pontual da razão A/M.

Como já foi referido, neste caso numa fase inicial foi usada uma medida de controlo a curto prazo, sem a identificação das bactérias filamentosas problemáticas ou as condições operacionais que permitem o seu crescimento, mas tendo em consideração o histórico da instalação. Assumiram-se como fatores de perturbação a diminuição da temperatura e o aumento da frequência de picos de elevada pluviosidade. As medidas aplicadas descrevem-se a seguir.

Numa primeira fase, promoveu-se o aumento da taxa de recirculação da decantação secundária para o tanque anóxico. Esta medida não controla o crescimento de bactérias filamentosas, mas proporciona o controlo de problemas associados com o seu crescimento indesejado, tais como, problemas de sedimentabilidade e perda de sólidos. O objetivo do aumento da taxa de recirculação é o da diminuição do manto de lamas e o da remoção mais rápida de sólidos dos decantadores secundários. Contudo, um aumento da taxa de recirculação pode fazer com que os flocos se fragmentem e diminua a sua capacidade de decantação resultando numa perda de eficiência do tratamento, ou seja, aumento do teor de sólidos suspensos totais na água tratada. O aumento da taxa de recirculação tem, também, como efeito, uma diminuição da concentração da purga de lamas.

Numa segunda fase, que teve início a 5 de Dezembro de 2012 introduziu-se na alimentação um composto altamente concentrado em matéria orgânica na recirculação de lamas. Uma vez que existe um excesso de bactérias filamentosas nos tanques de arejamento e conseqüentemente uma baixa concentração de microrganismos (protozoários e metazoários), interessa aumentar a concentração da alimentação dos mesmos para que se proporcione o seu crescimento de forma a poderem competir com as bactérias filamentosas fazendo com que a concentração destas diminua.

Nesta segunda fase também se aumentou a extração da lama biológica. Cada linha de tratamento tem duas bombas de extração de lama biológica. Apesar de se estar a proporcionar uma maior quantidade de alimento aos microrganismos presentes nos tanques de arejamento, é necessário ter em atenção que este alimento vai proporcionar o aumento da taxa do seu crescimento e conseqüentemente um maior teor de sólidos suspensos totais nos reatores. Este aumento, pode proporcionar um excesso de sólidos nos decantadores secundários e no efluente final, o que não deverá ocorrer. Como tal, realizaram-se análises diárias aos SST dos reatores biológicos de forma a manter um equilíbrio mássico nos tanques. Para isso, é necessário controlar a extração de lama de cada linha para manter uma concentração média estável. Por uma questão de confidencialidade apresentam-se apenas alguns dos valores e analisa-se a influência que esses fatores têm nos parâmetros apresentados.

Note-se que todo este processo está interligado e é um processo lento que tem como objetivo proporcionar uma boa depuração do efluente.

## 8.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO AFLUENTE À ETAR, DO AFLUENTE AOS DOIS REATORES BIOLÓGICOS, DO LICOR MISTO E DO EFLUENTE

A caracterização físico-química foi efetuada no afluente à ETAR, no afluente aos dois reatores biológicos, no licor misto dos dois reatores biológicos e no efluente. Foram efetuadas 6039 análises físico-químicas às amostras recolhidas nos pontos referidos.

Os parâmetros físico-químicos determinados, os respetivos métodos, a periodicidade e o local de amostragem estão representados na tabela 13:

TABELA 13: Parâmetros físico-químicos determinados, métodos analíticos e ponto de amostragem

Parâmetros Físico-Químicos	Método Analítico	Ponto de Amostragem		
		Decantação Primária (amostra composta 24h)	Reatores Biológicos 1 e 2 (amostra pontual)	Saída (amostra composta 24h)
pH	Potenciometria	x	x	x
Temperatura	Termometria	x	x	x
Potencial Redox	Potenciometria		x	
Oxigénio Dissolvido			x	
CQO	Espectrofotometria	x		x
CBO <sub>5</sub>	Respirometria	x		x
SST	Gravimetria	x	x	x
SSV	Gravimetria	x	x	x
N-NO <sub>3</sub>	Espectrofotometria	x	x	x
N-NH <sub>4</sub>	Espectrofotometria	x	x	x
Ntotal	Espectrofotometria	x		x
P total	Espectrofotometria	x		x
SS30minutos			x	

Os valores dos caudais do afluente, da entrada dos reatores biológicos e de saída, bem como os caudais de recirculação e as horas de extração de lamas foram retirados diariamente do sistema de supervisão da ETAR do Freixo.

Os resultados médios, máximo, mínimo e desvio padrão do período em estudo (Outubro de 2012 a Agosto de 2013) dos pontos analisados são apresentados nas tabelas 14, 15, 16 e 17.

TABELA 14: Valores médios, máximo, mínimo e desvio-padrão ( $\sigma$ ) dos parâmetros determinados para o afluente da ETAR.

	Qa (m <sup>3</sup> /d)	pH	CQO (mgO <sub>2</sub> /L)	CBO <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> /L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	N <sub>total</sub> (mg/L)	P-PO <sub>4</sub> (mg/L)	CBO <sub>5</sub> /CQO
Média	18540	7,50	773	512	386	340	0,8	47	72	8,9	0,65
Mínimo	12779	6,93	124	48	40	88	0,4	12	27	2,9	0,39
Máximo	50341	8,10	1034	890	1210	516	2,7	60	95	12,0	0,92
$\sigma$	5503	0,21	204	155	170	96	0,5	11	16	2,1	0,07

TABELA 15: Valores médios, máximo, mínimo e desvio-padrão ( $\sigma$ ) dos parâmetros determinados para o afluente aos dois reatores biológicos

	CQO (mg O <sub>2</sub> /L)	CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	SST (mg/L)	pH
Média	429	252	143	7,14
Máximo	981	620	352	7,58
Mínimo	101	30	20	6,72
$\sigma$	140	91	54	0,15

TABELA 16: Valores médios, máximo, mínimo e desvio-padrão ( $\sigma$ ) dos parâmetros determinados para o licor misto dos reatores biológicos.

	pH	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	T (°C)	OD (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)
<b>REATOR BIOLÓGICO LINHA 1</b>							
Média	6,53	3742	2745	20,1	1,10	5,26	3,08
Mínimo	5,89	2170	2235	15,2	0,10	0,90	0,00
Máximo	7,02	5430	3275	27,8	7,28	14,60	20,50
$\sigma$	0,24	559	311	3,5	1,37	2,04	3,26
<b>REATOR BIOLÓGICO LINHA 2</b>							
Média	6,49	3807	3233	19,9	0,62	6,2	1,7
Mínimo	5,76	2875	2275	14,8	0,02	2,0	0,0
Máximo	6,99	5220	4150	27,3	6,55	12,3	13,7
$\sigma$	0,26	459	376	3,44	0,97	1,86	2,29

TABELA 17: Valores médios, máximo, mínimo e desvio-padrão ( $\sigma$ ) dos parâmetros determinados para o efluente da ETAR.

	Q <sub>w</sub> (m <sup>3</sup> /d)	pH	CQO (mgO <sub>2</sub> /L)	CBO <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> /L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	N <sub>total</sub> (mg/L)	P-PO <sub>4</sub> (mg/L)
Média	19705	6,49	53	5	13	12	6,7	2,0	10,2	5,5
Mínimo	12730	6,02	50	2	10	10	3,4	0,0	6,76	2,6
Máximo	28630	7,45	125	17	85	75	13,2	12,3	16	11,5
$\sigma$	3444	0,20	11	2,2	9	9	1,6	2,0	1,7	1,9

### 8.2.1 pH

Pela análise dos resultados acima representados, verifica-se que o pH do afluente à ETAR, do afluente aos dois reatores biológicos, e do efluente da ETAR se manteve sempre próximo do pH neutro. No que respeita aos reatores biológicos, o pH dos dois tanques encontra-se entre o valor considerado ideal para um bom desenvolvimento dos microrganismos e, como tal, para uma boa depuração biológica.

Sendo assim, a eficiência da depuração não foi posta em causa, no que respeita a este parâmetro.

### 8.2.2 CQO E CBO<sub>5</sub>

Tendo em conta os valores da CQO e da CBO<sub>5</sub>, verifica-se que, para o afluente os valores médios foram de 773 mg O<sub>2</sub>/L e 512 mg O<sub>2</sub>/L, respetivamente. Verificaram-se valores máximos de 1034 mg O<sub>2</sub>/L para a CQO e 890 mg O<sub>2</sub>/L para a CBO<sub>5</sub>, valores estes, mais elevados do que os estipulados no projeto, como se pode ver na tabela A-3 do anexo A.

Apesar de não ser possível controlar a carga orgânica que aflui à ETAR, nunca se verificou no período em estudo uma carga orgânica no efluente final superior aos valores impostos pelo Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto, que impõe como valores limite de descarga, 150 mg O<sub>2</sub>/L para a CQO e 40 mg O<sub>2</sub>/L para a CBO<sub>5</sub>, como se pode ver na tabela A-1 do anexo A. Estes valores da CQO e da CBO<sub>5</sub> cumpriram, também em todo o período, os limites impostos na Licença de Descarga que impõe os valores de 125 mg O<sub>2</sub>/L e 25 mg O<sub>2</sub>/L, para os dois parâmetros, respetivamente. Os valores impostos pela Licença de Descarga estão referidos na tabela A-2 do anexo A. Sendo assim, durante o período em estudo, o efluente da ETAR apresentou sempre características que possibilitaram a sua descarga, cumprindo os limites impostos na licença de descarga.

### 8.2.3 RAZÃO CBO<sub>5</sub>/CQO

A razão CBO<sub>5</sub>/CQO indica a biodegradabilidade de um efluente. Considera-se que a água residual pode ser sujeita a tratamento biológico se a razão CBO<sub>5</sub>/CQO ≥ 0,5; para valores inferiores a 0,3 a água residual é considerada tóxica ou com necessidade de aclimação dos microrganismos para o seu tratamento.

Na figura 30, apresenta-se o gráfico representativo da variação da razão CBO<sub>5</sub>/CQO em função do tempo.

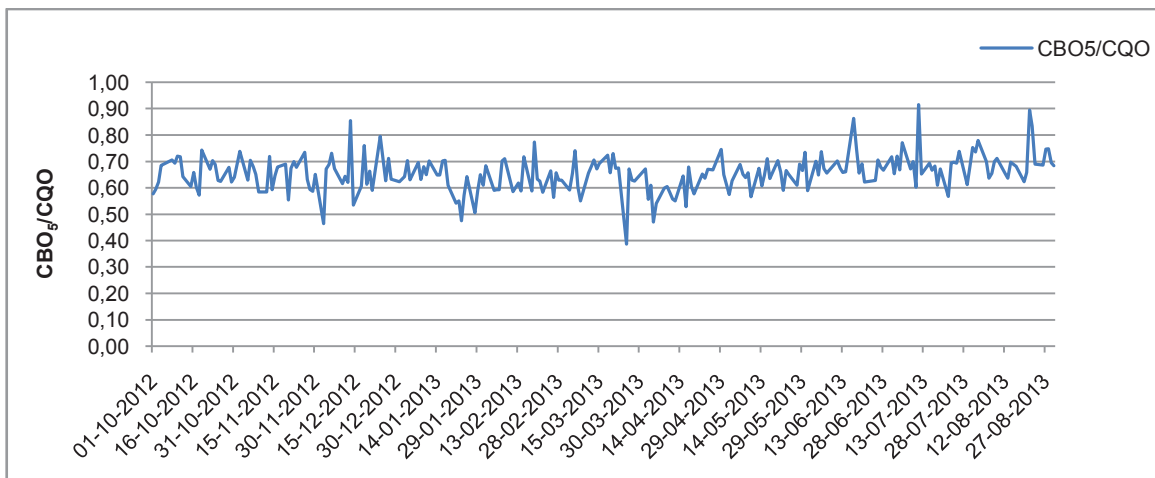


FIGURA 30: Variação da razão CBO<sub>5</sub>/CQO em função do tempo

A média obtida foi de 0,65, o que indica que a água residual possui uma contaminação de origem orgânica facilmente biodegradável e por isso passível de ser tratada biologicamente. Durante o período em estudo, apenas se observaram 4 valores abaixo do limite, respetivamente 0,47 no dia 03/12/2012, 0,48 no dia 23/01/2013, 0,39 no dia 25/03/2013 e 0,47 no dia 04/04/2013. Nestes dias verificou-se uma diminuição acentuada dos valores da CQO e da CBO<sub>5</sub>, resultante das acentuadas chuvadas que se fizeram sentir.

