



Joana Morgado e Cunha

CONTRIBUIÇÃO PARA A MELHORIA DO PROCESSO DE ESPESSAMENTO DE LAMAS PRIMÁRIAS EM ETAR MUNICIPAL

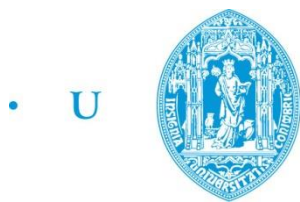
CONTRIBUTION TO THE IMPROVEMENT OF THICKENING PROCESS
OF PRIMARY SLUDGE IN MUNICIPAL WWTP

Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do
Ambiente na Especialidade de Tecnologia e Gestão do Ambiente

Coimbra, Fevereiro, 2017



UNIVERSIDADE DE COIMBRA



• U • C •

FCTUC FACULDADE DE CIÊNCIAS
E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA MECÂNICA

Contribuição para a melhoria do processo de espessamento de lamas primárias em ETAR Municipal

Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia
do Ambiente na Especialidade de Tecnologia e Gestão do Ambiente

Contribution to the improvement of thickening process of primary sludge in Municipal WWTP

Autor

Joana Morgado e Cunha

Orientadores

Professor Doutor José Carlos Miranda Góis

Professora Doutora Margarida Maria João de Quina

Júri

Presidente Professor Doutor Adélio Gaspar
Professor Auxiliar da Universidade de Coimbra

Vogais Professor Doutor Licínio Manuel Gando de Azevedo Ferreira
Professor Auxiliar da Universidade de Coimbra

Professora Doutora Margarida Maria João de Quina
Professora Auxiliar da Universidade de Coimbra



Águas do Centro Litoral

Coimbra, Fevereiro, 2017

“Se cheguei até aqui foi porque me apoiei no ombro dos gigantes”

Isaac Newton

Agradecimentos

A realização desta dissertação marca o fim de uma das etapas mais importantes da minha vida, a obtenção do grau de Mestre no Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente. Gostaria de agradecer a todos aqueles que contribuíram para a sua realização e que me acompanharam no decurso deste trabalho, com especial atenção:

- ✓ Aos meus orientadores, Professor Doutor José Carlos Miranda Góis e Professora Doutora Margarida João de Quina, da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra;
- ✓ Ao orientador Engenheiro Milton Fontes, da empresa “Águas do Centro Litoral, S.A.” responsável pela exploração da ETAR de Ílhavo;
- ✓ Aos Dr.^a Magda André, Técnica Paula Martins, operadores e técnicos da ETAR de Ílhavo.
- ✓ À “Águas de Portugal”, a oportunidade.
- ✓ Família, namorado e amigos.

A todos um muito obrigada!

Resumo

O presente estudo foi integrado num estágio curricular efetuado na ETAR de Ílhavo e tem como principal objetivo e análise do processo de espessamento de lamas primárias no espessador gravítico, de modo a melhorar o seu desempenho.

Numa fase inicial, foram analisados alguns parâmetros do efluente e das lamas ao longo do processo, designadamente os sólidos totais (ST), suspensos totais (SST), pH, sólidos voláteis (SV) e sólidos suspensos voláteis (SSV). A análise destes parâmetros permitiu concluir que de um modo geral, todos os parâmetros analisados se encontram próximos dos valores reportados na literatura.

Tendo em conta o objetivo principal deste estudo, foram testados laboratorialmente oito flocculantes comerciais (S4, S6, S7, S8, A3, A5, A6 e A8), todos polímeros catiónicos orgânicos. As concentrações testadas em *jar-test* foram 10, 12,5, 15 e 17,5 ppm, tendo sido medido em cada caso a altura de sedimentação em função do tempo, a percentagem de ST na fração sedimentada, SST na fração clarificada, pH e alcalinidade total. Os resultados laboratoriais permitiram concluir que as cinéticas de atuação dos flocculantes eram análogas, e em geral ao fim de 75 min obtinha-se estado estacionário. Ainda assim, globalmente foram selecionados os polímeros S7 e S8 como aqueles que apresentavam melhor desempenho.

Finalmente, foi realizado um ensaio preliminar à escala industrial utilizando o flocculante S7, com uma concentração de 25 ppm. Os resultados obtidos mostraram que a concentração de ST na corrente de saída do espessador teve uma variação pouco significativa face ao valor de referência. Assim, estes estudos devem ser aprofundados no futuro.

Em suma, pode concluir-se que é importante reavaliar os circuitos de lamas na ETAR de modo a obter um melhor aproveitamento do espessador, facilitando assim a digestão anaeróbia, que usa estas lamas como matéria prima.

Palavras-chave: Lamas primárias, ETAR Municipal, Espessador, Flocculante.

Abstract

The present study was integrated in a traineeship carried out at the Ílhavo wastewater treatment plant and the main objective is the analysis of the thickening process of primary sludge in the gravimetric thickener in order to improve its performance.

Initially, some parameters of the liquid effluent and the sludge along the process were analysed, namely total solids (TS), total suspended solids (TSS), pH, volatile solids (VS) and volatile suspended solids (VSS). The analysis of these parameters allowed to conclude that in general, all parameters analysed are close to the values reported in the literature.

Considering the main objective of this study, eight commercial flocculants (S4, S6, S7, S8, A3, A5, A6 and A8), all of them organic cationic polymers, were tested. The concentrations tested using the jar-test procedure were 10, 12.5, 15 and 17.5 ppm, and the parameters measured in each case were the sedimentation height as a function of time, the percentage of TS in the sedimented fraction, TSS in the clarified fraction, pH and total alkalinity. The laboratory results allowed us to conclude that the kinetics of flocculant performance were similar, and in general after 75 min the steady state was obtained. Nevertheless, the S7 and S8 polymers were selected as the ones with the best performance.

Finally, a preliminary industrial scale test was performed using the S7 flocculant at a concentration of 25 ppm. The results obtained were not conclusive, since an increase in ST concentration in the thickener outlet stream was not observed. Therefore, these studies should be further developed in the future.

In summary, it can be concluded that it is important to re-evaluate the WWTP sludge circuits in order to obtain a better efficiency of the thickener, thus facilitating the anaerobic digestion, which use this sludge as raw material.

Keywords: Primary sludge, Municipal WWTP, Thickener, Flocculant.

ÍNDICE

Índice de Figuras	xiii
Índice de Tabelas.....	xv
Siglas/Simbologia.....	xvii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Enquadramento e motivações	1
1.2. Objetivos.....	2
1.3. Organização da dissertação	3
2. ETAR DE ÍLHAVO.....	5
2.1. Tratamento do efluente	11
2.2. Tratamento de lamas.....	14
3. FUNDAMENTOS TEÓRICOS	19
3.1. Sistemas coloidais.....	20
3.1.1. Propriedades elétricas.....	21
3.2. Sedimentação.....	23
3.3. Coagulação-floculação	24
3.3.1. Coagulantes e floculantes.....	26
3.3.2. Características importantes para coagulação/floculação	28
4. ESTADO DE ARTE	31
5. PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS.....	35
5.1. Amostragem.....	35
5.2. Materiais: coagulantes/floculantes	36
5.3. Preparação da solução mãe de coagulante/floculante.....	37
5.4. Ensaio em jar-test.....	37
5.5. Medição do pH	38
5.6. Determinação da percentagem de sólidos totais (ST)	38
5.7. Determinação de sólidos suspensos totais (SST)	39
5.8. Determinação da Alcalinidade.....	40
5.9. Procedimento à escala industrial	40
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
6.1. Caracterização do efluente e das lamas	43
6.2. Seleção de floculantes para lamas primárias	48
6.2.1. Análise da variação do pH	49
6.2.2. Análise da cinética de sedimentação	50
6.2.3. Análise da variação de SST no clarificado e ST no sedimentado das suspensões	52
6.2.4. Variação da alcalinidade total com a adição de polímero	54
6.3. Ensaio preliminares à escala industrial	55
7. CONCLUSÕES E PROPOSTAS FUTURAS	57
BIBLIOGRAFIA.....	59
APÊNDICE A – Resultados ANOVA	63

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Fotografia aérea da ETAR de Ílhavo.	7
Figura 2.2 – Diagrama funcional da ETAR de Ílhavo.	8
Figura 2.3 – Esquema geral da ETAR com informação dos caudais e parâmetros relevantes.	10
Figura 2.4 – Desenho técnico do espessador de lamas primárias.	16
Figura 3.1 – Camadas iónicas de uma partícula em suspensão [10].	22
Figura 3.2 – Dupla camada elétrica (Adaptado de [4]).	22
Figura 3.3 – Microfloculação e macrofloculação (Adaptado de [4]).	25
Figura 3.4 – Coagulação-floculação (Adaptado de [13]).	25
Figura 3.5 – Diferentes métodos para promover a coagulação/floculação (Adaptado de [14]).	26
Figura 3.6 – Categorias de floculantes (Adaptado de [14]).	27
Figura 5.1 – Locais de amostragem de clarificado do decantador primário e de lamas primárias na câmara de lamas primárias (SL1).	35
Figura 5.2 – Localização dos pontos de amostragem de lamas primárias (LP) e efluente clarificado do decantador primário (EDP) (adaptação da Figura 2.3).	36
Figura 5.3 – Jar-test utilizado nos ensaios laboratoriais.	38
Figura 5.4 – Adaptação feita no Cone de Imhoff.	39
Figura 5.5 – Localização da adição de floculante às lamas primárias	41
Figura 6.1 – Variação de (a) SST (mg/L) no EDP; (b) ST (mg/L) nas LP e nas suspensões utilizadas como referência (“brancos”); (c) ST (mg/L) na fração sedimentada dos “brancos”; (d) SST (mg/L) nos sólidos da fração clarificada dos “brancos”.	47
Figura 6.2 – Variação do pH para cada floculante em função da concentração testada.	49
Figura 6.3 – Evolução da altura normalizada da fração sedimentada em função do tempo (min) para diferentes concentrações de floculantes: (a) 10 ppm, (b) 12,5 ppm, (c) 15 ppm e (d) 17,5 ppm.	50
Figura 6.4 – Evolução da altura normalizada da fração sedimentada em função do tempo (min) para diferentes concentrações de floculante S8.	52
Figura 6.5 – Variação de: (a) SST (mg/L) no clarificado e (b) ST (mg/L) na fração sedimentada para os diferentes floculantes testados.	53

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 – Infraestruturas de saneamento da AdCL [2].....	5
Tabela 2.2 – Resultados finais do efluente tratado durante o ano de 2015.....	7
Tabela 2.3 – Características principais das instalações da ETAR.....	9
Tabela 2.4 – Composição química típica de lamas de depuração primárias [4].	14
Tabela 2.5 – Valores médios da produção de lamas primárias em 2015.	15
Tabela 2.6 – Valores médios na corrente de fundo do espessador gravítico das lamas primárias em 2015.....	17
Tabela 4.1 – Categorias de flocculantes.....	33
Tabela 5.1 – Características dos coagulantes/flocculantes utilizados.....	36
Tabela 6.1 – Caracterização anual em 2015 do efluente em diversos pontos da ETAR e comparação com o efluente selecionado como caso de estudo e o valor limite de emissão admissível pela licença para a descarga.	44
Tabela 6.2 – Caracterização anual em 2015 das lamas de depuração da ETAR e comparação com as lamas selecionadas como caso de estudo.	45
Tabela 6.3 – Alcalinidade total do “branco” e após a adição de polímeros S7 e S8.....	55
Tabela A-1 – Resultados da variância para uma concentração de 10 ppm.	63
Tabela A-2 – Resultados da variância para uma concentração de 12,5 ppm.	63
Tabela A-3 – Resultados da variância para uma concentração de 15 ppm.	64
Tabela A-4 – Resultados da variância para uma concentração de 17,5 ppm.	64
Tabela A-5 – Resultado da variância para as diferentes concentrações para o flocculante S8.	65

SIGLAS/SIMBOLOGIA

WWTP – *Waste water treatment plant*
AdCL – Águas do Centro Litoral, S.A.
AR – Águas Residuais
AT – Alcalinidade total
CBO₅ – Carência bioquímica de oxigénio
CQO – Carência química de oxigénio
DA – Digestão anaeróbia
DL – Decreto – lei
EE – Estação elevatória
ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais
ISO – *International Organization for Standardization*
mV – milivolts
NP – Norma Portuguesa
ppm – partes por milhão
RPM - Rotações por minuto
RSU - Resíduos sólidos urbanos
SD – Sólidos dissolvidos
LP – Lamas primárias
LM – Lamas mistas
LDI – Lamas após digestão anaeróbia
LD – Lamas desidratadas
SS - Sólidos suspensos
ST – Sólidos totais
SV – Sólidos voláteis
SST – Sólidos suspensos totais
VLE – Valor limite de emissão
 σ – Desvio padrão
 \bar{X} – Média
PCS – Polieletrólito catiónico sintético
CST – Tempo de sucção capilar

SRF – Resistência específica de filtração

CSR – Capacidade de resistência do bolo

AF – *Acidithiobacillus ferrooxidans*

LURH – Licença de utilização de recursos hídricos

PE – Habitante equivalente

1. INTRODUÇÃO

1.1. Enquadramento e motivações

A escassez de recursos hídricos é uma importante preocupação crescente nas sociedades modernas. As causas podem ser de origem natural, como o clima de uma região (precipitação atmosférica, temperatura e evapotranspiração), ou o crescimento demográfico, o desenvolvimento socioeconómico, a agricultura, o turismo (campos de golfe, piscinas, parques aquáticos, neve artificial,...), bem como a poluição de origem antropogénica. De facto, a poluição de recursos hídricos pode criar desequilíbrios significativos entre a procura e a disponibilidade de água potável.

A poluição da água resulta de uma qualquer alteração física, química ou biológica que a torna imprópria para o fim a que se destina ou causa danos aos organismos vivos. Novas estratégias de consumo e soluções tecnológicas ao nível de tratamento de águas residuais e pluviais poderão levar à redução da escassez de água. Adicionalmente, a investigação científica pode conduzir a soluções inovadoras para depurar águas, que de outra forma seriam irrecuperáveis. Importa frisar que todos os meios existentes são poucos para que a geração futura possa dispor de benefícios análogos aos existentes hoje em dia.

Em termos práticos, a gestão sustentável dos recursos hídricos deve procurar resposta para questões como: durante quanto tempo será possível assegurar a disponibilidade de água de origens fiáveis para as necessidades de uma região? Como gerir o antagonismo entre a crescente exploração dos recursos hídricos e a conservação do ambiente? Como evitar as consequências desastrosas da escassez de água que ameaçam áreas cada vez mais extensas? [1]. Tendo em conta a situação atual, a reutilização da água é cada vez mais importante nas sociedades atuais e consiste na utilização de águas tratadas para qualquer finalidade que constitua um benefício socioeconómico. No entanto, se por um lado a reutilização pode resultar em riscos sanitários e ambientais, por outro lado, pode contribuir para aumentar os recursos hídricos para as necessidades presentes e futuras, assim como reduzir o volume de águas residuais tratadas rejeitadas nos meios aquáticos recetores. A água tratada pode ser utilizada para fins de rega agrícola, rega paisagística, na indústria (água de arrefecimento), recarga de aquíferos, usos recreativos e ambientais (lagos e lagoas artificiais, neve artificial) usos urbanos não potáveis (lavagem de ruas, de veículos, descarga de

autoclismo, lavagem de contentores de RSU,...), etc. Deste modo, o tratamento de águas residuais constitui uma mais-valia para toda a comunidade envolvente.

A descarga de águas residuais não tratadas originam repercussões negativas a nível do ambiente e da saúde pública. De forma a minimizar estes impactes recorre-se a Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), cuja finalidade é tratar os efluentes através de um conjunto de processos físicos, químicos e biológicos. Hoje em dia, é ainda possível melhorar a eficiência dos processos de tratamento de águas residuais, recorrendo a novas tecnologias ou otimizando as já existentes.

Durante a depuração de águas residuais surgem lamas que devem ser geridas adequadamente. Este estudo surge no contexto de uma ETAR municipal que tem baixa eficiência na unidade de espessamento de lamas primárias. De facto, o espessamento das lamas primárias deveria permitir obter uma corrente mais concentrada, na parte inferior do espessador. Neste momento, tal não acontece, dado que a fração que é descarregada pela parte superior do equipamento, tem um teor de sólidos análogo à fração que é encaminhada para o digestor anaeróbio pela parte inferior do espessador. Assim, o objetivo deste estudo é promover o aumento de teor de lamas (sólidos suspensos) que alimentam a unidade de digestão anaeróbia (DA). Este trabalho resulta da conjugação da relevância do tema com o interesse pessoal em contribuir para a proteção ambiental. O estudo foi desenvolvido na ETAR de Ílhavo, pertencente à empresa Águas do Centro Litoral (AdCL).

1.2. Objetivos

O objetivo desta dissertação é estudar a possibilidade de melhorar a eficiência do espessamento das lamas primárias da ETAR de Ílhavo, de modo a alimentar o sistema de DA com um teor de sólidos superior ao atual.

O trabalho envolveu as seguintes fases:

- caracterização do efluente (sólidos totais, sólidos suspensos, pH e alcalinidade) e das lamas da ETAR;
- seleção de flocculante, analisando parâmetros como a cinética de sedimentação, variação de sólidos na suspensão e a variação de alcalinidade total;
- ensaios preliminares à escala industrial.

1.3. Organização da dissertação

A presente dissertação está organizada em sete capítulos.

