



# **Controlo analítico de ETAR através de métodos expeditos de análise**

**Tânia Santos Frazão**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

**Engenharia Civil**

Orientador: Professor João Torres de Quinhones Levy

**Júri**

Presidente: Professor António Alexandre Trigo Teixeira

Orientador: Professor João Torres de Quinhones Levy

Vogal: Professora Filipa Maria Santos Ferreira

**Outubro de 2015**



## Resumo

Em Portugal a maioria das estações de tratamento de águas residuais, ETAR, são consideradas de pequena e média dimensões, servindo até cerca de 30.000 habitantes. Nestas ETAR que normalmente não têm acompanhamento diário de técnicos, é importante que haja uma forma rápida e expedita de as controlar, sendo apresentado nesta dissertação os parâmetros e métodos de controlo.

Em estudo estão as estações de tratamento de águas residuais domésticas com tratamento convencional de lamas ativas e tratamento por lamas ativadas em arejamento prolongado, sendo feita uma descrição das várias etapas do processo de tratamento desde a entrada do afluente até a sua rejeição em destino final.

O controlo de uma ETAR não se cinge apenas ao efluente final, que deve estar em conformidade com os limites de emissão fixados em decreto-lei. Há também que controlar o correto funcionamento de todos os órgãos de tratamento, por forma a detetar a origem de eventuais anomalias no correto tratamento das águas residuais.

Cada um dos órgãos de tratamento tem uma finalidade, que através da determinação de vários parâmetros pode ser avaliada. Esta determinação atualmente pode ser feita no local, recorrendo a equipamento portátil que de forma rápida permite avaliar o funcionamento dos diversos órgãos de tratamento, permitindo ao técnico estabelecer de forma rápida medidas por forma a melhorar o funcionamento da ETAR.

**Palavras-chave:** ETAR, controlo, operação, métodos expeditos, análises.



## Abstract

The majority of the Waste Water Treatment Plants (WWTP) in Portugal, are considered to be of small and medium size, serving up to 30,000 inhabitants. As usually they lack daily follow-up by technicians, it's thus relevant and important that a set of expeditious methods are available for performing their monitoring and control. The scope of the present work is to present the parameters subject to analysis and their respective control methods.

The processes studied refer to the household wastewater treatment plants, using the conventional treatment and the extended aeration sludge treatment. The several phases of the treatment process are described, covering the several stage organs from its start at the affluent entrance up to its release at the final destination.

The control of the WWTP performance is not limited to the monitoring of its final effluent, which must be in conformity with the emission limits determined by Decree-Law. There's also a need for controlling the correct operation of all treatment organs, as a way of detecting the source of eventual anomalies in the expected wastewater treatment process.

Each of the treatment organs has a purpose, which can be evaluated through the measurement of several parameters. This measurement can currently be made *in situ*, by using portable measurement equipment, which allows the evaluation in a swift manner of the functioning of the several treatment organs, allowing a quick determination by the technician of the measures to take to improve the WWTP operation and performance.

**Keywords:** WWTP, control, operation, expeditious methods, analysis.



## Índice

1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento.....	1
1.2. Objetivos e metodologia.....	2
1.3. Organização da tese.....	7
2. O tratamento das águas residuais a nível nacional.....	9
3. O processo de tratamento por lamas ativadas.....	15
3.1. Fases de tratamento.....	15
3.2. Tratamento preliminar.....	15
3.3. Tratamento primário.....	18
3.4. Tratamento secundário.....	19
3.5. Tratamento terciário.....	25
3.6. Tratamento de lamas.....	29
3.6.1. Processos.....	29
3.6.2. Lamas não estabilizadas.....	30
3.6.3. Lamas estabilizadas.....	33
4. Dimensionamento de uma ETAR.....	37
5. Controlo de uma ETAR.....	47
6. Método de controlo.....	57
7. Conclusões.....	71
Referências Bibliográficas.....	73
Anexos.....	A
Anexo I – Parâmetros e gamas de medição dos testes em cuvete da LANGE (Hach 2015).....	A



## Índice de figuras

Figura 1 – Amostrador automático para recolha de amostras compostas (esquerda: equipamento fechado; direita: equipamento aberto).....	3
Figura 2 – Determinação do OD e temperatura no tanque de arejamento.....	4
Figura 3 – Teste de sedimentação do cone Imhoff das lamas do tanque de arejamento. ....	4
Figura 4 – Determinação da temperatura e pH numa amostra do efluente do decantador secundário. ....	4
Figura 5 – Acidificação da amostra destinada à determinação da concentração de fósforo. ....	5
Figura 6 – Armazenamento de amostras no frigorífico. ....	5
Figura 7 – Determinação da concentração de CQO através de testes de cuvete.....	5
Figura 8 – Algumas das etapas para determinação de SST em laboratório: a) colocação do filtro num copo; b) pesagem do filtro juntamente com o copo; c) colocação do filtro no equipamento de filtragem; d) medição de 50 ml de amostra com recurso a uma proveta; e) colocação da amostra no equipamento de filtragem; f) colocação do filtro com os sólidos nele retidos num copo; g) Copos com o filtro no exsiccador onde arrefecem após se retirarem da estufa. ....	6
Figura 9 – Evolução do nível de cobertura do serviço de gestão de águas residuais em Portugal .....	9
Figura 10 – Etapas de tratamento da fase líquida de uma ETAR.....	15
Figura 11 – Triturador, ETAR do hospital Dr. José Maria Antunes Júnior em Torres Vedras.....	16
Figura 12 – Pormenor de um tamisador, com sistema de limpeza de gradados, ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém. ....	16
Figura 13 – Boia de nível na obra de entrada que faz acionar o tamisador na ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém. ....	17
Figura 14 – By-pass entre a entrada do afluente até depois do tamisador na ETAR do hospital Dr. José Maria Antunes Júnior em Torres Vedras.....	17
Figura 15 – Desengordurador mecânico da ETAR da Área de Serviço da BP da Mealhada, com o pormenor da saída do efluente do lado esquerdo. ....	18
Figura 16 – Representação esquemática do decantador estático.....	19
Figura 17 – Esquema de um decantador com ponte raspadora.....	19
Figura 18 – Esquema de tratamento de águas residuais por lamas ativadas em arejamento prolongado. ....	22
Figura 19 – Tanque de arejamento com recirculação de lamas, ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém. ....	22
Figura 20 – Decantador secundário estático de um sistema de tratamento por lamas ativadas em arejamento prolongado, ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém. ....	23
Figura 21 – Esquema dos processos de tratamento existentes numa ETAR com tratamento por lamas ativadas em arejamento convencional. ....	24
Figura 22 – Esquema representativo dos diferentes tipos de processos de filtração por membranas	27
Figura 23 – Filtração tangencial e convencional por membrana. ....	27
Figura 24 – Reator biológico por membranas submerso .....	28
Figura 25 – Esquema de tratamento de lamas em ETAR. ....	30

Figura 26 – Espessador gravítico de lamas, ETAR do hospital Dr. José Maria Antunes Júnior em Torres Vedras. ....	31
Figura 27 – Leitões de secagem .....	33
Figura 28 – Sistema de desidratação de lamas por sacos filtrantes (unidade de 6 sacos), ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém. ....	34
Figura 29 – Arames e utensílio para atar os sacos filtrantes. ....	34
Figura 30 – Equipamento de filtros banda. ....	35
Figura 31 – Filtro prensa .....	35
Figura 32 – Centrifuga.....	35
Figura 33 – Gráfico que relaciona a quantidade média de gradados molhados retidos em grades grossas com o espaçamento entre grades. ....	48
Figura 34 – Gráfico que relaciona a quantidade média de gradados molhados retidos em grades finas com o espaçamento entre grades.....	48
Figura 35 – Caudalímetro instalado na obra de entrada da ETAR da Área de Serviço da BP da Mealhada.....	57
Figura 36 – Recolha de gradados da ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém. À esquerda tamisador com deposição de gradados num contentor, e à direita deposição dos sacos retirados do contentor até recolha para destino final apropriado.....	58
Figura 37 – Dinamómetro digital .....	58
Figura 38 – Caudalímetro portátil ultrassónico. ....	59
Figura 39 – Medidor portátil de óleos e gorduras InfraCal 2 da Wilks .....	60
Figura 40 – Amostrador de lamas por secções, Sludge Judge. ....	60
Figura 41 – Medidor portátil de SST. ....	61
Figura 42 – Colhedor de amostras (direita: colheita de amostra de um decantador secundário da ETAR da Área de Serviço da BP da Mealhada; esquerda: pormenor do colhedor de amostras utilizado). ...	62
Figura 43 – Aparelhos portáteis de medição de pH e temperatura. ....	62
Figura 44 – Fotómetro portátil. ....	63
Figura 45 – Embalagem de teste em cuvete da HACH LANGE com informação total acerca dos regulamentos de segurança e passos operacionais.....	63
Figura 46 – Micropipeta e “ponta”. ....	64
Figura 47 – Turbidímetro portátil .....	64
Figura 48 – Medidor multiparâmetro portátil com sonda, para medição de pH, turvação, temperatura, oxigénio dissolvido, etc.....	65
Figura 49 – Disco de Secchi.....	65
Figura 50 – Medidor portátil de oxigénio dissolvido, impermeável e com sonda.....	66
Figura 51 – Cone Imhoff.....	66
Figura 52 – Medidor portátil de humidade.....	70
Figura 53 – Contentor de deposição das lamas desidratadas da ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém.....	70

## Índice de quadros

Quadro 1 – Valores obtidos através de métodos expeditos na ETAR da Área de Serviço da BP da Mealhada no dia 11/02/2015. ....	4
Quadro 2 - Número de ETAR existentes em Portugal segundo o nível máximo de tratamento que efetuam (dados disponibilizados pela ERSAR referentes a 2012). ....	10
Quadro 3 – Os diversos modelos de gestão das entidades gestoras das ETAR em Portugal. ....	11
Quadro 4 – Dados que caracterizam a rede de drenagem e tratamento de águas residuais ....	12
Quadro 5 – Valores do fator de forma das barras segundo Kirschmer ....	37
Quadro 6 – Parâmetros de dimensionamento de um desarenador com injeção de ar. ....	38
Quadro 7 – Valores típicos dos parâmetros de dimensionamento de decantadores primários ....	40
Quadro 8 – Parâmetros de dimensionamento de lamas ativadas. ....	41
Quadro 9 – Valores típicos dos parâmetros de dimensionamento de decantadores secundários.....	43
Quadro 10 – Parâmetros de dimensionamento para o espessador gravítico.....	44
Quadro 11 – Parâmetros de dimensionamento do digestor aeróbio. ....	44
Quadro 12 – Valores médios de alguns parâmetros das águas residuais em Portugal, obtidos em laboratório.....	47
Quadro 13 – Valores do SBI associados a classes de qualidade biológica das lamas ativadas e avaliação da eficiência de depuração do tanque de arejamento. ....	52
Quadro 14 – Fatores que afetam o funcionamento do decantador secundário.....	53
Quadro 15 - Percentagem de redução de vários parâmetros nas várias fases de tratamento da fase líquida de uma ETAR. ....	53
Quadro 16 – Valores limites de emissão das descargas de ETAR em zonas sensíveis (adaptado do Decreto-Lei n.º 152/97). ....	55
Quadro 17 – Valores limites de emissão das descargas de ETAR servindo entre 10 000 e 100 000 habitantes equivalentes em zonas sensíveis sujeitas a eutrofização (adaptado do Decreto-Lei n.º 152/97).....	56
Quadro 18 – Valores limites de emissão das descargas de ETAR (adaptado do Decreto-Lei n.º 236/98). ....	55
Quadro 19 – Resumo dos parâmetros possíveis de controlar no local em cada etapa de tratamento da fase líquida de uma ETAR.....	68



## Lista de Abreviaturas

ARU – Águas residuais urbanas;

CBO<sub>5</sub> – Carência Bioquímica de Oxigénio ao fim de 5 dias;

CQO – Carência Química de Oxigénio;

ERSAR – Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos;

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais;

IVL – Índice Volumétrico de Lamas,

MLSS – Sólidos Suspensos no Licor Misto (Mixed liquor suspended solids);

OD – Oxigénio Dissolvido;

PEAASAR – Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais;

PENSAAR – Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais 2020;

pH – Potencial de Hidrogénio;

SST – Sólidos Suspensos Totais;

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis;

TRH – Tempo de Retenção Hidráulica.



# 1. Introdução

## 1.1. Enquadramento

As infraestruturas de abastecimento de água e águas residuais são essenciais ao desenvolvimento das sociedades, contribuindo para a melhoria da qualidade de vida dos cidadãos, saúde pública, desenvolvimento das atividades económicas e proteção do meio ambiente.

Portugal desde a década de 1970 tem desenvolvido um importante programa ao nível do saneamento básico, construindo sistemas de abastecimento de água e recolha e tratamento de águas residuais.

A algumas décadas atrás não existia abastecimento de água generalizado em Portugal, sendo que a maioria da população era servida por fontanários públicos, em que muitos deles a água era oriunda de nascentes naturais, logo a quantidade de águas residuais produzidas era reduzida comparativamente com a atualidade. Dentro do saneamento básico as primeiras melhorias significativas foram ao nível do abastecimento público de água, possibilitando o acesso generalizado a água canalizada nas habitações, sendo que atualmente a cobertura do território nacional é de cerca de 95%. Com esta melhoria significativa no dia-a-dia da população, surgiu um novo “problema”, o aumento da produção de águas residuais sem destino final apropriado, sendo descarregadas diretamente para linhas de águas. Tal situação era insustentável, devido à poluição causada nos meios recetores, levando à propagação de vírus (problema de saúde pública) e à contaminação de reservas de água de abastecimento público.

Para dar resposta a esta situação Portugal tem vindo a construir nos últimos anos várias redes de drenagem de águas residuais e instalações de tratamento.

As instalações de tratamento de águas residuais, ETAR, podem ser divididas em três grupos consoante a população servida e adaptando-se à realidade existente em Portugal. Considera-se uma ETAR de pequena dimensão se esta tratar as águas residuais provenientes de até cerca de 2.000 habitantes, ETAR de média dimensão se servir uma população entre 2.000 e 30.000 habitantes, e ETAR de grande dimensão se tratar o afluente de mais de 30.000 habitantes.

Portugal tem uma população de cerca de 10 milhões de habitantes, distribuída por 308 municípios em que apenas 88 têm mais de 30.000 habitantes (sensos 2011), logo a grande maioria dos aglomerados populacionais são de pequenas dimensões.

Segundo dados disponibilizados pela ERSAR, o nível de atendimento no tratamento de águas residuais é de 78% e existem 2536 ETAR. Destas ETAR, 45 delas tratam afluentes correspondentes a mais de 30.000 habitantes, tratando estas ETAR no total as águas residuais produzidas por cerca de 4 milhões de habitantes, ou seja perto de metade das águas residuais tratadas em Portugal. Conclui-se então que as ETAR de grande dimensão são uma minoria em Portugal não chegando a 2% das ETAR

existentes, tendo então as ETAR de pequena e média dimensões um papel bastante importante no tratamento das águas residuais.

As ETAR são infraestruturas onerosas que têm como função a depuração do afluente, para que este possa ser descarregado em destino final em conformidade com os valores limites de emissão pré-estabelecidos para cada ETAR. Estes valores limites de emissão estão constantes nos Decreto-Lei n.º 236/98 e Decreto-Lei n.º 152/97, que também contemplam diferenças dependendo do local de descarga do efluente.

Para que as ETAR cumpram os seus objetivos na remoção de contaminantes, estas devem funcionar corretamente, sendo necessária a monitorização periódica de vários parâmetros nas diversas fases de tratamento.

Em ETAR de grande dimensão, existem laboratórios incorporados nas próprias instalações e equipas permanentes de técnicos especializados, havendo um controlo mais apertado do seu funcionamento comparativamente às ETAR de pequena e média dimensões.

Nas ETAR de pequena e média dimensões, e que normalmente não exigem tratamentos complexos ao nível das lamas (como por exemplo a digestão a quente), considera-se a não existência de laboratórios, nem equipas permanentes de técnicos especializados, podendo em certos casos terem técnicos permanentes sem grande especialização, ou equipas especializadas encarregues de várias ETAR em simultâneo. Nestas instalações torna-se então importante a determinação rápida no local de vários parâmetros por forma a avaliar o funcionamento da ETAR.

O foco desta dissertação são as ETAR de pequena e média dimensões com tratamento por lamas ativadas, em que é importante a realização de testes rápidos e expeditos no local, para a determinação dos parâmetros necessários à avaliação do correto funcionamento de cada órgão do processo de tratamento. Com a realização destes testes o técnico terá uma ideia do funcionamento da ETAR sem necessitar de esperar pelos resultados de testes laboratoriais que demoram alguns dias. Poderá assim desde logo intervir para melhorar o funcionamento da instalação.

## 1.2. Objetivos e metodologia

A dissertação tem como objetivo estabelecer um método expedito de controlo de funcionamento de uma ETAR de pequena ou média dimensão com tratamento por lamas ativadas, descrevendo-se os objetivos de cada órgão de tratamento, os parâmetros a determinar para verificação dos objetivos e os aparelhos existentes para que de forma rápida sejam determinados os vários parâmetros no local.

A metodologia seguida para a elaboração deste trabalho teve várias etapas. Começou-se por analisar a situação de Portugal a nível de saneamento público, mais especificamente em relação à drenagem e tratamento de águas residuais, desde a evolução dos níveis de atendimento à população nas últimas décadas, número de ETAR existentes e suas dimensões, outras infraestruturas existentes

(como coletores), objetivos estabelecidos para o sector e entidades responsáveis pela gestão e regulamentação dos serviços. Esta etapa teve como objetivo validar a importância do tema.

De seguida foi feito um estudo da forma de funcionamento das ETAR com tratamento por lamas ativadas, abrangendo as diversas fases de tratamento e respetivos órgãos de tratamento.

Por forma a consolidar a informação recolhida foram feitas várias visitas a instalações de tratamento de águas residuais de pequenas dimensões, para uma melhor compreensão do real funcionamento dos diversos órgãos de tratamento existentes, assim como a relação entre eles.

Durante estas visitas acompanharam-se as equipas de operação das instalações assim como as equipas responsáveis pela recolha periódica de amostras para análises em laboratório por forma a controlar a eficiência do tratamento. Nestas visitas em que foram recolhidas amostras de água residual em vários pontos da ETAR, foi possível ficar a conhecer os cuidados e ter na recolha, como por exemplo que a amostra recolhida deve ser a mais representativa possível do fluido existente no local da amostragem, e as garrafas/recipientes onde se coloca cada uma das amostras devem ficar identificadas de forma inequívoca com o dia da recolha, ETAR e órgão de tratamento correspondente. Foi também possível ficar a conhecer o procedimento para a obtenção de amostras compostas. Estas amostras são recolhidas através de equipamento apropriado (Figura 1), que durante 24h recolhe uma porção de amostra num mesmo local em intervalos de tempo pré-definidos, com o objetivo de ter uma amostra final representativa do funcionamento da ETAR ao longo de um dia.



*Figura 1 – Amostrador automático para recolha de amostras compostas (esquerda: equipamento fechado; direita: equipamento aberto).*

Também foi acompanhada a realização nas ETAR de alguns testes expeditos de parâmetros importantes que apenas podem ser medidos no local, como o oxigénio dissolvido no tanque de arejamento cuja medição deve ser feita com o sistema de arejamento em funcionamento (Figura 2), o volume de sedimentação no cone Imhoff das lamas provenientes do poço de recirculação de lamas e do tanque de arejamento (Figura 3) e a medição da temperatura e pH (Figura 4) em vários pontos da ETAR (Quadro 1).