### 8.2.4 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

Relativamente aos sólidos suspensos totais, o efluente apresentou um valor médio de 13 mg/L. Este valor também cumpre o valor estipulado no Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto, que impõe como valor limite de descarga 60 mg/L. Contudo, no final do mês de Novembro (dias 29 e 30) e durante o mês de Dezembro (dias 4, 11, 12, 13 e 27), verificaram-se alguns valores acima do imposto no Decreto-Lei e na Licença de

Descarga acima referidos. Estes valores foram consequência de uma avaria num dos decantadores secundários. A paragem deste órgão levou a uma acumulação de lama não sedimentada, que passou para o efluente final, sendo necessário fechar a entrada do afluente a este decantador e distribuindo o caudal pelos restantes. Para além desta causa do aumento do teor de SST no efluente, outros fatores foram responsáveis pela diminuição da qualidade da água tratada. Esses fatores foram a diminuição da temperatura e o aumento dos picos de pluviosidade que se fizeram sentir, como se irá referir no ponto 8.4.

Como se pode verificar no gráfico da figura 31, o efluente apresentou sempre características de elevada qualidade, exceto no período entre fim de Novembro e Dezembro.

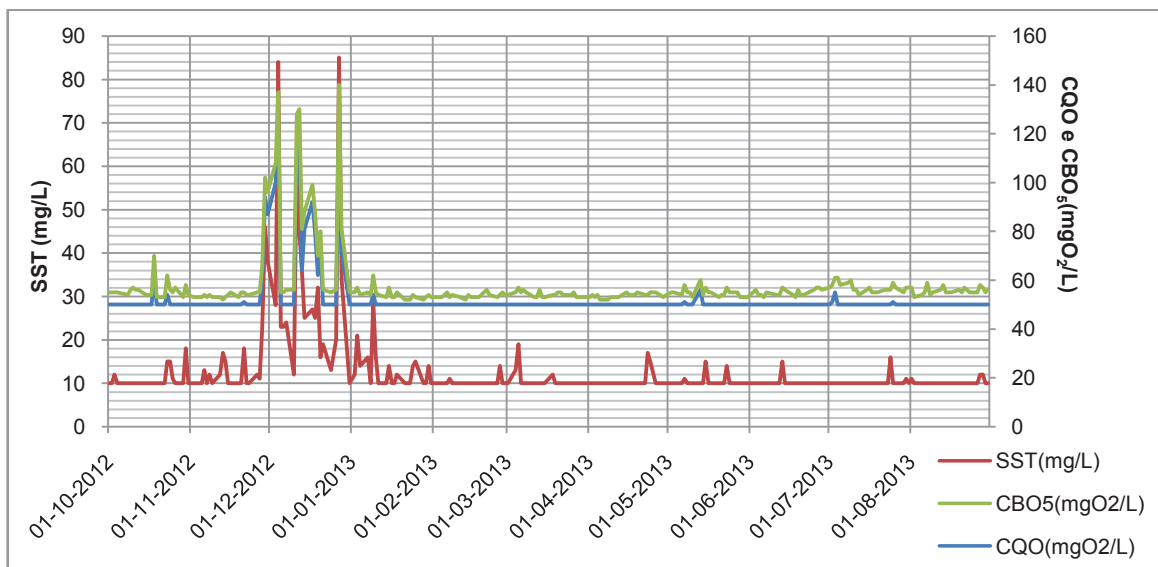


FIGURA 31: Evolução da concentração de SST, CQO e CBO<sub>5</sub> do efluente final ao longo do período em estudo

#### 8.2.5 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA CQO, DA CBO<sub>5</sub> E DOS SST

A percentagem de remoção indica a eficiência do tratamento na remoção de determinados constituintes da água residual e pode ser expressa pela equação 8-1:

$$\% \text{ remoção} = \frac{[\text{afluente}] - [\text{efluente}]}{[\text{afluente}]} \quad \text{EQ.8-1}$$

Os resultados para as eficiências de remoção da CQO, da CBO<sub>5</sub>, dos SST, do fósforo e do azoto total, apresentam-se na tabela 18.

TABELA 18: Resultados das eficiências de remoção da CQO, da CBO<sub>5</sub>, dos SST, do fósforo e do azoto total

	% remoção CQO	% remoção CBO	% remoção SST	% remoção P-PO4	% remoção Ntotal
Média	92,3	98,9	95,9	33,6	84,5
Mínimo	59,7	91,7	75,0	-----	65,9
Máximo	95,2	99,7	99,2	69,4	92,0
$\sigma$	4,0	0,8	3,2	29,6	5,8

Como se pode verificar na tabela 18, obtiveram-se valores médios para a eficiência de remoção da CQO, CBO<sub>5</sub> e SST de 92,3%, 98,9% e 95,9%, respetivamente. Estes valores são superiores aos valores previstos para a instalação, como se pode ver na tabela A-4 do anexo A, o que leva a concluir que a ETAR do Freixo possui um tratamento bastante eficaz na remoção de matéria orgânica da água residual.

No que respeita à remoção do azoto total, a ETAR do Freixo possui uma percentagem de remoção média também bastante elevada, obtendo-se um valor de 84,5%. Este valor era previsto, uma vez que a ETAR possui um processo de desnitrificação/nitrificação para a remoção do azoto bastante eficaz.

Quanto à remoção do fósforo, o processo de tratamento não se mostra tão eficaz, apresentando valores médios de remoção da ordem dos 33,6%, no entanto, cumpre-se o valor previsto no projeto para a qualidade da água tratada.

### 8.3 PARÂMETROS CALCULADOS BASEADOS NA CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA

Apresentam-se na tabela 19 os valores médios, mínimos, máximos e do desvio padrão ( $\sigma$ ) do IVL, da taxa A/M, do tempo de retenção hidráulico e do oxigénio dissolvido para os reatores biológicos 1 e 2.

TABELA 19: Valores médios, mínimos, máximos e do desvio padrão ( $\sigma$ ) para o IVL, taxa A/M, tempo de retenção hidráulico, oxigênio dissolvido e idade das lammas para os reatores biológicos das linhas 1 e 2.

	IVL (mL/g)	A/M (kg CBO <sub>5</sub> /kg SSV.d)	TRH (h)	OD (mg/L)	Idade lammas (d)
<b>Reactor Biológico 1</b>					
<b>Média</b>	261	0,121	15,7	1,1	19,5
<b>Mínimo</b>	171	0,015	10,1	0,1	2,4
<b>Máximo</b>	432	0,351	53,7	7,3	157,3
<b><math>\sigma</math></b>	36	0,045	5,2	1,4	34,8
<b>Reactor Biológico 2</b>					
<b>Média</b>	263	0,149	17,6	0,6	20,9
<b>Mínimo</b>	188	0,110	8,9	0,02	4,5
<b>Máximo</b>	348	0,308	46,9	6,6	185,2
<b><math>\sigma</math></b>	33	0,05	4,2	1,0	30,0

### 8.3.1 IVL

As características de decantabilidade das lammas são avaliadas por meio de ensaios laboratoriais, em particular determinando o Índice Volumétrico de Lammas (IVL). Este parâmetro, define-se como sendo o volume, em mL, ocupado por um grama de sólidos em suspensão secos do licor misto (suspensão do tanque de lammas ativadas) após decantação durante 30 minutos num cone Imhoff ou numa proveta com a capacidade de 1000 mL, e está representado na figura 32 [25].

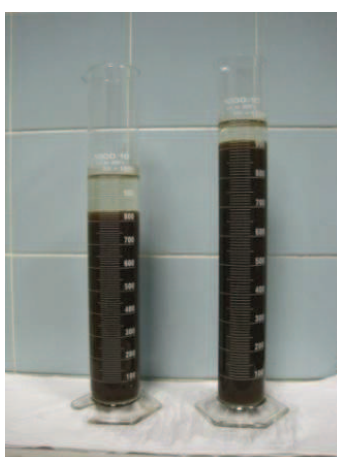


FIGURA 32: Índice volumétrico de lammas

A expressão que traduz o IVL é dada pela equação 8-2:

$$\text{IVL} = \frac{\text{SS 30 min} \times 1000}{\text{SST}} \quad \text{EQ. 8-2}$$

em que os sólidos sedimentáveis ao fim de 30 minutos (SS 30 min) correspondem ao volume decantado numa proveta ou num cone Imhoff de 1L ao fim de 30 minutos, expresso em mL/L e SST corresponde aos sólidos suspensos totais do tanque de arejamento, expressos em mg/L.

No que respeita a este parâmetro, os reatores biológicos da ETAR do Freixo apresentam uma média de 261 mL/g e 263 mL/g, respetivamente. A partir de Novembro de 2012 verificou-se um aumento do IVL para os dois reatores, apresentando valores superiores no reator biológico 2 relativamente ao reator biológico 1, nos meses de Dezembro e Janeiro, como se pode verificar no gráfico da figura 33. Este aumento deveu-se à fraca sedimentabilidade apresentada pelas lamas neste mês, resultado das fracas condições meteorológicas e suas consequências que irão ser referidas. Teoricamente, uma lama que apresente valores superiores a 120 mL/g corresponde a uma fraca sedimentabilidade e a um efluente final com elevada turbidez, o que apenas se verificou nos meses de Novembro e Dezembro, resultado de alterações meteorológicas que se irão referir no ponto 8.4.

Pelos resultados obtidos, verifica-se que se conseguem desempenhos muito eficazes do tratamento trabalhando com IVL superior ao valor teórico.

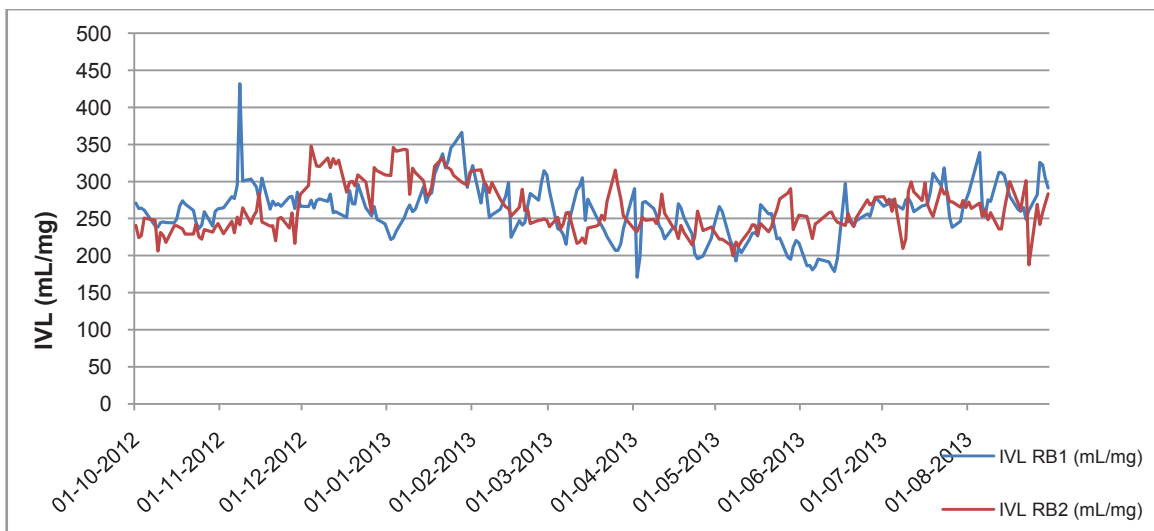


FIGURA 33: Variação do IVL durante o período em estudo.