No primeiro capítulo é apresentada uma introdução com enquadramento, motivações, objetivos e organização da dissertação; o segundo capítulo apresenta a empresa, a ETAR e as respetivas fases de tratamento realizadas; no terceiro capítulo são descritos os fundamentos teóricos onde se explica o processo de coagulação/floculação; no quarto capítulo é indicado o estado da arte; no quinto capítulo são descritos os procedimentos experimentais utilizados; finalmente no capítulo 7 são resumidos as principais conclusões e as propostas futuras.

2. ETAR DE ÍLHAVO

A ETAR de Ílhavo pertence à empresa “Águas do Centro Litoral, S.A.” (AdCL), participada do Grupo Águas de Portugal. A concessão abrange a execução e exploração de todas as infraestruturas do Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água e de Saneamento. No horizonte do projeto, a população servida estimada é de 327 mil habitantes relativamente ao abastecimento de água, e de 733 mil habitantes em relação ao saneamento de águas residuais.

O Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água e de Saneamento do Centro Litoral de Portugal foi criado através do Decreto – lei nº 92/2015, de 29 de maio, resultando da agregação dos Sistema Multimunicipal de Saneamento da Ria de Aveiro, Sistema Multimunicipal de Saneamento do Lis e Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água e de Saneamento do Baixo Mondego. São utilizadores do abastecimento de água os seguintes municípios: Ansião, Arganil, Coimbra, Condeixa-a-Nova, Góis, Leiria, Lousã, Mealhada, Miranda do Corvo, Penacova, Penela e Vila Nova de Poiares. São utilizadores do saneamento de águas residuais os seguintes Municípios: Águeda, Albergaria-a-Velha, Ansião, Arganil, Aveiro, Batalha, Cantanhede, Coimbra, Condeixa-a-Nova, Estarreja, Espinho, Góis, Ílhavo, Leiria, Lousã, Marinha Grande, Mealhada, Mira, Miranda do Corvo, Murtosa, Oliveira do Bairro, Ovar, Ourém, Penacova, Penela, Porto de Mós, Santa Maria da Feira, Soure, Vagos e Vila Nova de Poiares.

Para servir estes municípios as infraestruturas de saneamento de águas residuais são indicadas na Tabela 2.1:

Tabela 2.1 – Infraestruturas de saneamento da AdCL [2].

Infraestruturas	Quantidade
Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR)	67
Emissários (km)	849
Estações elevatórias (EE)	158
Emissários submarinos	2

A empresa AdCL implementa os requisitos normativos da NP EN ISO 9001, NP EN ISO 14001, OHSAS 18001 / NP 4397 e SA8000, tendo certificação dos Sistemas de

Gestão da Qualidade, Ambiente, Saúde e Segurança no Trabalho e Responsabilidade Social. A empresa tem um laboratório acreditado pelo IPAC desde 2002, segundo a NP ISO/IEC 17025.

A ETAR de Ílhavo está localizada na freguesia da Gafanha da Encarnação, concelho de Ílhavo e foi projetada para satisfazer as necessidades de tratamento de efluentes provenientes dos concelhos de Aveiro (parte), Ílhavo, Mira e Vagos. Posteriormente, em 2009, passou a receber também efluentes provenientes do município de Cantanhede (parte). Dimensionada para servir uma população de 159700 habitantes equivalentes (PE) e um caudal médio diário de 39278 m³, a ETAR de Ílhavo tem um horizonte temporal de operação até 2038, estando prevista a sua ampliação para servir 182000 PE e um caudal médio diário de 46635m³. Encontra-se em funcionamento desde agosto de 2002. Em 2014, a ETAR serviu 105336 PE, tratou 28680 m³/dia e produziu 4254 toneladas de lamas desidratadas.

Relativamente ao tratamento do efluente, o grau de depuração a atingir, nos termos da Licença de Utilização dos Recursos Hídricos (LURH) – Rejeição de Águas Residuais tem em consideração:

- os requisitos a cumprir na qualidade das águas para uso balnear, nos termos do estabelecido no DL n° 236/98, de 1 de agosto, dado tratar-se de rejeição final no mar (oceano atlântico);
- o estabelecido no DL n° 152/97, de 19 de junho, cujas disposições se aplicam à recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas no meio aquático.

A Tabela 2.2 permite comparar os valores obtidos na ETAR com os valores limite de emissão (VLE) definidos pela LURH, relativamente ao pH, sólidos suspensos totais (SST), carência química de oxigénio (CQO) e carência bioquímica de oxigénio (CBO₅). A eficiência da remoção de CQO é em geral cerca de 95%. Os valores obtidos na ETAR são resultados analíticos médios obtidos durante o ano 2015, representativos de amostras compostas de 24 horas.

O efluente líquido tratado nesta ETAR que recebe efluente doméstico e industrial compreende as seguintes etapas: pré-tratamento, decantação primária, tratamento biológico e decantação secundária. O tratamento da fase sólida, realiza-se por digestão anaeróbia, da qual resulta a produção de biogás, sendo aproveitado para a produção de energia. No final,

restam lamas de digestão e desidratadas, valorizáveis na agricultura, após processo de compostagem

Tabela 2.2 – Resultados finais do efluente tratado durante o ano de 2015.

	pH	SST (mg/L)	CQO (mg O ₂ /L)	CBO ₅ (mg O ₂ /L)
ETAR de Ílhavo	8,1	37	76,3	13,9
VLE	6-9	60	125	25

A Figura 2.1 mostra uma fotografia aérea da ETAR, onde são identificadas as principais unidades e na Figura 2.2 indica-se o diagrama funcional.



Figura 2.1 – Fotografia aérea da ETAR de Ílhavo.

- | | |
|-------------------------------|--|
| 1. Edifício de pré-tratamento | 8. Digestor secundário |
| 2. Decantação primária | 9. Edifício de digestão, desidratação e posto de transformação |
| 3. Tratamento biológico | 10. Silo de lamas |
| 4. Decantação secundária | 11. Gasómetro |
| 5. Estação elevatória EE IS8 | 12. Edifício de exploração/oficinas |
| 6. Espessamento de lamas | 13. Portaria |
| 7. Digestor primário | |

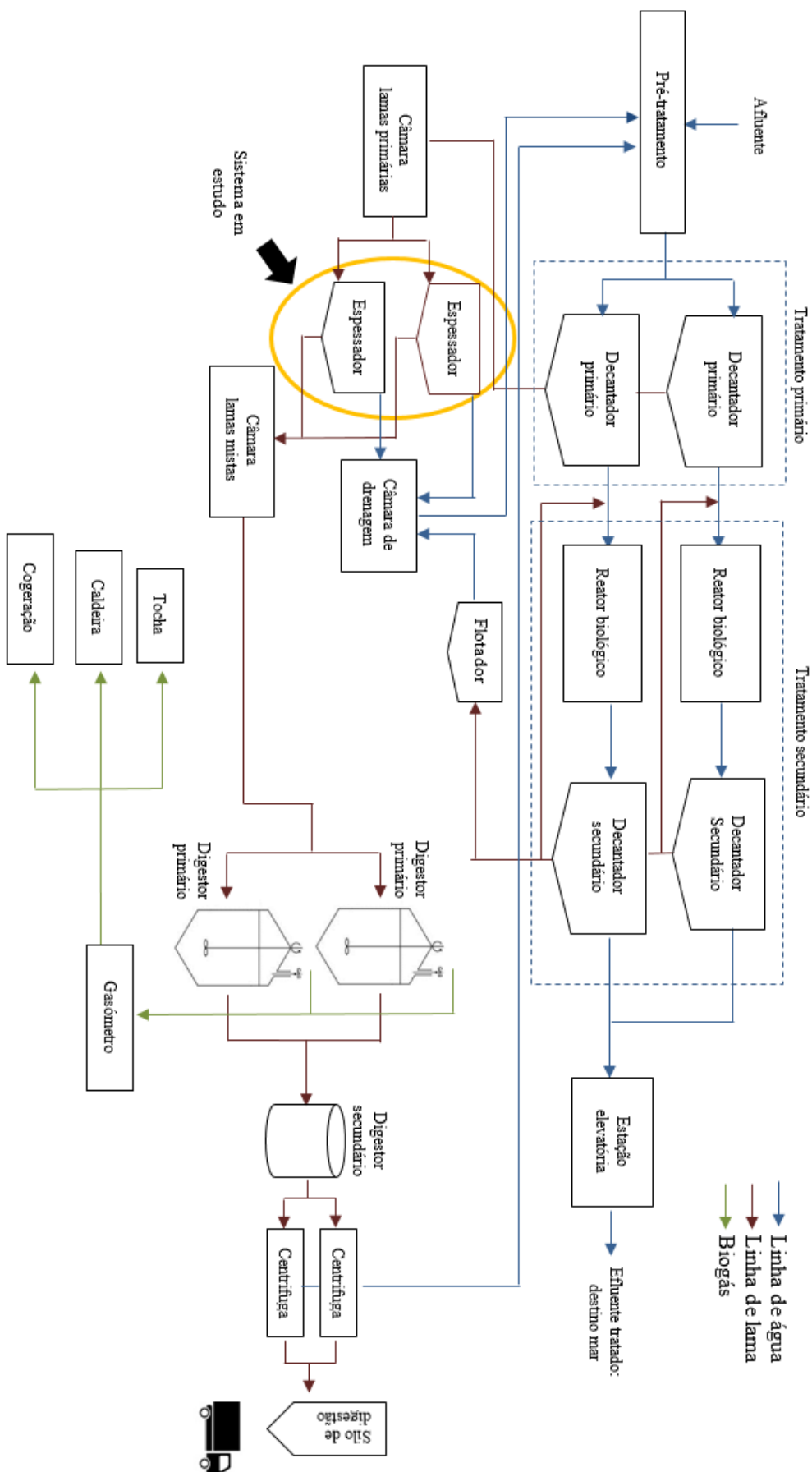


Figura 2.2 – Diagrama funcional da ETAR de Ílhavo.

A Tabela 2.3 resume as características principais das instalações da ETAR de Ílhavo.

Tabela 2.3 – Características principais das instalações da ETAR.

Instalações	Características principais
Pré – tratamento	2 Tamizadores 1 Grelha manual 2 Desarenadores/Desengorduradores (V=308 m ³)
Tratamento Primário	2 Decantadores primários (D=38 m)
Tratamento Secundário	2 Reatores biológicos (lamas ativadas) 2 Decantadores secundários (D=38 m)
Tratamento de lamas	2 Espessadores gravíticos (D=10 m) 1 Flotador (D=10,5 m) 2 Digestores anaeróbios (V=3000 m ³) 1 Digestor secundário (V=1330 m ³)
Gasómetro	1 Gasómetro (V=1720 m ³)
Aquecimento de lamas	2 Caldeiras com potência calorífica de 395 kW
Desidratação de lamas	2 Centrífugas
Armazenamento de lamas - silo	100 m ³
Destino final do efluente	Oceano Atlântico – exutor submarino de S. Jacinto

Na Figura 2.3 indica-se um esquema geral da ETAR, com a informação média dos caudais, SST, SSV, %ST, %SV e o pH, relativa a 2015. Existem algumas incongruências na medição dos caudais conforme se pode verificar no balanço mássico ao decantador primário (EDP), onde o caudal volumétrico EPT deveria ser igual à soma da corrente EDP com LP.

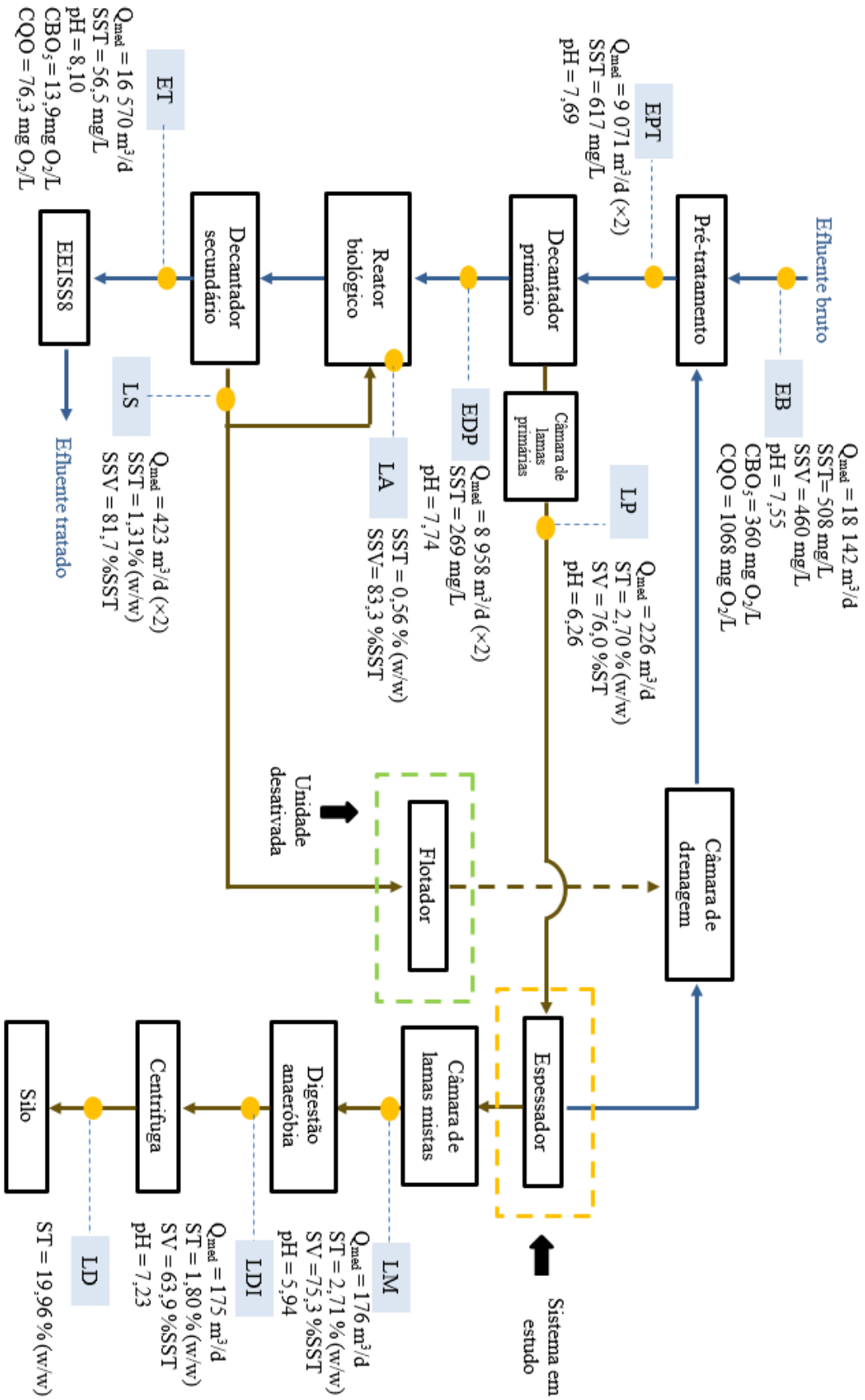


Figura 2.3 – Esquema geral da ETAR com informação dos caudais e parâmetros relevantes.

A ETAR recebe continuamente efluentes provenientes das redes de esgotos domésticos e industriais, designadamente do intercetor Sul, emissário Barra/Costa Nova e emissário Aveiro/Ílhavo. O tratamento adotado na ETAR baseia-se num processo de lamas ativadas de média carga e baixa idade das lamas.

Globalmente, podem identificar-se duas linhas (de águas e de lamas) que são descritas nas secções seguintes.

2.1. Tratamento do efluente

Pré-tratamento

A primeira fase consiste na remoção de partículas grosseiras que podem provocar problemas nos equipamentos da ETAR. O objetivo da gradagem é reter os materiais sólidos de maiores dimensões existentes nos efluentes, suscetíveis de danificar ou obstruir o equipamento instalado, designadamente bombas hidráulicas, válvulas, filtros, tubagens, etc. Adicionalmente, o desarenamento e desengorduramento contribui para a separação, por sedimentação, das areias e partículas mais grosseiras, assim como a remoção das gorduras presentes nas águas residuais.

Tratamento primário

O tratamento primário permite a diminuição da quantidade de sólidos em suspensão, no decantador gravítico, reduzindo a carga aplicada nas unidades de tratamento biológico e obtendo um efluente líquido mais clarificado. Inicialmente, a água pré-tratada é repartida por dois decantadores, através de comportas acionadas em função do volume efluente.

Para que ocorra a decantação por gravidade das partículas em suspensão, o efluente bruto é introduzido pela parte inferior do decantador, saindo por umas aberturas existentes na coluna central. Para que o efluente possa ser decantado, a coluna central é rodeada por um cilindro metálico. Para o correto funcionamento dos decantadores devem ser tidos em conta o tempo de retenção ou de residência e a carga superficial que deve ser inferior à velocidade de queda das partículas. À medida que o efluente atravessa o decantador, as partículas sólidas sedimentáveis separam-se do líquido, depositando-se no fundo do tanque. A água decantada é encaminhada para os reatores biológicos. Por outro

lado, as partículas sedimentadas (as lamas) no fundo do tanque são removidas continuamente por raspadores de fundo presos a uma ponte giratória, e encaminhadas para um poço de bombagem de lamas primárias e de escumas. As escumas, sobrenadantes e óleos originam graves problemas operatórios. O tempo de retenção para o caudal afluente máximo é de 1,8 h no decantador primário. Durante o tratamento primário, pretende-se remover cerca de 60% de SST e 30% de CBO₅.

Tratamento secundário

O tratamento secundário ocorre após o efluente sair do decantador primário. O efluente do decantador primário passa para os reatores biológicos onde é tratado por microrganismos, sendo posteriormente enviado para decantadores secundários.