Quadro 1 – Valores obtidos através de métodos expeditos na ETAR da Área de Serviço da BP da Mealhada no dia 11/02/2015.

	pH	T (C°)	O <sub>2</sub> (mg/l)	Sedimentação no cone Imhoff (ml)
<b>Afluente</b>	8,06	14,2	-	-
<b>Tanque de arejamento</b>	6,92	12,1	4,78	440
<b>Poço de recirculação de lamas</b>	6,58	12,0	-	530
<b>Efluente final</b>	6,21	12	-	-



Figura 2 – Determinação do OD e temperatura no tanque de arejamento.



Figura 3 – Teste de sedimentação do cone Imhoff das lamas do tanque de arejamento.



Figura 4 – Determinação da temperatura e pH numa amostra do efluente do decantador secundário.

Além da recolha das amostras e da realização de alguns testes expeditos a equipe que se desloque ao local deve apontar o estado de funcionamento dos órgãos de tratamento e outros dados que sejam pertinentes, facilmente identificáveis devido à experiência da equipe.

De seguida houve uma estadia em laboratório de cerca de duas semanas para acompanhamento da metodologia de realização dos procedimentos experimentais para determinação

das concentrações dos parâmetros necessários ao controlo de uma ETAR. Foram acompanhadas todas as fases de determinação da concentração dos vários parâmetros a analisar, desde o armazenamento apropriado das amostras, que depende do parâmetro a determinar posteriormente, à execução dos procedimentos experimentais, nomeadamente a determinação de fósforo, azoto, CBO<sub>5</sub>, CQO, SST, óleos e gorduras, detergentes, cloretos e fenóis (sendo que os três últimos parâmetros referidos apenas são importantes em ETAR com afluentes industriais).

No armazenamento das amostras recolhidas nas ETAR, o qual se designa de preservação de amostras, estas são divididas em vários frascos para cada parâmetro a analisar posteriormente. Nos frascos com amostras em que sejam analisados os parâmetros de CQO e fósforo, estas são acidificadas recorrendo a ácido sulfúrico (Figura 5). Tanto estas amostras como as que se destinam à determinação de CBO<sub>5</sub> devem ser armazenadas no frigorífico (Figura 6).

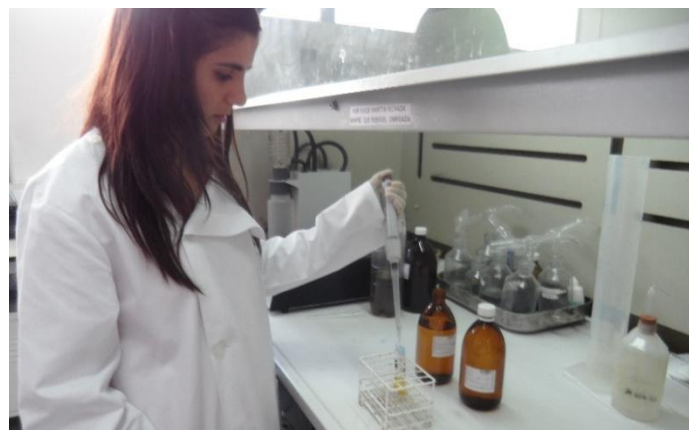


*Figura 5 – Acidificação da amostra destinada à determinação da concentração de fósforo.*



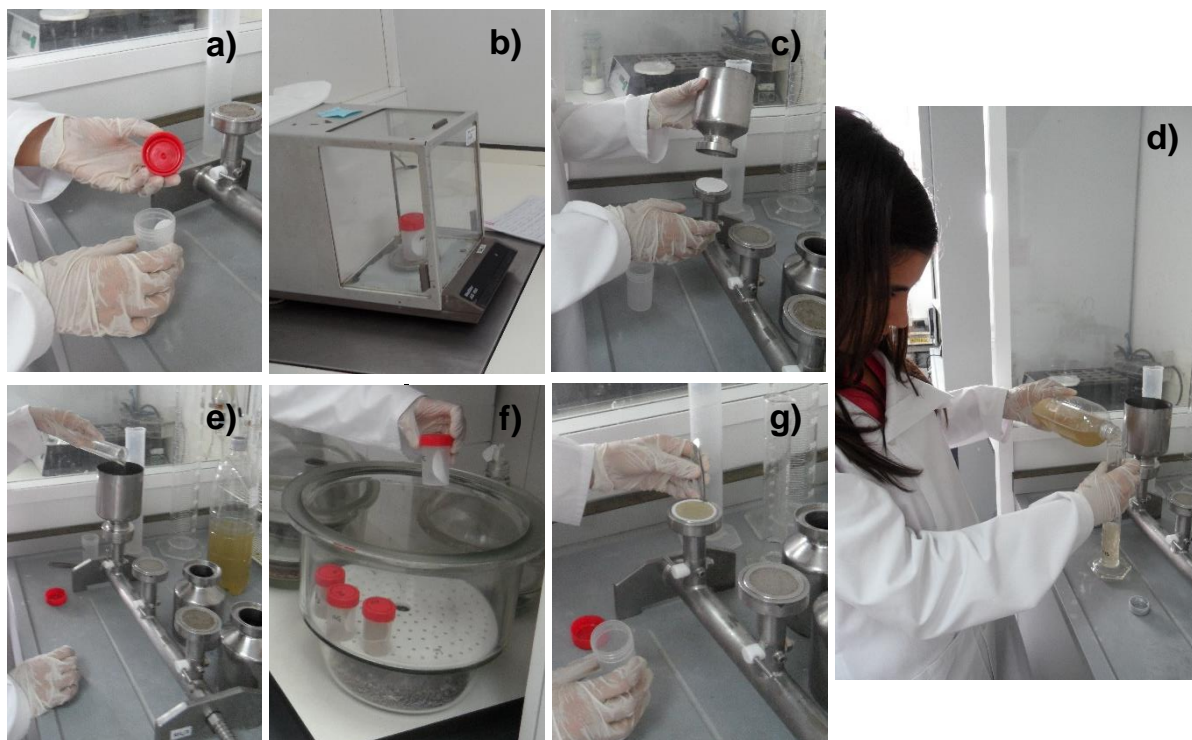
*Figura 6 – Armazenamento de amostras no frigorífico.*

Alguns dos métodos utilizados em laboratório podem ser idênticos aos utilizados em campo, como por exemplo a determinação de CQO através de testes de cuvete (Figura 7). Contudo estes parâmetros podem também ser determinados recorrendo a técnicas mais demoradas e menos simples, o que acontece sempre que existem dúvidas sobre a validade dos resultados obtidos.



*Figura 7 – Determinação da concentração de CQO através de testes de cuvete.*

A maioria dos parâmetros analisados em laboratório, recorrem a técnicas demoradas, sendo bastante diferentes dos testes expeditos feitos em campo, como é o caso da determinação de SST (Figura 8) que engloba várias fases, tornando-se uma análise demorada.



*Figura 8 – Algumas das etapas para determinação de SST em laboratório: a) colocação do filtro num copo; b) pesagem do filtro juntamente com o copo; c) colocação do filtro no equipamento de filtração; d) medição de 50 ml de amostra com recurso a uma proveta; e) colocação da amostra no equipamento de filtração; f) colocação do filtro com os sólidos nele retidos num copo; g) Copos com o filtro no exsiccador onde arrefecem após se retirarem da estufa.*

Em todos os parâmetros analisados, para garantir o controlo de qualidade dos resultados, são feitos testes com amostras padrão para as quais já se sabe à partida os valores que se devem obter.

Durante a estadia em laboratório foram também recolhidos valores característicos de parâmetros de afluentes de entrada de várias ETAR para que se pudesse ter uma ideia das concentrações dos vários parâmetros a nível nacional.

Após o acompanhamento das equipas de técnicos nas ETAR e da estadia em laboratório para acompanhamento dos procedimentos executados para determinação de vários parâmetros, foi feita uma pesquisa sobre os parâmetros a ter em conta em cada um dos órgãos de tratamento de uma ETAR de lamas ativadas, assim como os métodos expeditos existentes para a determinação no local dos parâmetros necessários para avaliar o correto funcionamento de cada órgão de tratamento. Na pesquisa do equipamento existente para a execução de testes no local, encontraram-se vários tipos de técnicas, algumas já com alguns anos, como por exemplo o disco de Secchi, e outras ainda muito recentes como o aparelho portátil para determinação de óleos e gorduras. No caso dos equipamentos mais recentes foram contactadas algumas marcas para comprovação da existência e forma de funcionamento do equipamento.

### 1.3. Organização da tese

A tese encontra-se estruturada em sete capítulos. No capítulo 1, é feito o enquadramento do tema, assim como a descrição do objetivo e metodologia utilizada na elaboração do trabalho. É também feita uma breve descrição do conteúdo existente em cada capítulo.

No capítulo “O tratamento das águas residuais a nível nacional”, é feito um breve resumo das características do sector das águas residuais em Portugal. São referidos vários valores que caracterizam o sector, tais como o número de ETAR existentes, a quantidade de águas residuais tratadas anualmente, entre outros. São também referidas as entidades gestoras existentes e os objetivos preestabelecidos para os níveis de tratamento.

No capítulo “O processo de tratamento por lamas ativadas”, é feita a descrição do funcionamento de uma ETAR, incidindo sobre o processo de tratamento biológico por lamas ativas na versão de arejamento prolongado e convencional, sendo que a descrição é também ilustrada com algumas fotografias tiradas durante as visitas feitas às ETAR. Neste capítulo abordam-se todas as fases de tratamento, preliminar, primário, secundário, terciário e tratamento de lamas, mencionando também o objetivo correspondente a cada órgão de tratamento.

No capítulo “Dimensionamento de uma ETAR”, é descrito de uma forma muito sucinta os parâmetros de dimensionamento mais importantes a ter em conta no dimensionamento dos vários órgãos de tratamento de uma ETAR.

No capítulo “Controlo de uma ETAR”, é exposta a forma de controlo de funcionamento de uma ETAR, em que é necessária a determinação de vários parâmetros em cada um dos órgãos de tratamento, não bastando apenas verificar se os limites de emissão são cumpridos no efluente final da estação de tratamento. Para a correta avaliação do desempenho de uma ETAR é tido em conta os objetivos pretendidos em cada órgão de tratamento, assim como os parâmetros de dimensionamento de cada um deles, para que possa ser detetada a origem de algum problema existente.

No capítulo “Métodos de controlo”, é descrito para cada órgão de tratamento a forma expedita de determinar no local os parâmetros de controlo mencionados no capítulo anterior. São apresentados vários equipamentos que de forma rápida e simples permitem a obtenção de parâmetros essenciais para avaliar no local o funcionamento de uma ETAR.

Por fim, o documento tem o capítulo da conclusão, em que também são referidas sugestões de trabalhos futuros a desenvolver.



## 2. O tratamento das águas residuais a nível nacional

Antes da entrada de Portugal para a União Europeia, em 1986, o serviço público de abastecimento de água, drenagem e tratamento de águas residuais encontrava-se ainda com grande margem para desenvolvimento.

Segundo dados da ERSAR há duas décadas atrás cerca de 81% da população portuguesa tinha serviço público de abastecimento de água, mas apenas 50% da água distribuída era considerada segura para beber. Eram coletadas 60% das águas residuais produzidas e apenas 28% eram tratadas. Hoje em dia estes valores são bastante diferentes, com 95% da população abrangida por serviço de abastecimento de água e com mais de 98% da água distribuída considerada segura para beber. No serviço de saneamento as melhorias foram ainda mais significativas, com 81% das águas residuais drenadas e 79% tratadas (Baptista, 2014). Na Figura 9 apresenta-se o gráfico com a evolução do nível de cobertura da drenagem e tratamento de águas residuais domésticas em Portugal.

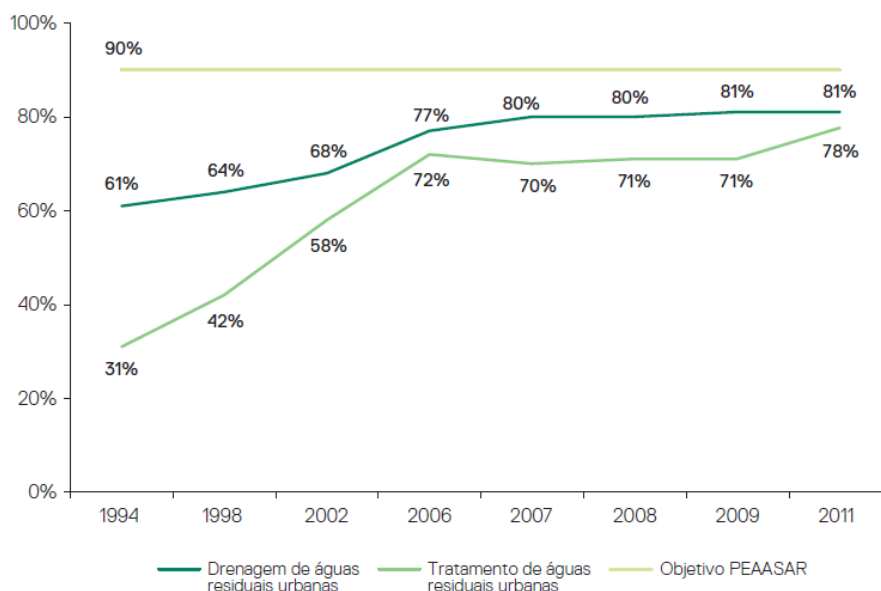


Figura 9 – Evolução do nível de cobertura do serviço de gestão de águas residuais em Portugal (Lopes et al., 2013).

Tendo em conta que em Portugal existem 10.561.614 habitantes, segundo os censos de 2011, e considerando que o nível de atendimento no tratamento de águas residuais é de 78% (sistema centralizado e fossas sépticas coletivas), pode dizer-se que são tratadas diariamente em Portugal águas residuais provenientes de cerca de 8,2 milhões de habitantes.

A nível nacional pode também dizer-se que existem diferenças significativas na percentagem do serviço existente de drenagem e tratamento de águas residuais domésticas entre as zonas urbanas e rurais, sendo de 95% e 70% respetivamente. Estas diferenças de percentagens existem, pois em locais mais isolados é preferível do ponto de vista económico existirem soluções individuais, como por exemplo as fossas sépticas, em vez de existirem sistemas centralizados de recolha e tratamento de águas residuais (Baptista, 2014).

Os serviços de drenagem e tratamento de águas residuais encontram-se divididos em sistemas em baixa e em alta. Os sistemas em baixa incluem as infraestruturas necessárias para a drenagem das águas residuais das habitações, englobando a recolha, o transporte e a elevação até ao sistema em alta, ou no caso de um sistema integrado, até à rejeição em destino final adequado. Um sistema em alta é o responsável pela ligação entre o sistema em baixa e o local de rejeição do efluente no meio recetor, incluindo o transporte, a interceção, tratamento e rejeição no meio recetor (Lopes et al., 2013).

No quadro abaixo encontra-se a distribuição das ETAR em “alta” e em “baixa”, assim como o nível máximo de tratamento existente em cada uma.

*Quadro 2 - Número de ETAR existentes em Portugal segundo o nível máximo de tratamento que efetuam (dados disponibilizados pela ERSAR referentes a 2012).*

<b>Nível máximo de tratamento</b>	<b>Nº de ETAR em alta</b>	<b>Nº de ETAR em, baixa</b>	<b>Nº total de ETAR</b>
<b>Primário</b>	4	95	99
<b>Secundário</b>	821	1331	2152
<b>Terciário</b>	121	83	204
<b>Não especificado</b>	4	77	81
<b>Somatório</b>	950	1586	<b>2536</b>

As ETAR em baixa normalmente correspondem a instalações de pequena e média dimensão e as ETAR em alta a instalações de grande dimensão. Os sistemas em alta recolhem anualmente cerca de 462 milhões de metros cúbicos de águas residuais e os sistemas em alta cerca de 547 milhões de metros cúbicos de águas residuais. Quanto à eficiência do tratamento em 2012 as ETAR em baixa cumpriram em cerca de 73% os valores limite de emissão e as ETAR em alta em cerca de 93% (ERSAR, 2015). Os valores limite de emissão da concentração dos diversos parâmetros de descarga encontram-se nos Decreto-Lei n.º 236/98 e Decreto-Lei n.º 152/97.

As ETAR em Portugal são geridas por 283 entidades gestoras, podendo ter um dos modelos de gestão constantes no Quadro 3. Das entidades gestoras existentes, a maioria corresponde a entidades gestoras de serviços de saneamento de águas residuais em baixa, perfazendo um total de 265. Destas, a grande maioria tem um modelo de gestão direta com titularidade municipal ou intermunicipal (correspondendo a 77% dos municípios e cerca de 62% da população de Portugal Continental). Já os modelos de gestão delegada ou concessão, com um peso menos significativo, ocorrem essencialmente no litoral e em grandes centros urbanos em sistemas em alta (Baptista, 2014).

Quadro 3 – Os diversos modelos de gestão das entidades gestoras das ETAR em Portugal (ERSAR, 2014).

<b>Modelos de gestão utilizados em sistemas de titularidade estatal</b>	
<b>Modelo</b>	<b>Entidade gestora</b>
Gestão direta	Estado (não existe atualmente qualquer caso)
Delegação	Empresa pública (existe apenas o caso da EPAL)
Concessão	Entidade concessionária multimunicipal
<b>Modelos de gestão utilizados em sistemas de titularidade municipal ou intermunicipal</b>	
<b>Modelo</b>	<b>Entidade gestora</b>
Gestão direta	Serviços municipais
	Serviços municipalizados
	Associação de municípios
Delegação	Empresa municipal, intermunicipal ou metropolitana constituída nos termos da lei comercial
	Entidades empresariais locais (municipais, intermunicipais ou metropolitanas)
	Junta de freguesia e associação de utilizadores
Concessão	Entidade concessionária municipal

Existem então muitas entidades gestoras de dimensões reduzidas, sendo 94 as entidades gestoras responsáveis por menos de 10.000 habitantes, o que corresponde a cerca de 35% do total de entidades gestoras em Portugal. Estas entidades gestoras têm dificuldades em garantir a gestão técnica e económica, pois não têm dimensão para assegurar os níveis de qualidade do serviço, nem economias de escala na exploração (Lopes et al., 2013).

A entidade reguladora dos serviços de drenagem e tratamento de águas residuais, assim como de abastecimento público de água e gestão de resíduos urbanos em Portugal é a ERSAR, Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, responsável pela regulação dos serviços de todas as entidades gestoras, independentemente do modelo de gestão destas. Criada a 2 de outubro de 2009, pelo Decreto-Lei n.º 277/2009, esta entidade foi procedida pelo IRAR, Instituto Regulador de Águas e Resíduos, fundado a 30 de agosto de 1997 pelo Decreto-Lei n.º 230/97.

De seguida é apresentado no Quadro 4 valores de vários elementos que caracterizam a rede portuguesa de drenagem e tratamento de águas residuais.

Quadro 4 – Dados que caracterizam a rede de drenagem e tratamento de águas residuais (ERSAR, 2013).