### 8.3.2 A/M

A razão alimento/microrganismos (A/M) indica a carga orgânica introduzida no sistema de lamas ativadas e é expressa em kg CBO<sub>5</sub>/kg SSV.d. A expressão que traduz a razão A/M é dada pela equação 8-3:

$$\frac{A}{M} = \frac{Q_e \times \text{CBO}_5}{\text{SSV} \times V} \quad \text{EQ. 8-3}$$

em que,  $Q_e$  corresponde ao caudal de alimentação a cada reator em m<sup>3</sup>/d, CBO<sub>5</sub> corresponde à carência bioquímica de oxigênio ao fim de 5 dias expressa em mg O<sub>2</sub>/L, SSV corresponde aos sólidos suspensos no licor misto expressos em mg/L e V o volume do tanque de arejamento expresso em m<sup>3</sup>.

Para o tratamento biológico da maior parte das águas residuais a razão A/M deverá estar incluída no intervalo 0,3-0,6 kg CBO<sub>5</sub>/kg SSV.d.

Para valores de A/M inferiores a 0,3 kg CBO<sub>5</sub>/kg SSV.d, a quantidade de alimento (substrato) presente no sistema é insuficiente para manter o crescimento dos microrganismos. Como consequência, o sistema entra na fase de respiração endógena e os resíduos leves do material celular produzidos decantam mal e conferem às lamas más características de decantação.

Para valores elevados de A/M (por exemplo, superiores a 0,6 kg CBO<sub>5</sub>/kg SSV.d) predominam os microrganismos do tipo filamentosos e a lama produzida decanta mal, permanecendo em suspensão quase indefinidamente.

Para valores de A/M situados entre estes dois extremos, as lamas apresentam boas características de sedimentabilidade.

Estas três situações estão representadas na figura 34, onde se relaciona a carga orgânica presente no sistema e a capacidade de sedimentação das lamas.

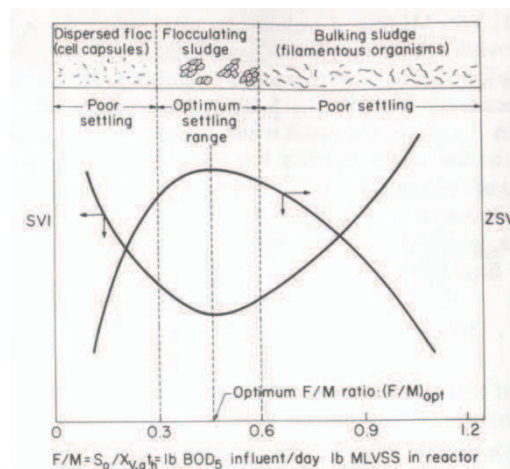


FIGURA 34: Relação entre a carga orgânica e a capacidade de sedimentação das lamas [30]

A ETAR do Freixo trabalha em regime de baixa carga (arejamento prolongado), apresentando alguns valores para regime de média carga, tendo-se obtido uma média para a razão A/M de 0,121 kg CBO<sub>5</sub>/kg SSV.d para o reator biológico 1 e de 0,149 kg CBO<sub>5</sub>/kg SSV.d para o reator biológico 2. Apesar de se trabalhar com uma razão A/M baixa, as lamas apresentaram características de boa sedimentação, exceto nos meses de Novembro e Dezembro e no início de Janeiro.

As vantagens de operar numa relação A/M baixa são devidas à elevada quantidade de sólidos em suspensão que funciona como um tampão a variações na CBO<sub>5</sub>, pH, composição da água residual ou temperatura. Este sistema reduz também a produção de espumas e funciona bem quando existem variações na CBO<sub>5</sub> afluente. Os principais problemas que podem ocorrer neste tipo de sistema é a inadequada quantidade de alimento para a população de microrganismos, aumentando o crescimento de microrganismos filamentosos e a maior dificuldade (não limitativa) em manter a quantidade de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento [31].

Nas figuras 35 e 36 apresentam-se os gráficos representativos da razão A/M em função do tempo para os dois reatores biológicos.

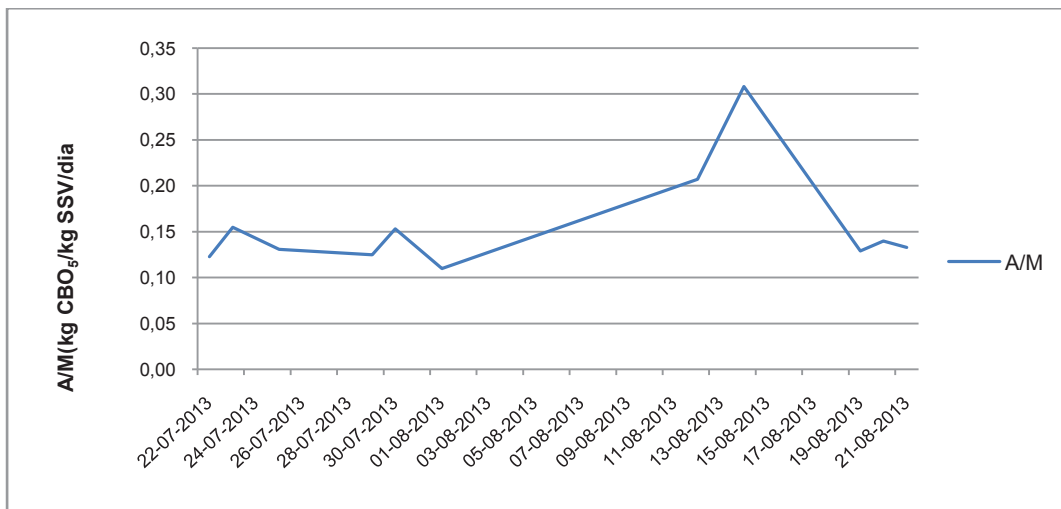


FIGURA 35: Variação da razão A/M em função do tempo para o reator biológico 1.

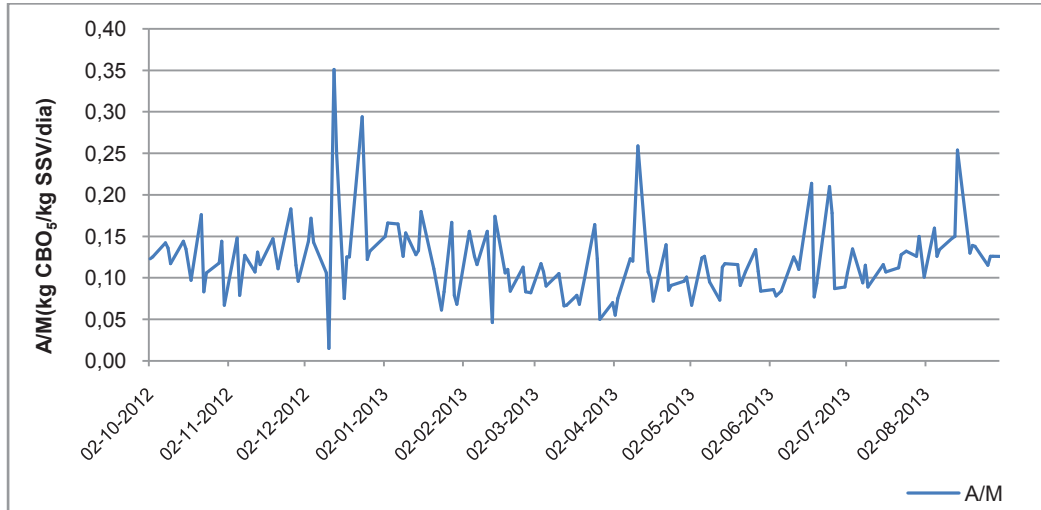


FIGURA 36: Variação da razão A/M em função do tempo para o reator biológico 2.

### 8.3.3 IDADE DAS LAMAS

A idade das lamas corresponde ao tempo de residência médio dos microrganismos no sistema. Enquanto que o tempo de residência hidráulico (TRH) pode ser da ordem de horas, a idade das lamas pode ser da ordem de dias. A idade das lamas é expressa pela equação 8-4,

$$\text{Idade das lamas (dias)} = \frac{\text{SSV} \times V}{\text{SS}_e \times Q_e + \text{SS}_w \times Q_w} \quad \text{EQ. 8-4}$$

em que, SSV corresponde aos sólidos suspensos no reator biológico expressos em mg/L; V corresponde ao volume do reator biológico expresso em L,  $\text{SS}_e$  corresponde aos sólidos suspensos no afluente expressos em mg/L,  $Q_e$  corresponde ao caudal de entrada no reator biológico expresso em  $\text{m}^3/\text{d}$ ,  $\text{SS}_w$  corresponde aos sólidos suspensos no efluente expressos em mg/L e  $Q_w$  corresponde ao caudal de descarga expresso em  $\text{m}^3/\text{d}$ .

A idade das lamas pode variar entre 5 e 15 dias em processos convencionais de lamas ativadas. Em sistemas de arejamento prolongado a idade das lamas pode ser superior a 15 dias. A idade das lamas varia com a estação do ano, sendo mais elevada no inverno do que no verão.

Para este parâmetro, obtiveram-se valores médios de 19,5 dias para o reator biológico 1 e de 20,9 dias para o reator biológico 2, o que também corresponde a um sistema de baixa carga ou arejamento prolongado.

### 8.3.4 TEMPO DE RETENÇÃO HIDRÁULICO

O tempo de retenção hidráulico corresponde ao tempo médio de retenção do licor misto no tanque de arejamento do processo de lamas ativadas e é representado pela equação 8-5:

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad \text{EQ. 8-5}$$

em que,  $V$  corresponde ao volume do tanque de arejamento expresso em  $m^3$  e  $Q$  corresponde ao caudal afluente ao tanque de arejamento expresso em  $m^3/d$ .

O tempo de retenção hidráulico não apresentou grandes variações, sendo, em geral, cerca de 16 horas para o reator biológico 1 e de 17 horas para o reator biológico 2 correspondendo, por isso, a um período de arejamento prolongado.

## 8.4 CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS

Durante todo o período de estudo, verificou-se que os fatores meteorológicos que influenciam a eficiência do processo de tratamento foram a temperatura e os picos de pluviosidade.

Os meses de inverno são caracterizados por uma acentuada diminuição da temperatura e um aumento dos picos de pluviosidade. Segundo o Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA), os valores médios da quantidade de precipitação nos meses de Outubro e Novembro em Portugal Continental foram superiores aos valores normais, apresentando um aumento de 5,6% e 30,7%, respetivamente, classificando-se estes meses como chuvosos a muito chuvosos, como se pode verificar no gráfico da figura 37 [32]. Segundo a mesma fonte, em relação à temperatura do ar, o mês de Novembro caracterizou-se por valores médios de temperatura máxima, média e mínima do ar inferiores aos valores normais.