O principal objetivo de um processo de tratamento biológico é a remoção de poluentes nas águas residuais, tais como compostos orgânicos biodegradáveis, azoto e fósforo dissolvidos [3]³. Para que o processo seja eficiente, é necessário reunir condições adequadas ao crescimento dos microrganismos, relativamente a nutrientes, temperatura, pH e intensidade de mistura.

Nos processos de tratamento biológico ocorre [3]:

- crescimento biológico
- hidrólise
- decaimento

Durante o crescimento biológico, as bactérias são capazes de utilizar apenas moléculas pequenas, tais como ácido acético, etanol, metanol, ácido propiónico, glucose, amónio, nítrito, etc.

A hidrólise é um processo que converte moléculas de maiores dimensões em menores, envolvendo material particulado e dissolvido. Os processos de hidrólise são normalmente mais lentos do que o crescimento biológico; pelo que, este é frequentemente o passo limitante nos processos de tratamento biológico. É habitual descrevê-lo de modo simples através de uma cinética de 1ª ordem em relação aos materiais hidrolisáveis.

O decaimento traduz a degradação da biomassa associada à oxidação de parte da matéria orgânica nela presente. O decaimento é um elemento essencial na descrição das conversões de substâncias em reatores biológicos. O facto de o organismo morrer não altera

a quantidade de substrato presente no reator, mas significa que é adicionado ao sistema material lentamente biodegradável (lise).

Como já foi referido, anteriormente, a ETAR de Ílhavo inclui um sistema de lamas ativadas de média carga e baixa idade das lamas, composto por duas linhas de oxidação, com sistema de turbinas (4 por tanque) de arejamento superficial.

O tratamento de efluentes com lamas ativadas requer:

- transferência de oxigénio, geralmente garantida pela introdução de ar no meio líquido, promovendo mecanicamente o contacto do ar com a água, pela criação de forte turbulência superficial, que favorece a dispersão da água na atmosfera, em forma de gotas finas.
- participação de microrganismos, na forma de lamas ativadas, que consistem na manutenção de uma cultura microbiológica em movimento na água a tratar pela ação de mistura ou de arejamento. O sucesso deste processo assenta na rápida e completa separação física (gravidade) entre a fase líquida e a biomassa celular, designada por lama e que surge sob a forma de flocos no decantador secundário. A quantidade de sólidos em suspensão é regulada através da recirculação dos sólidos suspensos (SS) e da remoção das lamas em excesso.

O decantador secundário funciona também como reservatório a partir do qual os sólidos retornam ao reator biológico, para manter um certo nível de microrganismos ativos no sistema. O funcionamento do decantador secundário é idêntico ao do decantador primário, contudo as características do efluente são bastante diferentes.

Consoante a idade das lamas, uma fração volta ao reator biológico pela recirculação e/ou é feita a purga das lamas em excesso. As lamas em excesso são bombeadas periodicamente para a câmara de lamas mistas (lamas do decantador secundário e do decantador primário). A água tratada/parcialmente tratada segue para um tanque de aspiração de uma estação elevatória (EEIS8), localizada a jusante, passando por um medidor de caudal, para posterior elevação até ao seu destino final, o Oceano Atlântico, sendo rejeitada através do Exutor Submarino de S. Jacinto.

2.2. Tratamento de lamas

As lamas correspondem ao material sólido produzido durante o tratamento primário, secundário ou qualquer outro tratamento avançado de águas residuais [4]. O seu odor é intenso e repulsivo, devido às cargas orgânicas elevadas e condições de anaerobiose. As lamas provenientes de tanques de decantação primários são geralmente castanhas e viscosas e, na maioria dos casos, têm um odor extremamente desagradável [4]. São constituídas maioritariamente por matéria fecal, desperdícios de comida, fibras, argilas e em menores quantidades, metais pesados e substâncias minerais. A concentração de sólidos nas lamas na decantação primária pode variar entre os 2 a 8% [5].

A composição das lamas de depuração secundária varia com a composição das águas de que provêm e da tecnologia de tratamento a que foram sujeitas. Da sua constituição fazem parte substâncias orgânicas e minerais de natureza diversa e poderão estar presentes, em maior ou menor quantidade, diferentes microrganismos, alguns dos quais patogénicos. A composição química das lamas de depuração pode variar de ETAR para ETAR e ter variações sazonais como reflexo da variação na composição dos efluentes que recebe ao longo do ano.

A Tabela 2.4 apresenta alguns parâmetros relativos a lamas de depuração primárias.

Tabela 2.4 – Composição química típica de lamas de depuração primárias [4].

Parâmetros	Intervalo	Valor típico
Sólidos totais (ST), %	1-6	3
Sólidos voláteis (SV), (% de ST)	60-85	75
Proteínas, (% de ST)	20-30	25
Óleos e gorduras (% ST)	5-8	6
Azoto (N, % de ST)	1,5-4	2,5
Fósforo (P ₂ O ₅ , % de ST)	0,8-2,8	1,6
Potássio (K ₂ O, % de ST)	0-1	0,4
pH	5-8	6
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	500-1500	600

O tratamento de lamas permite diminuir o teor em água, estabilizar a matéria orgânica de forma a evitar a formação de maus odores, diminuir a massa global de sólidos e reduzir o número de microrganismos patogénicos. Esta fase é importante, pois permite encaminhar as lamas tratadas para os processos seguintes em melhores condições, isto é, com menores custos de operação e de transporte. Os processos físicos de espessamento de lamas são, normalmente, do tipo gravítico para lamas primárias e a flotação com ar para lamas secundárias.

Na ETAR de Ílhavo, o primeiro tratamento das lamas primárias é o espessamento gravítico. Na Tabela 2.5 são apresentados os valores médios referentes à produção de lamas resultantes do processo de decantação primária, durante o ano de 2015.

Tabela 2.5 – Valores médios da produção de lamas primárias em 2015.

Produção de lamas primárias (kg ST/d)	6102
ST (%)	2,7
Caudal de lamas (m ³ /d)	226

O espessamento de lamas decorre em dois espessadores por gravidade para as lamas primárias, que funcionam alternadamente. O volume de cada espessador é de 276 m³, com 10 m de diâmetro e 3,51 m de altura. A velocidade das pás raspadoras do fundo do espessador tronco-cónico é de 0,044 m/s. O tempo médio de retenção é 29,5 h. A Figura 2.4 representa o desenho técnico do espessador das lamas primárias. O espessador tem como objetivo o aumento de teor de sólidos das lamas primárias e consequente redução de volume. O volume das lamas que chega ao espessador depende da eficiência do decantador primário, e que depende [3]:

- das características da água residual a tratar;
- tempo de retenção no decantador;
- densidade, teor de humidade, e concentração dos sólidos sedimentados;
- intervalo de tempo entre as operações de remoção de lamas.

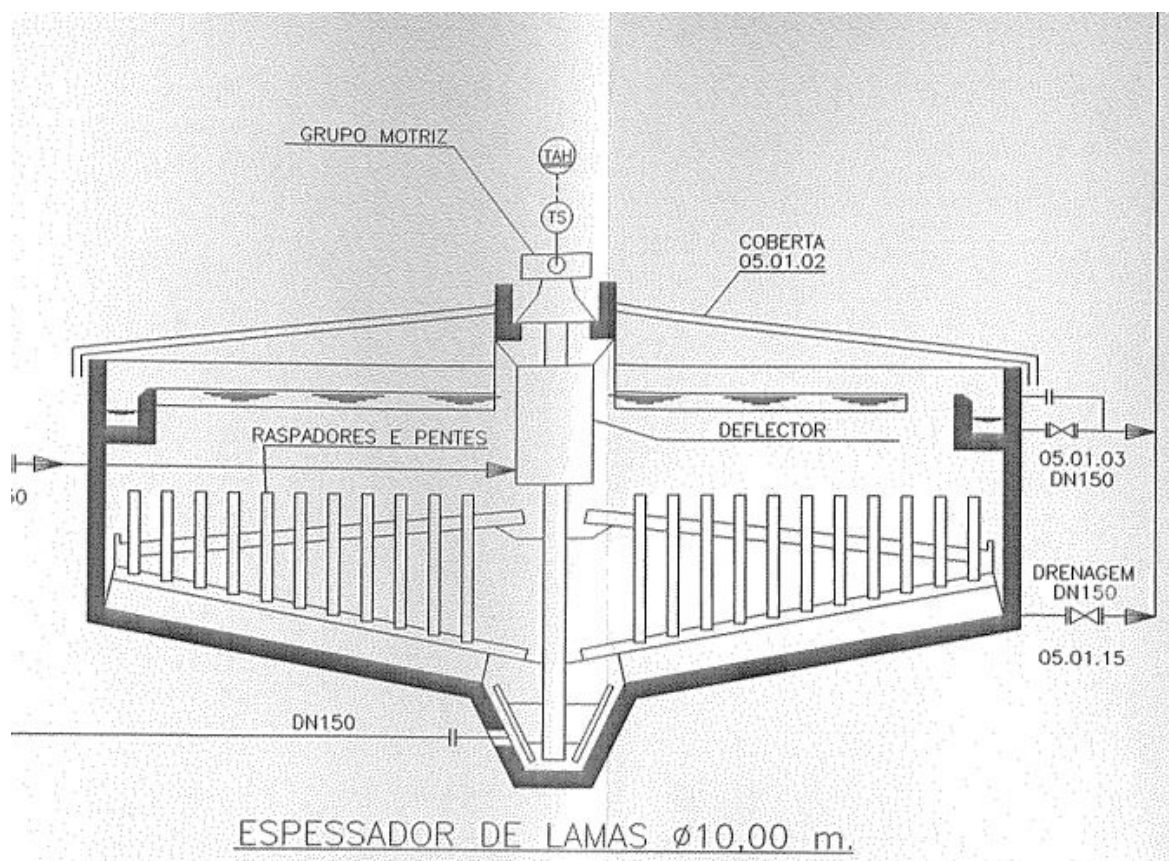


Figura 2.4 – Desenho técnico do espessador de lamas primárias.

Desta forma, o espessador foi construído tendo em conta as características dos decantadores primários. Por sua vez, o tempo de retenção nos espessadores é dependente de:

- caudal diário que entra na ETAR;
- quantidade de SS existentes no afluente;
- quantidade de lamas existentes nos digestores (unidade recetora das lamas);
- quantidade de biogás existente no gasómetro.

A descarga do espessador das lamas primários faz-se na sua parte central, sendo repartida igualmente e orientada por um cilindro metálico central suspenso na ponte. A remoção das lamas é realizada com o auxílio de dois braços radiais com concentradores de fundo. O sobrenadante/clarificado transborda para uma cavidade periférica e volta ao pré-tratamento, enquanto as lamas espessadas são retiradas por um reservatório de fundo no tanque e são encaminhadas para a câmara de lamas mistas para seguirem para a DA.

Na Tabela 2.6 são apresentados os valores médios relativos ao espessamento das lamas primárias, ao longo de 2015. Neste caso, uma vez que a ETAR não tem em

funcionamento o flotador, as lamas que chegam ao espessador são uma mistura de lamas primárias e secundárias.

Tabela 2.6 – Valores médios na corrente de fundo do espessador gravítico das lamas primárias em 2015.

Fluxo mássico de lamas espessadas (kg ST/d)	4752
Concentração de sólidos nas lamas espessadas (%)	2,7
Caudal de lamas espessadas (m ³ /d)	176

De acordo com a Figura 2.3, pode verificar-se que uma parte das lamas secundárias é encaminhada para as unidades de pré-tratamento.

A DA das lamas mistas permite a oxidação de matéria orgânica, pelo que as lamas à saída dos digestores são em quantidades menor. Este processo, para além da estabilização e da redução do volume das lamas, tem também a vantagem de produzir biogás, que devido ao seu elevado conteúdo energético é aproveitado para a produção de energia elétrica para auto-consumo da ETAR, realizando cogeração. Para realização da cogeração a potência instalada é de 725 kW.

Por fim, a desidratação das lamas é realizada por duas centrífugas a funcionar alternadamente com a adição de um polímero comercial. O valor médio anual de matéria seca (ST) após centrifugação é cerca de 20%. As lamas formadas na ETAR, são transportadas e encaminhadas para compostagem por empresas externas.

3. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

A origem das águas residuais afluentes a uma ETAR podem ser consideradas:

- Águas residuais domésticas – provenientes de instalações residuais e serviços, resultantes de atividades domésticas e metabolismo humano;
- Águas residuais industriais – provenientes de qualquer atividade industrial;
- Águas residuais urbanas – designação atribuída à mistura das águas residuais municipais com águas residuais industriais.

Durante o pré-tratamento, tratamento primário e/ou secundário das águas residuais nas ETAR resultam lamas que são coletadas ao longo da linha de lamas.

Na ETAR de Ílhavo, as lamas produzidas no decantador primário, são retiradas da linha de tratamento de água e são encaminhadas para a linha de lamas para serem submetidas a um processo de espessamento e posterior digestão anaeróbia. A remoção do teor de água é uma operação fundamental para a redução do volume de lama e conseqüente aumento do teor de matéria orgânica. Este objetivo pode ser atingido através de: espessamento ou por desidratação mecânica [6].

O espessamento resulta da compressão devido à força gravítica que de acordo com a natureza das lamas (teor de sólidos, matéria volátil, temperatura, etc.) se desenvolve com maior ou menor dificuldade.

Dependendo das características pretendidas para as lamas a localização, tipo ou forma adequada do espessador devem ser criteriosamente seleccionados. Nos espessadores gravíticos, a concentração de SST poderá obter-se de forma natural, após um tempo de residência adequado. Nos espessadores por flotação, a redução de volume das lamas obtém-se de forma artificial através da introdução de um gás (geralmente ar) na massa líquida, que provoca o arrastamento das lamas até à superfície, vencendo assim a sua tendência insipiente para sedimentar.

O espessamento das lamas tem as seguintes vantagens:

- diminui a quantidade de calor necessária para aquecimento das lamas na digestão anaeróbia, secagem térmica ou incineração;
- reduz o consumo de produtos químicos necessários para o acondicionamento ou estabilização das lamas;

- reduz a dimensão do equipamento de desidratação, melhorando o seu funcionamento bem como o da operação.

As características das lamas primárias, afluentes ao espessador gravítico da ETAR de Ílhavo, à data da realização desta dissertação, não permitem que ocorra um espessamento de forma eficaz. Os fundamentos teóricos desta dissertação pretendem explicar o processo, como e de que forma poderá ser possível melhorar o espessamento das lamas, através da adição de químicos.

3.1. Sistemas coloidais

Em meios líquidos e mais particularmente em meios aquosos, os materiais orgânicos ou inorgânicos estão presentes sob a forma dissolvida ou sólida. Estas duas formas são distinguidas pelo tamanho das partículas.

Os sólidos dissolvidos (SD) são [7]:

- compostos inorgânicos, iões e/ou compostos orgânicos de baixo peso molecular com um tamanho máximo de partícula de 10^{-3} μm ;
- compostos orgânicos solúveis de elevado peso molecular, tais como proteínas ou polímeros, com um tamanho de partícula que varia de 10^{-3} μm e 10^{-2} μm .

Os sólidos suspensos (SS) são:

- colóides com um tamanho de partícula de 10^{-2} μm a 1 μm ;
- matérias em suspensão com um tamanho de partícula com mais do que 1 μm .

Uma suspensão coloidal é uma dispersão de partículas de uma substância num meio dispersante constituído por outra substância [8]. Os colóides possuem propriedades elétricas que criam forças repulsivas entre as partículas, impedindo a sua aglomeração e sedimentação simples. Por isso, as suspensões coloidais são estáveis.

Nos sistemas coloidais a separação das fases líquida/sólida pode ocorrer por intermédio de processos de coagulação-floculação, sendo maior a velocidade de sedimentação para partículas de diâmetro superior [9]. Em suspensões, as partículas coloidais (invisíveis a olho nu) têm um movimento Browniano de alta velocidade e aleatório, em que ocorrem choques das moléculas do meio e as partículas.

A estabilidade de uma suspensão coloidal depende do equilíbrio entre os dois tipos de forças envolvidas opostas: a força de atração universal entre átomos e moléculas, e uma força de interação eletrostática, ou de Van der Waals. Estas duas forças agem de forma diferente, dependendo da natureza intrínseca dos colóides, que poderão ser hidrofílicos ou hidrofóbicos [7].

Os colóides de natureza hidrofóbica, devido à sua fraca afinidade com a água, são suscetíveis de coagular e são instáveis na presença de eletrólitos, como por exemplo, as argilas. Estes são mantidos separados uns dos outros devido às cargas de superfície que exercem forças de repulsão, as quais se baseiam nos fundamentos inerentes à teoria da dupla camada, que será abordada posteriormente na secção 3.1.1.

Os colóides de natureza hidrofílica (substâncias orgânicas polares, em geral) exibem uma forte afinidade com a água [7]. A água adsorvida retarda a floculação, necessitando, por isso, de um tratamento especial para se conseguir uma coagulação eficaz.

3.1.1. Propriedades elétricas

Na maioria dos casos, os colóides de águas residuais possuem cargas elétricas negativas (Figura 3.1), ou seja, criam uma força repulsiva entre as partículas, impedindo a aglomeração e a sedimentação. Há a formação de uma dupla camada elétrica, porque a sua carga negativa atrai para a superfície cátions em solução. A teoria da dupla camada, proposta por Gouy-Chapman e Stern, entre 1910 e 1924, explica os comportamentos electrocinéticos da superfície das partículas coloidais [9].