Águas residuais produzidas per cápita* (l/dia)	235
Coletores (km)	53087
Estações elevatórias	4677
Fossas sépticas coletivas	1732
Estações de tratamento de águas residuais	2536
Emissários submarinos	25
Entidades gestoras	283
Gastos das entidades gestoras (€)	840 × 10 <sup>6</sup>
Rendimentos das entidades gestoras (€)	782 × 10 <sup>6</sup>
Profissionais envolvidos**	6677
Energia utilizada anualmente (kWh)	340 × 10 <sup>6</sup>
Águas residuais produzidas anualmente* (m <sup>3</sup> )	1009 × 10 <sup>6</sup>
*inclui águas pluviais **direta e indiretamente	

Em 2012 o sistema de abastecimento de água forneceu cerca de 1150 milhões de metros cúbicos de água, e foram tratados aproximadamente 824 milhões de metros cúbicos de água residual. Logo em termos globais o sector de saneamento de águas residuais urbanas é deficitário. A diferença de valores pode ser justificada pela maior cobertura do sistema de abastecimento de água em comparação com o serviço de recolha e tratamento de águas residuais (cerca de 95% e 81% respetivamente) (ERSAR, 2015).

A tarifa média aplicada em Portugal no saneamento de águas residuais foi de 0,5215 €/m<sup>3</sup> no ano de 2012 (Baptista, 2014), cobrindo em média cerca de 88% dos gastos do sistema (ERSAR, 2015), sendo que a restante verba tem de ser financiada por organismos públicos.

Há ainda a referir que em termos médios as ETAR em Portugal encontram-se a trabalhar aquém da capacidade para a qual foram dimensionadas, tal situação poderá ter origem em diversos fatores, como por exemplo: erros nos estudos de procura, dados de dimensionamento conservativos, atrasos na construção das ligações “alta-baixa”, redução dos consumos (devido ao aumento das tarifas de abastecimento de água, assim como do abandono da população de certas zonas do país, devido por exemplo há emigração) e falta de adesão dos utilizadores. Além disso, com base em dados da ERSAR estima-se que em 2011 existiram cerca de 40% de aflúncias indevidas aos sistemas de recolha de águas residuais, correspondentes a águas pluviais e infiltrações na rede (a percentagem terá sido superior em anos mais húmidos) (APA, 2014). Estas influências indevidas são prejudiciais aos sistemas de tratamento, pois estes não se encontram dimensionados para o caudal extra afluente.

As melhorias significativas no saneamento básico em Portugal referidas anteriormente deveram-se em grande parte aos fundos comunitários e à necessidade de atingir os objetivos estabelecidos nos Planos Estratégicos de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais, PEAASAR I (2000-2006) e PEAASAR II (2007-2013). O PEAASAR II tinha como objetivos

alcançar até 2013 os 95% da população servida com abastecimento de água, o que foi alcançado, e atingir os 90% da população com serviço de drenagem e tratamento de águas residuais, objetivo que ainda se encontra por atingir, como foi referido anteriormente.

Atualmente está em vigor o “PENSAAR 2020 – Uma nova estratégia para o setor de abastecimento de águas e saneamento de águas residuais” que se aplica a Portugal Continental, e tem como objetivos até 2020, melhorar a qualidade dos serviços prestados, gerir eficientemente os recursos, proteger o ambiente e melhorar a qualidade dos cursos de água, e tornar os sistemas de abastecimento de água e saneamento de águas residuais sustentáveis financeiramente. Este plano estratégico fase ao anterior, PEAASAR II, foca-se mais na gestão e reabilitação das instalações existentes, assim como na qualidade dos serviços prestados e sustentabilidade, ao invés da construção de novas infraestruturas (uma vez que os objetivos do plano estratégico anterior foram maioritariamente cumpridos) (APA, 2014) e (Água Global, 2014).

Em suma pode dizer-se que foram feitos grandes avanços no que respeita a drenagem e tratamento de águas residuais, tendo havido uma forte infraestruturização. Como tal existem muitas ETAR, sendo que a maioria (63%) é gerida em baixa pelos municípios, correspondendo a instalações de pequena e média dimensão em que se torna útil determinar *in situ* a avaliação do seu desempenho.

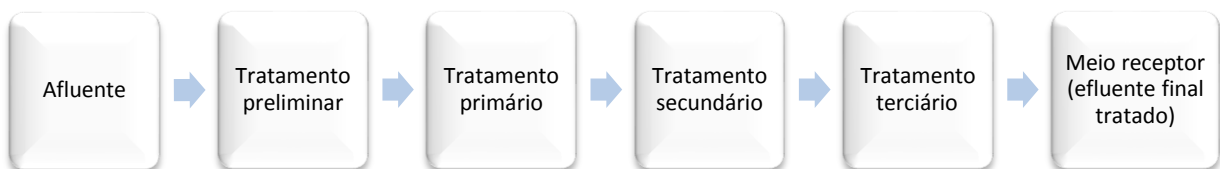


## 3. O processo de tratamento por lamas ativadas

### 3.1. Fases de tratamento

As ETAR têm como objetivo o tratamento das águas residuais afluentes, assim como das lamas resultantes do processo de tratamento das águas residuais. O efluente final tratado deverá respeitar os limites de descarga pré-estabelecidos para a ETAR em causa, e as lamas resultantes deverão estar em condições de serem depositadas em destino final.

Os processos de tratamento de águas residuais em ETAR podem ser físicos, químicos e biológicos. O afluente ao entrar na estação de tratamento é submetido até quatro fases de tratamento no que refere a fase líquida: preliminar, primário, secundário (ou biológico) e terciário (Figura 10). O nível máximo de tratamento irá depender das exigências do meio recetor e das características das águas residuais afluentes.



*Figura 10 – Etapas de tratamento da fase líquida de uma ETAR.*

Na fase líquida do tratamento são originadas lamas, que consoante o tratamento que lhes deu origem terão características diferentes e conseqüentemente ter-se-á processos de tratamento de lamas diferentes. No caso de lamas estabilizadas, provenientes do processo de tratamento por lamas ativadas em arejamento prolongado, o esquema genérico de tratamento passa pelo espessamento das lamas seguido da sua desidratação. No caso de lamas não estabilizadas, resultantes do tratamento por lamas ativadas por arejamento convencional, ter-se-á que estabiliza-las, espessa-las e desidrata-las. Estes processos serão expostos no capítulo “3.6. Tratamento de lamas”. As lamas têm de passar também por um processo de tratamento pois existem regras para a sua deposição em destino final.

### 3.2. Tratamento preliminar

O afluente entra na ETAR na estrutura denominada obra de entrada, passando de seguida ao tratamento preliminar, um processo físico com o objetivo de remover os sólidos grosseiros, gorduras, óleos e areias. Esta etapa prepara o afluente para as fases seguintes, de forma a garantir o bom funcionamento dos equipamentos pelo qual passará posteriormente, evitando por exemplo paragens no processo devido a entupimentos/obstruções e formação de espumas excessivas. Os gradados (sólidos grosseiros), areias e gorduras retirados nesta etapa são posteriormente encaminhados para destino final adequado.

Antes da remoção dos sólidos grosseiros algumas ETAR têm trituradores (Figura 11) para que sólidos de maiores dimensões sejam reduzidos a pequenas dimensões (entre 6 a 10 mm). Atualmente os trituradores tem caído em desuso.



*Figura 11 – Triturador, ETAR do hospital Dr. José Maria Antunes Júnior em Torres Vedras.*

De seguida passa-se à gradagem em que são removidos os sólidos grosseiros com recurso a câmara de grades, tamisador ou crivo.

Existem vários tipos de câmaras de grades, sendo constituídas por barras metálicas de um material não corrosível. As câmaras de grades podem ser classificadas quanto ao espaçamento entre grades como finas, médias e grossas (Levy, 1991), variando o espaçamento entre 10 e 0,5 cm (Levy, 2000). Outra classificação dada às camaras de grades é quanto ao sistema de limpeza, podendo ser manual (grades estáticas) ou mecânico, com um ancinho rotativo que retira os gradados acumulados nas grades.

Os crivos e os tamisadores removem sólidos de menores dimensões, até 0,3 mm (Levy, 2000). Os tamisadores têm uma rede de malha fina pela qual passa o líquido, sendo os sólidos recolhidos através de um sistema em espiral que os faz subir até descarregarem num contentor. Alguns tamisadores têm ainda um sistema de esguichos para lavagem dos gradados enquanto estes são elevados até ao contentor (Figura 12).



*Figura 12 – Pormenor de um tamisador, com sistema de limpeza de gradados, ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém.*

No caso dos gradados removidos recorrendo a soluções mecânicas estas funcionam em intervalos de tempo pré-definidos, ou quando o nível do afluente chega a certo valor, que através de

uma boia de nível faz acionar o equipamento de gradagem (Figura 13). Nestes equipamentos mecânicos, é fundamental a existência de um *bypass* (Figura 14), que preveja a avaria ou paragem do equipamento, por exemplo por corte de energia.



*Figura 13 – Boia de nível na obra de entrada que faz acionar o tamisador na ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém.*



*Figura 14 – By-pass entre a entrada do afluente até depois do tamisador na ETAR do hospital Dr. José Maria Antunes Júnior em Torres Vedras.*

A remoção de areias é feita através do desarenador, que pode ser estático ou mecânico. O desarenador estático consiste em um canal de secção retangular, trapezoidal ou parabólica em que se mantém uma velocidade de escoamento baixa e constante de cerca de 0,3 m/s por forma a promover a sedimentação de areias e o arrastamento do material orgânico. Com esta velocidade de escoamento o diâmetro médio das areias removidas será maior ou igual a 0,2 mm. A velocidade do escoamento é controlada através de um descarregador ou de um medidor de Parshall colocado a jusante do desarenador (Levy, 2000), (Levy, 1991) e (Di-Berardino, 2001).

Para a remoção de óleos e gorduras utilizam-se desengorduradores (Figura 15) que podem ser mecânicos ou estáticos (sendo que estes últimos tendem a ter piores resultados na eliminação de gorduras). Esta etapa do tratamento pretende evitar que posteriormente se formem películas superficiais que dificultariam o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico, mas a principal função do desengordurador é não comprometer a qualidade do efluente final

descarregado. Esta etapa é especialmente importante em estações de tratamento que não possuem decantador primário (WEF, 2009).



*Figura 15 – Desengordurador mecânico da ETAR da Área de Serviço da BP da Mealhada, com o pormenor da saída do efluente do lado esquerdo.*

A remoção de areias e óleos e gorduras pode ser feita no mesmo órgão de tratamento, denominado desarenador/desengordurador.

### 3.3. Tratamento primário

O tratamento primário tem como objetivo clarificar o afluente, removendo sólidos sedimentáveis (cerca de 90% (Levy, 1991)), escumas, CBO<sub>5</sub> e CQO, resultando desta etapa lamas primárias não estabilizadas (com concentrações normalmente de 3 a 5% de sólidos, alterando-se para valores de 5 a 10% após processo de espessamento). O tratamento primário pode ser efetuado através de um decantador primário (o caso abordado neste trabalho), podendo ter secção circular, quadrada ou retangular. Nesta etapa têm-se eficiências de remoção iguais ou superiores a 50% para os SST (sólidos suspensos totais) e 20% para o CBO<sub>5</sub> (Decreto-lei nº 152/97). Normalmente esta etapa tem entre 1 a 3 horas de tempo de retenção hidráulica (Spellman, 2014), contudo os parâmetros mais importantes de dimensionamento são a carga hidráulica e a profundidade do decantador, pois este funciona em profundidade.

Existem dois tipos de decantadores, um dele denominado decantador estático ou de Dortmund (Figura 16), em que as partículas de maiores dimensões decantam graviticamente, caracteriza-se pelas inclinações acentuadas nas paredes de fundo, na ordem dos 45 a 60°, o que implica grandes escavações limitando normalmente o seu diâmetro a 6-7 metros (Di-Berardino, 2001). Nestes decantadores as lamas são encaminhadas para o poço de lamas graviticamente, não necessitando de equipamento mecânico de raspagem do fundo.

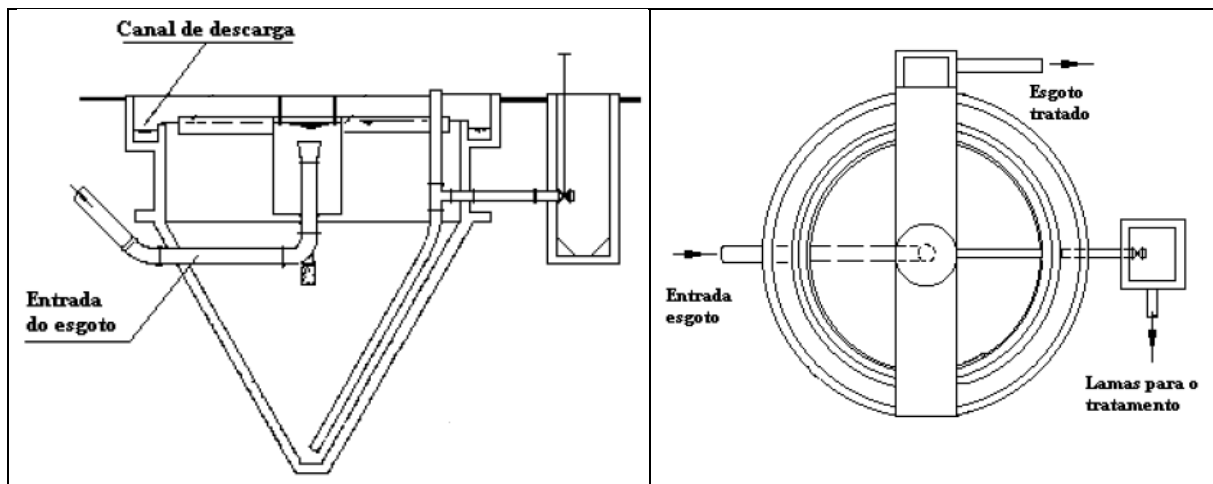


Figura 16 – Representação esquemática do decantador estático (Levy, 1991).

O outro tipo de decantador (Figura 17), é caracterizado pela fraca inclinação das paredes de fundo (na ordem dos 6 a 8°), e necessita de um raspador mecânico de fundo para encaminhar as lamas até ao poço de recolha, onde parte delas são posteriormente tratadas (Levy, 1991). A velocidade de rotação das pontes raspadoras é de 0,3 a 0,5 m/min no caso dos decantadores primários e 0,15 a 0,3 m/min no caso dos decantadores secundários (Di-Berardino, 2001). Nos decantadores de geometria circular, a água residual entra na parte central e sai clarificada ao longo do perímetro, em que é colocada uma lâmina descarregadora de secção triangular ou trapezoidal.

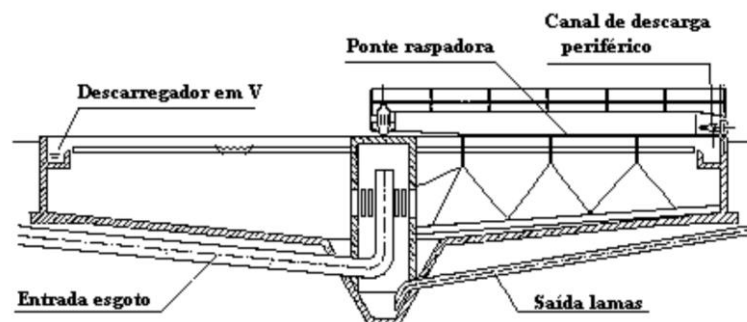


Figura 17 – Esquema de um decantador com ponte raspadora (Levy, 1991).

### 3.4. Tratamento secundário

O tratamento secundário é geralmente um processo biológico em que a matéria orgânica é consumida por microrganismos. Nesta fase existem três processos de tratamento possíveis: processos de lagunagem, tratamento por biomassa fixa e tratamento por biomassa suspensa.

Os processos de lagunagem envolvem o uso de bactérias e/ou algas no tratamento biológico do efluente, sendo que o tratamento se processa em lagoas anaeróbias, aeróbias, facultativas e de maturação.

Os tratamentos por biomassa fixa caracterizam-se pela aderência dos micro-organismos a um meio imóvel, como por exemplo pedras e materiais cerâmicos ou plásticos. Dentro deste processo de tratamento existem as seguintes variantes: leitos percoladores, discos biológicos e reatores compactos pré-fabricados.

Os tratamentos por biomassa suspensa consistem no crescimento e na retenção em suspensão dos microrganismos na água residual, existindo duas possibilidades para este tratamento, as lamas ativadas (geralmente aeróbio) e as lagoas de arejamento (WEF, 2009). Neste trabalho será apenas abordado o tratamento por lamas ativadas, desenvolvido por Arden e Lockett em 1914, em Manchester, Inglaterra, e atualmente aplicado em todo o mundo em estações de tratamento de águas residuais domésticas e industriais. O nome “lamas ativadas” deve-se aos microrganismos existentes nas águas residuais formarem uma massa biológica aquando da injeção de ar no efluente. Este processo de tratamento consiste então no fornecimento constante de matéria orgânica e oxigénio a microrganismos, que através do seu metabolismo transformam a matéria orgânica em dióxido de carbono, água, minerais e nova biomassa microbiana (Martins, Nicolau, Mota, & Lima, 2002).

### **Lamas ativadas**

As águas residuais domésticas têm na sua composição uma grande quantidade de carbono orgânico, sendo que cerca de metade destas substâncias é suficientemente grande para sedimentar, contudo as partículas mais pequenas de 1 nm a 100 µm permanecem em suspensão sendo absorvidas pelos flocos de lamas ativadas formados. A matéria orgânica tem maioritariamente facilidade em se biodegradar, consistindo em proteínas, aminoácidos, péptidos, hidratos de carbono, gorduras e ácidos gordos. A relação entre carbono, azoto e fosforo (C:N:P) ideal para o crescimento das bactérias nas lamas ativadas é de 100:17:5 a 100:19:6 (Davies, 2005).

O tempo de remoção do carbono orgânico varia com a capacidade que as bactérias das lamas ativadas têm de ingeri-lo. Os compostos de pequena massa molecular começam a ser removidos da água residual imediatamente após esta entrar no tanque de arejamento, e a sua remoção pode ser concluída entre 1 a 2 horas. Este grupo de compostos é muitas vezes referido como facilmente biodegradável ou de CBO “leve”. Existem outros compostos de massa molecular superior, que levam várias horas para serem degradados e removidos, e há ainda compostos mais recalcitrantes que podem estar presentes no fluído após vários dias no tanque de arejamento. A estes últimos compostos com CBO de difícil biodegradação é muitas vezes designado como CBO “forte”, e pode não ser degradado devido ao tempo de retenção hidráulico no tanque de arejamento não ser suficiente (Davies, 2005).

As lamas ativadas no tanque de arejamento de uma ETAR são um ecossistema complexo de diversos organismos. Os organismos dominantes são as bactérias, que são dos menores e mais abundantes organismos vivos na natureza. No tanque de arejamento podem existir cerca de 300 espécies diferentes de bactérias, em que cada uma consiste normalmente numa única célula, variando entre 0,5 a 2 µm de tamanho, sendo maioritariamente de forma esférica, e algumas em forma de haste ou espiral. Já as bactérias filamentosas compreendem longas cadeias de pequenas células bacterianas, e podem atingir comprimentos de 100 µm (Davies, 2005).

Num tanque de arejamento em bom funcionamento, as bactérias concentram-se no material floculento das lamas ativadas, embora existam algumas livres e dispersas no efluente. Os flocos são formados a partir de agregados de polímeros orgânicos não-vivos, provavelmente segregados por bactérias. Estes possuem uma estrutura porosa aberta, e são suficientemente fortes para suportar as forças de corte criadas pela agitação do fluido, durante o arejamento do tanque. A dimensão dos flocos varia entre menos de 10 µm até 1000 µm (1 mm) (Davies, 2005).