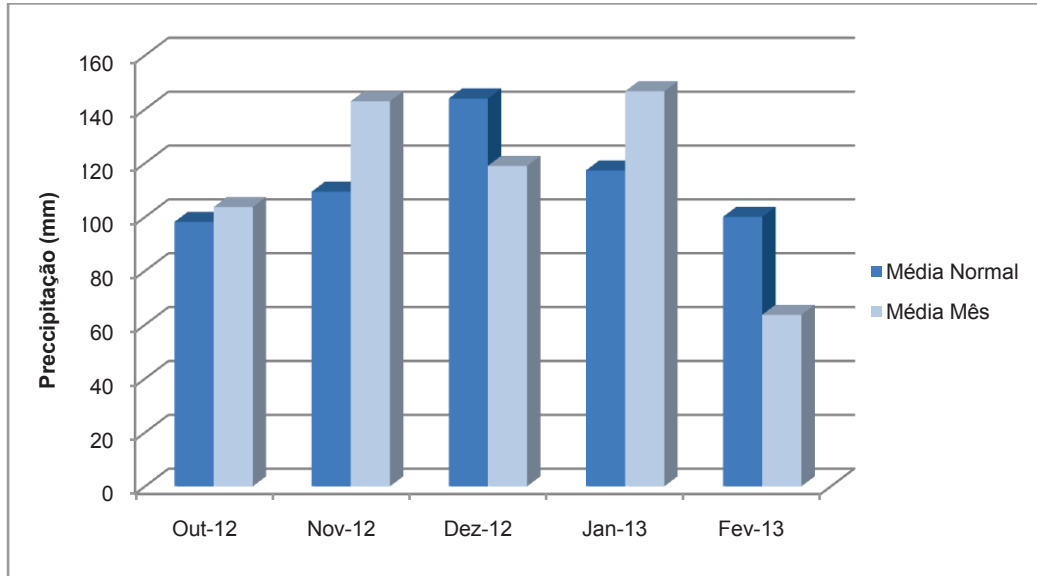


FIGURA 37: Variação da precipitação ocorrida em Portugal Continental nos meses de Outubro de 2012 a Fevereiro de 2013 e comparação com a média normal para os referidos meses.

Esta diminuição da temperatura causa um aumento do teor de oxigénio dissolvido nos reatores biológicos e o aumento dos picos de pluviosidade causam uma diminuição da carga afluyente. Uma diminuição da carga afluyente resulta numa diminuição de microrganismos (protozoários e metazoários) nos tanques de arejamento, e consequentemente provocará uma diminuição da degradação da matéria orgânica por parte dos mesmos. Forma-se aqui um ciclo cujo equilíbrio é extremamente difícil de obter.

## 8.5 EFEITO DAS ALTERAÇÕES OPERACIONAIS

### 8.5.1 TAXA DE RECIRCULAÇÃO DE LAMAS

No que respeita à recirculação das lammas, verificou-se que, quando se aumentou a recirculação de lammas no dia 10/12/2012 para os reatores biológicos, as espumas presentes nos decantadores secundários bem como os sólidos suspensos totais no efluente começaram a diminuir consideravelmente, traduzindo-se num efluente com características ideais para a sua descarga no meio recetor. Estes efeitos foram resultado da diminuição do tempo de residência das lammas na decantação secundária. A partir daí, manteve-se a recirculação praticamente estável, afinaram-se válvulas de entrada e saída de modo a minimizar caminhos preferenciais entre os vários decantadores, e os sólidos no efluente mantiveram-se sempre em valores baixos, como se pode verificar no gráfico da figura 38.

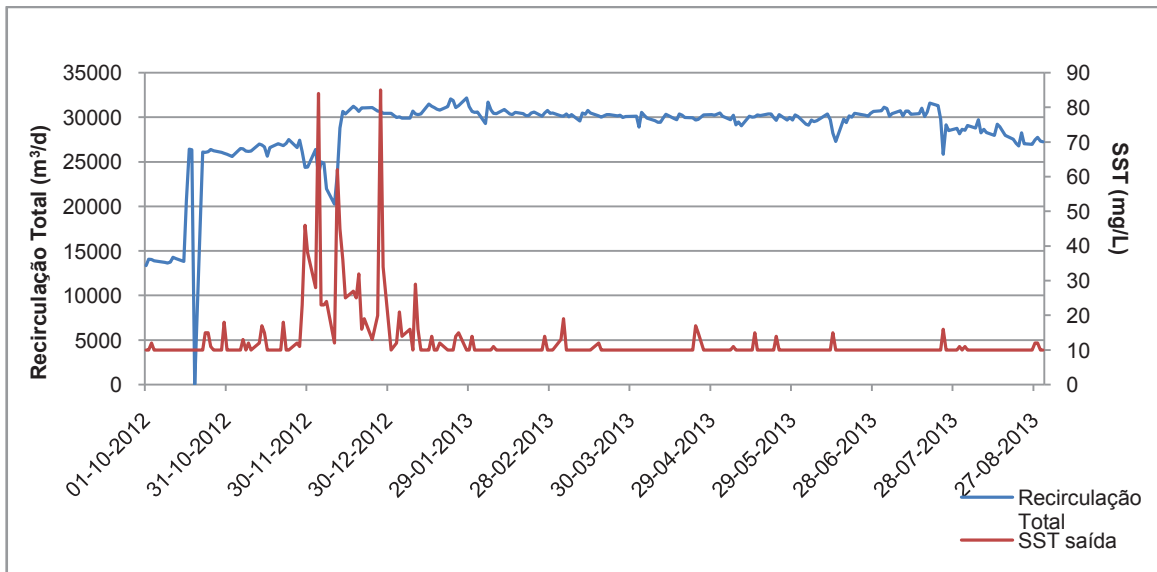


FIGURA 38: Variação dos SST (mg/L) do efluente final com a recirculação das lamas (m<sup>3</sup>/dia).

### 8.5.2 ADIÇÃO DE COMPOSTO ORGÂNICO

Relativamente ao efeito da alimentação de um composto altamente concentrado em matéria orgânica na recirculação de lamas, verificou-se que, sempre que se alimentou o reator biológico da linha 1 houve um aumento da concentração da recirculação e consequentemente um aumento do teor em sólidos suspensos no respetivo órgão, como seria de esperar. Tomando como exemplo o dia 19/12/2012, para um aumento na alimentação de composto orgânico de 200 m<sup>3</sup>, verificou-se um aumento na concentração da recirculação de 6,6 g/L para 7,7 g/L, um aumento no teor de SST no reator biológico 1 de 3475 mg/L para 3705 mg/L. O gráfico referente à variação do teor de SST em função da alimentação do composto orgânico apresenta-se no Anexo C.

A adição deste composto teve como efeito um aumento do alimento aos microrganismos presentes nos reatores biológicos (protozoários e metazoários), mas provocou um efeito tóxico no excesso de bactérias filamentosas presentes.

Esta adição do composto orgânico repercutiu-se, também, no teor de nitratos, tendo-se observado uma diminuição de 4,1 mg/L para 2,9 mg/L. O facto de o teor de nitratos diminuir com a adição de matéria orgânica na recirculação de lamas da decantação secundária à zona anóxica do reator biológico, resulta de um aumento da velocidade de desnitrificação. Para uma estação de baixa carga, como é o caso da ETAR do Freixo, a adição de matéria orgânica na água residual irá promover o aumento da energia que é necessária para a conversão do ião nitrato a azoto gasoso. Quando o oxigénio

dissolvido não estiver disponível devido à sua utilização na degradação da CBO solúvel, as bactérias desnitrificantes começam a utilizar o ião nitrato.

Como foi referido no capítulo 5.1 (item 5.1.1), a quantidade de substrato ou a CBO solúvel é o fator mais importante que influencia a desnitrificação. Quanto maior a quantidade de CBO, maior é a carência para eletrões recetores de oxigénio molecular livre e nitrato. Enquanto a CBO solúvel é degradada dentro da célula das bactérias, há libertação de eletrões do substrato degradado. Os eletrões libertados são removidos das células das bactérias por recetores de eletrões. Como tal, quanto maior for a quantidade de CBO solúvel que é degradada, maior é a quantidade de recetores de eletrões que é utilizada. Quanto mais rápido o oxigénio for removido, mais rapidamente ocorre a utilização do ião nitrato (desnitrificação).

Uma vez que o ensaio do composto orgânico estava apenas a ser feito com o reator biológico 1, e com bons resultados, estendeu-se ao reator biológico 2, fazendo trasfegas de lama do reator 1 para o 2, sempre que os sólidos aumentavam consideravelmente no reator 1 e diminuían no reator 2. Com esta adição de matéria orgânica ao reator biológico 2 também se verificou uma diminuição do teor de  $N_{total}$  no efluente, resultante de um aumento da velocidade de desnitrificação, como se referiu anteriormente.

O efeito da alimentação do composto orgânico traduziu-se na do número de bactérias filamentosas, no efluente de baixa turbidez, baixo  $CBO_5$  e baixo teor de SST.

### 8.5.3 TAXA DE EXTRAÇÃO DE LAMAS

A extração de lamas foi efetuada por bombas de extração para o tanque de lamas biológicas e no reator biológico 1 por trasfegas deste órgão para o reator biológico 2, uma vez que, como já foi referido, o efeito que se fez sentir no reator biológico 1 pela adição do composto orgânico, estendeu-se ao reator biológico 2. Estas trasfegas foram praticamente diárias, variando entre 1 a 2h por dia, respetivamente 600 m<sup>3</sup>/d e 1200 m<sup>3</sup>/d, consoante a necessidade de extração de lama do reator biológico 2 e a necessidade de alimentação de lama do reator biológico 2. Esta necessidade, foi facilmente visível pelo teor de SST nos dois reatores biológicos e pela qualidade do efluente final. Tomando como exemplo os dias 12/04/2013 e 13/04/2013, para uma extração de 600m<sup>3</sup>/d e 1420 m<sup>3</sup>/d, respetivamente, verifica-se para o reator biológico 1 uma diminuição no teor de SST de 4225 mg/L para 4000 mg/L e um aumento no teor de SST no reator biológico 2 de 3850 mg/L para 4150 mg/L.

A diminuição do teor de SST no reator biológico 1 foi facilmente compensada pela constante recirculação de lamas, chegando a um equilíbrio bem estabelecido. Para se evitar um aumento excessivo no teor de SST no reator biológico 2, mantiveram-se as bombas de extração deste órgão parametrizadas consoante a necessidade de extração de lama deste órgão.

O efeito da extração de lamas e da recirculação estão intimamente ligados, pois em termos percentuais, uma maior percentagem de extração relativamente à taxa de recirculação levou à diminuição do teor de SST, uma maior percentagem da taxa de recirculação relativamente à taxa de extração levou a um aumento do teor de SST nestes órgãos.

No que se refere à qualidade do efluente final, o equilíbrio encontrado entre a taxa de recirculação e a taxa de extração de lamas traduziu-se num efluente final de excelente qualidade desde Fevereiro até Agosto de 2013.

#### 8.5.4 TEOR DE OXIGÉNIO DISSOLVIDO

O aumento do teor de oxigénio resultante da diminuição da temperatura nos meses de inverno, diminui as condições anóxicas na primeira fase do tratamento biológico, resultando numa menor atividade de desnitrificação. Esta diminuição da desnitrificação resulta num aumento do valor final de nitratos e conseqüentemente no valor do azoto total no efluente final.

A diminuição das condições anóxicas favorece o crescimento das bactérias filamentosas, as quais nas épocas chuvosas encontram condições favoráveis ao seu crescimento, uma vez que diminui a carga orgânica afluente. O aumento do número destas bactérias e do teor de nitratos promove o aumento da desnitrificação nos decantadores secundários provocando ascensão do manto de lamas e conseqüentemente a não decantabilidade das lamas. Os finos sólidos que se verificam do lado dos descarregadores dos decantadores secundários não são possíveis de se remover, causando uma diminuição da qualidade da água tratada.