As cargas de superfície podem ser provenientes de uma adsorção seletiva de iões na superfície ou da própria superfície (por defeito da rede cristalina). A superfície da partícula é eletricamente carregada com um potencial diferente do meio solvente. O equilíbrio electrostático, entre a superfície da partícula e o meio solvente, conseguido por meio de duas camadas de transição.

Na camada interna, designada por Stern, os iões de estabilização estão fortemente adsorvidos à partícula. Estes iões são considerados como fixos. A camada externa ou difusa (Gouy- Chapman) possui iões de estabilização e alguns iões de carga contrária aos da camada de Stern, ligada por forças eletrostáticas. Estes iões são considerados como móveis [10].

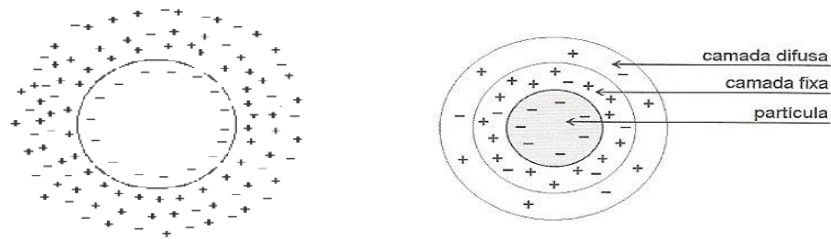


Figura 3.1 – Camadas iônicas de uma partícula em suspensão [10].

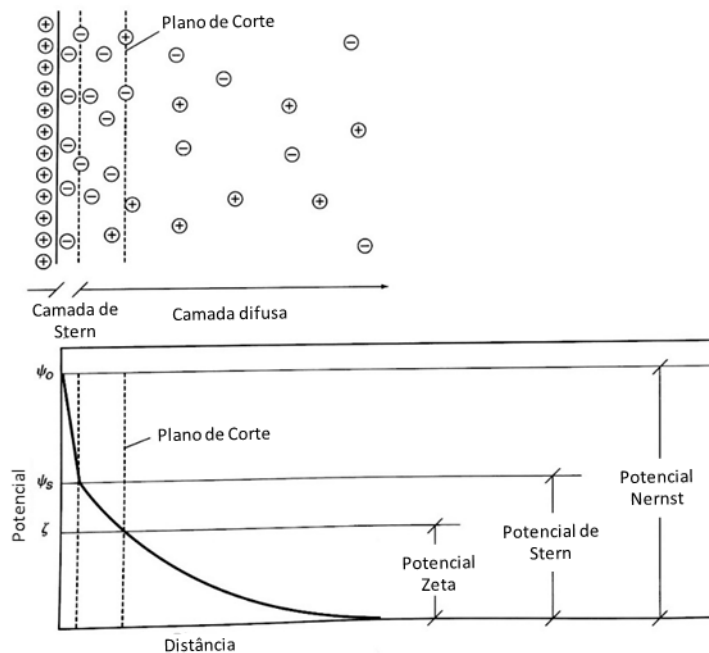


Figura 3.2 – Dupla camada elétrica (Adaptado de [4]).

Conforme se mostra na Figura 3.2, existem três potenciais elétricos nas partículas:

1. potencial de superfície (ou potencial de Nernst), ψ_0 , definido como a queda de potencial entre a interface do colóide e o meio disperso (para a maior parte dos colóides em água residuais, este valor é negativo);
2. potencial de Stern, ψ_s , é o potencial no plano de Stern;
3. potencial zeta, ζ , é o potencial no plano que separa a dupla camada do meio disperso, ou seja, é a diferença de potencial entre o meio disperso e a camada estacionária de fluido (dupla camada), adjacente à partícula dispersa. Este potencial permite medir o grau de estabilidade das suspensões, isto é, o grau de repulsão entre partículas próximas e de carga semelhante.

O potencial zeta (mV) pode ser estimado pela da equação (3.1) [11]:

$$\zeta = \frac{4 \times \pi \times \eta \times EM}{\epsilon} = \frac{4 \times \pi \times \eta \times V}{\epsilon \times \chi} \quad (3.1)$$

onde η é a viscosidade dinâmicas das lammas (Pa.s), ϵ a constante dielétrica do meio, EM a mobilidade electroforética (V/χ), V a velocidade da partícula (m/s) e χ o potencial (V/m) aplicado por unidade de comprimento da célula de medida.

Se este potencial elétrico for inferior a 30 mV (em valor absoluto) as forças atrativas predominam e a suspensão é instável – as partículas têm tendência para agregar e ocorre floculação. Conforme a Figura 3.2, para um dado eletrólito a queda de potencial é mais abrupta com a distância à superfície da partícula.

A estabilidade de uma suspensão coloidal deve-se essencialmente a forças eletrostáticas repulsivas entre as partículas. Para haver formação de aglomerados é necessário vencer estas forças, i.e. aumentar as forças atrativas (desestabilizar a suspensão coloidal). O potencial zeta pode ser diminuído por:

- contração da zona difusa da dupla camada elétrica, através do aumento da força iónica da solução (aumento da concentração dos iões do meio ou da sua valência);
- neutralização da carga coloidal pela adsorção de iões de carga oposta (contra-íões) na superfície do colóide;
- pontes entre partículas coloidais através da adição de polielectrólitos;
- captura das partículas coloidais por flocos entretanto formados.

3.2. Sedimentação

A sedimentação é o processo mais comum para a remoção de partículas sólidas em suspensão, durante o tratamento de águas residuais, para a separação sólido-líquido. Este processo consiste na utilização das forças gravitacionais, separando partículas de densidade superior à da água. As partículas coloidais, uma vez que apresentam um tamanho reduzido e uma densidade muito próxima da densidade da água, não se consegue remover por processos de sedimentação simples.

O espessamento das lammas deve resultar numa separação de duas fases: líquido clarificado e uma fase sedimentada (lama). O rendimento da sedimentação/espessamento

depende essencialmente da área do tanque e não necessariamente da altura deste. Quanto maior a área, para um dado caudal de alimentação, menor é a velocidade de sedimentação das partículas. Devem projetar-se tanques com áreas grandes e alturas pequenas, uma vez que a altura é apenas importante para que exista espaço suficiente para as lamas, espaço para colocar os elementos mecânicos de remoção de lamas e para que a componente horizontal da velocidade, fique dentro de certos limites para evitar arrastamento de partículas que se tenham depositado.

3.3. Coagulação-floculação

A coagulação-floculação é um processo químico que tem por objetivo remover partículas coloidais, turbidez e populações bacterianas e outros microrganismos de natureza patogénica. A floculação é um processo normalmente acoplado ao de coagulação e é provocada pelos movimentos Brownianos em que as partículas grandes se agregam a partículas mais pequenas e formam partículas maiores [4].

A adição de polímeros permite formar pontes entre flocos e partículas. As partículas aglomeradas, recém-formadas, são bastante frágeis e podem ser quebradas por forças de cisalhamento durante a mistura. Deverá haver cuidado para não existir uma sobredosagem do polímero, porque causa problemas na sedimentação [12].

Por outras palavras, o processo de coagulação-floculação ocorre quando as partículas desestabilizadas se aglomeram em agregados de maiores dimensões, de modo a poderem separar-se do meio líquido devido à colisão de um agente químico (tipicamente orgânico). No final, as partículas podem ser removidas por decantação e/ou filtração.

A floculação pericinética ou microfloculação corresponde à agregação das partículas provocada pelo movimento térmico das moléculas (movimento Browniano) do fluido [4]⁴. As partículas coloidais (<1 µm) apresentam um movimento aleatório devido ao contínuo bombardeamento das moléculas de água, como representado na Figura 3.3 .

A floculação ortocinética ou macrofloculação refere-se à agregação das partículas (maiores que 1 µm), provocada pela indução de gradientes de velocidade no fluido, como representado na Figura 3.3 .

Assim, o movimento provocado num determinado ponto pelos mecanismos referidos é diretamente proporcional ao gradiente de velocidade média, \bar{G} , que é importante na avaliação do padrão de escoamento em unidades de coagulação e floculação. Este parâmetro pode que pode ser determinado de acordo com a expressão [4]:

$$\bar{G} = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} \quad (3.2)$$

onde P é a potência dissipada na massa líquida [W], V o volume de líquido na câmara de mistura [m³] e μ a viscosidade dinâmica [Pa.s].

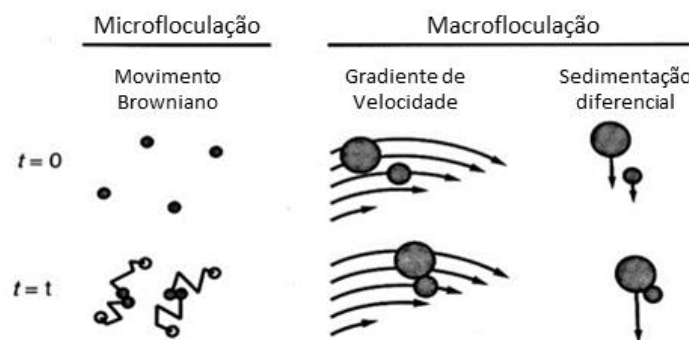


Figura 3.3 – Microfloculação e macrofloculação (Adaptado de [4]).

A coagulação e a floculação podem ocorrer em simultâneo ou sequencialmente, como se indica na Figura 3.4 , onde se esquematiza a ação de agentes coagulantes (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}) e seguida de adição de cadeias de polímeros que atuam como agentes floculantes.

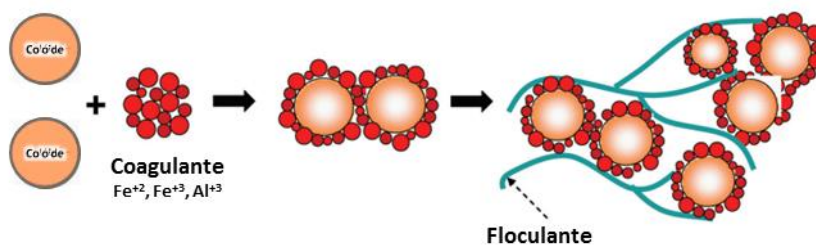


Figura 3.4 – Coagulação-floculação (Adaptado de [13]).

Na Figura 3.5 são indicadas as possíveis vias para implementar os processos de coagulação/floculação de modo a promover a sedimentação das partículas.

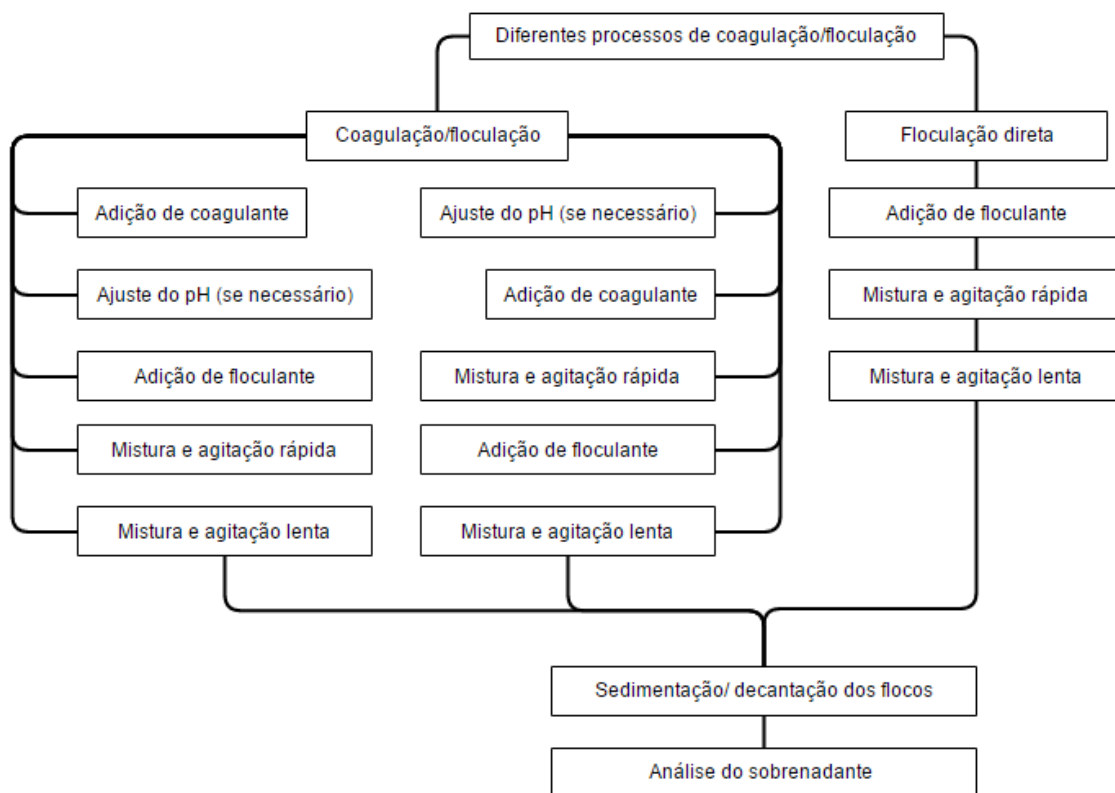


Figura 3.5 – Diferentes métodos para promover a coagulação/floculação (Adaptado de [14])

Como se pode inferir da Figura 3.5 , para se atingir as condições de sedimentação há sempre a necessidade de combinar a mistura rápida com uma fase final de mistura e agitação lenta.

3.3.1. Coagulantes e floculantes

A adição de agentes químicos torna-se essencial para que ocorra a destabilização dos colóides e consequente aumento da densidade dos flocos, de modo a que estes sejam sedimentados.

Apesar de estes processos já serem utilizados há décadas na indústria, ainda tem vindo a ser realizada uma intensa investigação para aumentar a eficiência de coagulantes e polímeros [15]. A Figura 3.6 mostra de forma abreviada as principais categorias de floculantes existentes.

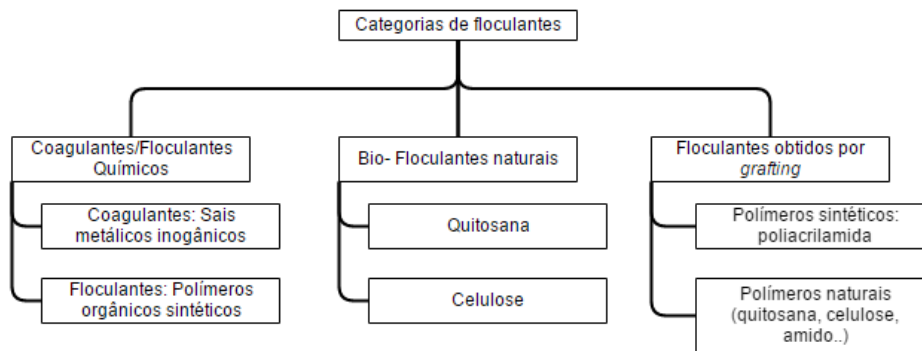


Figura 3.6 – Categorias de floculantes (Adaptado de [14]).

Os coagulantes usados industrialmente podem ser de natureza inorgânica ou orgânica. Os coagulantes inorgânicos têm a vantagem de ter um custo mais baixo. Os mais usados são:

- sais de alumínio, como por exemplo o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) que é um sólido cristalino de cor branca- acinzentada. Os colóides neste caso são “revestidos” com Al^{3+} e a dupla camada é então comprimida. Em geral, o sulfato de alumínio tem maior eficácia na gama de pH entre 5,5 e 8,0 [9];
- sulfato de ferro, que reage de forma a neutralizar cargas negativas dos colóides e proporcionam a formação de hidróxidos de ferro insolúveis. Devido à baixa solubilidade nos hidróxidos férricos formados, eles podem atuar numa ampla gama de pH. O sulfato ferroso ($\text{Fe}(\text{SO}_4)$) diferencia-se do sulfato de alumínio pela formação de flocos com maior dimensão e densidade, o que promove uma melhor decantação [16]. Neste caso, os colóides são destabilizados com Fe^{2+} e a dupla camada é comprimida;
- cloreto férrico (FeCl_3) é utilizado quando nas águas a tratar a cor e acidez são elevados, o que inviabiliza a aplicação do sulfato de alumínio. Também é utilizado em águas que possuem gás sulfídrico, funcionando como agente oxidante. Este coagulante é bastante usado por ser de fácil acesso no mercado, contudo é de difícil manipulação.

A aplicação de coagulantes inorgânicos nas águas residuais é, no entanto, atualmente limitada, devido a inúmeras desvantagens. Designadamente, devido ao facto de estes coagulantes conduzem à produção de grandes volumes de lamas com hidróxido de metal,

e aumentam da concentração do metal (por exemplo, alumínio) na água tratada, que podem ter implicações para a saúde humana [14].

Os coagulantes de origem orgânica naturais ou sintéticos, conhecidos como polieletrólitos, são constituídos por grandes cadeias moleculares, que possuem cargas positivas ou negativas, podendo na presença de água, transformar-se em coagulantes catiónicos ou aniônicos.