Nas lamas ativadas os microrganismos em suspensão no tanque de arejamento são cerca de 70 a 90% orgânicos e os restantes 10 a 30% são substâncias inorgânicas inertes (WEF, 2009), é importante também salientar que o oxigénio dissolvido não deve ser inferior a 2 mg/l (podendo ser admissível 1 mg/l) para um bom desenvolvimento dos microrganismos fundamentais no processo de tratamento do afluente. Além deste requisito, para um bom funcionamento do tratamento por lamas ativas é necessário ter em conta também os seguintes parâmetros (Martins, 2008):

- mistura homogénea dos microrganismos;
- pH;
- temperatura;
- ausência de metais pesados e compostos tóxicos;
- nutrientes (azoto e fósforo);
- quantidade dos sólidos suspensos totais;
- caudal e composição da água residual;
- tempo de retenção hidráulica;
- agitação e turbulência;
- idade das lamas.

O tratamento por lamas ativadas geralmente é constituído pelo tanque de arejamento (reator) e o decantador secundário, denominando-se tratamento por lamas ativadas em arejamento prolongado (Figura 18), isto, no caso de as lamas permanecerem muito tempo no tanque de arejamento (mais de 20 dias), dando origem a lamas estabilizadas e tendo também a particularidade de poder ser dispensado o decantador primário.

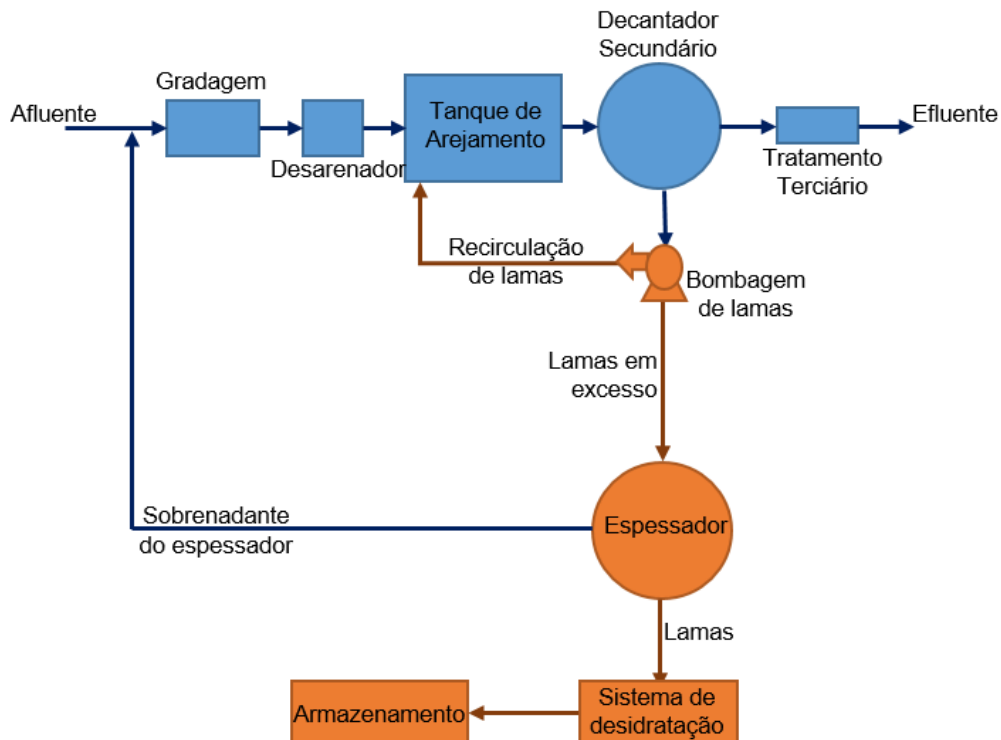


Figura 18 – Esquema de tratamento de águas residuais por lamas ativadas em arejamento prolongado.

Neste esquema de tratamento não existe decantador primário, como já foi referido, sendo que as águas residuais após o tratamento preliminar entram continuamente no tanque de arejamento (Figura 19), onde são criadas condições ideais de aerobiose para o desenvolvimento dos microrganismos através de mecanismos de arejamento existentes no tanque, que também são responsáveis por manter a matéria em suspensão, formando-se as lamas ativadas (flocos compostos pelos microrganismos existentes no tanque de arejamento), também denominado de licor misto. Existem vários tipos de mecanismos de arejamento, como difusores, hidro-injetores ou arejamento mecânico por rotação de pás (incorporando ar na mistura pela agitação do líquido).

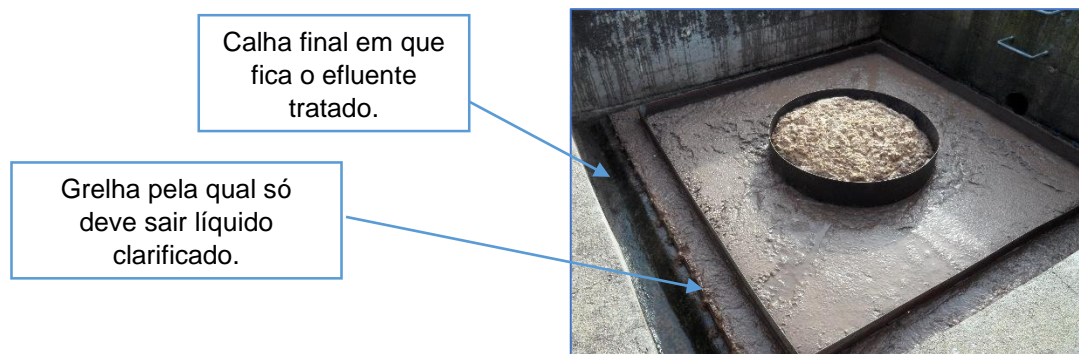


Figura 19 – Tanque de arejamento com recirculação de lamas, ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém.

De seguida a água residual é encaminhada para o decantador secundário, onde os sólidos suspensos totais sedimentam, formando lamas estabilizadas devido ao elevado tempo de permanência no tanque de arejamento prolongado. Estas lamas são então encaminhadas para o poço de recirculação de lamas, em que uma parte volta novamente ao tanque de arejamento bombadas por uma estação elevatória, para que exista sempre a quantidade de microrganismos necessária para degradar a matéria orgânica (Morais, 2013). A outra parte das lamas sedimentadas é encaminhada para o processo de tratamento de lamas (capítulo 3.6.).

Na parte superior do decantador secundário fica o efluente clarificado e com baixos valores de  $CBO_5$ , podendo ser o efluente final a descarregar, ou passar ainda por um tratamento terciário dependendo das exigências do meio recetor.

Tal como os decantadores primários, estes também podem ser estáticos ou com ponte raspadora. Os decantadores estáticos não têm manutenção de componentes desgastáveis, nem encargos energéticos, contudo quando este fica com lamas em excesso, ou seja, quando na calha final sair o efluente juntamente com lamas, terá que ser limpo (Figura 20).



*Figura 20 – Decantador secundário estático de um sistema de tratamento por lamas ativadas em arejamento prolongado, ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém.*

Outra variante do tratamento por lamas ativadas é o denominado tratamento convencional (Figura 21). Este esquema de tratamento difere do descrito anteriormente, essencialmente no tempo em que o efluente está no tanque de arejamento, sendo muito inferior, resultando lamas não estabilizadas que necessitam de estabilização posteriormente (capítulo 3.6). Outra diferença existente é o facto de haver decantador primário (tratamento primário), antes da passagem das águas residuais ao tanque de arejamento.

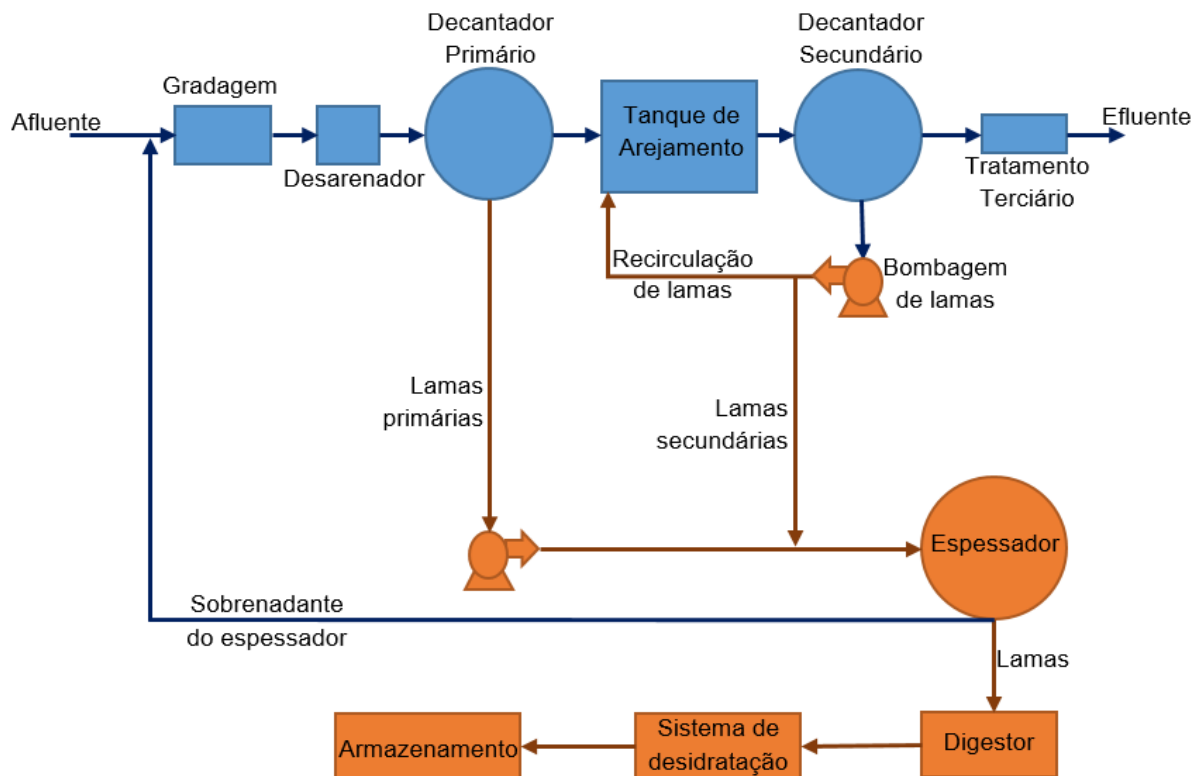


Figura 21 – Esquema dos processos de tratamento existentes numa ETAR com tratamento por lamas ativadas em arejamento convencional.

O tratamento por lamas ativadas em arejamento prolongado tende a ser uma solução mais económica aquando da sua construção, comparativamente com a solução de arejamento convencional, pois não necessita da construção do decantador primário nem de um digestor de lamas. Em contrapartida para a mesma quantidade de águas residuais afluentes, no arejamento prolongado devido ao elevado tempo de retenção hidráulica, é necessário um tanque de arejamento de dimensões muito maiores e um consumo energético mais elevado nos mecanismos de arejamento.

### Problemas nas lamas ativadas

Um dos problemas existentes em lamas ativas é o chamado “bulking”, um fenómeno responsável pela dificuldade de sedimentação das lamas formadas. Este pode subdividir-se em “bulking” filamentosos e “bulking” viscoso. O primeiro caracteriza-se por uma propagação excessiva de bactérias filamentosas nas lamas ativas, fazendo com que as lamas não sedimentem como pretendido. As causas deste fenómeno devem-se ao défice de nutrientes, baixo pH e presença de óleos e gorduras.

No “bulking” viscoso os microrganismos originam lamas ativas com uma consistência viscosa (pouco compacta) e de difícil sedimentação. Quando este fenómeno ocorre em lamas originadas de afluentes domésticos, cerca de 90% da composição dos sólidos suspensos totais existentes nas lamas são hidratos de carbono, em contraste com os 15 a 20% existentes durante o normal funcionamento.

Na sedimentação de lamas ativadas, a desagregação dos flocos de maiores dimensões origina os denominados flocos “Pin Point”, mais pequenos e compactos, e que por esse motivo têm uma velocidade neutra de sedimentação, tornando o efluente final turvo. Este problema poderá ser causado por um arejamento inadequado, ausência de organismos filamentosos ou baixa carga orgânica.

“Blanket rising” ocorre no decantador secundário, consistindo na desnitrificação, ou seja, os nitritos e nitratos do efluente são convertidos em azoto gasoso pouco solúvel, fazendo os flocos de lamas ativadas ascender à superfície do decantador. Além disso este problema origina espumas e formação de zonas anóxicas no decantador (Cunha, 2010).

A formação de espumas está normalmente associada à existência de um tipo de bactérias que permitem a agregação dos flocos às bolhas de ar, fazendo-os flutuar, e assim formar à superfície uma camada acastanhada de espuma. Temperaturas superiores a 18°C, afluentes carregados e idades de lamas superiores a dez dias, são a causa comum do surgimento e proliferação deste tipo de bactérias (Morais, 2013). As espumas também podem ter origem devido à presença de detergentes (espumas brancas, pouco densas e desprezáveis), ao crescimento exagerado de certos microrganismos filamentosos, carência de nutriente e ainda devido à desnitrificação (A Latecma - Laboratórios Técnicos de Produtos de Manutenção e Segurança Lda., 2015).

Outro problema menos frequente, que ocorre em lamas ativas com menos de um dia, é o crescimento disperso de microrganismos, originando um aspeto turvo em que não se forma uma zona de sedimentação das lamas ativadas (Cunha, 2010).

### 3.5. Tratamento terciário

O tratamento terciário é um complemento ao tratamento secundário e nem sempre é aplicado. Depende das exigências do meio recetor do efluente tratado, ou se este se destina à reutilização. Esta fase de tratamento tem como objetivo melhorar a qualidade do afluente final através da remoção de microrganismos, azoto e fósforo. Alguns exemplos de tratamentos terciários são: desinfecção por radiação ultravioleta (UV), cloro ou ozono, remoção de azoto e fósforo, lagoas de maturação, micro filtração, etc.

A desinfecção é um tratamento terciário que tem como objetivo a inativação/destruição dos organismos patogénicos, sendo indispensável caso se pretenda reutilizar as águas residuais. Quando apenas uma parte da água residual tratada se destina à reutilização, a restante não irá passar pelo processo de desinfecção sendo descarregada em destino final se já se encontrar em conformidade com o exigido no local de descarga, reduzindo assim os custos de exploração da ETAR.

Antes da desinfecção as águas residuais necessitam de ser filtradas com o objetivo de remover as partículas em suspensão que ainda não tenham sido eliminadas nos processos anteriores. A filtração é feita através de filtros de areia ou filtros mecânicos.

Após a filtração, na desinfecção por radiação UV a água residual passa por um canal no qual é exposta à radiação emitida por lâmpadas ultravioletas. A eficiência deste tipo de desinfecção é influenciada negativamente pela presença de partículas, ou seja, no caso do afluente ainda não estar totalmente clarificado (Martins R. J., 2006).

Na desinfecção por cloro (cloragem) ou ozono, estes reagentes são adicionados ao afluente após a filtração num tanque existente para o efeito. Este tratamento necessita de um maior tempo de contacto em comparação com o processo de desinfecção por radiação UV, contudo tende a ser mais económico, pois as lâmpadas de UV são bastante onerosas. Outra das desvantagens de utilizar a cloragem é a possibilidade de formação de subprodutos como os trihalometanos, que são prejudiciais à saúde humana, devendo ser uma situação a evitar.

A remoção de azoto ou fósforo é necessária quando o meio recetor no qual é descarregado o efluente tratado é suscetível a eutrofização, o que corresponde normalmente a linhas de água com caudal reduzido.

A remoção de fósforo pode ser feita por processos biológicos ou através de precipitação química.

O azoto existente nas ARU é proveniente de resíduos resultantes do processamento de alimentos, ureia, fertilizantes, etc. A remoção biológica de azoto, nitrificação/desnitrificação, é um processo amplamente utilizado em ETAR cujos valores de azoto são pouco elevados, como é o caso das ETAR de pequenas dimensões com efluentes não industriais. Na nitrificação o azoto amoniacal juntamente com o oxigénio dá origem a nitratos. A nitrificação é sensível a fatores como o pH, OD e temperatura. O pH deve estar ente 7,5 a 8,0 e o OD deve estar entre 3,0 a 4,0 mg/L (Metcalf & Eddy, 2003).

A desnitrificação ocorre na ausência de oxigénio em que os nitratos são transformados em azoto atmosférico ( $N_2$ ). Este processo de remoção de azoto materializa-se num tanque localizado antes do tanque de arejamento, ao qual afluí o efluente proveniente do decantador primário e do tanque de arejamento. (recirculação). Aí o fluido é misturado sem qualquer fornecimento de oxigénio, promovendo a desnitrificação.

### **Reator biológico de membranas**

Recentemente surgiu um mecanismo de tratamento por lamas ativadas denominado tratamento por reator biológico de membranas, conhecido pela sigla MBR (Membrane Bioreactor), tendo a sua primeira aplicação no final da década de 1970 nos Estados Unidos da América.

O MBR consiste num sistema colocado no tanque de arejamento, que através de vácuo ou pressão filtra o afluente, fazendo-o passar por um sistema de membranas porosas nas quais o líquido é separado da parte sólida (Spellman, 2014), dispensando assim a existência de decantador secundário. Quanto menores forem as dimensões dos poros das membranas, mais componentes são

removidos, e maior é a energia necessária para que ocorra a filtração. A filtração pode classificar-se como microfiltração (MF) ou ultrafiltração (UF), tal como é apresentado na Figura 22.

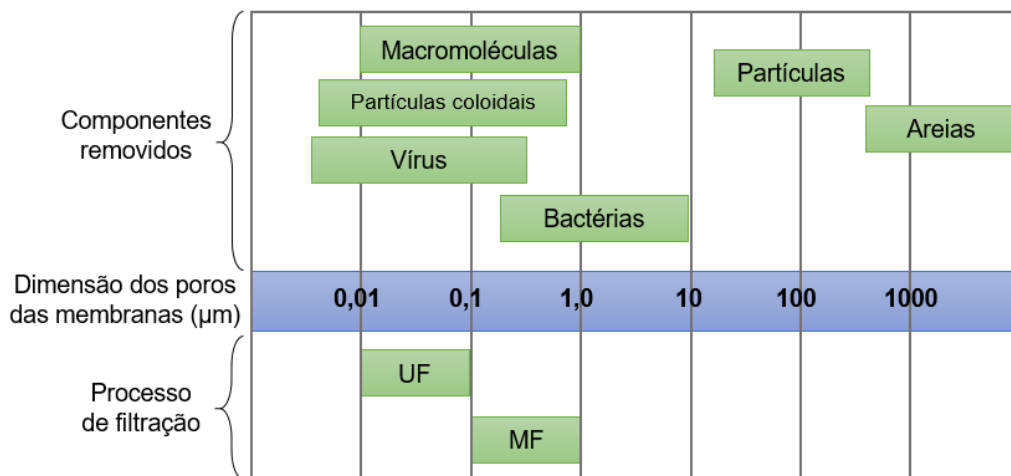


Figura 22 – Esquema representativo dos diferentes tipos de processos de filtração por membranas (Henriques, 2009).

No tratamento recorrendo ao MBR a filtração pode ocorrer através de dois processos, a filtração tangencial e a filtração convencional. Na filtração tangencial o efluente escoava paralelamente à superfície da membrana, e o material que possa ficar preso é facilmente removido durante o processo. Na filtração convencional o efluente é pressionado na direção da membrana, o que facilita a acumulação de material na membrana, podendo levar ao seu entupimento com mais facilidade. Os dois tipos de filtração apresentam-se esquematizados na Figura 23.