A partir do mês de Fevereiro de 2013 conseguiu-se controlar o teor de oxigénio dissolvido, uma vez que este se mostrou um mês menos chuvoso. Esta diminuição no teor de oxigénio para valores inferiores a 0,8 mg/L mostrou-se muito eficaz no processo de nitrificação, diminuindo o teor de nitratos no efluente e conseqüentemente no teor de azoto total.

## 8.6 CARACTERIZAÇÃO DA MICROFAUNA DA ETAR DO FREIXO

### 8.6.1 OBSERVAÇÃO MACROSCÓPICA

Como já foi referido, a primeira análise efetuada às lamas, consiste numa observação macroscópica das mesmas. Esta observação passa pela cor das lamas, pelo odor e pela observação da prova de decantação.

#### 8.6.1.1 COR

No início do estudo, as lamas apresentavam cor castanha escura, mas com uma grande quantidade de espumas indicativas da presença de uma grande quantidade de bactérias filamentosas.

A adição do composto concentrado efetuada a partir do dia 05/12/2012 e o aumento da taxa de recirculação de lamas que se efetuou no dia 10/12/2013 mostraram-se responsáveis pela diminuição da quantidade de espumas nos decantadores secundários e pela melhoria significativa da cor da lama.

#### 8.6.1.2 ODOR

Relativamente ao odor, as lamas apresentaram sempre um ligeiro aroma a terra, característico de um sistema com bom arejamento e baixa carga.

#### 8.6.1.3 PROVA DE DECANTAÇÃO

No que respeita à prova de decantação, os meses de inverno caracterizaram-se por valores superiores a 900 mL/L, chegando mesmo a atingir valores da ordem dos 1000 mL/L, traduzindo-se na dificuldade de decantação das lamas.

Durante todo o período verificou-se que o reator biológico 1 apresentou melhor sedimentabilidade do que o reator biológico 2, concluindo-se que a alimentação do composto concentrado à recirculação de lamas a este órgão foi eficaz na melhor capacidade de sedimentação. Sendo assim, o ideal seria adicionar também este composto ao reator biológico 2. Não sendo possível, e como já foi referido, estendeu-se o ensaio ao reator biológico 2, fazendo trasfegas de lama entre os dois reatores.

A melhoria da sedimentabilidade das lamas verificou-se a partir do mês de Fevereiro no reator biológico 1 e a partir do mês de Março no reator biológico 2. Foi durante o mês de Fevereiro que se efetuaram o maior número de injeções do composto concentrado no reator biológico 1, estendendo-se ao reator biológico 2 por sucessivas trasfegas, traduzindo-se em valores médios do IVL de 261 mL/g e 263 mL/g, respetivamente. Apesar de estes valores teoricamente serem indicativos de fraca sedimentabilidade das

lamas, na instalação em estudo tal não se verificou, pois a lama apresentou boa sedimentabilidade, traduzindo-se num efluente de excelente qualidade.

#### 8.6.1.4 PRESENÇA DE FLUTUANTES

Como já foi referido anteriormente, o estudo efetuado iniciou com um excesso de espumas nos decantadores secundários, indicativas da presença de uma grande quantidade de bactérias filamentosas. As alterações operacionais, tais como a recirculação de lamas e a adição do composto concentrado mostraram-se muito eficazes na redução das mesmas e na melhoria da qualidade do efluente final. Esta melhoria fez-se sentir a 31/12/2012.

#### 8.6.1.5 QUALIDADE DOS SOBRENADANTES E COMPORTAMENTO DOS FLOCOS

No início do estudo, as lamas apresentavam uma fraca sedimentabilidade, com flocos fofos e com sobrenadantes apresentando uma turvação mais elevada, melhorando significativamente após as alterações operacionais efetuadas, tornando-se os flocos mais definidos, com conseqüente melhoria na turvação e na qualidade do efluente final.

### 8.6.2 OBSERVAÇÃO MICROSCÓPICA

Ao longo do período em estudo, foram observadas diariamente amostras dos reatores biológicos das duas linhas de tratamento. A microfauna (protozoários, metazoários e bactérias filamentosas) presente nos reatores biológicos manteve-se praticamente inalterada durante todo o período, sendo os móveis de fundo o grupo dominante dos protozoários.

#### 8.6.2.1 PROTOZOÁRIOS

Nos meses de Novembro e Dezembro, apesar de não se terem feito contagens dos protozoários, por não se terem reunido as condições necessárias à análise microscópica, nas visualizações diárias verificou-se uma maior densidade de ciliados sésseis nas amostras dos dois reatores biológicos, diminuindo consideravelmente a partir de Janeiro, mês a partir do qual a microfauna se manteve praticamente inalterada. Seria de esperar um aumento da densidade de protozoários nos reatores biológicos, com a alimentação do composto orgânico na recirculação de lamas, mas esse efeito não se fez sentir.

Sendo assim, uma vez que a microfauna se manteve praticamente constante a partir deste período, apenas se fizeram contagens dos protozoários uma vez por mês.

Em média obtiveram-se valores de densidades de  $5,28 \times 10^5$  ind./L para o reator biológico 1 e de  $4,22 \times 10^5$  ind./L para o reator biológico 2, o que a nível microbiológico é considerado praticamente idêntico.

Segundo Madoni [28], a densidade total de um sistema eficiente deverá ser superior a  $10^6$  ind./L. Apesar de todos os valores encontrados para as densidades dos indivíduos nos dois reatores biológicos serem sempre inferiores a  $10^6$  ind./L o tratamento mostrou ser eficiente.

Em termos de densidade de protozoários, o reator biológico 1 apresentou nos meses de Janeiro a Junho sempre valores totais superiores à densidade apresentada no reator biológico 2, resultante da alimentação do composto concentrado que se efetuou diversas vezes nestes meses. Os meses de Fevereiro e Abril foram os meses em que se efetuaram maior número de injeções do composto concentrado na recirculação das lamas, em média  $169 \text{ m}^3/\text{d}$  e  $208 \text{ m}^3/\text{d}$ , respetivamente, traduzindo-se num aumento do alimento disponível para o crescimento dos protozoários, numa melhor degradação da matéria orgânica e na melhor qualidade do efluente final.

Os gráficos das figuras 39 e 40 apresentam a densidade dos diferentes grupos nos dois reatores biológicos durante todo o estudo.

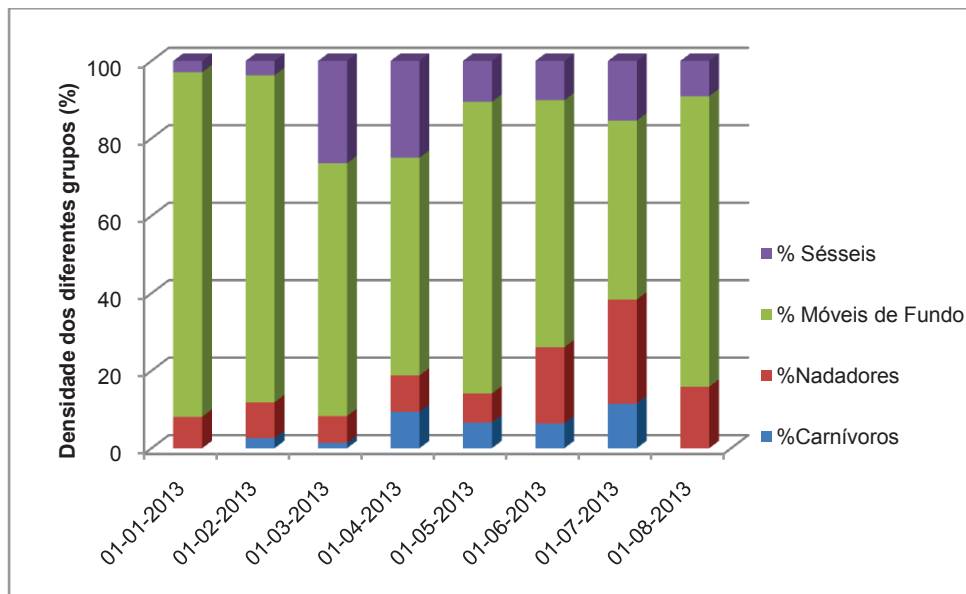


FIGURA 39: Densidade dos diferentes grupos para o reator biológico 1

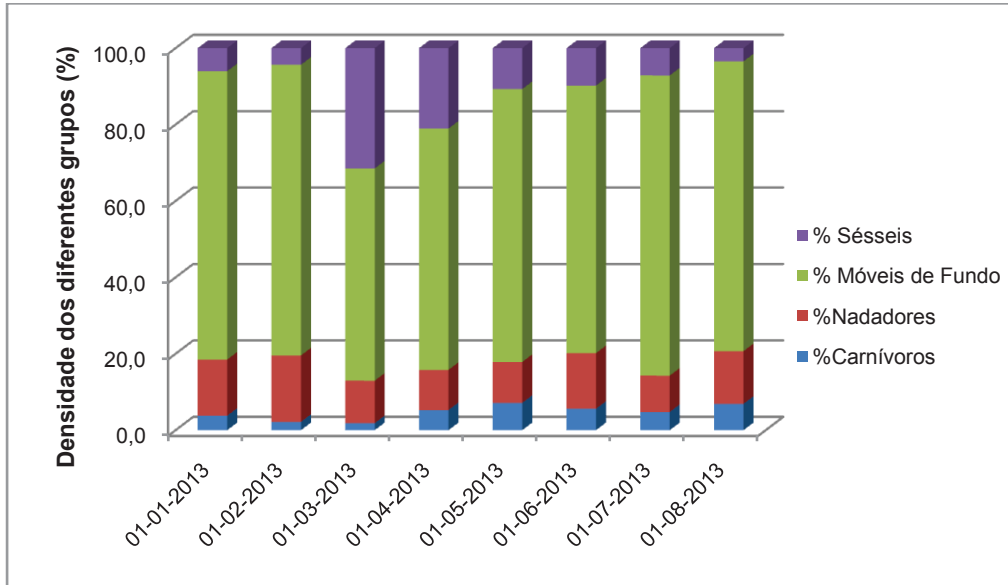


FIGURA 40: Densidade dos diferentes grupos para o reator biológico 2

Pela análise dos dois gráficos, verifica-se que para os dois reatores biológicos o grupo dos móveis de fundo é dominante durante o período de Janeiro a Agosto, tendo diminuído nos meses de Março e Abril, altura em que foi mais frequente a alimentação do composto concentrado em matéria orgânica. A presença deste grupo torna-se bastante evidente nas observações efetuadas nos meses de Janeiro, Fevereiro, Julho e Agosto, onde se verificaram valores mais baixos para a razão A/M, respetivamente 0,075, 0,068, 0,101 e 0,089 kg CBO<sub>5</sub>/kgSSV.d.

A presença deste grupo traduz-se na boa sedimentabilidade dos flocos, entrando novamente no sistema através da recirculação.

Verifica-se, também, que a densidade dos ciliados sésseis voltou a aumentar nos meses de Março e Abril, o que seria de esperar, uma vez que estes organismos resistem mais a aumentos de carga orgânica. Apesar da inexistência de resultados dos meses de Novembro e Dezembro, era facilmente visível ao microscópio ótico a predominância deste grupo, o que se traduziu na degradação das condições de eficiência depurativa.