3.3.2. Características importantes para coagulação/floculação

A ação do coagulante/floculante depende do tempo de contacto com a solução, estando também diretamente relacionado com as características de dissolução de ambos. O resultado pode ser avaliado pelo tamanho e características dos flocos, pela quantidade de matéria floculada em suspensão ou pela turvação do líquido sobrenadante [7]. O processo de coagulação-floculação depende de vários fatores, sendo os mais importantes:

- pH da solução: é um dos parâmetros mais importantes a ser considerado, para atingir a eficiência pretendida, devendo sempre ser utilizada a gama ótima de pH para a ação eficaz dos químicos a usar. A adição de cal poderá ser a usada para o aumento do pH nos efluentes ou a adição de ácido para a sua diminuição.
- Temperatura: tem influência direta na cinética da ação dos químicos e nos movimentos dos colóides [7].
- velocidade da mistura do polímero na solução, é um aspeto fundamental para atingir um bom resultado para o processo de coagulação e/ou floculação. A agitação mecânica aplicada deve ser rápida numa primeira etapa, com adição simultânea do agente químico; numa segunda etapa a agitação deve ter menor intensidade, para promover a colisão entre partículas e aglomeração destas, de forma a produzir flocos de maiores dimensões com capacidade de decantabilidade.
- dosagem do polímero, que depende do peso molecular e da carga iónica [7]. A determinação da concentração ótima é fundamental para obter bons resultados de coagulação-floculação. Em geral, a eficiência dos polímeros, é maior quanto maior a sua cadeia molecular, dependendo também da configuração espacial das moléculas. Quanto maior for a cadeia, maior é a possibilidade de criar pontes e

menor será a quantidade de polímero utilizado para obter o mesmo resultado. O aumento do comprimento da cadeia tem o efeito de aumentar a viscosidade da solução e, por sua vez, o tempo necessário para dissolver o polímero [7]. Na prática, a quantidade de polímero a ser usada é estipulada por tonelada de sólidos totais de lama [7]. Em geral, quanto maior a natureza orgânica da suspensão, mais catiónico deve ser o polímero. Por outro lado, os polímeros aniônicos são mais eficazes para suspensões inorgânicas [7].

4. ESTADO DE ARTE

Neste capítulo é feita uma síntese de alguns estudos sobre o efeito da adição de diferentes polímeros na redução da humidade das lamas e variações de outros parâmetros tendo em vista apontar possíveis polímeros e metodologias para o estudo a realizar.

A desidratação das lamas é fundamental para baixar os custos com o seu transporte para o destino final e para redução de odores. O modo mais frequente de promover a desidratação é através da adição de químicos, de natureza orgânica ou inorgânica de acordo com as características da lama. A função dos agentes químicos é desestabilizar as partículas de forma a favorecer o processo de coagulação-floculação permitindo a separação das fases (líquida e sólida).

Na literatura podem encontrar-se diversos estudos sobre os métodos a aplicar nas lamas de modo a reduzir a sua percentagem de humidade, ou seja, a aumentar o teor de sólidos.

Lee e Liu [19], estudaram o efeito da adição de polímeros simples e duplos às lamas sujeitas a desidratação. Utilizaram o tempo de sucção capilar (CST) e a resistência específica à filtração (SRF) para avaliar a capacidade de desidratação. Para caracterização das lamas mediram o potencial zeta e o tamanho dos flocos. Neste estudo, os autores concluíram que a adição de um polímero simples não-iónico às lamas proporciona melhor capacidade de desidratação do que a adição de um polímero catiónico, sendo essa evidência manifestada pelo maior tamanho dos flocos. Concluíram também que as lamas condicionadas com polímeros duplos apresentam melhor capacidade de desidratação do que as lamas com a adição de polímero simples, não existindo nenhuma correlação entre o tamanho do floco e o nível de desidratação.

Noutro estudo realizado por Lee e colaboradores [20] foi analisada a viabilidade da adição de cinzas volantes de carvão às lamas de águas residuais como coadjuvantes da desidratação. O resultado obtido para a humidade, sem a adição das cinzas foi de 80% e $2,9 \times 10^{14}$ kg/m de capacidade de resistência do bolo (CSR). Quando 50% (em massa) de cinzas volantes foram adicionadas às lamas, teor de água baixou para 29,4% e CSR também baixou para $2,9 \times 10^{13}$ kg/m.

Poon e Chu [21] analisaram a sedimentação primária quimicamente assistida utilizando químicos para aumentar a coagulação/floculação de partículas de águas residuais.

O efeito do cloreto férrico (FeCl_3) e de um polímero aniônico para remoção de SST nas águas residuais de duas ETARs foram testados em ensaios do tipo *jar-test*. Os resultados mostraram que a dosagem ótima para a remoção de 60% de SST era de 30 ppm de FeCl_3 com 0,5 ppm de polímero. A realização de um teste de maior escala revelou que aplicação das quantidades referidas poderia proporcionar uma redução de SST, azoto total e fósforo total superior a 80%, 70% e 40%, respetivamente.

Kurade e colaboradores [22] analisaram o floculante biogénico *acidithiobacillus ferrooxidans* (AF) aplicado para melhorar a desidratação de lamas anaerobicamente digeridas. A sua eficiência foi comparada com a adição de poliacrilamida catiónica comercial (PAM). Comparativamente com os valores iniciais a adição do AF reduz o CST e SRF para 74% e 89%, respetivamente, e para a adição de PAM as reduções foram de 58% e 67%. Verificaram ainda que com a adição de AF o poder calorífico das lamas melhorou em 13% e o odor desagradável baixou. O estudo mostrou que o AF pode reduzir o teor de humidade para 70% e melhorar o aspeto do clarificado em termos de SST e sólidos dissolvidos totais quando comparado com um tratamento com PAM.

Zemmouri e colaboradores [18] estudaram a viabilidade da adição de quitosana comparando-a com um polielectrólito catiónico sintético (PCS) e cloreto férrico. Inicialmente, de modo a caracterizar as lamas foram analisados vários parâmetros como o CST, SRF, SST e a turvação do filtrado. Os resultados obtidos mostram que os três floculantes melhoraram o processo de desidratação, obtendo uma remoção mais rápida da água e tornando as lamas mais permeáveis. Foram encontradas doses ótimas para a quitosana, PCS e FeCl_3 entre 2-3, 1,5-3 e 6 kg/t ST. Relativamente à turvação do filtrado a quitosana e o PCS foram os que obtiveram melhores resultados, ao contrário do FeCl_3 , utilizando uma dosagem ótima. Sendo a quitosana um floculante orgânico natural e obtendo resultados idênticos ao PCS, traz benefícios utilizá-la como floculante para desidratar as lamas, apesar de ter um custo mais elevado [18].

Huang e colaboradores [23] testaram a adição de uma mistura de coagulante e floculante (poliacrilamida) às lamas numa prensa de filtro com diafragma, medindo o teor de água, o poder calorífico e as bactérias coliformes presentes nas lamas. Os resultados obtidos mostram que houve uma redução de 80% para 43,6% da humidade nas lamas. O baixo poder calorífico das lamas aumentou significativamente em relação às lamas originais.

Posteriormente, a lama permaneceu exposta durante 9 dias ao ar livre obtendo no final um teor de humidade de 25%.

A Tabela 4.1 resume informação para cada tipo de coagulante/floculante.

Categoria de floculantes	Tipo de floculante	Mecanismo de floculação	Observação	Procedimento	Resultado
Coagulantes químicos	Sais metálicos inorgânicos	Neutralização de carga	Baixo custo e fácil manuseamento; baixa eficiência de floculação e presença de metais na água tratada/lamas	Aplicação de cloreto férrico em águas industriais de bebidas [14].	Remoção de 97% de SST [14].
Floculantes químicos	Polieletrólitos com baixo PM e baixa CI	Neutralização de carga	Boa capacidade de flocular com baixa dosagem, fácil manuseamento, baixa biodegradabilidade	Aplicação de poliacrilamidas catiónicas e aniónicas em indústria de papel e celulose [14].	Remoção de 98% de SST [14].
	Polieletrólitos com elevado PM e baixa CI	<i>Bridging</i>			
	Polieletrólitos baixo PM e elevada CI	Mecanismo de <i>Patching</i>			
	Polieletrólitos com elevado PM e elevada CI	Mecanismo de <i>Patching e bridging</i>			
Biofloculantes		Neutralização de carga	Boa biodegradabilidade, elevada eficiência de floculação e tempo de vida curto.	Após adição do floculante as suspensões foram agitadas em <i>jar-test</i> a 140 rpm durante 20 seg e 28 rpm durante 2 min [18].	Comparação entre quitosana e polímero sintético. Os resultados obtidos revelam que a quitosana teve uma eficiência idêntica ao polímero sintético, contudo o biofloculante permite a reutilização de lamas como fertilizante e tem um boa biodegradabilidade [18].
Floculantes por "grafting" não-iônico	Anfotérico/ catiónico/ aniónico	Neutralização de carga e ponte	Combinação de polímeros sintéticos com naturais	As suspensões foram agitadas em <i>jar-test</i> a 200 rpm durante 2 min seguida de uma agitação lenta a 40 rpm durante 10 min. As suspensões sedimentaram durante 5 min [17].	Comparação entre um copolímero e poliacrilamida comercial. Os resultados demonstram a superioridade do copolímero sobre a poliacrilamida comercial [17].

Tabela 4.1 – Categorias de floculantes

5. PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

Neste capítulo são apresentados os procedimentos experimentais utilizados para a seleção do floculante mais indicado para as características das lamas primárias da ETAR de Ílhavo.

5.1. Amostragem

A recolha das amostras de lamas primárias, foi realizada na câmara de lamas primárias que se encontra à saída do decantador primário, assinalado na Figura 5.1 com ① na Figura 5.2 com LP. Para garantir homogeneidade das amostras, 10 min antes da recolha das lamas primárias era acionada a bomba submersível.

O efluente líquido do clarificado do decantador primário foi retirado no descarregador deste, sendo recolhidos cerca de 10 L. O local de amostragem está assinalado com ② na Figura 5.1 e com EDP na Figura 5.2.



Figura 5.1 – Locais de amostragem de clarificado do decantador primário e de lamas primárias na câmara de lamas primárias (SL1).

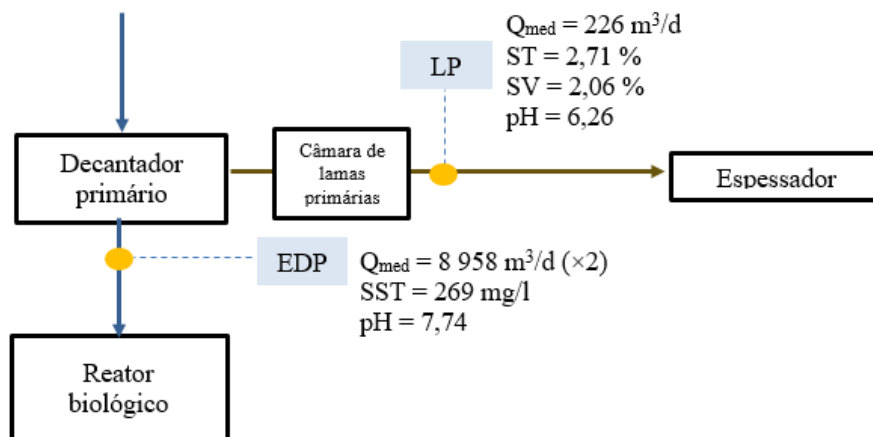


Figura 5.2 – Localização dos pontos de amostragem de lamas primárias (LP) e efluente clarificado do decantador primário (EDP) (adaptação da Figura 2.3).

Ao longo do tempo foram retiradas 6 amostras de lama primária e 6 amostras de água residual nos dias 8, 10, 12, 17, 19 e 21 de fevereiro de 2016. Estas amostras líquidas foram analisadas o mais rapidamente possível, embora tenham sido conservadas entre 1 e 5 °C por um período máximo de 2 dias.

5.2. Materiais: coagulantes/floculantes

Neste trabalho foram testados vários coagulantes/floculantes de natureza inorgânica e orgânica, tal como se resume na Tabela 5.1.

As empresas que forneceram os polímeros para os ensaios deste estudo foram a Quimitécnica (referidos neste trabalho como S4, S6, S7 e S8) e a SNF – Ambientágua com a referência A3, A5, A6 e A8).

Tabela 5.1 – Características dos coagulantes/floculantes utilizados.

Quimitécnica			SNF - Ambientágua		
Nomes comerciais	DC [C/m]	PMR [MDa]	Nomes comerciais	DC [C/m]	PMR [MDa]
Superfloc 8394	S4 Baixa	Muito elevado	Ambifloc SM 7793P	A3 Elevada	7 – 9
Superfloc 8396	S6 Média	Elevado	Ambifloc SM 7795P	A5 Média	9 – 11
Superfloc 8397	S7 Elevada	Elevado	Ambifloc SM 9996P	A6 Muito elevada	5 – 7
Superfloc 8398	S8 Muito elevada	Muito elevado	Ambifloc SM 9998P	A8 Média	9 – 11

DC – densidade de carga; PMR – peso molecular relativo

5.3. Preparação da solução mãe de coagulante/floculante

A solução de coagulante/floculante usada nos testes foi preparada de acordo com o seguinte procedimento:

- pesagem do coagulante/floculante, utilizando-se uma balança analítica, com recurso a um vidro de relógio;
- solubilização do coagulante/floculante em água (2 g/L), promovendo a sua homogeneização com recurso a um *jar-test*, com agitação a 200 rpm durante 40 min;
- preservação da solução no frio a cerca de 4 °C até à sua utilização.

5.4. Ensaios em *jar-test*

Os ensaios foram efetuados segundo uma adaptação do procedimento descrito por Eckenfelder [11]. As concentrações testadas foram 10, 12,5, 15 e 17,5 ppm. Após adição do coagulante/floculante à amostra, houve uma mistura rápida (100 rpm) durante 3 min, seguida de uma mistura mais lenta (20 rpm) durante 12 min.

O controlo da eficiência do coagulante/floculante, numa primeira fase foi através da medição da altura do sedimentado ao longo do tempo. Inicialmente foi registada a altura da suspensão antes da agitação (para $t=0$ min) e posteriormente foram medidas as alturas do sedimentado para os tempos iguais a 15 (momento em que a agitação termina), 20, 25, 30, 35, 45, 55 e 75 min. Foram feitas 3 réplicas por ensaio. A eficiência de cada coagulante foi avaliada pela quantidade de SST na fração clarificada e ST na fração sedimentada no final, para diferentes quantidades dos diversos coagulantes/floculantes, em condições bem definidas de agitação e controlando-se o pH inicial e final.

O equipamento *jar-test* (Figura 5.3) utilizado tem quatro posições de teste e permite regular a velocidade de agitação.



Figura 5.3 – Jar-test utilizado nos ensaios laboratoriais.

5.5. Medição do pH

As leituras são feitas da seguinte forma:

- regular a temperatura das amostras a uma temperatura o mais próximo possível dos 20 °C,
- mergulhar o eléctrodo combinado em cada uma das amostras e proceder à determinação do pH,
- entre cada uma das amostras, o eléctrodo deve ser cuidadosamente lavado com água ultra-pura.

5.6. Determinação da percentagem de sólidos totais (ST)

A determinação de ST na fração sedimentada dos ensaios em *jar-test* foi realizada com recurso a uma pipeta de Pasteur (cortada na ponta), de modo a retirar uma amostra representativa. Dada a dificuldade deste processo de amostragem foram realizados ensaios experimentais com um cone de Imhoff adaptado com um tubo na base uma válvula, como se pode ver na Figura 5.4.



Figura 5.4 – Adaptação feita no Cone de Imhoff.

O procedimento o para determinação de sólidos totais foi:

- Secar a $105 \pm 5^\circ\text{C}$ o reservatório onde é colocada a amostra, pelo menos durante 30 min,
- colocar a amostra no reservatório e registrar a sua massa (M_1),
- deixar secar na estufa de $105 \pm 5^\circ\text{C}$ até peso constante (no mínimo durante 12 horas). Posteriormente, colocar no exsiccador, deixar arrefecer e registrar a massa (M_2),
- calcular % de ST pela equação (5.1):

$$ST (\%) = 100 - \frac{(M_1 - M_2)}{M_1} \times 100 \quad (5.1)$$

5.7. Determinação de sólidos suspensos totais (SST)

Procedimento de ensaio:

- agitar a amostra vigorosamente e transferir de uma só vez para uma proveta, o volume adequado de amostra,
- filtrar a amostra com o auxílio de um sistema de filtração por vácuo e lavar a proveta com uma porção de 20 mL de água ultra pura. Manter a sucção até que o filtro esteja praticamente seco;
- secar o filtro a $105 \pm 2^\circ\text{C}$ pelo menos durante 1 h e até um máximo de 16 h,

- arrefecer no exsiccador (aproximadamente 30 min.) e pesar.

A determinação dos SST (mg/L) é feita pela equação(5.2):

$$SST = \frac{(M_f - M_{filtro})}{V_f} \times 1000 \quad (5.2)$$

em que M_f é a massa dos filtros e os SST no final da secagem (mg) e M_{filtro} é a massa do filtro (mg) e V_f é o volume da amostra utilizado na filtração (mL)

5.8. Determinação da Alcalinidade

A alcalinidade das lamas foi determinada após extração da fração líquida de acordo com o procedimento de extração:

- homogeneizar a amostra de lamas e pipetar 5 mL para um tubo de centrífuga,
- centrifugar durante 10 min a 3500 rpm,
- recolher o sobrenadante para um copo de precipitação.

Para determinação da alcalinidade total (AT) coloca-se o copo com o sobrenadante em agitação constante e titula-se com H_2SO_4 até pH 4,0.

Para determinar a AT utiliza-se a equação (5.3):

$$AT = \frac{V_{H_2SO_4} \times N_{H_2SO_4} \times 1000 \times 50 \left(\frac{mg \ CaCO_3}{l} \right)}{V_c} \quad (5.3)$$

onde $V_{H_2SO_4}$ é o volume total de ácido sulfúrico usado na titulação da amostra; $N_{H_2SO_4}$ é a normalidade do ácido, 0,02N; 1000 é o fator de conversão de L para mL; 50 é o fator de conversão para mg $CaCO_3$; V_c é o volume de amostra clarificado por centrifugação, mL.