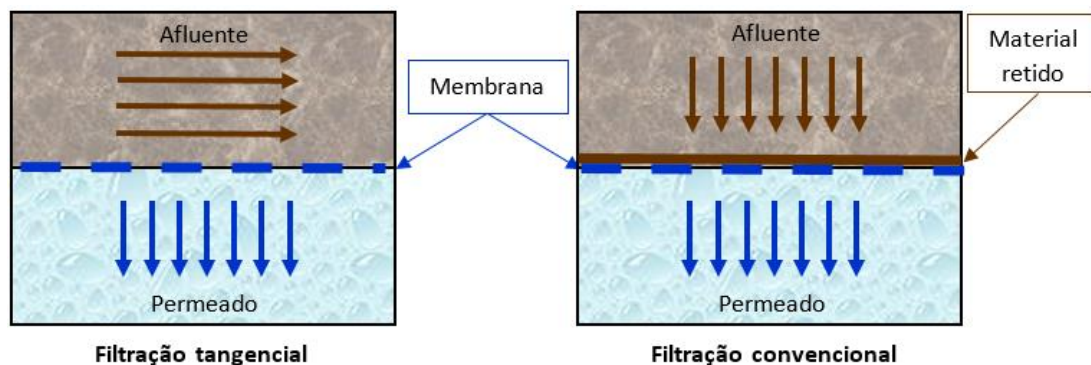


Figura 23 – Filtração tangencial e convencional por membrana (Evenblij, 2006).

Existem também dois tipos de reatores biológicos por membranas, os reatores submersos (SMBR) instalados no interior do tanque de arejamento, e os reatores biológicos de membranas externos (EMBR) instalados no exterior do tanque de arejamento. Nos reatores submersos (Figura 24) a filtração convencional é a mais utilizada, conjuntamente com o arejamento do sistema para evitar acumulação de material nas membranas. Neste tipo de reatores o líquido filtrado é obtido devido às diferenças de pressão e normalmente o caudal de líquido filtrado é inferior a um sistema com EMBR.

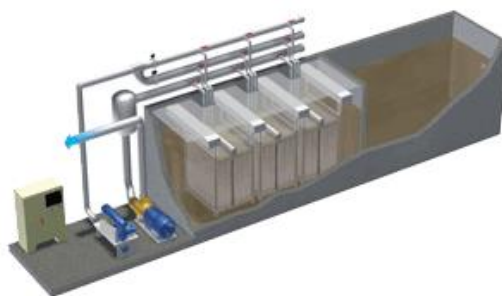


Figura 24 – Reator biológico por membranas submerso (GE Power & Water - Water & Process Technologies, 2013).

Nos EMBR é mais utilizada a filtração tangencial, garantindo que não se acumula material na superfície das membranas, sendo o filtrado obtido através de pressão ou com a instalação de uma bomba de sucção, aumentando o caudal filtrado (Henriques, 2009).

Um dos problemas dos MBR é a colmatação das membranas, ou seja, a obstrução dos poros das membranas por sólidos em suspensão, diminuindo a permeabilidade, sendo que a solução para este problema passa pela limpeza periódica das membranas recorrendo a produtos químicos, juntamente com o arejamento adequado (Spellman, 2014).

Este sistema tem vindo a ser implementado em Portugal em ETAR de pequena dimensão, nomeadamente em empreendimentos turísticos. Seria de esperar que em instalações de pequena dimensão fossem utilizadas técnicas mais simples de tratamento como as descritas nos capítulos anteriores, contudo neste momento para vários casos estão a ser propostas instalações de tratamento por MBR, que à partida seriam pensadas para instalações maiores e mais complexas. A implementação destes sistemas em pequenas instalações ocorre quando se pretende reutilizar as águas residuais, pois o efluente final sai ao nível do tratamento terciário, e substitui o filtro e a desinfecção.

O tratamento por membranas tem como vantagens necessitar de uma área de implantação inferior aos tratamentos convencionais, pois permite uma concentração mais elevada de biomassa, necessitando de tanques de arejamento mais pequenos, além de dispensar o decantador secundário. Outra vantagem é a elevada eficiência na remoção de contaminantes, como por exemplo o azoto, fósforo, bactérias, CBO e SST (Spellman, 2014), tendo um efluente à saída do MBR ao nível de tratamento terciário (como também se pode ver na Figura 22), dispensado o filtro e a desinfecção.

As desvantagens mais significativas deste sistema de tratamento em comparação com os sistemas tradicionais anteriormente descritos são o custo inicial do equipamento e da substituição periódica das membranas, e o consumo de energia no sistema de vácuo ou pressão e no sistema de arejamento.

## 3.6. Tratamento de lamas

### 3.6.1. Processos

A gestão e tratamento das lamas produzidas na fase líquida é atualmente parte integrante de uma ETAR.

Das etapas de tratamento anteriormente descritas resultam grandes quantidades de lamas que devem ser submetidas a tratamentos apropriados por forma a terem características adequadas para deposição em destino final.

Nas ETAR domésticas as lamas provenientes do decantador primário, lamas primárias, correspondem a cerca de 2,5 a 3,5 % do volume do afluente tratado, e as lamas provenientes do decantador secundário, lamas secundárias, a cerca de 1,5 a 2 % (Di-Berardino, 2001). Assim, as lamas a tratar e colocar em destino final são cerca de 4 a 6 % do volume de água residual afluente a uma ETAR.

As lamas provenientes do tratamento por lamas ativadas em arejamento prolongado, devido ao tempo de retenção hidráulica elevado no tanque de arejamento encontram-se estabilizadas quando saem do decantador secundário. No tratamento por lamas ativadas convencional quer as lamas provenientes do decantador primário como do decantador secundário precisam de ser estabilizadas posteriormente.

Geralmente o tratamento das lamas segue os seguintes procedimentos: espessamento das lamas brutas, estabilização biológica de lamas e desidratação de lamas. Podem existir operações preliminares ao espessamento com o objetivo de melhorar a eficiência do tratamento a jusante, como por exemplo a trituração. Na figura 25 encontra-se um esquema com as diferenças de tratamento das lamas dependendo destas estarem ou não estabilizadas.

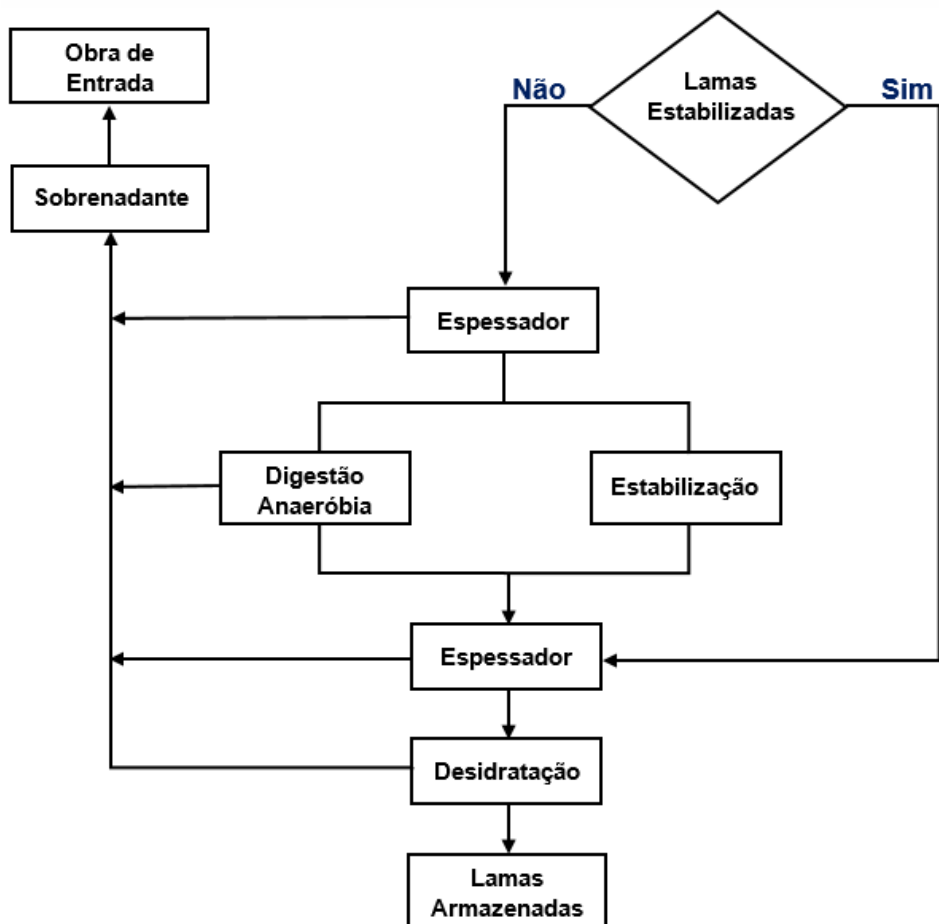


Figura 25 – Esquema de tratamento de lamas em ETAR.

A principal legislação para a deposição/valorização de lamas provenientes do tratamento de águas residuais é a seguinte (Diário da República Eletrónico, 2015):

- Decreto-lei n.º 276/2009 de 2 de outubro (Directiva Europeia n.º 86/278/CEE – uso de lamas resultantes do tratamento de águas residuais para aplicação em solos agrícolas);
- Decreto-lei n.º 183/2009 de 10 de agosto (Directiva Europeia n.º 1999/31/CE – deposição de resíduos em aterro).

### 3.6.2. Lamas não estabilizadas

As lamas resultantes do tratamento convencional por lamas ativadas caracterizam-se por terem um elevado teor de humidade e terem na sua composição: material orgânico e inorgânico, nutrientes, microrganismos e contaminantes. Como material orgânico podem-se destacar os hidrocarbonetos, aminoácidos, proteínas, lípidos e nutrientes. Há a referir que os microrganismos existentes nas lamas são na sua maioria patogénicos, representando um risco para a saúde pública e devendo portanto, sempre que possível, serem retirados/neutralizados na fase de tratamento. Em relação à matéria

inorgânica pode-se salientar os fragmentos metálicos resultantes da erosão de tubagens, poeiras urbanas, partículas de solos e areia.

### **Espessamento de lamas brutas**

O objetivo principal deste processo é a redução do teor de água presente nas lamas, sejam estas primárias ou secundárias. Os métodos pelos quais se promove o espessamento para as diferentes lamas depende do tratamento que as originou. No caso de lamas primárias, devido ao seu elevado teor em sólidos, utiliza-se, em regra, um espessamento gravítico que permite concentrar estas lamas até um teor de sólidos da ordem dos 3 a 4%. Por vezes adicionam-se coagulantes e floculantes promotores de uma decantação mais fácil, tornando o espessamento mais eficaz.

O espessamento das lamas secundárias (ou biológicas), que têm um maior teor em água, é feito recorrendo a processos de flotação ou centrifugação, processos esses mais eficazes neste tipo de lamas que o espessamento gravítico.

É de salientar que estas metodologias de espessamento são mais utilizadas em ETAR servindo aglomerados populacionais de dimensão significativa. As ETAR de pequenas dimensões, normalmente misturam as lamas provenientes dos vários estágios de tratamento e utilização de seguida um espessador gravítico (Figura 26), funcionando em contínuo ou descontinuo, e necessitando de pouca operação e manutenção.



*Figura 26 – Espessador gravítico de lamas, ETAR do hospital Dr. José Maria Antunes Júnior em Torres Vedras.*

### **Estabilização de lamas**

A estabilização de lamas após espessamento tem como principal função diminuir o grau de putrefação das mesmas assim como a presença de microrganismos patogénicos e os seus odores associados. Esta pode ser feita por via química e biológica.

A estabilização de lamas por via química requer a adição de cal viva, promovendo reações químicas com as mesmas que neutralizam o carácter ativado das lamas. Uma das grandes desvantagens encontra-se nos elevados custos de exploração associados, não só no consumo adicional de um reagente como também num aumento da quantidade de lamas existentes após estabilização resultantes da adição de mais um componente sólido às lamas. Outro aspeto negativo da estabilização química é o aumento excessivo do pH da lama, impossibilitando a sua disposição final em terrenos agrícolas tendencialmente básicos. Esta adição de reagente provoca então um acréscimo de peso e custo de transporte para destino final.

Na estabilização por via biológica, as lamas ativadas estabilizam por digestão aeróbia ou anaeróbia em digestores. A digestão aeróbia consiste num arejamento prolongado, geralmente entre duas a sete semanas, das lamas ativadas com o intuito de criar condições favoráveis ao desenvolvimento e atuação de microrganismos aeróbios que decompõem a fração facilmente biodegradável da matéria orgânica. Permite a redução do volume e do teor em matéria orgânica presente na lama por oxidação desta a dióxido de carbono e água, verificando-se por isso um decréscimo do volume de matéria orgânica, correspondente à percentagem de sólidos voláteis, de cerca de 50%. Este tipo de digestão é mais indicada para lamas biológicas, isto é, resultantes de tratamentos secundários, produzindo-se um composto mineralizado de difícil biodegradação. As vantagens deste método são custo inferior de construção comparativamente à semelhante solução anaeróbia, simplicidade de operação e manutenção, valores reduzidos de CBO e de fósforo nos sobrenadantes e presença de odores menos ofensivos. Contudo, é necessário garantir uma boa manutenção do sistema de arejamento, pois as reações nos reatores aeróbios estão dependentes da disponibilidade de oxigénio, algo que, nos reatores anaeróbios não é necessário. Deste modo, este tipo de tratamento é mais indicado para ETAR de pequenas dimensões (Metcalf & Eddy, 2003).

O processo de digestão anaeróbia consiste na estabilização por microrganismos anaeróbios das lamas em reatores anaeróbios por um período de duas semanas com uma temperatura de cerca 35°C. Este processo de estabilização também pode ocorrer à temperatura ambiente, necessitando contudo de um tempo de retenção das lamas no digestor de alguns meses (The European Environment Agency, 1998). Das vantagens da digestão anaeróbia destacam-se a produção de biogás e a possibilidade de venda dos resíduos orgânicos tratados como composto.

### **Desidratação**

Designa-se desidratação ao processo de secagem das lamas, isto é, a redução do teor em água das lamas, diminuindo assim o seu volume total. Este processo permite posteriormente uma maior facilidade no seu transporte para destino final, assim como um prático manuseamento das mesmas. Existem diversos processos pelos quais se promove a secagem das lamas destacando-se a secagem por energia solar, ou seja recorrendo a leitos de secagem. Em todos os processos de desidratação as escorrências originadas devem ser encaminhadas ao início da ETAR.

## Armazenamento

Nesta fase as lamas devidamente estabilizadas e desidratadas, são armazenadas em silos ou contentores, para posteriormente serem transportadas a destino final.

### 3.6.3. Lamas estabilizadas

As lamas estabilizadas são provenientes do decantador secundário do tratamento por lamas ativadas em arejamento prolongado. Estas lamas seguem por tubagem desde o poço de recirculação de lamas até ao espessador (onde é retirada alguma da humidade, e em que essas escorrências retornam à cabeça da ETAR). Quando o operador da ETAR verificar que o espessador já tem uma quantidade significativa de lamas, faz uma descarga de lamas, ou seja, fá-las passar para o processo de desidratação que tem como objetivo reduzir o seu volume antes de irem para destino final. As ETAR também podem ter um esquema de tratamento de fase sólida, em que as lamas estabilizadas vão diretamente do poço de recirculação de lamas para o processo de desidratação. Normalmente o processo de desidratação é um dos seguintes: leitos de secagem, sacos filtrantes, filtro banda, filtro prensa ou centrifuga (Levy, 2000).

Os leitos de secagem (Figura 27) são utilizados quando existe área disponível e o volume de lamas é reduzido, pois com 35 cm de lamas nos leitos e em 30 dias de secagem, são necessários 85 m<sup>2</sup> para 1 m<sup>3</sup> de lamas diárias. Os leitos de secagem consistem numa camada de areia sobre escórias ou areia mais grossa, debaixo da qual existe um sistema de drenagem para recolher o líquido drenado que volta ao início da ETAR (The European Environment Agency, 1998). Este processo de desidratação está a cair em desuso em Portugal, pois envolve muita mão-de-obra para a remoção das lamas secas e origina odores desagradáveis, contudo é um método de desidratação económico.



*Figura 27 – Leitos de secagem (Matos, 2013)*

Os sacos filtrantes (Figura 28) são uma opção que necessita de mão-de-obra reduzida, tem um custo de instalação baixo, e uma utilização preferencial para 10 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> (uma unidade de 6 sacos) e no máximo de 20 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> (duas unidades de 6 sacos) (Levy, 2000). Os sacos filtrantes podem ser cheios com várias descargas de lamas, realizadas em diferentes dias. Contudo, para que após a primeira descarga o sistema continue a funcionar corretamente, o operador da ETAR antes da descarga seguinte deverá molhar os sacos com “água da rede” por forma a retirar a película formada, garantindo assim que os sacos continuem a filtrar corretamente. Quando os sacos se encontram cheios são

retirados e atados no topo com arames utilizando um utensílio próprio para o efeito (Figura 29), e de seguida encaminhados para destino final apropriado (normalmente garantido por uma empresa especializada).



*Figura 28 – Sistema de desidratação de lamas por sacos filtrantes (unidade de 6 sacos), ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém.*



*Figura 29 – Arames e utensílio para atar os sacos filtrantes.*

Os filtros banda, Figura 30, são um equipamento de desidratação para caudais de lamas superiores a  $20 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , devido a questões económicas. O funcionamento deste equipamento consiste em duas telas filtrantes comprimidas uma contra a outra por um sistema de rolos, fazendo passar as lamas a desidratar entre as telas. Estas telas filtrantes são lavadas continuamente com água sob pressão para retirar as partículas que ficam a colmatar os poros dos filtros, garantindo que o fluido resultante da prensagem seja drenado. Relativamente aos equipamentos apresentados de seguida, os filtros banda tem um custo e uma eficiência mais baixa, pois apenas atingem os 25% de sólidos. É um processo de desidratação que necessita de mão-de-obra para a exploração, consome água para lavagem das telas ( $6 \text{ a } 10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  por metro de rolo) e periodicamente necessita da substituição das telas (Levy, 2000).



Figura 30 – Equipamento de filtros banda (Águas Públicas do Alentejo, s.d.).

Os filtros prensa (Figura 31) têm uma eficiência de cerca de 25% a 30% de sólidos, contudo tem um custo superior ao processo anterior, e tal como esse necessita de água para limpeza das telas e substituição periódica das mesmas (Levy, 2000). As lamas a desidratar são bombeadas para uma série de discos porosos cobertos com telas, as lamas vão-se acumulando nos interstícios entre os discos até que todo o espaço intersticial fique ocupado por lamas, aumentando as perdas de carga e deixando de ser possível alimentar o filtro. Aí os discos são abertos, deixando cair as lamas já desidratadas (Di-Berardino, 2001).

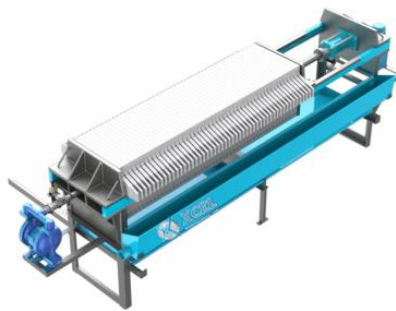


Figura 31 – Filtro prensa (XCEL Equipamentos, s.d.).

A centrífuga (Figura 32) é o equipamento mais caro das soluções de desidratação apresentadas, mas em contrapartida exige pouca mão-de-obra, funcionando automaticamente. Não necessita de água, nem de telas e tem uma eficiência de cerca de 25 a 30% de sólidos (Levy, 2000). O seu princípio de funcionamento consiste em criar forças centrífugas entre o fluido e as partículas, promovendo a sua separação.



Figura 32 – Centrífuga (Matos, 2013).