Para os meses de Março e Abril, o efeito negativo do aumento deste grupo não se verificou, o que leva a concluir que para valores desta ordem de grandeza, uma variação de aproximadamente 20% não é significativa. Contudo, a sua densidade nunca foi superior à densidade apresentada pelos móveis de fundo, o que se mostrou benéfico no processo de depuração.

Dentro de cada grupo de protozoários, as espécies encontradas para os dois reatores foram praticamente as mesmas, variando apenas a densidade de cada uma de um reator para o outro. Esta diferença de densidades não se considera muito significativa.

As espécies encontradas nos diferentes grupos foram:

- carnívoros, por exemplo, *Acinertia* sp. e *Spathidium* sp.
- bacteriófagos nadadores, como *Colpoda* sp., *Colpidium* sp., *Glaucoma* sp., *Spirostomus* sp. e *Trachelophyllum*;
- bacteriófagos móveis de fundo, nomeadamente *Drepanomonas* sp., *Euplotes* sp., *Euplotes moebiusi*, *Trihigmostoma* sp. e *Trochilia* sp.;
- bacteriófagos sésseis, tais como *Vorticella* sp. e *Opercularia* spp.

Apresentam-se nas tabelas 20 e 21 e nos gráficos das figuras 41 e 42 os valores da densidade de cada espécie presente em cada um dos reatores biológicos.

TABELA 20: Densidade de cada espécie presente no reator biológico 1

Data	<i>Acinertia</i>	<i>Spathidium</i>	<i>Trachelophyllum</i>	<i>Colpoda</i> sp.	<i>Colpidium</i> sp.	<i>Glaucoma</i> sp.	<i>Spirostomus</i> sp.	<i>Euplotes</i> sp.	<i>Euplotes moebiusi</i>	<i>Trihigmostoma</i>	<i>Trochilia</i> sp.	<i>Drepanomonas</i>	<i>Vorticella</i> sp.
07-01-2013	0,0	0,0	0,0	4,1	1,5	0,0	2,5	31,8	9,1	1,9	9,5	36,6	2,9
04-02-2013	1,3	0,0	1,3	5,3	0,0	4,0	0,0	39,6	9,0	3,7	32,2	0,0	3,7
06-03-2013	2,1	0,0	0,0	7,4	0,0	2,1	0,0	42,6	6,4	6,4	7,4	0,0	25,5
03-04-2013	3,1	6,3	0,0	6,3	0,0	3,1	0,0	37,5	6,3	12,5	0,0	0,0	25,0
06-05-2013	3,0	3,6	0,0	3,0	3,0	1,5	0,0	42,2	16,6	16,6	0,0	0,0	10,5
03-06-2013	0,0	6,4	0,0	0,0	11,6	8,1	0,0	34,8	11,6	17,4	0,0	0,0	10,1
02-07-2013	0,0	4,2	0,0	0,0	20,8	8,3	0,0	33,3	0,0	16,7	0,0	0,0	16,7
02-08-2013	0,0	0,0	0,0	2,3	9,1	4,5	0,0	27,3	25,0	0,0	0,0	22,7	9,1

TABELA 21: Densidade de cada espécie presente no reator biológico 2

Data	<i>Acinertia</i>	<i>Spathidium</i>	<i>Trachelophyllum</i>	<i>Colpoda</i> sp.	<i>Colpidium</i> sp.	<i>Glaucoma</i> sp.	<i>Spirostomus</i> sp.	<i>Euplotes</i> sp.	<i>Euplotes moebiusi</i>	<i>Trihigmostoma</i>	<i>Trochilia</i> sp.	<i>Drepanomonas</i>	<i>Opercularia</i> spp.	<i>Vorticella</i> sp.
07-01-2013	1,9	0,0	1,9	5,3	5,7	3,8	0,0	47,2	5,3	11,3	11,7	0,0	3,8	2,3
04-02-2013	2,2	0,0	0,0	6,5	4,3	6,5	0,0	43,5	6,5	8,7	17,4	0,0	2,2	2,2
06-03-2013	1,9	0,0	0,0	5,6	3,7	1,9	0,0	38,9	5,6	0,0	11,1	0,0	3,7	27,8
03-04-2013	0,0	5,3	0,0	0,0	0,0	10,5	0,0	52,6	5,3	0,0	5,3	0,0	5,3	15,8
06-05-2013	0,0	7,1	0,0	3,6	3,6	3,6	0,0	64,3	3,6	3,6	0,0	0,0	0,0	10,7
03-06-2013	2,8	2,8	0,0	5,6	3,4	5,6	0,0	30,8	14,0	9,8	15,4	0,0	0,0	9,8
02-07-2013	0,0	4,8	0,0	7,1	0,0	2,4	0,0	42,9	21,4	9,5	4,8	0,0	0,0	7,1
02-08-2013	0,0	6,9	0,0	0,0	1,7	8,6	3,4	19,0	51,7	5,2	0,0	0,0	0,0	3,4

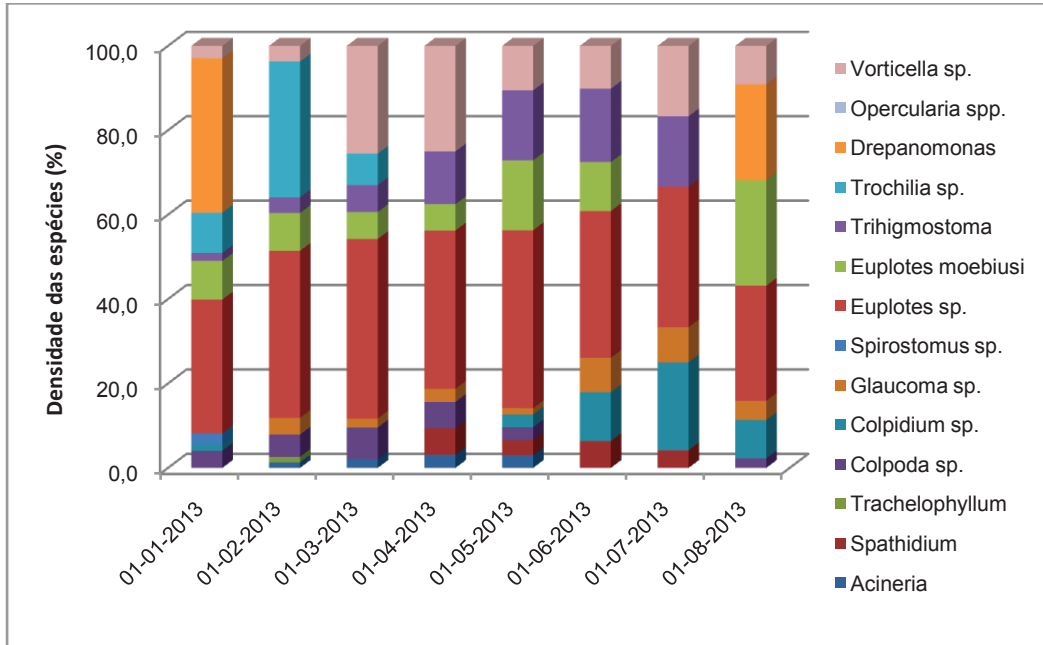


FIGURA 41: Densidade das diferentes espécies existentes no reator biológico 1

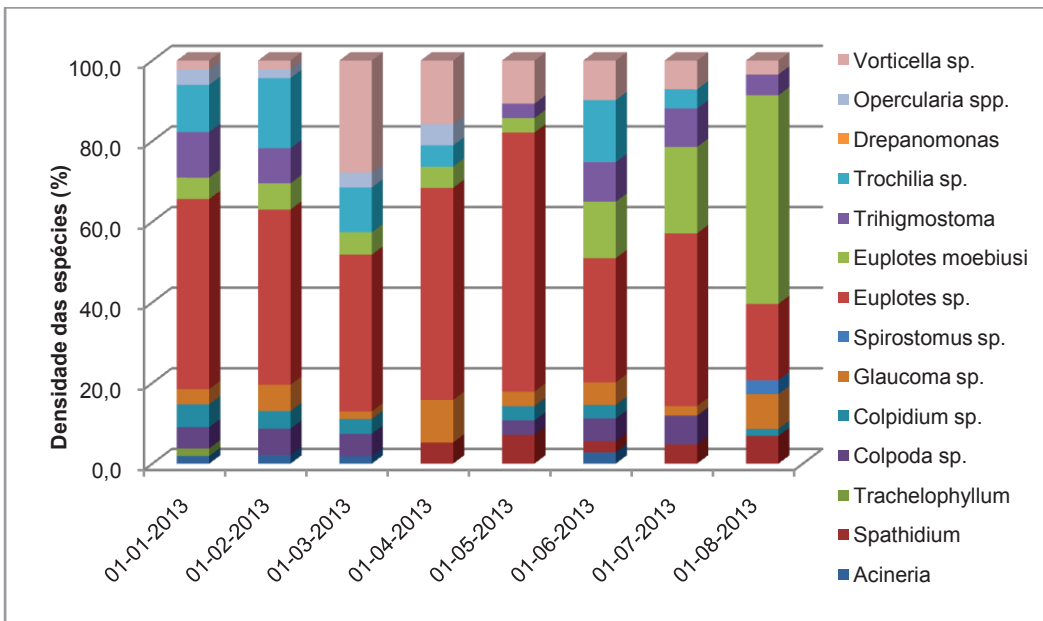


FIGURA 42: Densidade das diferentes espécies existentes no reator biológico 2

Como se verifica, pela análise dos gráficos das figuras 41 e 42, para os dois reatores biológicos, é evidente a dominância da espécie *Euplotes* sp. durante todo o estudo. Esta espécie normalmente encontra-se em sistemas estáveis de baixa a média carga, desenvolvendo-se rapidamente quando a carga diminui e o consumo de oxigénio é elevado [27].

Em Fevereiro, verifica-se um aumento da densidade da espécie *Trochilia* no reator biológico 1. Esta espécie é indicadora de muito boa qualidade de água intersticial, o que

se verificou durante todo o processo. Normalmente encontra-se presente em instalações onde o processo de nitrificação está bem estabelecido [27].

Verificou-se, também um aumento da espécie *Vorticella* sp.. O seu aumento não foi indicativo de uma diminuição do teor de oxigénio dissolvido, como seria de esperar. O aumento da carga alimentada pela adição do composto orgânico poderá ter sido a causa do seu aumento, uma vez que estes microrganismos são mais resistentes a um aumento da carga.

No que respeita aos metazoários, apenas se encontraram esporadicamente, nos meses de Março, Julho e Agosto. A espécie encontrada foi a dos *Rotíferos Digononta*, normalmente presente em instalações de baixa carga com idades de lama elevadas, o que corresponde à instalação em estudo.

No que respeita ao IBL, verificou-se que o mesmo apenas variou entre os valores 7 e 8, como se pode ver na tabela 22, classificando-se as amostras como pertencentes às classes I e II, segundo a tabela 23.

TABELA 22: IBL referente aos dois reatores biológicos

Data	IBL Reator biológico 1	IBL Reator biológico 2
07/01/2013	7	7
04/02/2013	7	7
06/03/2013	8	8
03/04/2013	8	7
06/05/2013	7	8
03/06/2013	7	7
02/07/2013	8	8
02/08/2013	8	8

TABELA 23: Conversão do valor do IBL em classes de qualidade biológica das lamas ativadas e avaliação da eficiência depuradora do tratamento [28].