5.9. Procedimento à escala industrial

Para testar à escala industrial o floculante selecionado nos testes laboratoriais foi necessário fazer algumas alterações no processo. Designadamente, foi colocado

- um reservatório de 1000 L, na laje de cobertura da câmara de lamas primárias, para armazenar o polímero a testar.

- um agitador (velocidade angular de 1410 rpm), para homogeneizar a solução do polímero.
- bomba doseadora (com capacidade para debitar 315 L/h), para alimentar gradualmente o polímero na linha de lamas.

O floculante foi injetado na tubagem que liga o decantador primário ao espessador gravítico, como se mostra na Figura 5.5, de modo a misturar o floculante nas lamas a elevada velocidade, aproveitando assim o comprimento da tubagem (97,7 m), para homogeneização.

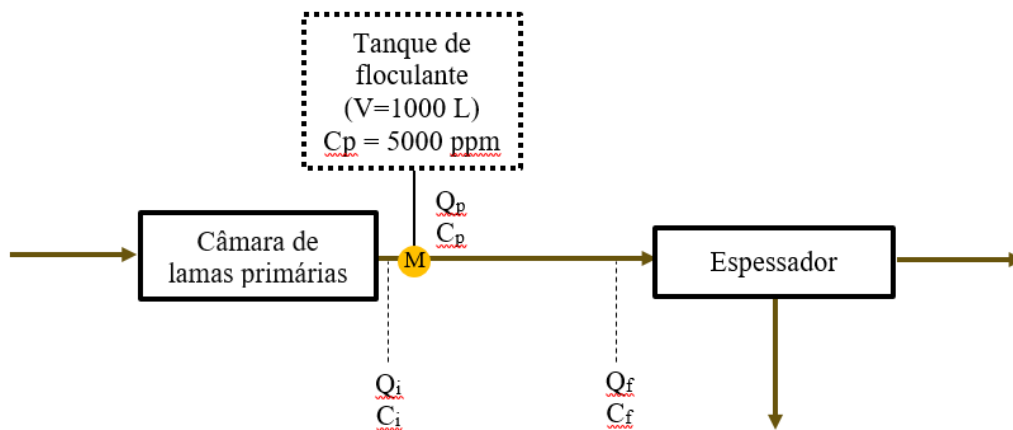


Figura 5.5 – Localização da adição de floculante às lamas primárias

Através do balanço mássico parcial no ponto de mistura M, Equação (5.4), é possível determinar a concentração de floculante em contacto com as lamas,

$$Q_i \times C_i + Q_p \times C_p = Q_f \times C_f \quad (5.4)$$

onde Q_i é o caudal médio diário da corrente de lamas primárias (2,62 L/s), C_i é a concentração de floculante na corrente de lamas primárias (que é zero, neste caso), C_p é a concentração da solução de polímero (5000 ppm) no tanque de 1000L, Q_p é o caudal médio da solução de floculante alimentada (0,0131 L/s) e Q_f é o caudal após o ponto de mistura (2,63 L/s). Assim, a concentração de polímero após a mistura (C_f) foi aproximadamente 25 ppm.

A adição de polímero foi realizada de modo descontínuo ao longo de quatro dias. O enchimento do tanque de homogeneização do polímero era feito aproximadamente de 12 em 12 horas. Foram retiradas nove amostras pelo fundo do espessador para verificar a evolução do processo.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo encontra-se organizado nas seguintes secções: caracterização do efluente e das lamas da ETAR, seleção de floculante para as lamas primárias e apresentação de um conjunto de sugestões para a melhoria do processo de espessamento de lamas.

6.1. Caracterização do efluente e das lamas

Tal como foi descrito anteriormente, a ETAR de Ílhavo tem vários equipamentos que contribuem para a depuração do efluente de forma gradual. Assim, é espectável que a sua composição seja variável, e que o teor de SST possa também apresentar valores muito diversos consoante os pontos de amostragem.

Na Tabela 6.1 são apresentados os teores dos SST e do pH medidos ao longo de 2015 do efluente em diferentes pontos da ETAR: efluente bruto (EB), efluente pré-tratado (EPT), efluente clarificado do decantador primário (EDP) e efluente tratado (ET) de acordo com a Figura 2.3. Em relação a SST são indicados os valores médios, mínimos e máximos, e os valores de pH são indicados pela média e desvio padrão. Em nota de rodapé da tabela, é indicado o número de medições em cada caso. Na mesma tabela são apresentados, para efeito de comparação, os resultados do efluente deste estudo (identificado como EDP) relativo aos seis dias de recolha (ver localização do ponto de recolha em Figura 5.2). Na Tabela 6.1 é ainda indicado o Valor Limite de Emissão (VLE), para descarga em meio hídrico.

As amostras de efluente da ETAR de Ílhavo são todas compostas, correspondendo a uma recolha feita durante um período de 24 h, através de um amostrador programável. Para a realização deste estudo foram retiradas em diferentes dias seis amostras do efluente do descarregador do decantador primário (EDP) e seis amostras de lamas primárias (LP) dado existir dificuldade em conservar as amostras tantos dias, para além de haver o risco de alterarem as suas características originais.

As amostras foram pontuais e cada amostra foi utilizada até ao dia $n+1$, em que n é o dia da amostragem.¹

Tabela 6.1 – Caracterização anual em 2015 do efluente em diversos pontos da ETAR e comparação com o efluente selecionado como caso de estudo e o valor limite de emissão admissível pela licença para a descarga.

Parâmetros		EB	EPT	EDP*	EDP	ET	VLE
SST (mg/L)	Méd.	508	617	270	217	37	60
	Min.	185	263	107	153	11	
	Max.	890	1250	705	263	84	
pH		7,6 ± 0,30	7,7 ± 0,11	7,7 ± 0,14	7,4 ± 0,02	8,1 ± 0,20	6-9

EB – efluente bruto (n=51); EPT – efluente pré tratado (n=99); EDP* – efluente clarificado do decantador primário (n=99); EDP – análise efetuada neste estudo (n=6); ET – efluente tratado (n=82)

O teor de SST presente no efluente bruto (EB) é em geral elevado, uma vez que ainda não sofreu qualquer tipo de gradagem ou tamisação. A variação de SST neste efluente depende de vários fatores como o caudal e a sua origem, resultando numa gama de valores bastante alargada. Relativamente ao EPT (efluente pré-tratado) existe um aumento de SST comparativamente ao EB, uma vez que parte das lamas secundárias retornam ao pré-tratamento, como referido na secção 2.2. No EDP*(efluente clarificado do decantador) já se verifica um decréscimo muito acentuado no valor de SST, uma vez que ocorreu anteriormente sedimentação de sólidos nos decantadores primários.

Em comparação com os valores obtidos em laboratório ao longo do ano 2015, verifica-se que os valores determinados no presente caso de estudo, referenciados com a nomenclatura EDP, se encontram dentro da mesma gama. Como referido anteriormente, o efluente rejeitado pela ETAR cumpre a legislação em vigor, uma vez que a média anual de SST no efluente tratado (ET) é de 37 mg/L, valor inferior ao VLE que é 60 mg/L. Contudo, o valor indicado por *Metcalf & Eddy* para um tipo de tratamento de lamas ativadas convencional, no final do tratamento secundário, os valores de SST deveriam enquadrar-se na gama 5-25 mg/L [4].

¹ Segundo a ISO 5667-15:2009, pela qual o laboratório se rege, o efeito de conservação é manter a integridade das características do material recolhido, uma vez que, as amostras podem biodegradar-se, volatilizar ou oxidar-se durante o armazenamento.

Os valores de pH ao longo do tratamento não evidenciam grandes alterações. Segundo a literatura [4] os valores de pH de efluentes tratados rondam o intervalo entre 6,5 e 8,5. Assim, o valor do ET na ETAR sendo em média 8,1 está dentro do intervalo referido, e cumpre o VLE estipulado que se situa no intervalo entre 6 e 9.

Na Tabela 6.2 é apresentada a caracterização das lamas de depuração da ETAR representadas por LP* (lamas primárias), LM (lamas mistas), LDI (lamas de digestão anaeróbia), LD (lamas desidratadas), LS (lamas secundárias) e LA (lamas ativadas). Os resultados apresentados correspondem às médias e desvio padrão dos ST, SV (%ST), SST, SSV (%SST) e pH, relativos ao ano de 2015, determinados no laboratório da ETAR Ílhavo, assim como, a média e desvio padrão de ST e pH determinados para as amostras deste caso de estudo referenciados como LP. Os resultados apresentados na Tabela 6.2 combinam resultados de amostras compostas (LP*, LM e LDI) e de amostras pontuais (LP, LD, LS e LA). As amostras compostas são tiradas quatro vezes ao dia, de 4 em 4 h e conservadas no frigorífico do laboratório, a uma temperatura de 4 °C.

Tabela 6.2 – Caracterização anual em 2015 das lamas de depuração da ETAR e comparação com as lamas selecionadas como caso de estudo.

Parâmetros	LP*	LP	LM	LDI	LD	LS	LA
ST (%)	2,71 ± 0,57	2,02 ± 0,09	2,71 ± 0,57	1,80 ± 0,37	19,96 ± 2,38	Nd	Nd
SV (% ST)	76,0 ± 0,47	Nd	75,30 ± 0,49	63,89 ± 0,27	Nd	Nd	Nd
SST (%)	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd	1,31 ± 0,28	0,56 ± 0,15
SSV (%SST)	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd	81,68 ± 0,24	83,3 ± 0,11
pH	6,26 ± 0,33	6,06 ± 0,03	5,94 ± 0,42	7,23 ± 0,18	Nd	Nd	Nd

Nd- Não determinado; LP* – lamas primárias (n=103); LP – análise efetuada neste estudo (n=6); LM – lamas mistas (n=152); LDI – lamas de digestão (n=103); LD – lamas desidratadas (n=56); LS – lamas secundárias (n=209); LA – lamas ativadas (n=209)

As lamas resultantes da decantação primária (LP*) e que posteriormente são encaminhadas para o espessador, têm 2,71% de ST, estando de acordo com a literatura (1-6 %), conforme referido na Tabela 2.4. O mesmo se verifica para os dias de amostragem deste caso de estudo (LP). O teor de sólidos totais (% ST) é de 1,8% à saída do digestor anaeróbio (LDI), estando assim dentro do intervalo dado por *Metcalf & Eddy* [4] que é de 1,5 a 4% de ST. Conclui-se que o processo de digestão anaeróbia é classificado como sendo por via húmida, uma vez que apresenta ST inferiores a 15% [24]. No final do processo as lamas da ETAR são desidratadas com o auxílio de floculante. De acordo com *Metcalf & Eddy* [4], as

lamas desidratadas, com a adição de produtos químicos, devem apresentar um valor de ST de cerca de 22%. O valor médio anual (2015) foi cerca de 20%.

Os sólidos voláteis são usualmente utilizados como indicadores da quantidade de matéria orgânica nas lamas. Os resultados obtidos de SV (em %ST) para LP*, LM e LDI foram de 76%, 75,3%, 63,9%, respetivamente. Segundo a literatura [4] o valor de SV para o LP* de situar-se no intervalo 60-85%. Como a DA é biologicamente controlada e depende do crescimento dos microrganismos, não permite uma completa destruição dos sólidos voláteis. Um dos objetivos do tratamento de lamas é atingir entre 40 a 50% de redução da matéria orgânica [25], valor que não é atingido no presente caso de estudo.

A determinação dos SST e dos SSV das lamas ativadas e das lamas secundárias é de grande interesse para o controlo diário do processo de tratamento de águas residuais. Os resultados apresentados na Tabela 6.2 para as lamas secundárias (LS) e as lamas ativadas (LA) são a média e respetivo desvio padrão dos SST e SSV (%SST) das amostras analisadas em laboratório da ETAR durante 2015. Os resultados apresentados para as lamas ativadas são superiores aos indicados na literatura [4]. A média anual da concentração das lamas dos reatores biológicos foi de 5579 mg/L de SST, o que correspondem ao valor 0,56% apresentado na Tabela 6.2 (última coluna). A literatura [4] indica uma gama entre 1500 e 4000 mg/L de SST para reatores de mistura completa.

O valor obtido para o pH das LP* foi 6,3, resultado que se encontra dentro da gama referida na literatura [4], cujo intervalo está compreendido entre 6 a 8. Para as lamas após digestão (LDI) o intervalo indicado na literatura [4] encontra-se entre 6,8 e 7,8, tendo o valor obtido sido de 7,2.

Globalmente, tendo por base os valores de referências disponíveis na literatura, pode concluir-se que os parâmetros de aferição do processo de tratamento de efluente e de lamas da ETAR estão dentro dos valores recomendados.

Para a realização dos ensaios deste caso de estudo foi feita uma diluição das lamas primárias (LP) através da adição do clarificado do decantador primário (EDP). Foi necessário recorrer a esta mistura para uma melhor observação da reação das lamas ao polímero aplicado, pois os ensaios inicialmente feitos apenas com as lamas primárias não permitiam detetar as alterações provocadas pela adição dos floculantes. Para todos os ensaios em *jar-test* foi utilizada a mistura de 400 mL de LP e 400 mL de EDP. Esta suspensão foi

utilizada como “branco”. Como anteriormente referido, para cada amostra foi determinado o SST (mg/L) para o clarificado do decantador primário (EDP), o ST (mg/L) para as lamas primárias (LP) e o ST (mg/L) para a mistura homogênea do “branco”. Após os 75 min de ensaio em *jar-test* foram analisados os SST da fração de sólidos sedimentados no “branco” e os SST das partículas em suspensão no clarificado do “branco”.

Os valores apresentados na Tabela 6.1 foram os valores médios obtidos ao longo dos 6 dias de amostragem e a Figura 6.1 mostra a variação dos diferentes parâmetros ao longo do período de amostragem. Por observação da Figura 6.1 (a) conclui-se que durante os dias de amostragem existiu uma oscilação nos resultados obtidos para os SST do clarificado do decantador primário (EDP) variaram em torno de 217 mg/L. Estas variações de sólidos presentes nas amostras de clarificado podem ser devidas a erros laboratoriais ou variações de caudal em resultado de aguaceiros fortes. A Figura 6.1 (b) mostra a variação de ST das LP, em que o valor médio se aproximou de 18593 mg/L (correspondendo aos cerca de 2,02% indicados na Tabela 6.2). Relativamente ao “branco”, representado na Figura 6.1 (b) a variação de ST, de uma amostra homogênea, em média é, aproximadamente, 10076 mg/L, valor que vai ser utilizado como referência ao longo da discussão.

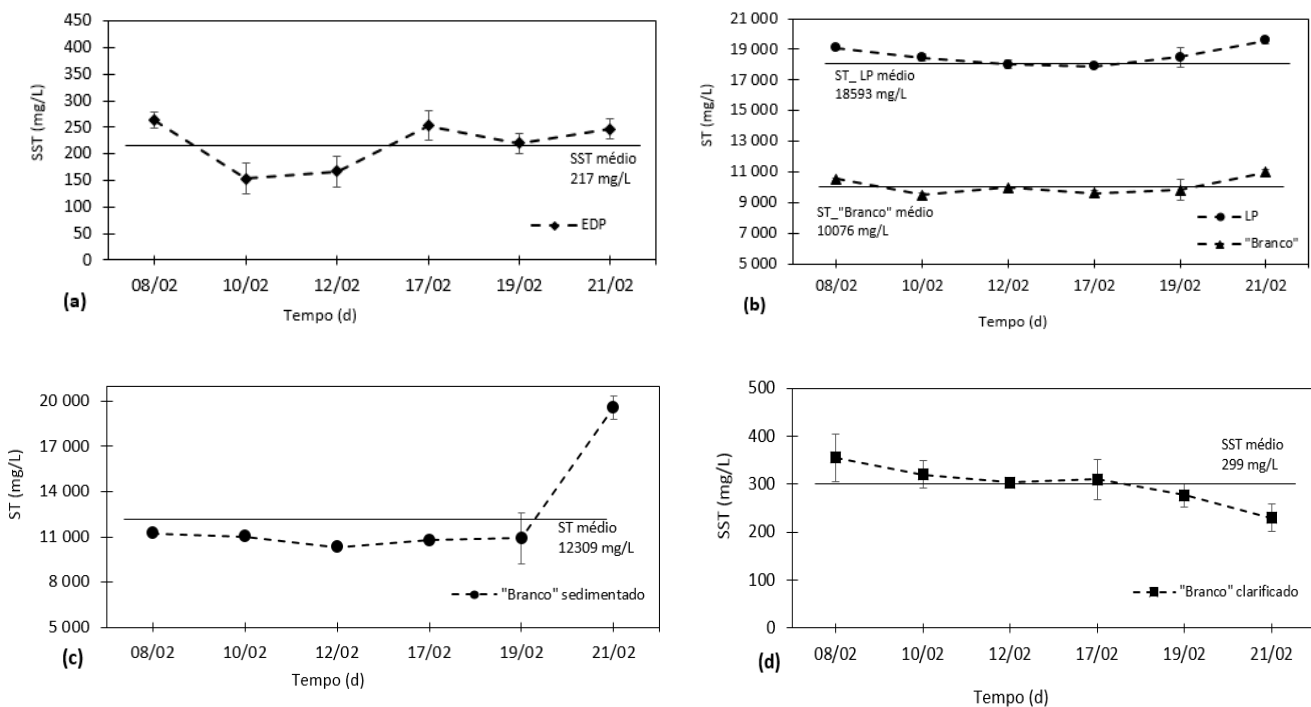


Figura 6.1 – Variação de (a) SST (mg/L) no EDP; (b) ST (mg/L) nas LP e nas suspensões utilizadas como referência (“brancos”); (c) ST (mg/L) na fração sedimentada dos “brancos”; (d) SST (mg/L) nos sólidos da fração clarificada dos “brancos”.