Os sistemas de desidratação referidos, com exceção dos leitos de secagem, recorrem a polielectrólitos introduzidos imediatamente antes da entrada das lamas para o equipamento, para que sejam atingidas as percentagens de secagem indicadas.

## 4. Dimensionamento de uma ETAR

Neste capítulo é abordado o dimensionamento de ETAR de uma forma muito simplificada, mencionando apenas os parâmetros mais importantes a ter em conta em cada órgão de tratamento.

No dimensionamento do sistema de tratamento de águas residuais há que ter em conta algumas considerações hidráulicas, como as velocidades mínimas nas tubagens por forma a assegurar a sua autolimpeza e o caudal de entrada nas unidades de tratamento em horas de pico não exceda o caudal máximo de dimensionamento, para que os tanques e canais não transbordem.

### Gradagem

O dimensionamento das grades é feito com base na velocidade de escoamento entre barras e na perda de carga hidráulica que pode ser obtida através da equação (1), equação de Kirschmer, que tem em conta o ângulo de inclinação das grades, que afeta significativamente a perda de carga através das grades (WEF, 2009).

$$H_L = \beta(w/b)^{1,33}h \operatorname{sen}\theta \quad (1)$$

Em que,

$H_L$  – perda de carga (m);

$\beta$  – fator de forma da grelha (Quadro 5);

$w$  – largura das barras (m);

$b$  – espaçamento entre barras (m);

$h$  – potencial/energia a montante (m);

$\theta$  – inclinação da grade.

Quadro 5 – Valores do fator de forma das barras segundo Kirschmer (WEF, 2009).

Tipo de barra	$\beta$
Retangular com arestas aguçadas	2,42
Retangular com face semicircular face ao escoamento	1,83
Circular	1,79
Retangular com faces semicirculares para montante e jusante	1,67

A velocidade de escoamento entre barras deve ter um valor de 0,6 a 1,2 m/s em câmaras de grades com limpeza mecânica e um valor de 0,3 a 0,6 m/s em câmaras de grades com limpeza manual (WEF, 2009).

## Desarenador

O dimensionamento da secção transversal do canal do desarenador é feito com base na velocidade de escoamento pretendida (que deve ser cerca de 0,3 m/s) e o comprimento tendo em conta que as areias devem sedimentar antes do fim do canal.

Um desarenador em canal retangular é dimensionado através das expressões 2 e 3.

$$S = Q_p / (3600 \times v) \quad (2)$$

$$L = Q_p / (l \times v_q) \quad (3)$$

Em que:

$S$  – área da secção do desarenador ( $m^2$ );

$Q_p$  – caudal de ponta ( $m^3 h^{-1}$ );

$v$  – velocidade de escoamento ( $m s^{-1}$ );

$L$  – comprimento do canal (m);

$l$  – largura do canal (m);

$v_q$  – velocidade de queda das partículas ( $m s^{-1}$ ).

Nos desarenadores com injeção de ar o dimensionamento é feito com base nos critérios expostos no quadro 6. Em que quanto maior o tempo de retenção, mais finas serão as areias/grãos removidas, e o mesmo acontece para desarenadores mais longos.

Quadro 6 – Parâmetros de dimensionamento de um desarenador com injeção de ar (WEF, 2009).

Parâmetro	Valor de projeto
Tempo de retenção para o caudal de ponta horário	3 – 10 min
Relação entre largura e altura	0,8 : 1
Profundidade	3,7 – 5 m
Relação entre comprimento e largura	3-8 : 1
Declive do fundo do desarenador	30°
Localização dos difusores de ar	70% da profundidade total

## Desarenador-desengordurador

Os desarenadores-desengorduradores dimensionam-se através da fixação do tempo de retenção hidráulico e da velocidade ascensional. Consideram-se então para o dimensionamento deste órgão de tratamento as expressões 4 a 9 (Levy, 1985).

Volume:

$$V_1 = \frac{Q_P \times T_{RP}}{60} \quad (4)$$

$$V_2 = \frac{Q_M \times T_{RM}}{60} \quad (5)$$

$$V = \text{máx} (V_1, V_2) \quad (6)$$

Área da secção:

$$S_1 = Q_P / v_{AP} \quad (7)$$

$$S_2 = Q_M / v_{AM} \quad (8)$$

$$S = \text{máx} (S_1, S_2) \quad (9)$$

em que:

$V_1$  – volume do desarenador/desengordurador para o caudal de ponta ( $\text{m}^3$ );

$V_2$  – volume do desarenador/desengordurador para o caudal médio ( $\text{m}^3$ );

$Q_M$  – caudal médio ( $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$ );

$T_{RP}$  – tempo de retenção para o caudal de ponta (min);

$T_{RM}$  – tempo de retenção para o caudal médio (min);

$V$  – volume a adotar ( $\text{m}^3$ );

$v_{AP}$  – velocidade ascensional para o caudal de ponta ( $\text{m}^3 \text{m}^2/\text{h}$ );

$v_{AM}$  – velocidade ascensional para o caudal médio ( $\text{m}^3 \text{m}^2/\text{h}$ );

$S_1$  – área superficial para o caudal de ponta ( $\text{m}^2$ );

$S_2$  – área superficial para o caudal médio ( $\text{m}^2$ );

$S$  – área superficial a adotar ( $\text{m}^2$ ).

### Decantador primário

O dimensionamento do decantador primário, existente no processo de arejamento convencional, consiste em definir a sua geometria com base nos valores de carga hidráulica e altura preestabelecidos, aplicando as fórmulas 10 e 11.

$$A = Q/Ch \quad (10)$$

$$V = Q T \quad (11)$$

Em que:

$A$  – área (m<sup>2</sup>);

$Q$  – caudal (m<sup>3</sup>h<sup>-1</sup>);

$Ch$  – carga hidráulica (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/h);

$V$  – volume do decantador (m<sup>3</sup>);

$T$  – tempo de retenção hidráulica (h).

Outra forma alternativa de dimensionamento do decantador primário consiste em utilizar valores experimentais que relacionem a eficiência com o caudal afluente e as dimensões do tanque (Levy, 1985). No Quadro 7 apresentam-se valores típicos de projeto para dimensionamento do decantador primário.

Quadro 7 – Valores típicos dos parâmetros de dimensionamento de decantadores primários (Di-Berardino, 2001).

Parâmetro	Unidades	Decantador primário	
		Intervalo de variação	Valor típico
Carga hidráulica superficial média	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /h	1,35 – 2,00	-
Carga hidráulica superficial de ponta	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /h	3,4 – 4,6	4,2
Tempo de retenção Hidráulico	h	1,5 – 2,5	2
Carga de sólidos	kg SST/m <sup>2</sup> /h	-	-
Carga sobre o descarregador	m <sup>3</sup> /m.d	125 – 500	250
Altura	m	2 - 5	2,5
Inclinação do fundo	°	5 – 7,5	7,5

### Tanque de arejamento

As características do tanque de arejamento dependem do tipo de processo de lamas ativadas adotado, apresentando-se no quadro 8 os diversos parâmetros a ter em consideração no caso de se tratar de um tratamento por lamas ativadas convencional ou de um tratamento por lamas ativadas em arejamento prolongado. Normalmente os tanques de arejamento são construídos em betão armado.

Quadro 8 – Parâmetros de dimensionamento de lamas ativadas (Matos, 2013).

Tipos de Processo	Idade de lamas (d)	A/M (kg CBO/(kg MLVSS.d))	Carga volúmica (kg CBO/(m <sup>3</sup> .d))	MLVSS (mg/l)	Período de arejamento (horas)	Recirculação de lamas
Convencional	5 - 15	0,2 - 0,4	0,3 - 0,6	1500 - 3000	4 – 8	0,25 -0,75
Arejamento Prolongado	20 - 30	0,05 - 0,15	0,16 - 0,4	3000 - 6000	18 -36	0,50 - 1,50

A/M – fator de carga mássica (A – alimento, M – microrganismos)

MLVSS – matéria volátil em suspensão

A idade das lamas ou tempo de residência das lamas é o tempo médio de residência dos microrganismos no sistema (Davies, 2005), e que deve ser suficiente para que os microrganismos degradem a matéria orgânica. Calcula-se através da expressão seguinte:

$$\text{Idade das lamas (em dias)} = \frac{\text{MLSS} \times V}{Q_a \times \text{SS}_a + Q_e \times \text{SS}_e} \quad (12)$$

em que:

MLSS – sólidos suspensos no licor misto (Mixed liquor suspended solids) (mg/l);

V – volume do tanque de arejamento ( l );

$Q_a$  – caudal de entrada no tanque de arejamento (m<sup>3</sup> /dia);

$\text{SS}_a$  – sólidos suspensos no afluente (mg/l);

$Q_e$  – caudal de descarga (m<sup>3</sup> /dia);

$\text{SS}_e$  – sólidos suspensos no efluente (mg/l).

O período de arejamento, ou tempo de retenção é dado pela expressão 13:

$$T = V/Q \quad (13)$$

em que:

T – tempo de retenção (h);

V – volume do tanque de arejamento ( l );

Q – caudal de entrada no tanque de arejamento (l/h).

O fator de carga mássica, A/M, compara a quantidade de alimento disponível com a quantidade de microrganismos existentes no tanque de arejamento, e é dada pela seguinte expressão:

$$A/M = \frac{CBO \times Q}{MLSS \times V} \quad (14)$$

em que:

A/M – fator de carga mássica (kg CBO/(kg MLVSS.d))

CBO – carência bioquímica de oxigénio ( $\text{kg/m}^3$ );

Q – caudal afluente ao tanque de arejamento ( $\text{m}^3/\text{d}$ );

MLSS – sólidos suspensos no licor misto ( $\text{kg/m}^3$ );

V – volume do tanque de arejamento ( $\text{m}^3$ ).

Se esta relação for elevada significa que existe grande abundância de alimento em comparação de microrganismos, sendo que as bactérias se reproduzem rapidamente, não formando flocos. Nesta situação de elevadas taxas de A/M o efluente à saída do tanque de arejamento será turbido e de difícil sedimentação. Em oposição baixos valor de carga mássica são mais propensos à formação de flocos.

### Decantador secundário

No dimensionamento do decantador secundário têm-se em conta parâmetros como a carga hidráulica, a altura, o tempo de retenção e a eficiência pretendida da sua remoção. A carga hidráulica é dada por:

$$Ch = Q_m/A \quad (15)$$

em que:

Ch – carga hidráulica ( $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ );

$Q_m$  – caudal médio ( $\text{m}^3/\text{h}$ );

A – área do decantador ( $\text{m}^2$ ).

A carga de sólidos no decantador secundário é dada por:

$$C_s = \frac{Q S}{1000 A} \quad (16)$$

em que:

$C_s$  – carga de sólidos ( $\text{kg/m}^2/\text{h}$ );

Q – caudal afluente ao decantador ( $\text{m}^3/\text{h}$ );

S – concentração de sólidos no decantador ( $\text{mg/l}$ );

A – área do decantador ( $\text{m}^2$ ).

A eficiência do decantador é dada por:

$$E = (S - S_F)/S \quad (17)$$

em que:

S – concentração de sólidos no decantador ( $\text{mg/l}$ );

$S_F$  – concentração de sólidos à saída do decantador ( $\text{mg/l}$ ).

No Quadro 9 apresentam-se valores típicos de projeto para o dimensionamento do decantador secundário.

Quadro 9 – Valores típicos dos parâmetros de dimensionamento de decantadores secundários (Di-Berardino, 2001).

Parâmetro	Unidades	Decantador secundário	
		Intervalo de variação	Valor típico
Carga hidráulica superficial média	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /h	0,7 – 1,35	1,0
Carga hidráulica superficial de ponta	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /h	1,7 – 2,0	1,8
Tempo de retenção Hidráulico	h	2,0 – 4,0	3,0
Carga de sólidos	kg SST/m <sup>2</sup> /h	4,0 – 6,0	5,0
Carga sobre o descarregador	m <sup>3</sup> /m.d	-	3,0
Altura	m	2,5 - 5	3,0
Inclinação do fundo	°	7,5 - 15	10

### Espessador gravítico

O dimensionamento deste órgão de tratamento tem por base a carga hidráulica e a carga de sólidos, dadas pelas expressões 18 e 19 respetivamente.

$$Ch = Q_L/A_H \quad (18)$$

$$C_s = C_L/A_H \quad (19)$$

Em que:

$Ch$  – carga hidráulica (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d);

$Q_L$  – caudal de lamas (m<sup>3</sup>/d);

$A_H$  – área horizontal do plano de água do espessador (m<sup>2</sup>);

$C_s$  – carga de sólidos no espessador (kg/m<sup>2</sup>.d) ;

$C_L$  – carga de SST nas lamas afluentes (kg/d).

No Quadro 10 apresentam-se valores típicos para o dimensionamento de espessadores gravíticos.

Quadro 10 – Parâmetros de dimensionamento para o espessador gravítico (Metcalf & Eddy, 2003).

Parâmetro		Unidade	Valor
Carga de sólidos no espessador		kg/m <sup>2</sup> .d	25 a 70
Concentração de lamas espessadas combinadas (primárias + secundárias)		%	4 a 6
Concentração de lamas secundárias espessadas (tratamento por arejamento prolongado)		%	2 a 3
Carga hidráulica máxima recomendada	Lamas combinadas (primárias + secundárias)	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d	6 a 12
	Lamas secundárias (tratamento por arejamento prolongado)		4 a 8

### Digestor aeróbio

O dimensionamento do digestor aeróbio é feito com base nos parâmetros de dimensionamento constantes no Quadro 11.

Quadro 11 – Parâmetros de dimensionamento do digestor aeróbio (Metcalf & Eddy, 2003).

Parâmetro		Unidade	Valor
Tempo de retenção de sólidos	Para 20°C	d	40
	Para 15°C		60
Carga de sólidos voláteis		kg/m <sup>3</sup> .d	1,6 a 4,8
Oxigênio necessário		kg O <sub>2</sub> /kg SSV	~2,3
Energia necessária para a mistura	Arejadores mecânicos	kW/10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>	20 a 40
	Difusores de ar	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .min	0,02 a 0,04
Oxigênio dissolvido residual no líquido		mg/l	1 a 2
Redução de sólidos suspensos voláteis		%	38 a 50

### Leitos de secagem

A determinação da área necessária para implementação de leitos de secagem é obtida pela expressão 20, considerando 35 cm de lamas nos leitos e que o tempo de secagem é de 30 dias. Contudo o tempo de secagem poderá diferir bastante dependendo das condições climáticas existentes no local.

$$A = \frac{V_m}{0,35} \times 30 \quad (20)$$

Em que:

A – área dos leitos de secagem (m<sup>2</sup>)

V<sub>m</sub> – volume médio de lamas produzidas diariamente (m<sup>3</sup>).

### Desidratação por filtros banda

No dimensionamento do equipamento de filtros banda, é tida em conta a capacidade de tratamento horária do rolo/banda utilizado, que pode variar entre 90 a 680 kg/m.h dependendo do tipo de lama afluyente assim como da concentração das lamas que estão a alimentar a prensa (Metcalf & Eddy, 2003).

A quantidade de lamas fluentes é dada pela expressão:

$$A = Q_L \times C \quad (21)$$

em que:

$A$  – quantidade de lamas afluentes ao equipamento (kg/dia);

$Q_L$  – caudal de lamas afluentes (l/dia);

$C$  – concentração das lamas (kg/l);

A largura da banda varia normalmente entre 0,5 a 3,5 metros (Metcalf & Eddy, 2003), e o seu comprimento é dado por:

$$R = \left(\frac{A}{t}\right) / B \quad (22)$$

em que:

$R$  – comprimento da tela (m);

$t$  – tempo de funcionamento do equipamento (h/dia);

$B$  – quantidade de lamas tratadas pelo filtro banda (kg/m.h).



## 5. Controlo de uma ETAR

Para monitorizar o funcionamento de uma ETAR é necessária a análise de vários parâmetros em pontos estratégicos, nomeadamente no afluente na obra de entrada e no efluente final, para que se possam comparar ambos os valores de forma a determinar a percentagem de remoção de cada parâmetro e verificar se as concentrações no efluente final cumprem a legislação em vigor, assim como calcular a eficiência do tratamento.

As características das águas residuais que afluem às ETAR variam conforme a sua proveniência. As águas residuais domésticas apresentam normalmente uma composição relativamente constante pois o tipo de resíduos rejeitados na rede de coletores são idênticos, ao contrário das águas residuais industriais que podem ter uma variabilidade de contaminantes muito vasta dependendo do tipo de indústria.

Em Portugal as águas residuais domésticas têm tipicamente as características presentes no Quadro 12, que apresenta valores obtidos em laboratório.

*Quadro 12 – Valores médios de alguns parâmetros das águas residuais em Portugal, obtidos em laboratório.*

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidades</b>	<b>Valor médio</b>
Sólidos em Suspensão Totais (SST)	mg/l	253
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO <sub>5</sub> <sup>20</sup> )	mg/l O <sub>2</sub>	165
Carência Química de Oxigénio (CQO)	mg/l O <sub>3</sub>	465
pH	-	7,5
Azoto Total	mg/l N	50
Fósforo Total	mg/l P	9

Na obra de entrada da ETAR, deve existir um medidor de caudal para que seja possível a monitorização do caudal afluente à ETAR ao longo do tempo.

### **Gradagem**

A etapa de gradagem tem como função remover os sólidos grosseiros. Nesta fase do tratamento deve pesar-se a quantidade de gradados gerados e relaciona-los com a quantidade de água residual afluente à ETAR. A quantidade de gradados removidos depende do sistema de gradagem adotado, do caudal afluente e da própria constituição da água residual, como por exemplo se as águas residuais afluentes resultam de um sistema unitário ou separativo de recolha (WEF, 2009). Nas Figuras 33 e 34 são apresentados os valores médios dos gradados recolhidos através de grades com diferentes espaçamentos, podendo-se concluir que quanto maior o afastamento entre grades, menor é a quantidade de gradados removidos das águas residuais.

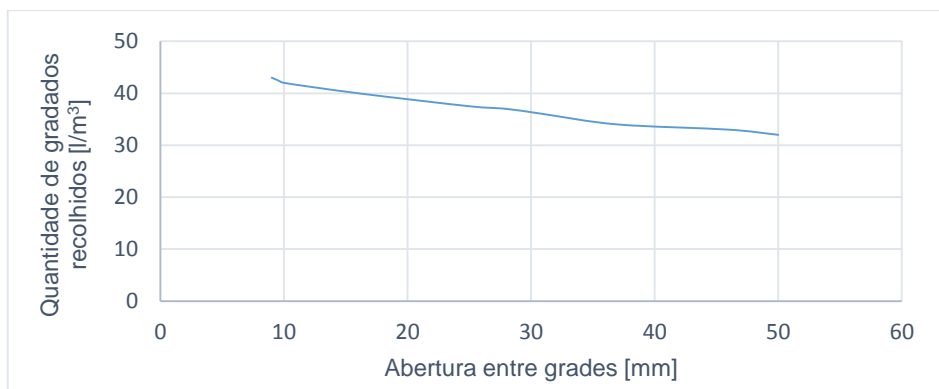


Figura 33 – Gráfico que relaciona a quantidade média de gradados molhados retidos em grades grossas com o espaçamento entre grades (WEF, 2009).