Valor IBL	Classe	Avaliação
8-10	I	Lamas bem colonizadas e estáveis; atividade biológica ótima; elevada eficiência depuradora
6-7	II	Lamas bem colonizadas e estáveis; atividade biológica sub-ótimal; eficiência depuradora suficiente
4-5	III	Atividade biológica insuficiente; eficiência depuradora medíocre
0-3	IV	Atividade biológica muito baixa; eficiência depuradora baixa

Como se pode verificar pela tabela 23, as lamas existentes nos reatores biológicos são lamas bem colonizadas e estáveis, apresentam atividade biológica elevada, assim como

a eficiência depuradora, como se pode verificar pelo teor de SST, CBO<sub>5</sub> e N<sub>total</sub> no efluente final.

#### 8.6.2.2 BACTÉRIAS FILAMENTOSAS

No que respeita às bactérias filamentosas foram identificadas 9 espécies no reator biológico 1 e 10 espécies no reator biológico 2, mantendo-se praticamente inalteradas durante todo o período de estudo.

Nas tabelas 24 e 25 apresentam-se os grupos presentes nos dois reatores biológicos e respetiva abundância.

TABELA 24: Filamentosas presentes no licor misto do reator biológico 1

	Tipo 0092	Tipo 0041/0675	Tipo 1851	Tipo 021N	<i>Nocardiof rmes</i>	<i>Microthrix parvicella</i>	<i>Nostocoida limicola II</i>	<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>	Tipo 1863
20-03-2013	+++	+	+	+	+	+	+/-		
11-04-2013	+++	+	+	+/-	+/-	+	+/-	+/-	
08-05-2013	+++	+	+	-	+	+/-	+		-
31-05-2013	++++	+	++	+/-	+	+	+		
27-06-2013	++++	++	+/-	+	+		+	+	

++++: Filamentosa claramente excessiva; +++: Filamentosa muito abundante; ++: Filamentosa abundante; +: Filamentosa em quantidades aceitáveis; +/-: Filamentosa pouco abundante; -: Filamentosa ocasional

TABELA 25: Filamentosas presentes no licor misto do reator biológico 2

	Tipo 0092	Tipo 0041/0675	Tipo 1851	Tipo 021N	<i>Nocardiof ormes</i>	<i>Microthrix parvicella</i>	<i>Nostocoida limicola II</i>	<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>	Tipo 0581	<i>Nostocoida limicola III</i>
20-03-2013	++++	+	+/-	+	++	+/-	+/-			
11-04-2013	++++	+	+	+	+	+	+/-	+/-		
08-05-2013	++++	+	+	+/-	+	+/-	+/-		+	-
31-05-2013	+++	+	+	+	+	+	+/-			
27-06-2013	++++	++	+	++	-		+	+		-

++++: Filamentosa claramente excessiva; +++: Filamentosa muito abundante; ++: Filamentosa abundante; +: Filamentosa em quantidades aceitáveis; +/-: Filamentosa pouco abundante; -: Filamentosa ocasional

Como se pode verificar pela análise das tabelas, o grupo dominante foi, durante todo o período de estudo o Tipo 0092, estando em quantidades claramente excessivas no reator biológico 2, tornando o seu efeito bem visível na prova de decantação, que apresentava pior sedimentação de lamas. A baixa carga e a elevada idade das lamas são responsáveis pela sua presença nesta instalação. A elevada quantidade de espumas que se fez sentir nos meses mais frios são resultado da sua excessiva presença.

Um dos processos referenciados por diversos autores na eliminação das bactérias filamentosas é o da adição de cloro. Essa hipótese não se colocou, pois pelo historial da instalação, as bactérias filamentosas são essenciais ao bom desempenho do tratamento, uma vez que para além de degradarem matéria orgânica, funcionam como um filtro natural do efluente. Além disso poderia potenciar a formação de compostos organoclorados, e seria responsável pela eliminação de outro tipo de bactérias, como as do ciclo do azoto cuja suscetibilidade ao hipoclorito é enorme e cujo tempo de crescimento é extremamente elevado originando valores elevados de azoto na água tratada durante longos períodos após a sua adição.

Apesar de se ter aumentado a carga com a adição de um composto concentrado, não foi possível quantificar o seu efeito a nível do número de filamentosas. Contudo, foi possível verificar o seu efeito a nível da diminuição das espumas, o que leva a concluir que apesar da existência em grande quantidade deste tipo de bactérias é possível controlar o seu efeito conjugando diversas alterações operacionais, tais como, aumento da taxa de recirculação de lamas, adição de um composto concentrado e controlo da taxa de extração de lamas.

Esta conjugação de parâmetros operacionais foi responsável pelos elevados índices de remoção de SST, CQO, CBO<sub>5</sub> e N<sub>total</sub>, e conseqüentemente, pela elevada qualidade do efluente final.

Relativamente aos restantes tipos de bactérias filamentosas, todas elas estão associadas a instalações com baixa carga (A/M), idade de lamas elevada e baixo teor de oxigénio dissolvido, conseguido a partir do mês de Fevereiro, com o objetivo de obter uma taxa de nitrificação eficiente correspondendo às características da ETAR do Freixo e apesar de serem condições propícias ao desenvolvimento de bactérias filamentosas, pelo historial da instalação, são as condições ideais para o seu funcionamento. Como já foi referido, verificou-se que a diminuição da temperatura e o aumento dos picos de pluviosidade que se verificam no inverno foram as principais causas do seu desenvolvimento tornando o inverno o período mais crítico da instalação.

Quanto ao teor de oxigénio dissolvido nos reatores biológicos, é aconselhável uma concentração mínima de 2,0 mg O<sub>2</sub>/L para evitar o crescimento de alguns tipos de bactérias filamentosas, como por exemplo, *Haliscomenobacter hydrossis*, também presentes nesta instalação [22]. O que se verifica, é que um aumento do teor de oxigénio dissolvido nos reatores biológicos, mostra ter um efeito negativo no tratamento, uma vez que este aumento promove um aumento da agitação nos reatores provocando uma maior passagem de lamas destes órgãos para a decantação secundária. Para além disso, um aumento do teor de oxigénio dissolvido provoca um aumento no teor de

nitratos e, conseqüentemente, no teor do  $N_{total}$  no efluente final. Como se pode verificar pela tabela 19, as médias de concentração para o oxigénio dissolvido durante o período em estudo foram de 1,1 mg  $O_2/L$  e 0,6 mg  $O_2/L$  para os reatores biológicos 1 e 2, respetivamente, mostrando ser o teor ideal para o bom desempenho do tratamento. Nos meses mais chuvosos, como são os meses de Novembro, Dezembro e Janeiro, a concentração de oxigénio dissolvido atingiu valores da ordem dos 7 mg/L e 6 mg/L nos reatores biológicos 1 e 2, respetivamente. Este aumento resultou num aumento considerável no teor de nitratos, atingindo valores acima do valor de projeto. Uma diminuição do oxigénio fornecido aos reatores biológicos e a adição do composto concentrado em matéria orgânica mostraram-se eficazes na diminuição deste parâmetro.



## 9 CONCLUSÕES

Com o presente trabalho, pretendia-se fazer o estudo da microfauna presente nas lamas ativadas da ETAR do Freixo e estabelecer a relação entre os parâmetros físico-químicos, condições operacionais da ETAR e condições meteorológicas. Para além disso, pretendia-se avaliar o funcionamento do processo de tratamento de lamas ativadas através da observação microscópica da microfauna presente nos tanques de arejamento.

Dos resultados obtidos pode-se concluir que a ETAR do Freixo é uma instalação com o processo de tratamento perfeitamente estabelecido, com variações operacionais sazonais associadas principalmente à variação das condições meteorológicas.

As condições meteorológicas que se mostraram responsáveis por alterações no processo de tratamento foram a diminuição da temperatura e os picos de pluviosidade que se fazem sentir no Inverno. A estas condições meteorológicas estão associadas o aumento do caudal afluente à ETAR com menor carga, a consequente diminuição da carga afluente e o aumento do teor de oxigénio dissolvido nos reatores biológicos.

A diminuição da carga afluente tem consequência na diminuição da quantidade microrganismos e na relação entre eles e, consequentemente, na degradação da matéria orgânica.

O aumento do teor de oxigénio dissolvido resulta numa menor atividade de desnitrificação e no aumento do teor de azoto total no efluente. Este aumento do teor de oxigénio dissolvido em conjunto com a diminuição da temperatura e o aumento dos picos de pluviosidade mostrou-se, também, responsável pelo excessivo crescimento das bactérias filamentosas, em particular do Tipo 0092, que provocou um excesso de espumas nos decantadores secundários, fraca sedimentabilidade das lamas e perda da qualidade do efluente final.

O aumento do teor de oxigénio dissolvido para valores teóricos ideais, na ETAR do Freixo, resulta num aumento do teor de nitratos e consequentemente do teor de azoto total para valores acima do estipulado no Decreto-Lei 236/98, de 1 de Agosto. Para além disso, resulta num aumento da agitação nos reatores biológicos e consequente passagem de sólidos para a decantação secundária resultando numa diminuição na qualidade do efluente final.

Para além disso, a ETAR não possui um sistema de filtração final, pelo que não é possível fornecer todo o oxigénio necessário para nitrificar sem colocar em causa o teor de SST no efluente final, uma vez que este parâmetro é prejudicado pelo excesso de agitação provocada pelo aumento do oxigénio.

A possibilidade de se utilizar cloro na eliminação das bactérias filamentosas não se mostra viável na ETAR do Freixo, pois pelo histórico da instalação, a total eliminação não seletiva destes microrganismos, também se traduz na perda de eficiência depurativa. As bactérias filamentosas, apesar de se terem mostrado como o principal problema no processo de tratamento, também são essenciais ao mesmo, uma vez que funcionam como um filtro natural no sistema. Como tal, tornou-se indispensável o controlo da sua taxa de crescimento.

As alterações das condições operacionais expeditas efetuadas, tais como, aumento da taxa de recirculação de lamas, a adição de um composto concentrado e a extração de lamas mostraram-se bastante eficazes no aumento da sedimentabilidade das lamas e na diminuição da perda de sólidos no efluente final. Não se mostrou eficaz na quantidade de bactérias filamentosas, pois estas mostraram-se em grandes quantidades durante todo o período de estudo, mas conseguiu-se controlar o seu excessivo crescimento e a formação de espumas nos decantadores secundários.

A baixa relação A/M e a elevada idade das lamas que se verificaram no processo nos meses de Fevereiro a Agosto de 2013 são, também, responsáveis pela grande quantidade de bactérias filamentosas, mas pelo histórico da instalação, mostram ser as condições ideais para o bom funcionamento da mesma.

Apesar de se terem verificado ligeiras alterações nas espécies de protozoários presentes nos dois reatores biológicos, a adição de um composto altamente concentrado em matéria orgânica na recirculação das lamas não surtiu efeito no aumento da densidade das espécies presentes. O seu efeito, foi notório na excelente qualidade do efluente final que apresentou teores de SST, CBO<sub>5</sub> e N<sub>total</sub> muito inferiores aos impostos na Licença de Descarga, traduzindo-se o tratamento em elevadas percentagens de remoção para estes parâmetros.

As variações no número de indivíduos dos diferentes grupos de protozoários, não foram significativas e, apesar de existirem numa quantidade inferior ao que teoricamente seria esperado para uma depuração eficiente, mostraram-se suficientes na degradação da matéria orgânica, uma vez que se obteve 98,9% como média para a remoção da CBO<sub>5</sub>. Sendo assim, não se justifica efetuar a caracterização microbiológica com períodos de tempo tão curtos. O grupo dos móveis de fundo foi dominante e dentro deste a espécie *Euplotes sp.*, traduzindo-se em elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica, como já foi referido.

Apesar de não se terem visualizado alterações significativas na microfauna presente nas lamas ativadas da ETAR do Freixo, o seu controlo é uma ferramenta importante no processo de tratamento da instalação para a obtenção do efluente final de grande

qualidade, mas não é possível avaliar a eficiência do tratamento apenas pelo seu estudo individual.