A Figura 6.1(c) mostra, após agitação em *jar-test* (sem adição de floculante) e repouso de 60 min, os valores médios de ST (mg/L) nos sólidos sedimentados dos “brancos”, para cada amostra, assim como a Figura 6.1 (d) mostra a quantidade de SST (mg/L) existente na fração clarificada dos “brancos”. Os valores médios (12309 mg/L e 299 mg/L) vão ser utilizados posteriormente para comparação com os resultados obtidos com a adição de floculante. Existe uma discrepância considerada elevada nos valores obtidos para as amostras do dia 21/2, quer para a fração clarificada quer para a fração sedimentada do “branco” (Figura 6.1 (c) e (d), respetivamente), que se atribuem a perturbações na condução dos ensaios laboratoriais.

Conclui-se através da Figura 6.1 que a diferença entre os ST do “branco” homogéneo (b) e dos sólidos sedimentados na suspensão do “branco” (c) após agitação em *jar-test* e 60 min de repouso, é pouco significativa. Foi possível observar que a capacidade de sedimentabilidade das lammas é muito reduzida, o que torna necessário a adição de um químico para melhorar este fator.

A variação do pH, ao longo dos seis dias de amostragem, para as amostras de LP, EDP e “branco” foi irrelevante. A média rondou os 6,1 para LP, 7,4 para EDP e 6,4 para o “branco”.

6.2. Seleção de floculantes para lammas primárias

Para a determinação do floculante capaz de proporcionar um maior espessamento das lammas foram realizados ensaios em *jar-test*, de acordo com a metodologia referida na secção 5.4. Para a seleção do floculante mais favorável foram selecionados os seguintes parâmetros: pH, altura de sedimentação em função do tempo (cinética de sedimentação), SST do sobrenadante, ST do sedimentado das suspensões e alcalinidade total com a adição do polímero.

Todos os polímeros utilizados para a realização deste estudo, identificados na Tabela 5.1, são orgânicos catiónicos, isto é, possuem cargas elétricas positivas. A preparação da solução do polímero utilizada para este estudo foi de 2 gramas de polímero por litro de água. As quantidades de polímero adicionadas 800 mL de suspensão de lama foram 4, 5, 6

e 7 mL para todos os ensaios, o que corresponde a uma concentração de 10, 12,5, 15, 17,5 ppm.

6.2.1. Análise da variação do pH

A Figura 6.2 mostra a variação de pH para cada floculante após a adição de diferentes quantidades de polímero (10, 12,5, 15, 17,5 ppm). A variação foi calculada através da diferença entre o pH final da amostra com floculante, após ensaio de *jar-test*, e o pH inicial do “branco” nas mesmas condições de ensaio. Nota-se uma ligeira alteração de pH para os floculantes A5, A6, A8 e S8, os quais tendem a acidificar. Contudo, não existe explicação, uma vez, que as cargas iónicas do S8 e A6 são classificadas como muito elevadas, mas para o A5 e A8 a carga iónica é classificada como média, como referido anteriormente na secção 5.2. Relativamente aos pesos moleculares relativos os floculantes A5, A6 e A8 encontram-se nos intervalos, $5 - 7 \times 10^6 Da$ e $9 - 11 \times 10^6 Da$, conforme descrito na Tabela 5.1, já para o floculante S8 apenas se sabe que o peso molecular relativo é muito elevado.

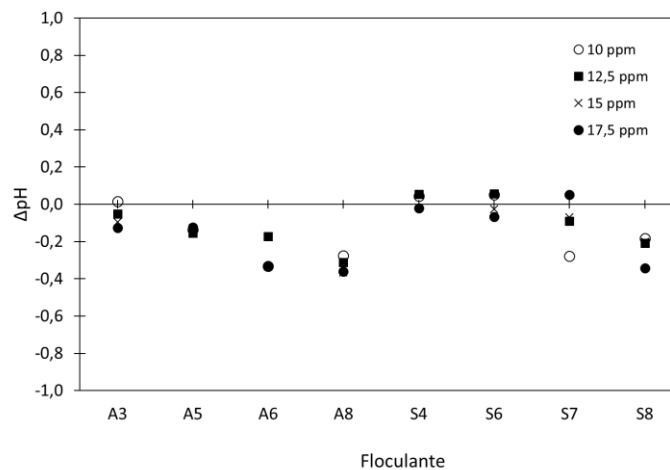


Figura 6.2 – Variação do pH para cada floculante em função da concentração testada.

Com base nos resultados obtidos pode concluir-se que a variação do pH é insignificante após a adição do floculante.

6.2.2. Análise da cinética de sedimentação

A cinética de sedimentação traduz a velocidade de sedimentação, manifestada pela variação da altura dos sólidos sedimentados no reservatório de ensaio em função do tempo. Os ensaios laboratoriais para cada floculante (A3, A5, A6, A8, S4, S6, S7 e S8) tiveram a duração de 75 min para cada concentração de floculante aplicada (10, 12,5, 15 e 17,5 ppm). Na Figura 6.3 mostram-se os resultados obtidos da variação da altura normalizada dos sólidos sedimentados em função do tempo (min) para diferentes concentrações de floculantes adicionadas, usando sempre o “branco” para comparação.

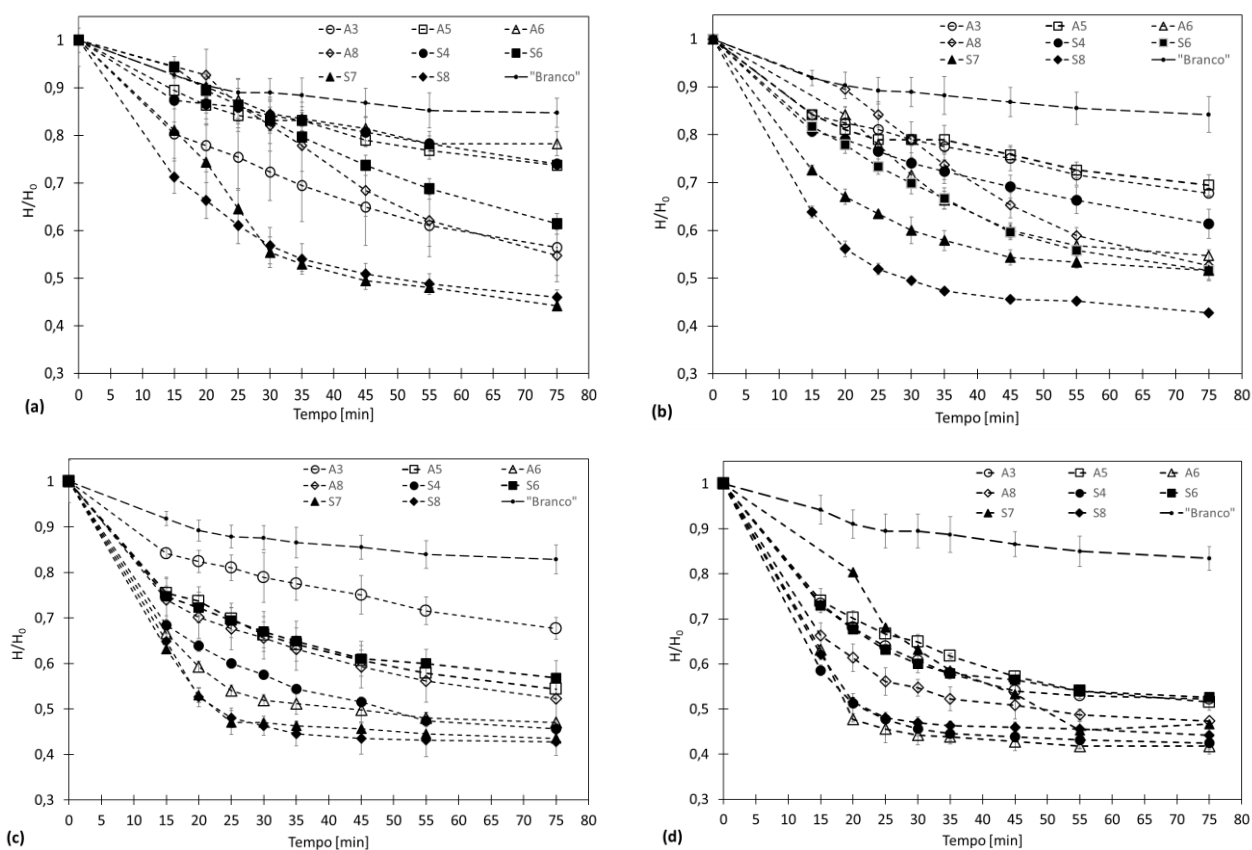


Figura 6.3 – Evolução da altura normalizada da fração sedimentada em função do tempo (min) para diferentes concentrações de floculantes: (a) 10 ppm, (b) 12,5 ppm, (c) 15 ppm e (d) 17,5 ppm.

A altura normalizada é a razão entre a altura final de sedimentação e a altura inicial da suspensão, antes de iniciar a agitação correspondendo ao tempo inicial ($t=0$). A duração da agitação do *jar-test* foi de 15 min. Após paragem da agitação foram registados os valores da altura para 15, 20, 25, 30, 35, 45, 55 e 75 min.

Por observação da Figura 6.3 (a) verifica-se para a concentração de 10 ppm que os floculantes com uma cinética de sedimentação mais rápida foram os S7 e S8. O valor da eficiência média de sedimentação dos floculantes S7 e S8 é aproximadamente 47% em relação ao “branco”. De acordo com a análise de variância – ANOVA, o valor-p obtido para estes dois floculantes é superior a 0,05 (Tabela A-1), pelo que estatisticamente o seu desempenho é idêntico. Também os floculantes S6, A3 e A8 têm efeito semelhante, assim como os floculantes S4 e A5 (valor-p obtido foi superior a 0,05). Para a concentração de 12,5 ppm, a Figura 6.3 (b) e a Tabela A-2 confirmam que o floculante S8 é o melhor, obtendo uma eficiência da fração sedimentada em relação ao branco de aproximadamente 49%. Para esta concentração, estatisticamente os floculantes A6, A8, S6 e S7 apresentam sensivelmente os mesmos resultados, assim como os floculantes A5 e A3. Já o floculante S4 produz um efeito dissemelhante como qualquer outro floculante ensaiado. Na Figura 6.3 (c) mostram-se os resultados obtidos para a adição 15 ppm de floculante. Estatisticamente (Tabela A-3) os floculantes A6, S4, S7 e S8 apresentam sensivelmente os mesmos resultados e correspondem ao melhor resultado para esta concentração, representando uma eficiência média da fração sedimentada, relativamente ao “branco”, de 47%. Em seguida surgem os floculantes A8, A5 e S6 com desempenho semelhante entre eles. Por último, o floculante A3. Relativamente à adição de floculante com uma concentração de 17,5 ppm, pela Figura 6.3 (d) e pela Tabela A-4 permitem concluir que estatisticamente os floculantes S8, S4 e A6 produzem sensivelmente os mesmos resultados, atingido a menor altura e uma eficiência média de sedimentação relativamente ao “branco” de 50%. Seguidamente aparecem os floculantes A8 e S7 e por último S6, A5 e A3.

Com base nos resultados de análise cinética de sedimentação das lamas utilizadas para este estudo, concluiu-se que os floculantes S7 e S8 foram os que proporcionaram melhores resultados nas gamas mais baixas de concentrações ensaiadas. A Figura 6.4 mostra a evolução da altura normalizada da fração sedimentada em função tempo para as quatro concentrações de floculante S8.

A conclusão que se tira desta figura (Figura 6.4) e estatisticamente (Tabela A-5) é que no final do ensaio o floculante S8, para as quatro quantidades adicionadas à suspensão, desempenha um comportamento regular ao longo do tempo. A figura mostra também que a partir dos 35 min não existe um ganho significativo em termos de sedimentação, pelo que o

tempo de sedimentação para este floculante poderia ser reduzido. Portanto, qualquer concentração adicionada cumpre o objetivo, sendo economicamente mais viável aplicar a menor concentração ensaiada.

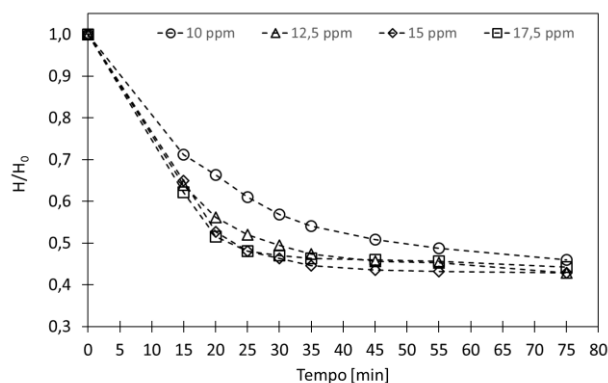


Figura 6.4 – Evolução da altura normalizada da fração sedimentada em função do tempo (min) para diferentes concentrações de floculante S8.

Relativamente ao “branco” conclui-se que todos os floculantes surtiram efeito na suspensão, contudo uns mais eficazes que outros.

6.2.3. Análise da variação de SST no clarificado e ST no sedimentado das suspensões

Após o ensaio de *jar-test* foi realizada a análise o teor de SST (mg/L) no clarificado da suspensão e de ST (mg/L) da fração sedimentada no reservatório de teste, conforme descrito nos procedimentos das secções 5.6 e 5.7. Esta análise foi realizada tendo em consideração os valores obtidos para o “branco” descritos na secção 6.1, e identificados na Figura 6.5 com a linha a tracejado (representando a média dos valores), de modo a permitir a comparação dos resultados com a adição do floculante.

O resultado esperado com a adição do floculante é um aumento da concentração de ST na fração sedimentada e uma diminuição na fração clarificada da amostra. Assim, a tendência para a fração clarificada será negativa e o contrário acontecerá para a fração sedimentada, com o aumento da quantidade adicionada de floculante. Contudo, tal não aconteceu para todos os floculantes porque os ensaios foram realizados em dias diferentes e com diferentes amostras de lamas primárias e de efluente clarificado do decantador primário,

conforme referido na seção 5.1 e poderão igualmente ter havido erros laboratoriais na determinação dos SST e ST.

Na Figura 6.5(a) observa-se a variação de SST (mg/L) no clarificado das suspensões e na Figura 6.5 (b) a variação de ST (mg/L) da fração sedimentada. Os floculantes S7 e S8 para a menor concentração de floculante adicionada (10 ppm) foram os que obtiveram menor quantidade de SST no clarificado, assim como obtiveram uma maior concentração de ST na fração sedimentada, indo de encontro aos resultados obtidos na cinética de sedimentação referidos anteriormente. Relativamente aos floculantes S4, A5 e A6 foram os que obtiveram os valores mais elevados de SST no clarificado e os mais baixos de ST na fração sedimentada para a menor quantidade aplicada, o que corrobora os resultados da cinética de sedimentação para 10 ppm.

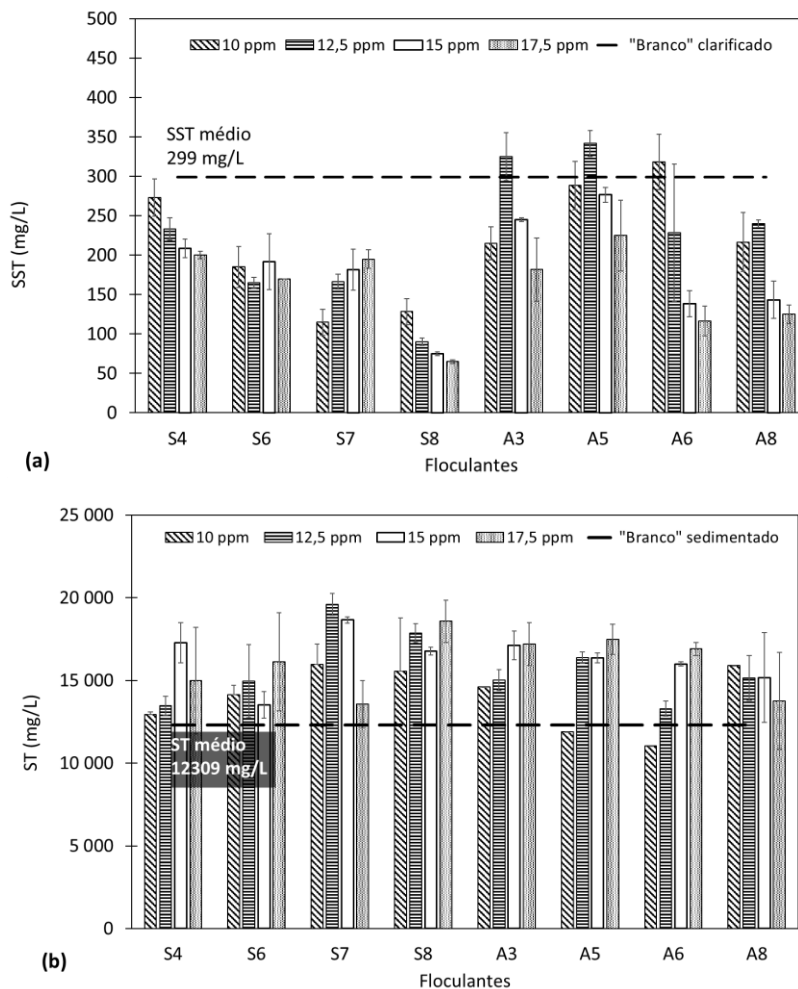


Figura 6.5 – Variação de: (a) SST (mg/L) no clarificado e (b) ST (mg/L) na fração sedimentada para os diferentes floculantes testados.