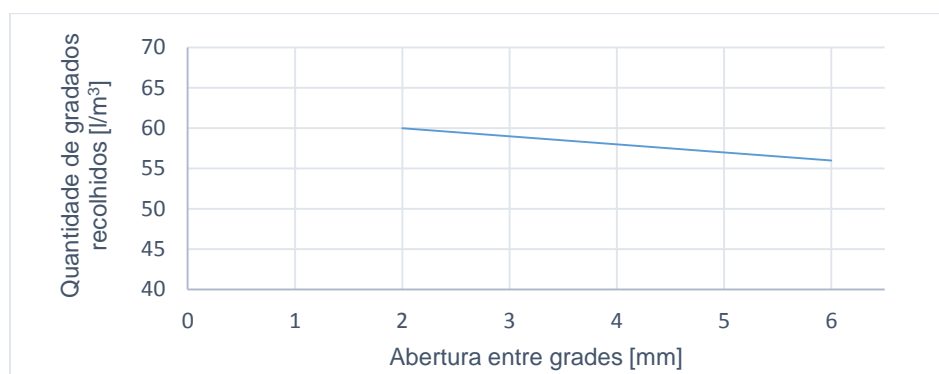


Figura 34 – Gráfico que relaciona a quantidade média de gradados molhados retidos em grades finas com o espaçamento entre grades (WEF, 2009).

Sabendo o caudal afluyente à ETAR, que depende do tamanho da população servida, o volume de gradados recolhidos num certo período de tempo pode ser dado aproximadamente pela seguinte expressão:

$$V = Q \times D \times A \quad (23)$$

em que:

V – volume de gradados recolhidos [ l ] ;

Q – caudal afluyente à ETAR [ $m^3/d$ ];

D – número de dias;

A – quantidade de gradados recolhidos, consoante o afastamento entre grades do sistema de gradagem [ $l/m^3$ ].

Outra forma de avaliar o funcionamento do processo de gradagem é através da pesagem dos gradados recolhidos, pois sabe-se que o valor médio de gradados gerados na Europa é de 2,4 kg/pessoa/ano, ou seja, 200 g/pessoa/mês considerando que são gerados diariamente 348 l/pessoa de águas residuais, e que os gradados têm uma densidade de 800 kg/m<sup>3</sup> (WEF, 2009).

No caso de a eficiência ser inferior ao previsto, ou seja, a quantidade de gradados recolhidos em câmaras de grades ser inferior ao esperado, deve-se medir a velocidade de escoamento do fluido, para que possa ser comparada com a velocidade de projeto.

### **Desarenador**

Para avaliar a eficiência do desarenador é necessário quantificar as areias/grãos removidos, pois a não remoção deste material irá prejudicar as fases de tratamento seguintes, nomeadamente causando abrasão e desgaste nos equipamentos mecânicos. Como areias/grãos são consideradas partículas de areia, cascalho, outros materiais minerais e produtos orgânicos minimamente putrescíveis (como por exemplo, borra de café, cascas de ovos, cascas de frutas e sementes). A quantidade de areias/grãos existentes nas águas residuais urbanas varia consoante a sua proveniência. Em sistemas de recolha unitários haverá uma maior concentração de areias comparativamente a sistemas separativos, devido às areias existentes nas vias públicas que são arrastadas para os coletores. Outro fator que aumenta a quantidade de areias afluentes a uma ETAR, é a proveniência de águas residuais de localidades junto a zonas balneares, especialmente durante a época de verão.

A quantidade de areias afluentes a uma ETAR varia entre 3,7 a 148 l/1000 m<sup>3</sup>, e em média tem o valor de 37 l/1000 m<sup>3</sup>. As areias/grãos depois de lavados devem ter um teor reduzido de material putrescível, tendo cerca de 90% de sólidos. Depois de desidratadas os valor de areias/grãos devem estar entre 1400 a 1800 kg/m<sup>3</sup> (WEF, 2009).

A forma de controlar se o objetivo deste órgão de tratamento está a ser concretizado é através da determinação do volume ou da massa de areias/grãos depositados no desarenador. Tal como no órgão de tratamento anterior, caso a quantidade de areias removidas seja inferior à prevista deve ser medida a velocidade de escoamento das águas residuais no desarenador e compara-la com a de projeto.

### **Desengordurador**

O desengordurador é o órgão de tratamento que se segue no esquema típico de tratamento de uma ETAR, e é importante que funcione corretamente, pois a existência de gorduras provocará a ascensão de lamas no decantador secundário. Para avaliar o desempenho do desengordurador devesse recolher duas amostras de águas residuais, uma antes e outra depois deste órgão de tratamento, e determinar a quantidade de gordura em ambas as amostras, para que por comparação seja possível determinar a percentagem de remoção desse contaminante. Normalmente a eficiência do desengordurador é cerca de 30 a 40%, tendo eficiências maiores de 50 a 70% quando se trata de um desengordurador com insuflação de oxigénio.

### **Decantador primário**

No decantador primário devem-se medir os valores da temperatura, pH, CBO<sub>5</sub>, CQO, SST, nível de turbidez e o nível de lamas.

O pH que significa Potencial de Hidrogénio, exprime a acidez ou alcalinidade de uma solução, através da concentração de iões de hidrogénio. Este parâmetro deve estar próximo do valor encontrado no afluente inicial.

A temperatura influencia o tempo de retenção hidráulica, TRH, necessário para a sedimentação, e quanto menor for a temperatura maior o tempo de retenção hidráulica necessário. Por exemplo o TRH para um efluente a 10°C é 1,38 vezes superior comparativamente com um efluente a 20°C (Metcalf & Eddy, 2003).

Para um correto funcionamento este órgão de tratamento deve ter uma percentagem de redução de 40 a 60% de sólidos suspensos e 25 a 33% de CBO<sub>5</sub> (Spellman, 2014).

Neste órgão de tratamento faz sentido também a medição da turbidez, pois a redução de sólidos implica a diminuição da turvação fase ao afluente na obra de entrada. A medição do nível de lamas é importante para que não se acumulem lamas em excesso e conseqüentemente ascendam à superfície.

Caso algum dos parâmetros acima não seja cumprido, deve ser medido o caudal afluente ao decantador, e compara-lo com o de projeto. Afluências superiores às previstas em projeto podem ser a causa do mau funcionamento do decantador primário, assim como dos órgãos de tratamento que se seguem. Outro parâmetro que influencia negativamente o funcionamento do decantador primário é a altura do decantador constante no projeto não ser cumprida (ou seja ser inferior ao pré-estabelecido).

### **Tanque de arejamento**

No tanque de arejamento, há que ter em atenção que as medições devem ser feitas com o sistema de arejamento ligado. Por observação do tanque de arejamento tem-se logo uma ideia se este está a funcionar corretamente, ou seja, todo o tanque deve ter um aspeto superficial idêntico e com sinais de agitação (provocado pela injeção de ar). Devido à agitação existente no tanque, assim como à bioatividade nele existente há formação de espumas à superfície. A cor da espuma formada é um indicador do estado das lamas e da sua idade. Espuma branca indica a presença de lamas jovens, espuma acastanhada significava que as lamas têm boa decantabilidade, espuma castanha escura e com aspeto oleoso é indicador de lamas mais velhas e conseqüentemente a existência de bactérias filamentosas, o que é de evitar em tanques de arejamento. A inexistência de espuma normalmente indica que os microrganismos estão mortos (Ragsdale).

Nesta fase de tratamento é necessária a medição do oxigénio dissolvido, OD, que deve ser maior ou igual a 2 mg/l (WEF, 2009) para que existam condições propícias ao desenvolvimento dos microrganismos essenciais no processo de tratamento biológico aeróbio. Se o valor do oxigénio

dissolvido for muito elevado está a ser utilizada energia desnecessária, e se o valor for muito baixo os microrganismos não se desenvolvem corretamente e conseqüentemente têm-se uma baixa remoção de poluentes. Idealmente os microrganismos devem ter uma respiração endógena, que ocorre normalmente para valores de consumo de oxigénio entre 15 a 30 mg/l/h. Se a concentração de oxigénio dissolvido for nula ocorre a desnitrificação e conseqüentemente a libertação de azoto gasoso, fazendo as lamas ascenderem à superfície do tanque de arejamento (Ragsdale).

Além do oxigénio dissolvido é necessária a medição da temperatura, pH, SST, SSV e o Índice Volumétrico de Lamas (IVL) ou Índice de Mohlman (Levy, 1991). É também importante ter em atenção a cor das lamas, estas devem ser castanhas (cor da terra), nem muito escuras, nem demasiado claras.

A temperatura influencia significativamente a velocidade de crescimento dos microrganismos, duplicando-a aproximadamente por cada 10°C de aumento de temperatura, entre os 15 e 36°C. O efeito da temperatura é mais significativo para relações A/M superiores a 0,7, enquanto para relações A/M inferiores a velocidade de crescimento dos microrganismos passa a ser influenciada pela quantidade de matéria orgânica existente. O aumento de temperatura origina também menor produção de lamas e maior consumo de oxigénio, e prejudica a sedimentação das lamas (Di-Berardino, 2001).

A temperatura produz também outras alterações: as velocidades das reações de oxidação aumentam com a temperatura, mais que as das reações de síntese, o que dá origem a menor produção de lamas em excesso e a maior consumo de oxigénio; as características de sedimentação das lamas e a capacidade de arejamento pioram geralmente com o aumento de temperatura (Di-Berardino, 2001).

O pH deve ter um valor entre 6,5 e 7,5, aproximadamente neutro, para que exista um bom crescimento de microrganismos e conseqüentemente haja redução do CBO<sub>5</sub> (WEF, 2009). Valores de pH inferiores a 6,5 originam o aparecimento de fungos.

O Índice volumétrico de lamas, IVL, (ou em inglês Sludge Volume Index – SVI), desenvolvido por Mohlman em 1934, é dado através da expressão abaixo indicada, sendo um indicador da qualidade de sedimentação das lamas ativadas, representa o volume em ml ocupado por 1 grama de lamas ativadas, o que corresponde à relação entre o volume de lamas sedimentadas durante 30 minutos num cone Imoffh e a concentração de sólidos suspensos na amostra utilizada.

$$IVL = \frac{SLV}{MLSS} \quad (24)$$

Em que:

SLV – volume de lamas sedimentadas em 30 ou 60 min [ml/l x 1000];

MLSS – concentração de sólidos suspensos no licor misto [mg/l].

Quanto maior o valor do IVL menor será a capacidade de sedimentação das lamas. Para valores de IVL superiores a 120 ml/g considera-se que as lamas têm fraca capacidade de sedimentação, para valores inferiores a 80 ml/g que têm uma capacidade de sedimentação boa, e para valores de cerca de 50 ml/g que as lamas têm uma capacidade de sedimentação muito boa (Gray, 2004).

A concentração de MLSS no reator biológico/tanque de arejamento, deve estar entre 2000 mg/l e 4000 mg/l (Metcalf & Eddy, 2003). Se a concentração de MLSS for muito baixa o processo de tratamento funciona ineficientemente, e no caso da concentração de MLSS ser muito elevada, origina problemas de “bulking”, podendo levar à diminuição da concentração de oxigénio dissolvido e consequentemente a uma biodegradação ineficiente (Singh, 2012). O valor de MLSS em mg/l é dado pela expressão seguinte:

$$MLSS = \frac{SLV}{IVL} \quad (25)$$

em que:

SLV – volume de sólidos sedimentados em 1 litro de amostra [ml/l x 1000];

IVL – índice volumétrico de lamas [ml/g].

Outro índice que se utiliza na avaliação do funcionamento do tanque de arejamento é o IBL (Índice Biótico de Lamas), que se baseia na diversidade e densidade da microfauna existente, sendo necessária a contagem de cada tipo de microrganismo, e portanto é um parâmetro apenas determinável em laboratório. O valor do IBL expressa-se em valores numéricos, como se pode ver no Quadro 13, permitindo ao operador comparar a qualidade biológica das lamas no tanque de arejamento ao longo do tempo e, consequentemente, as condições operacionais da ETAR (Martins, Nicolau, Mota, & Lima, 2002).

*Quadro 13 – Valores do SBI associados a classes de qualidade biológica das lamas ativadas e avaliação da eficiência de depuração do tanque de arejamento (Martins, Nicolau, Mota, & Lima, 2002).*

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

Assim como nos órgãos de tratamento anteriores, no caso de se verificar que as características no tanque de arejamento não são as esperadas, devem ser verificados os parâmetros de dimensionamento, como a idade das lamas e o tempo de retenção.

### **Decantador secundário**

No decantador secundário, deverá observar-se se não existem demasiadas lamas à superfície, e se na calha final o líquido se encontra clarificado (em muitos casos esse será já o efluente final, pois não existe tratamento terciário), normalmente são removidos mais de 99% dos sólidos suspensos no fim desta etapa de tratamento (Metcalf & Eddy, 2003).

O valor de IVL no decantador secundário deve estar entre 150 a 200 ml/g (WEF, 2009).

No quadro seguinte são mencionados outros fatores que influenciam o funcionamento do decantador secundário.

Quadro 14 – Fatores que afetam o funcionamento do decantador secundário (WEF, 2009).

<b>Categoria</b>	<b>Fatores</b>
Hidráulica e fatores de carga	Variações na quantidade ARU afluentes; Taxa de extravasamento superficial; Taxa de sedimentação; Tempo de retenção hidráulica.
Características físicas (externas)	Configuração do decantador; Área superficial; Profundidade; Distribuição do fluxo; Turbulência na estrutura de escoamento do líquido.
Características físicas (internas)	Presença de zona de floculação; Mecanismo de remoção de lamas; Existência de um dispositivo de guiamento à entrada; Tipo de açude, comprimento e posição; Refletores/divisórias; Padrões de fluxo hidráulico e turbulência.
Condições locais	Vento; Variações na temperatura da água.
Características das lamas	Concentração de sólidos suspensos no licor misto; Idade das lamas; Floculação, sedimentação e características de espessamento; Tipo de tratamento biológico.

No Quadro 15 apresentam-se as percentagens de redução de alguns parâmetros nas várias etapas do processo de tratamento da fase líquida numa ETAR.

Quadro 15 - Percentagem de redução de vários parâmetros nas várias fases de tratamento da fase líquida de uma ETAR (Levy, 2000) e (Albuquerque & Montes, 2010).

<b>Parâmetro</b>	<b>Remoção do parâmetro (%)</b>			
	<b>Tratamento Primário</b>	<b>Tratamento Secundário</b>	<b>Tratamento terciário</b>	<b>Efluente final (global)</b>
CBO <sub>5</sub>	30	63	5	98
SST	40	55	4	99
Turvação	12	74	14	99
Azoto	5	52	1	58
Fósforo	16	28	54	98

Caso o líquido após o decantador secundário não se encontre clarificado e a percentagem de remoção de CBO<sub>5</sub>, SST, azoto e fósforo, seja claramente superior ao constante no Quadro 15, devem ser verificados os parâmetros de dimensionamento como a carga hidráulica e a carga de sólidos, que têm em consideração o caudal afluyente. A afluência de um caudal superior àquele para a qual foi projetada a ETAR pode ser a origem do problema, principalmente em estações de tratamento com decantadores estáticos sem ponte raspadora em que se vão acumulando espuma à superfície muito rapidamente, e que necessitam de ser periodicamente retiradas. A acumulação de espumas também acontece em funcionamento normal, tal como foi referido no capítulo “3.3 Tratamento secundário”, em que os decantadores estáticos têm de ser periodicamente limpos.

### **Poço de recirculação de lamas**

No poço de recirculação de lamas devem ser medidas a temperatura, pH e sedimentação das lamas, para que se avalie a qualidade das lamas que serão reintroduzidas no processo de tratamento no tanque de arejamento.

### **Obra de saída**

No afluyente inicial e no efluente final devem ser analisados os valores de pH, temperatura, CQO, CBO<sub>5</sub> e SST para que possa ser feita uma avaliação da eficiência do tratamento da ETAR, e se são cumpridas as exigências regulamentares para as descargas. Além dos parâmetros mencionados normalmente são também analisadas as concentrações de fósforo, óleos e gorduras, azoto, e outros componentes dependendo das exigências da entidade gestora da ETAR assim como da legislação aplicada ao meio recetor do efluente tratado.

A turvação no efluente final deve ser nula, pois o aumento da turvação no meio recetor reduz a penetração de luz solar, e conseqüentemente a fotossíntese diminui afetando o desenvolvimento das plantas aquáticas, e o excesso de partículas sólidas pode obstruir as brânquias dos peixes e soterrar pequenos organismos. O aumento de temperatura no meio recetor diminui a solubilidade do oxigénio dissolvido na água, baixando o teor de oxigénio e afetando a vida aquática existente.

Os valores limite de emissão no meio recetor estão constantes nos Decreto-lei n.º 152/97 e no Decreto-Lei n.º 236/98, (Diário da República Eletrónico, 2015), Quadro 17, 18 e 19. A legislação principal para águas residuais é então:

- Decreto-lei n.º 152/97, de 19 de Junho (Diretiva Europeia n.º 91/271 CEE, de 21 de Maio – “Directiva de tratamento de águas residuais urbanas”);
- Decreto-lei n.º 236/98, de 1 de Agosto (estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos);

- Decreto-lei n.º348/98, de 9 de Novembro (1ª modificação do DL n.º 152/97, relativo aos requisitos de descargas em zonas sensíveis”);
- Decreto-lei n.º 149/2004, de 22 de Junho (2ª modificação do DL n.º 152/97, identificação de 25 zonas sensíveis e 9 zonas não sensíveis);
- Decreto-lei n.º 198/2008 de 8 de Outubro (3ª modificação do DL n.º 152/97, identificação de 18 zonas sensíveis e 3 zonas não sensíveis);
- Decreto-Lei n.º 133/2015 de 13 de Julho (7ª modificação do DL n.º 152/97, revisão da delimitação de zonas menos sensíveis).

Quadro 16 – Valores limites de emissão das descargas de ETAR (adaptado do Decreto-Lei n.º 236/98).

Parâmetro	Unidades	Valor limite de emissão
pH	Escala de Sorensen	6 – 9
Temperatura	°C	Aumento de 3°C
CBO <sub>5</sub> <sup>20</sup>	mg/l O <sub>2</sub>	40
CQO	mg/l O <sub>2</sub>	150
SST	mg/l	60
Alumínio	mg/l Al	10
Ferro total	mg/l Fe	2
Manganés total	mg/l Mn	2
Cloro residual disponível livre	mg/l Cl <sub>2</sub>	0,5
Cloro residual disponível total	mg/l Cl <sub>2</sub>	1
Fenóis	mg/l C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH	0,5
Óleos e gorduras	mg/l	15
Sulfuretos	mg/l S	1
Sulfitos	mg/l SO <sub>3</sub>	1
Sulfatos	mg/l SO <sub>4</sub>	2000
Fósforo total	mg/l P	10 3 (em águas que alimentam lagoas ou albufeiras) 0,5 (em lagoas ou albufeiras)
Azoto amoniacal	mg/l NH <sub>4</sub>	10
Azoto total	mg/l N	15
Nitratos	mg/l NO <sub>3</sub>	50
Aldeídos	mg/l	1
Arsénio total	mg/l As	1
Chumbo total	mg/l Pb	1
Cádmio total	mg/l Cd	0,2
Crómio total	mg/l Cr	2

Quadro 17 – Valores limites de emissão das descargas de ETAR em zonas sensíveis (adaptado do Decreto-Lei n.º 152/97).

Parâmetro	Valor limite de emissão (mg/l)	Percentagem mínima de redução
CBO <sub>5</sub> <sup>20</sup>	25	70 – 90
CQO	125	75
SST	35	90

Quadro 18 – Valores limites de emissão das descargas de ETAR servindo entre 10 000 e 100 000 habitantes equivalentes em zonas sensíveis sujeitas a eutrofização (adaptado do Decreto-Lei n.º 152/97).