Não sendo visível a nível microbiológico a influência das alterações operacionais, estas mostraram-se muito eficazes na melhoria significativa da qualidade do efluente final da ETAR do Freixo, traduzindo-se em elevadas percentagens de remoção de SST,  $CBO_5$  e  $N_{total}$ .

Seria interessante fazer um estudo da comunidade microbiológica mais alargado, atingindo a estação do Outono e novamente do Inverno. Este estudo teria como finalidade, verificar se, continuando as ações que se têm vindo a desenvolver, é possível evitar nos meses mais frios o crescimento excessivo das bactérias filamentosas.

Para além disso seria também interessante estudar estatisticamente, através de um programa específico, a influência de cada espécie presente nos diferentes parâmetros físico-químicos no sentido de se encontrar uma correlação entre eles.



## BIBLIOGRAFIA

- [1] APDA – Evolução do Sector da água e do saneamento: Perspectivas futuras. APDA, 2008.
- [2] Diretiva 91/271/CEE do Conselho de 21 de Maio. Jornal Oficial nº L 135 de 30/05/1991- Tratamento de águas residuais.
- [3] [www.ersar.pt](http://www.ersar.pt). Consultado em Janeiro de 2013.
- [4] Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional – PEAASAR II: Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2007-2013, 2007.
- [5] Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional – PERSU II: Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007-2016, 2007.
- [6] Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto. D.R. I Série-A. 176 – Estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos.
- [7] NP 4434:2005 – Reutilização de águas residuais urbanas tratadas na rega.
- [8] Diretiva 86/278/CEE de 12 de Junho. Diário Oficial nº L 181 de 04/07/1986- Utilização agrícola das lamas de depuração.
- [9] Decreto-Lei nº 446/91 de 22 de Novembro. D.R. I Série-A. 269 – Estabelece o regime jurídico da utilização agrícola das lamas.
- [10] Portaria nº 176/96 de 3 de Outubro. D.R. II Série. 4512 – Valores permitidos de metais pesados nas lamas utilizadas na agricultura.
- [11] Portaria nº 177/96 de 3 de Outubro. D.R. II Série. Regras sobre análise de lamas e solos.

[12] Decreto-Lei nº 276/2009 de 2 de Outubro. D.R. I Série-A. 192 - Estabelece o regime jurídico da utilização agrícola das lamas.

[13] Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de Junho. D.R. I Série-A. 139 - Transpõe para o direito interno a Directiva n.º91/271/CEE, do Conselho, de 21 de Maio de 1991, relativamente ao tratamento de águas residuais urbanas

[14] METCLAF & EDDY: **Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse**. 3ª edição. Mc-Graw Hill International Editions, 1991. ISBN 0-07-100824-1.

[15] <http://naturlink.sapo.pt>. Consultado em Agosto de 2013.

[16] RICHTER, Carlos A.; NETTO, José M. de Azevedo – **Tratamento de água: Tecnologia atualizada**. 5ª edição. São Paulo, Brasil: Editora Edgard Blucher Ltda, 1991. ISBN 85-212-0053-6.

[17] JUNKINS, Randy; DEENY, Kevin; ECKHOFF, Thomas – **The activated sludge process: Fundamentals of operation**. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science Publishers, 1983. ISBN 0-250-40506-7.

[18] SPERLING, Marcos von – **Activated Sludge and aerobic biofilm reactors**, volume 5. London, UK: IWA Publishing, 2007. ISBN 1-84339-165-1.

[19] NICOLAU, Ana – Avaliação do desempenho das ETAR's através da observação das comunidades de protozoários, metazoários e filamentosas – nível 0. Biotempo, Consultoria em Biotecnologia, 2011.

[20] GERARDI, Michael H. – **Wastewater Bacteria**. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc, 2006. ISBN 978-0-471-20691-0.

[21] TEIXEIRA, Francisco J. C. – Apontamentos da disciplina de Tratamento de Efluentes Líquidos, 2001/2002.

[22] BITTON, Gabriel - **Wastewater Microbiology**. 3ªedição. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc, 1994. ISBN 978-0-471-65071-3.

[23] MARTINS, Maria J.; Nicolau, Ana; Mota, Manuel; Lima, Nelson – A importância da microfauna como ferramenta de trabalho em estações de tratamento de águas residuais.

[24] JENKINS, David; RICHARD, Michael G.; DAIGGER, Glen T. – **Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming.** 2ª edição. Chelsea, Michigan, USA: Lewis Publishers, 1993. ISBN 0-87371-873-9.

[25] AMBIPORTO – Manual de Exploração da ETAR do Freixo. 2003.

[26] <http://aguasdoporto.pt>. Consultado em Janeiro de 2013.

[27] CANLER, Jean-Pierre; PERRET, Jean-Marc; DUCHÈNE, Philippe; COTTEUX, Éric – **Aide au diagnostic des stations dépuracion par l'observation microscopique des boues activées.** Cemagref Éditions, 1999. ISBN 2-85362-510-9.

[28] MADONI, Paolo – **Applicazione dell'indice biotico del fango (SBI) nel processo di depurazione a fanghi attivi.** 2004

[29] MICHAEL, Richard – Activated sludge microbiology problems and their control. Presented at the 20<sup>th</sup> Annual ESEPA National Operator Trainers Conference. Buffalo, NY. June 8, 2003.

[30] RAMALHO, R. S. – **Introduction to wastewater treatment processes.** 2ª edição. London, UK: Academic Press, Inc., 1983. ISBN 0-12-576550-9.

[31] EPA – Wastewater treatment manuals: Primary, secondary and tertiary treatment. Ireland, 1997. ISBN 1-899965-46-7.

[32] <https://www.ipma.pt/>. Consultado em Fevereiro de 2013.

[33] [www.apda.pt/](http://www.apda.pt/). Consultado em Janeiro de 2013.

[34] <http://apesb.org/>. Consultado em Janeiro de 2013.



## ANEXOS

### ANEXO A

Neste anexo, apresentam-se os valores limites de emissão referentes ao Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, à licença de descarga e ao projeto.

TABELA A-1: Valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais de acordo com o Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto.

Parâmetros	Expressão dos resultados	VLE
pH	Escala de Sorensen	6,0 – 9,0
CBO <sub>5</sub> (20°C)	mg/L O <sub>2</sub>	40
CQO	mg/L O <sub>2</sub>	150
SST	mg/L	60
Fósforo total	mg/L P	10
Azoto amoniacal	mg/L NH <sub>4</sub>	15
Azoto total	mg/L N	10
Nitratos	mg/L NO <sub>3</sub>	60

TABELA A-2: Condições da Licença de Descarga das águas residuais em condições normais de funcionamento

Parâmetro	Valor Limite de Emissão
CBO <sub>5</sub> (20°C)	25 mg/L de O <sub>2</sub>
CQO	125 mg/L de O <sub>2</sub>
SST	35 mg/L

TABELA A-3: Valores de projeto para a descarga do efluente da ETAR

Parâmetros	Expressão dos resultados	Valor de Emissão
CBO <sub>5</sub> (20°C)	mg/L O <sub>2</sub>	25
CQO	mg/L O <sub>2</sub>	125
SST	mg/L	25
Fósforo total	mg/L P	10
Azoto amoniacal	mg/L NH <sub>4</sub>	10
Azoto total	mg/L N	10
Nitratos	mg/L NO <sub>3</sub>	10

TABELA A-4: Valores de projeto para as eficiências de remoção

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor</b>
CBO <sub>5</sub> (20°C)	%	91,9
CQO	%	80
SST	%	93,8
Fósforo total	%	28,6
Azoto total	%	85,9



## ANEXO C

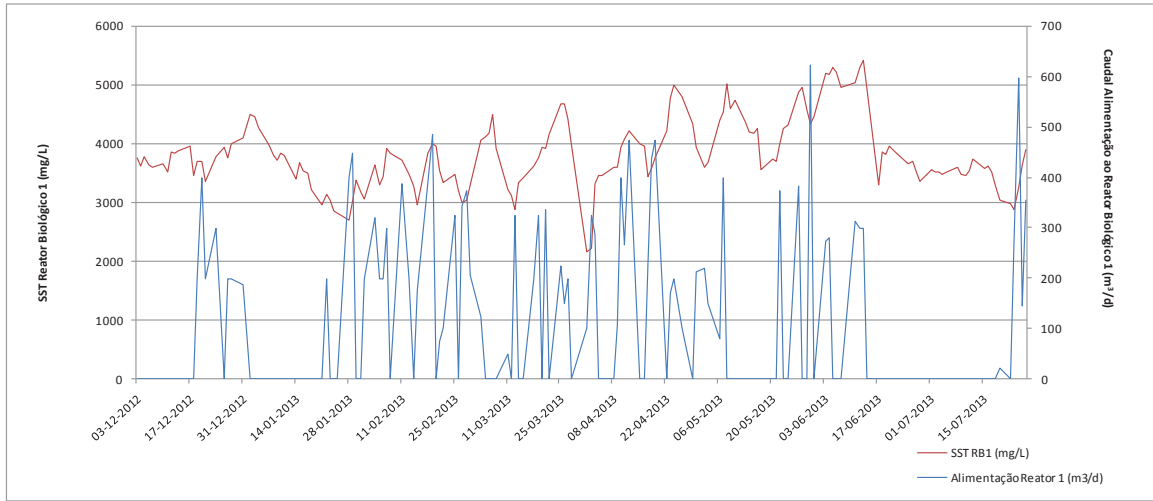


Figura C-1: Variação do teor de SST no reator biológico 1 com a alimentação do composto orgânico.

## ANEXO D

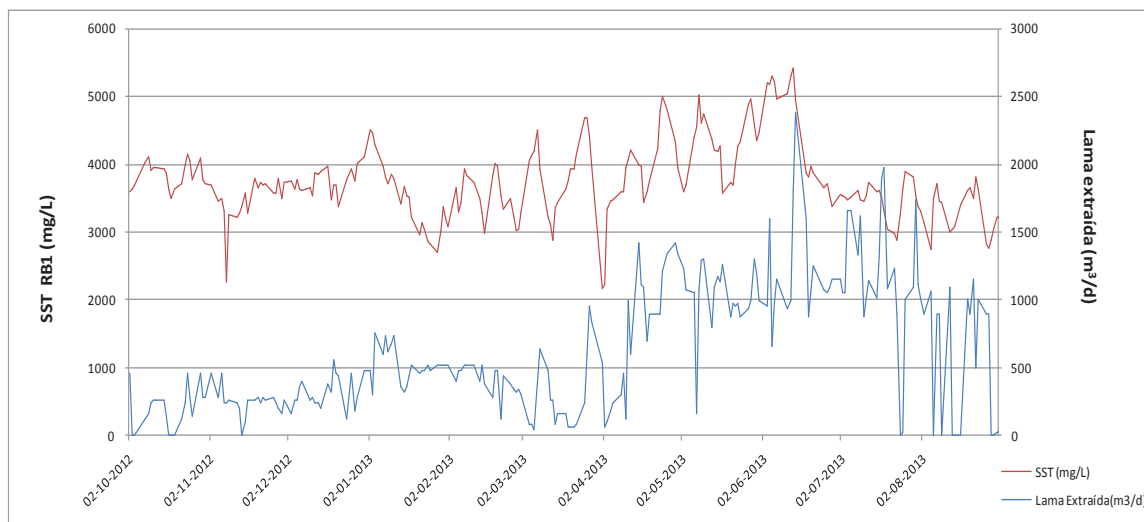


Figura D-1: Variação do teor de SST no reator biológico 1 com a extração de lama.