Para a concentração de 12,5 ppm de floculante à suspensão, o floculante S8 foi o que proporcionou melhor resultado para a concentração de SST no clarificado, representando uma diferença de 46% relativamente ao segundo melhor floculante - S7. Para a concentração de ST na fração sedimentada, o floculante S8 apresenta uma diferença aproximadamente de 9% para o floculante S7, sendo este o que permitiu melhor resultado para a concentração de 12,5 ppm de floculante. Os floculantes que conduziram a piores resultados para esta concentração foram os A6 e S4 para ST, na fração sedimentada, e os A3 e A5 para SST, na fração clarificada. Os resultados obtidos para esta concentração, relativamente aos floculantes A3 e A5 são divergentes face ao cenário previsto, pondo em causa a credibilidade dos mesmos. Para a concentração de 15 ppm, o floculante que se distinguiu de todos os outros foi o S8 relativamente aos SST diferindo do A6 em aproximadamente 46%, já para os ST da fração sedimentada o floculante S7 foi o que permitiu melhor resultado distanciando-se do S4 e A3 por 7,4% e 8,2%, respetivamente. Para a maior concentração adicionada (17,5 ppm) o S8 voltou a ser o floculante com melhores resultados quer para os SST no clarificado quer para os ST sedimentados.

Considerando os valores médios do “branco” representados a tracejado na Figura 6.5, verifica-se que à exceção dos floculantes A3 e A5 para a concentração de 12,5 ppm e para o floculante A6 para 10 ppm, todos os outros floculantes proporcionam resultados positivos no parâmetro de SST na fração clarificada, assim como os floculantes A5 e A6 para a concentração de 10 ppm relativamente aos ST na fração sedimentada.

6.2.4. Variação da alcalinidade total com a adição de polímero

A alcalinidade total em águas residuais é determinada pela sua capacidade de neutralizar ácidos e resulta da presença de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos de elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amoníaco. Este parâmetro foi determinado apenas no “branco” e em duas suspensões com floculante S7 e S8 com concentração 10 ppm, de modo a analisar a possível variação neste parâmetro. Na Tabela 6.3 são indicados os valores obtidos para a alcalinidade total após a adição dos polímeros. Deve notar-se que a gama de referência da alcalinidade em efluentes domésticos se situa entre 500 e 1500, sendo o valor típico de 600 [4].

Tabela 6.3 – Alcalinidade total do “branco” e após a adição de polímeros S7 e S8.

Parâmetro	"Branco"	S7	S8
Alcalinidade total (mg/L CaCO ₃)	710 ± 84,85	500 ± 28,28	480 ± 84,85

Segundo a literatura [26] a utilização de polímeros orgânicos tem um efeito pouco significativo na alcalinidade das lamas. Contudo, os resultados da Tabela 6.3 mostram que as variações não são desprezáveis. Sugere-se que se faça mais testes de modo a confirmar estes resultados.

6.3. Ensaios preliminares à escala industrial

Uma vez apurados os resultados laboratoriais dos polímeros em escala laboratorial importa avaliar se essa eficácia se mantém à escala industrial. Esse desafio, no entanto, apresenta-se extremamente difícil de observar devido a adição do polímero ser feita em lamas concentradas (2,7 %ST).

Para levar por diante esse desafio importa quantificar o caudal de lamas proveniente dos decantadores primários, a carga hidráulica, a carga mássica e a capacidade/volume do espessador. Segundo a memória descritiva da ETAR a carga hidráulica máxima do espessador gravítico é 1 m³/m².h. Para um caudal volúmico médio anual de 226 m³/dia e para uma área de 78,54 m² a carga mássica obtida é 0,12 Kg MS/m².d. Do mesmo modo, a carga mássica máxima do espessador gravítico é 80 kg ST/m².d. Tendo em conta as informações anteriores (área e caudal volúmico) e para uma concentração média anual de 2,7 %ST nas lamas primárias a carga mássica obtida é 77,7 kg ST/m².d.

Os resultados obtidos à escala laboratorial indicaram que os flocculantes S7 e S8 são os que têm melhores desempenhos, por isso à escala industrial foi testado o S7.

No primeiro dia da realização de ensaios à escala industrial o teor de ST era 1,13 % das lamas do espessador. Após a adição de flocculante e de acordo com a metodologia descrita na seção 5.9 durante quatro dias de testes foram retiradas nove amostras de lamas no fundo do espessador onde se verificou que o valor médio obtido foi de 1,27 %ST com um desvio padrão 0,3. Os resultados obtidos mostraram que a concentração de ST na corrente de saída do espessador teve uma variação pouco significativa face ao valor de referência e

ao expetável. O que indica que estes estudos devem ser aprofundados no futuro de modo a melhorar a função do espessador gravítico.

7. CONCLUSÕES E PROPOSTAS FUTURAS

O principal objetivo do presente estudo foi analisar a possibilidade de melhorar a eficiência do processo de espessamento gravítico de lamas primárias da ETAR de Ílhavo, de modo a alimentar o sistema de DA com um teor de sólidos totais superior ao atual (2,7%). A necessidade de otimizar o funcionamento deste equipamento resultava do facto de que o teor de ST nas correntes de saída era igual à sua concentração na corrente de entrada. O estudo consistiu em testar vários polímeros catiónicos orgânicos para espessar as lamas primárias. Inicialmente, foram realizados ensaios laboratoriais com auxílio do *jar-test* para testar diferentes concentrações.

Devido à dificuldade em observar laboratorialmente o efeito do polímero nas lamas primárias, foi necessário proceder à sua diluição com efluente clarificado (“branco”). Para seleção do floculante foram determinados alguns parâmetros, ou seja, o pH, a cinética de sedimentação, a análise da fração de SST no clarificado e de ST na fração sedimentada. Globalmente, foram testados oito floculantes nas concentrações 10, 12,5, 15 e 17,5 ppm.

A adição dos diversos floculantes, não provocou alterações significativas no pH da suspensão, obtendo uma variação máxima de 0,4.

A análise das cinéticas de sedimentação para os oito floculantes mostrou que os seus comportamentos eram semelhantes e que ao fim de 75 min se atingia o estado estacionário em termos de altura normalizada da fração sedimentada. Os resultados obtidos para a menor concentração (10 ppm) indicaram que os floculantes S7 e S8 são os mais eficazes e são estatisticamente iguais. Para a concentração 12,5 ppm o S8 mostrou ser o melhor. Contudo, para 15 ppm os floculantes A6, S4, S7 e S8 têm desempenho análogo. Finalmente para a concentração máxima (17,5 ppm) o S8, S4 e A6 são estatisticamente os melhores. Tendo em conta o desempenho observado e o custo de cada floculante pode concluir-se que os S7 e S8 são os mais adequados para aplicar à escala industrial.

A comparação de alcalinidade total no “branco” e após a adição dos floculantes S7 e S8 mostrou que este parâmetro pode diminuir. Contudo, estes resultados requerem confirmação mais aprofundada.

No ensaio à escala industrial foi utilizado o polímero S7 com a concentração de 25 ppm. Contudo, não revelou eficiência no processo de espessamento.

Propostas futuras

De modo a complementar os estudos efetuados neste trabalho, sugere-se a realização de:

- Análise do efeito da temperatura e do pH inicial das lamas na eficiência dos floculantes testados.
- Avaliação da integração do flotador no processo de modo a melhorar a eficiência do espessamento das lamas primárias.
- Estudos para determinar se o tempo de retenção das lamas no espessador gravítico é o mais adequado.
- Análise económica tendo em conta o preço e os gastos alocados à adição de floculante no espessador gravítico.
- Determinação do potencial zeta.

BIBLIOGRAFIA

- [1] Monte, H., Albuquerque, A., 2010, Reutilização de águas residuais. ERSAR. Série guias técnicos.
- [2] Águas do Centro Litoral. <http://www.aguasdocentrolitoral.pt/>. Acedido em 22-Mar-2016.
- [3] Temido, J., 2010, Projecto de exploração de ETAR.
- [4] Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., Burton, F., (2014). “Metcalf and Eddy Wastewater Engineering: Treatment and Reuse”, 5ª Ed., Mc Graw-Hill, New York.
- [5] Oliveira, S., 2014, Ensaio exploratório de otimização do tratamento primário da ETAR de Beirolas para incrementar a eficiência energética – Aplicação de moringa oleífera no processo de coagulação-floculação. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- [6] Fernandes, F., Andreoli C., 2007, Sludge treatment and disposal, Biological wastewater treatment series, 6, Nova Deli.
- [7] Brochure of SNF – Floerger, Water Soluble Polymers.
- [8] Chang, R., Goldsby, K., 2005, Química, 8ª Ed., Mc Graw-Hill, .
- [9] Silva, M., 2010, Ensaio de coagulação floculação da água residual afluenta à ETAR de Avis. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- [10] Alves, C., 2010, Tratamento de águas de abastecimento, 3ª Ed., Editora Publindústria, Aveiro.
- [11] Eckenfelder, W., 2000, Industrial water pollution control, 3ª Ed., Mc Graw-Hill series in water resources and environmental engineering, USA.
- [12] Report of United Nations Industrial development organization (UNIDO), 2011, Introduction to treatment of tannery rffluents, Vienna.
- [13] Chesters, P., Darton, G., Gallego, S., Vigo, D., 2009, The safe use of cationic flocculants with reverse osmosis membranes, Desalination and water treatment, 6, 144 – 151.
- [14] Lee, C., Robinson, J., Chong, M., 2014, A review on application os flocculants in wastewater treatment, Process safety and environmental protection, 92, 489 – 508.

- [15] Kweon, H., 2003, Seawater as a coagulant substitute and the effects on disinfection in chemically enhanced primary wastewater treatment. Master of Engineering Environmental Engineering. Massachusetts Institute of Technology.
- [16] Curinha, J., 2008, Adição de produtos químicos e ensaios de electrocoagulação e electro-oxidação para o (pré) tratamento das águas residuais provenientes dos lagares de produção de azeite. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- [17] Wang, L., Wang, J., Zhang, S., Chen, Y., Yuan, S., 2009, A water-soluble cationic, flocculant synthesized by dispersion polymerization in aqueous salts solution, Separation and purification technology, 67, 331 – 335.
- [18] Zemmouri, H., Mameri, N., Loucini, H., 2015, Chitosan use in chemical conditioning for dewatering municipal-activated sludge, IWA- Water science technology, 71.6, 810 – 816.
- [19] Lee, C., Liu, J., 2001, Sludge dewaterability and floc structure in dual polymer conditioning, Advances in environmental research, 5, 129 – 136.
- [20] Lee, J., Lee, J., Kim, D., 2010, A study of the improvement in dewatering behaviour of wastewater sludge through the addition of fly ash, Korean J. Chem. Eng., 27 (3), 862 – 867.
- [21] Poon, C., Chu, C., 1999, The use of ferric chloride and anionic polymer in the chemically assisted primary sedimentation process, Chemosphere, 39 (10), 1573 – 1582.
- [22] Kurade, M., Murugesan, K., Selvam, A., Yu, S., Wong, J., 2016, Sludge conditioning using biogenic flocculant produced by *acidithiobacillus ferrooxidans* for enhanced in dewaterability, Bioresource technology, 217, 179 – 185.
- [23] Huang, Y., Yu, L., Wang, R., Wu, J., Takaoka, M., 2017, Pilot study of intense dewatering of urban sewage sludge, J mater cycles waste Mang, 19, 88 – 101.
- [24] Lissens, G., Vandevivere, P., Biey, M., Verstraete, W., 2001, Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion. Water Science Technology 8, 91 – 102.
- [25] Andriamirado, L. et al., 2007, Water Treatment Handbook, 7^a Ed., Degrémont Suez, França.
- [26] Wang, L., Hung, Y., Shammas, N., 2005, Physicochemical treatment Processes, Humana Press, 3, New Jersey.

APÊNDICE

APÊNDICE A – RESULTADOS ANOVA

Foram realizadas algumas análises de variância (ANOVA) de modo a identificar as semelhanças no comportamento dos floculantes, em relação à cinética de sedimentação. Os resultados podem observa-se nas Tabela A-1, Tabela A-2, Tabela A-3, Tabela A-4 em função das concentrações (10, 12,5, 15 e 17,5 ppm) aplicadas, respetivamente. A análise é realizada em função do valor-p, caso este seja superior a 0,05 os floculantes desempenham estatisticamente um comportamento idêntico.

Tabela A-1 – Resultados da variância para uma concentração de 10 ppm.

Anova: factor único						
SUMÁRIO						
Floculantes	Contagem	Soma	Média	Variância		
A5	3	2,18	0,73	0,00		
S4	3	2,22	0,74	0,00		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítica
Entre grupos	0,00	1	0,00	4,00	0,12	7,71
Dentro de grupos	0,00	4	0,00			
Total	0,00	5				

Anova: factor único						
SUMÁRIO						
Floculantes	Contagem	Soma	Média	Variância		
S7	3	1,33	0,44	0,00		
S8	3	1,38	0,46	0,00		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítica
Entre grupos	0,00	1	0,00	3,57	0,13	7,71
Dentro de grupos	0,00	4	0,00			
Total	0,00	5				

Anova: factor único						
SUMÁRIO						
Floculantes	Contagem	Soma	Média	Variância		
S6	3	1,84	0,61	0,00		
A3	3	1,69	0,56	0,00		
A8	3	1,63	0,54	0,00		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítica
Entre grupos	0,01	2	0,00	2,45	0,17	5,14
Dentro de grupos	0,01	6	0,00			
Total	0,02	8				

Tabela A-2 – Resultados da variância para uma concentração de 12,5 ppm.

Anova: factor único						
SUMÁRIO						
Floculantes	Contagem	Soma	Média	Variância		
A6	3	1,60	0,53	0,00		
A8	3	1,55	0,52	0,00		
S6	3	1,55	0,52	0,00		
S7	3	1,55	0,52	0,00		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítica
Entre grupos	0,00	3	0,00	0,89	0,49	4,07
Dentro de grupos	0,00	8	0,00			
Total	0,00	11				

Anova: factor único						
SUMÁRIO						
Floculantes	Contagem	Soma	Média	Variância		
A3	3	2,03	0,68	0,00		
A5	3	2,06	0,69	0,00		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítica
Entre grupos	0,00	1	0,00	0,64	0,47	7,71
Dentro de grupos	0,00	4	0,00			
Total	0,00	5				

Tabela A-3 – Resultados da variância para uma concentração de 15 ppm.

Anova: factor único						
SUMÁRIO						
Floculantes	Contagem	Soma	Média	Variância		
A6	3	1,41	0,47	0,00		
S4	3	1,37	0,46	0,00		
S7	3	1,31	0,44	0,00		
S8	3	1,28	0,43	0,00		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítico
Entre grupos	0,00	3	0,00	3,57	0,07	4,07
Dentro de grupos	0,00	8	0,00			
Total	0,01	11				

Anova: factor único						
SUMÁRIO						
Floculantes	Contagem	Soma	Média	Variância		
S6	3	1,71	0,57	0,00		
A5	3	1,63	0,54	0,00		
A8	3	1,57	0,52	0,00		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítico
Entre grupos	0,00	2	0,00	2,40	0,17	5,14
Dentro de grupos	0,00	6	0,00			
Total	0,01	8				

Tabela A-4 – Resultados da variância para uma concentração de 17,5 ppm.

Anova: factor único						
SUMÁRIO						
Floculantes	Contagem	Soma	Média	Variância		
S6	3	1,58	0,53	0,00		
A3	3	1,57	0,52	0,00		
A5	3	1,55	0,52	0,00		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítico
Entre grupos	0,00	2	0,00	0,70	0,53	5,14
Dentro de grupos	0,00	6	0,00			
Total	0,00	8				

Anova: factor único						
SUMÁRIO						
Floculantes	Contagem	Soma	Média	Variância		
A8	3	1,42	0,47	0,00		
S7	3	1,40	0,47	0,00		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítico
Entre grupos	7,39E-05	1	7,39E-05	1	0,37	7,71
Dentro de grupos	2,95E-04	4	7,39E-05			
Total	3,69E-04	5				

Anova: factor único						
SUMÁRIO						
Floculantes	Contagem	Soma	Média	Variância		
A6	3	1,25	0,42	0,00		
S8	3	1,33	0,44	0,00		
S4	3	1,27	0,42	0,00		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítico
Entre grupos	0,00	2	0,00	1,5	0,30	5,14
Dentro de grupos	0,00	6	0,00			
Total	0,00	8				

A Tabela A-5 mostra os resultados obtidos para as diferentes concentrações ensaiadas para o mesmo floculante (S8), obtendo um valor-p superior a 0,05, indicando que todas as concentrações apresentam comportamentos idênticos.

Tabela A-5 – Resultado da variância para as diferentes concentrações para o floculante S8.

Anova: factor único						
SUMÁRIO						
Concentração	Contagem	Soma	Média	Variância		
10 ppm	3	1,38	0,46	0,00		
12,5 ppm	3	1,28	0,43	0,00		
15 ppm	3	1,28	0,43	0,00		
17,5 ppm	3	1,33	0,44	0,00		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítico
Entre grupos	0,00	3	0,00	1,74	0,24	4,07
Dentro de grupos	0,00	8	0,00			
Total	0,01	11				