Parâmetro	Valor limite de emissão (mg/l)	Percentagem mínima de redução
Fósforo total	2	80
Azoto total	15	70 – 80

No Decreto-Lei n.º 236/98 são também mencionados valores máximos admissíveis para águas do litoral e salobras para fins aquícolas, águas balneares assim como para águas destinadas à rega. Esses valores são aplicados a descargas de águas residuais sempre que estas ocorram numa dessas zonas. Um dos parâmetros mais importantes a controlar nesses casos é quantidade de coliformes fecais presentes (estes são eliminados com recurso a processos de desinfeção).

### **Tratamento de lamas**

A etapa de tratamento da fase sólida/tratamento das lamas ocorre em circuito fechado, havendo no entanto alguns parâmetros que podem ser controlados.

É possível determinar o volume de lamas encaminhadas ao processo de tratamento de lamas, assim como o volume de lamas tratadas e que serão posteriormente encaminhadas a destino final. Estes dois volumes serão diferentes, pois no espessador e na desidratação as escorrências resultantes são encaminhadas à entrada da ETAR, voltado ao início do tratamento.

O digestor tem a função de estabilizar as lamas, e o espessador de concentrar as lamas. Ocorrendo ambos os processos em sistema fechado. Para avaliar rapidamente o correto funcionamento do digestor, deve ser controlada a cor e cheiro das lamas. Estas devem ser pretas, sem cheiro e não devem borbulhar, para se considerarem estabilizadas. O sobrenadante resultante deve ter uma turvação baixa e não arrastar crostas nem escumas (Levy, 1991).

Após a desidratação, que tem como objetivo reduzir significativamente o teor de humidade das lamas, poderá fazer-se um teste simples, recorrendo a um aparelho portátil, para determinar se a percentagem de humidade existente após a desidratação está dentro dos valores associados ao processo aplicado na ETAR em avaliação (pois conforme referido no capítulo 3.6.3, consoante a técnica de desidratação teremos teores de humidade diferentes).

## 6. Método de controlo

Neste capítulo conjuga-se o dimensionamento com os objetivos de cada unidade de tratamento e os parâmetros a controlar, sendo apresentados vários métodos existentes para a determinação *in situ* na ETAR dos parâmetros a controlar referidos no capítulo anterior. Indicam-se os equipamentos existentes e referem-se algumas marcas apenas para identificação e sem qualquer fim comercial.

### **Obra de entrada**

Na obra de entrada devem ser medidos vários parâmetros por forma a caracterizar as águas residuais afluentes, e desta forma ser possível posteriormente avaliar a eficiência do tratamento na ETAR. A forma de determinação desses parâmetros será descrita mais à frente.

Para a medição do caudal afluente utiliza-se um caudalímetro, instalado na obra de entrada da ETAR, Figura 35.



*Figura 35 – Caudalímetro instalado na obra de entrada da ETAR da Área de Serviço da BP da Mealhada.*

### **Gradagem**

A gradagem tem como objetivo a remoção dos sólidos grosseiros afluentes à ETAR. Os gradados aqui recolhidos são depositados num contentor com um saco incorporado que quando cheio é trocado, sendo depositado em local adequado na ETAR (Figura 36), até que seja posteriormente levado para destino final, normalmente para aterro sanitário.



*Figura 36 – Recolha de gradados da ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém. À esquerda tamisador com deposição de gradados num contentor, e à direita deposição dos sacos retirados do contentor até recolha para destino final apropriado.*

Uma forma simples de aferir a quantidade de gradados recolhidos numa ETAR de pequenas dimensões é através da contagem do número de contentores cheios durante um certo período de tempo, e sabendo o volume de cada saco cheio estimar a quantidade de gradados recolhidos, e comparar o valor com o esperado.

Outra forma de determinar a quantidade de gradador removidos das águas residuais é através da pesagem dos gradados, podendo-se recorrer a um dinamômetro digital (Figura 37). Com este aparelho, se os gradados recolhidos forem colocados num balde a determinação da massa torna-se muito fácil.



*Figura 37 – Dinamômetro digital (KERN, 2015).*

Outro parâmetro a ter em conta no controlo do funcionamento de uma câmara de grades é a velocidade de escoamento interveniente no dimensionamento deste órgão de tratamento.

### **Desarenador**

O desarenador tem como função a eliminação de areias e grãos. Para avaliar o seu funcionamento recolhem-se duas amostras de águas residuais, uma após a gradagem e outra após o desarenador, e determina-se a quantidade de areias existentes em cada uma. Calculando desta forma a percentagem de remoção de areias, e que deverá ser elevada. Outra forma de avaliar de forma mais

rápida o funcionamento do desarenador é pesando a quantidade de areias depositadas e compara-la com o valor esperado tendo em conta a população servida e a captação em l/hab.d de águas residuais domésticas produzidas. Para a pesagem das areias removidas utiliza-se um dinamômetro digital (Figura 37).

Este órgão de tratamento é dimensionado para que tenha velocidades de escoamento baixas, para que haja a possibilidade de sedimentação das areias. Portanto, e como já foi referido no capítulo anterior, é importante a medição da velocidade de escoamento. Pode-se usar um caudalímetro portátil ultrassónico (Figura 38), com o qual se obtêm a caudal de forma rápida, e relacionando-o com a área da secção de escoamento obtêm-se o valor da velocidade através da expressão 26.

$$v = \frac{Q}{A} \quad (26)$$

Em que:

$v$  – velocidade de escoamento (m/s);

$Q$  – caudal (m<sup>3</sup>/s);

$A$  – área (m<sup>2</sup>).



Figura 38 – Caudalímetro portátil ultrassónico (Mitchell Instrument Company Inc.®, 2014).

### **Desengordurador**

O desengordurador tem como função a eliminação da gordura das águas residuais afluentes. Para avaliar o seu correto funcionamento é necessário determinar a sua eficiência, e verificar se está dentro da gama de valores esperável. Para tal é necessária a medição da concentração de óleos e gorduras existentes antes e após o desengordurador, recorrendo-se a um medidor portátil de óleos e gorduras (Figura 39). Este aparelho é de fácil manuseamento, sendo necessário introduzir uma amostra do fluído e em 10 a 15 minutos obtêm-se o resultado pretendido (tendo já o aparelho calibrado anteriormente).



Figura 39 – Medidor portátil de óleos e gorduras InfraCal 2 da Wilks (PETRO Industry News, 2015).

### Decantador primário

O decantador primário tem como função reduzir a carga das águas residuais, resultando um fluido mais clarificado comparativamente com o afluente inicial na ETAR. Para controlar o seu funcionamento é necessária a determinação dos valores de temperatura, pH, CBO<sub>5</sub>, CQO, SST, turbidez e o nível de lamas.

A determinação do nível de lamas é importante para evitar que as lamas ascendam à superfície e garantir que a válvula de fundo do decantador é aberta o número de vezes necessárias, por forma a encaminhar as lamas formadas para o seu tratamento.

Para determinar o nível de lamas antigamente utilizava-se um frasco de boca larga, com uma rolha que salta aquando de um puxão dado na corda. Para tal mergulha-se o frasco no líquido e quando este estiver no nível pretendido dá-se um puxão à corda agarrada à rolha, e de seguida sobe-se o frasco cuidadosamente (Levy, 1991).

Para avaliar o nível de lamas também há a possibilidade de utilizar um amostrador de lamas como o Sludge Judge (Figura 40), que permite efetuar leituras precisas de espessuras de sólidos depositados com 5% ou menos de concentração de sólidos, no fundo do decantador. Este consiste em tubos de plástico transparente de 1,53 m por 1,9 cm com ligações entre eles através de aparafusamento, podendo atingir o comprimento necessário por união de várias secções. A secção de topo inclui uma corda de *nylon* para fazer subir e descer o amostrador. Este medidor tem capacidade de reter cerca de 89 ml por 0,31 m.



Figura 40 – Amostrador de lamas por secções, Sludge Judge (Hach, 2015).

Para realizar a medição abaixa-se o amostrador lentamente (para obtenção de resultados mais precisos) até ao fundo do tanque. Quando este atinge a camada de lamas a válvula flutuante localizada na ponta do tubo abre, permitindo a entrada de material. Quando se atingir o fundo do tanque e o tubo estiver cheio até à superfície, puxa-se ligeiramente a corda de *nylon* para que a válvula de retenção prenda as lamas dentro do tubo. A quantidade de lamas é lida em incrementos de cerca de 30 cm (1 pé), marcados nas secções do tubo (Global Water, 2015) e (Guo Li, Horneck, Averill, McCorquodale, & Biswas, 2004).

Atualmente existem equipamentos que medem a percentagem de transmissão de luz. Neste método calibra-se o equipamento para 100% no interior da água, de seguida mergulha-se o equipamento no decantador, e quando a percentagem baixar repentinamente anota-se a profundidade a que estava. Ou alternativamente utiliza-se o medidor portátil de SST com a funcionalidade de medição do nível de lamas, que é apresentado de seguida (Figura 41).

Hoje-em-dia para a quantificação dos SST de forma rápida e no local é utilizado um medidor portátil de SST (Figura 41). Estes medidores portáteis de SST têm a vantagem de medirem simultaneamente três parâmetros, o valor de SST, o nível de lamas e a turbidez, recorrendo a uma sonda colocada no local onde é pretendido fazer a medição, contudo para a medição dos SST recorrendo a este aparelho é necessário calibrar o aparelho previamente com base numa determinação feita em laboratório, pois a constituição dos sólidos varia em cada ETAR.



*Figura 41 – Medidor portátil de SST (Hach, 2015).*

A medição dos restantes parâmetros requer primeiramente a recolha de uma amostra. Para recolha de amostras em campo, utiliza-se um colhedor de amostras (Figura 42), que pode ser extensível consoante a necessidade, através do aparafusamento de mais elementos. Ou de uma forma mais rudimentar poderá ser atada uma corda ao colhedor de amostras com o comprimento necessário.



Figura 42 – Colhedor de amostras (direita: colheita de amostra de um decantador secundário da ETAR da Área de Serviço da BP da Mealhada; esquerda: pormenor do colhedor de amostras utilizado).

Para a determinação do pH e da temperatura em graus Celcius utiliza-se um aparelho portátil que mede simultaneamente ambos os valores, para isso é apenas necessário deixar o equipamento algum tempo mergulhado na amostra até que os valores apresentados estabilizem (Figura 43).



Figura 43 – Aparelhos portáteis de medição de pH e temperatura.

Para a determinação em campo da concentração de CQO (assim como de fósforo, azoto e de parâmetros menos usuais – Anexo I), utilizam-se testes em cuvette da marca HACH LANGE e um fotómetro portátil (Figura 44). Os reagentes já se encontram preparados, e para cada parâmetro existe uma embalagem com as cuvetes dos reagentes a utilizar, assim como instruções simples de como executar o teste, permitindo a uma pessoa com pouca formação em química a realização correta do teste pretendido (Figura 45).



Figura 44 – Fotómetro portátil.

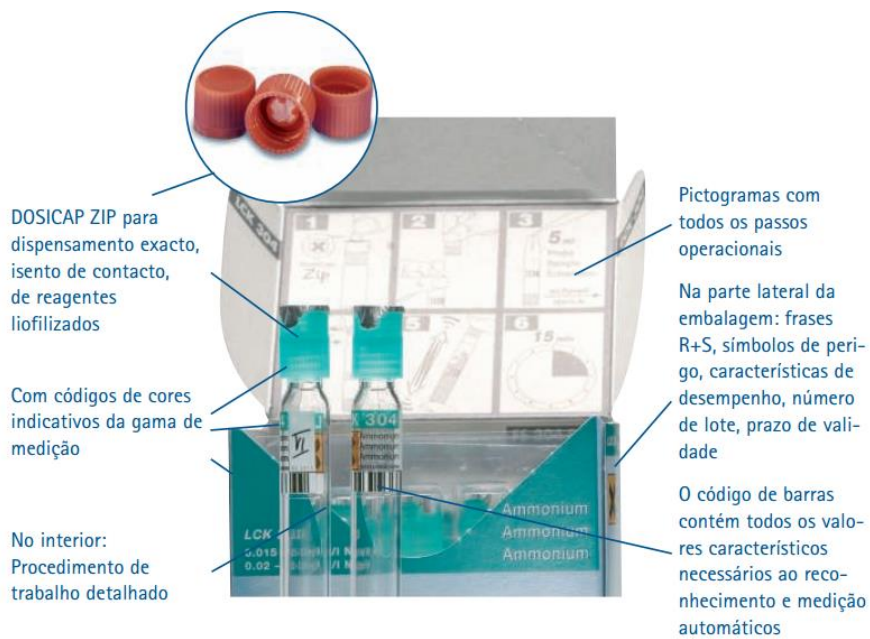


Figura 45 – Embalagem de teste em cuvette da HACH LANGE com informação total acerca dos regulamentos de segurança e passos operacionais (Hach, 2015).

Para a realização dos testes de cuvette mencionados será necessária a medição de uma certa quantidade de amostra, indicada na embalagem, com o auxílio de uma micropipeta (Figura 46). Para que as medições sejam feitas corretamente devem ser tidos em conta os seguintes aspetos: ao colocar a amostra na “ponta” da micropipeta (parte de plástico transparente que dá para retirar), deve-se clicar no botão até fazer um clique, se se continuar a pressionar o botão a amostra recolhida não terá o volume pretendido; de seguida para retirar a amostra para o recipiente pretendido não deverá ser rápido, para que não se formem bolhas dentro da ponta; entre utilizações lavar muito bem a ponta com água destilada (para tal, fazer a “ponta” ficar cheia de água destilada várias vezes); não deixar a micropipeta entre utilizações virada ao contrário, para que não entre humidade para o sensor; por fim, para evitar contaminações, se for utilizada a mesma ponta em diversas amostras, devesse começar pela amostra menos carregada (neste caso será a amostra do efluente final tratado).



Figura 46 – Micropipeta e “ponta”.

Uma outra marca com testes por quites para a determinação da concentração de vários parâmetros, como a CQO, fósforo e azoto é a Spectroquant®.

A determinação do valor de  $CBO_5$  não é possível ser feita com a mesma rapidez do CQO que em 35 minutos se pode determinar o seu valor no local recorrendo a equipamento portátil, como foi referido anteriormente. Contudo estes dois parâmetros podem ser relacionados, a relação entre  $CBO_5/CQO$  em águas residuais domésticas é cerca de 0,5 a 0,6 no afluente, e de 0,2 no efluente final, devendo-se a redução à biodegradação do carbono orgânico durante o tratamento por lamas ativadas no tanque de arejamento (Davies, 2005). A relação entre  $CBO_5/CQO$  pode ser determinada para outros pontos do processo de tratamento, nomeadamente o decantador primário, recorrendo a ensaios laboratoriais em que se determinam os valores de  $CBO_5$  e CQO. Tendo a relação entre os dois parâmetros, é possível então através de extrapolação determinar de forma rápida o valor aproximado de  $CBO_5$ .

Para avaliar o nível de turvação do afluente, utiliza-se o turbidímetro portátil (Figura 47), inserindo uma amostra do afluente a analisar numa célula de teste no aparelho, sendo apenas necessário de seguida pressionar um botão para obter o valor pretendido. Outra alternativa é a utilização de um medidor portátil com sonda mergulhável e com capacidade de medir outros parâmetros, como por exemplo o medidor multiparâmetro apresentado na Figura 48, ou o medidor portátil de SST já apresentado e que também tem a capacidade de medir o nível de turvação.



Figura 47 – Turbidímetro portátil (Hach, 2015).



Figura 48 – Medidor multiparâmetro portátil com sonda, para medição de pH, turvação, temperatura, oxigênio dissolvido, etc (HANNA Instruments, s.d.).

Para estimar o nível de turvação/transparência pode-se ainda utilizar um disco de Secchi, ou seja, um disco metálico com os quadrantes pintados alternadamente de branco e preto e com cerca de 10 cm de diâmetro (Figura 49). O ensaio deve ser feito durante o dia, e consiste em mergulhar o disco no local a determinar a turvação, e consoante a altura a que se deixe de ver o disco assim o meio em análise tem maior ou menor turbidez (Spellman, 2014). Se o disco deixar de ser visto a uma profundidade inferior a 20 cm, a turvação é considerada de elevada, se o disco deixar de se ver entre os 20 e os 40 cm classifica-se como média, e se o disco deixar de se ver a uma profundidade superior a 40 cm classifica-se como baixa, tendo 90% de probabilidade que a concentração em STT seja inferior a 30 mg/l (Levy, 1991). Esta é uma técnica antiga, criada em 1865 por Pietro Angelo Secchi.



Figura 49 – Disco de Secchi (Spellman, 2014).

### **Tanque de arejamento**

No tanque de arejamento ocorre a biodegradação da matéria orgânica existente nas águas residuais, sendo também importante que haja formação de flocos para que seja possível posteriormente no decantador secundário a sedimentação de sólidos, resultando um efluente clarificado. Para que tal seja possível é fundamental que o nível de oxigênio dissolvido no tanque de arejamento não seja inferior a 2 mg/l. A verificação desse requisito é apenas possível no local, e para a medição recorre-se a um medidor portátil de oxigênio dissolvido com sonda (Figura 50) mergulhando-o no tanque de arejamento. Este aparelho fornece também simultaneamente o valor da temperatura em graus Celcius.



*Figura 50 – Medidor portátil de oxigénio dissolvido, impermeável e com sonda.*

Para a avaliação da capacidade de sedimentação das lamas, necessária ao cálculo do parâmetro IVL, utiliza-se o cone Imhoff (Figura 51) que consiste num cone transparente, normalmente de material plástico e graduado até aos 1000 ml. Para determinar a capacidade de sedimentação das lamas coloca-se 1 litro de amostra no cone Imhoff e passados 30 min com a amostra em repouso lê-se a quantidade de sólidos depositados em ml.



*Figura 51 – Cone Imhoff.*

Para a determinação do valor de SST, também necessário ao cálculo do parâmetro IVL, utiliza-se o medidor de SST portátil anteriormente apresentado.

Neste órgão de tratamento é também necessária a medição do valor da temperatura e pH, utilizando um medidor portátil.

No tanque de arejamento é importante ter em conta também o aspeto da espuma formada na superfície, que é um indicador do estado de funcionamento deste órgão de tratamento.

### **Decantador secundário**

O decantador secundário tem como função clarificar o afluente proveniente do tanque de arejamento, através da sedimentação de sólidos. O efluente resultante deste órgão de tratamento é muitas vezes o efluente final a descarregar no meio recetor, sendo importante que a água residual ao sair deste órgão de tratamento se encontre com um nível de tratamento elevado.

Para que este órgão de tratamento funcione corretamente é fundamental que haja descarga de lamas com periodicidade adequada, para que estas não afluam à superfície contaminando o afluente resultante. A medição do nível de lamas recorrendo a uma das técnicas anteriormente referidas é então bastante importante.

Neste órgão de tratamento são também medidos os valores de CBO<sub>5</sub>, SST, azoto, fósforo e turvação recorrendo às técnicas já apresentadas. Com a determinação destes parâmetros e utilizando também os valores obtidos na obra de entrada, é possível calcular a percentagem de redução de cada um dos parâmetros e verificar se se encontra dentro do expectável (Quadro 15).

### **Poço de recirculação de lamas**

O poço de recirculação de lamas recebe as lamas provenientes do decantador secundário, que por bombagem são posteriormente encaminhadas para o tanque de arejamento, ou para a o tratamento de lamas (normalmente para o espessador). Para avaliar a qualidade das lamas deve ser medida a temperatura, pH, SST e a capacidade de sedimentação das lamas recorrendo às técnicas já apresentadas.

A medição da capacidade de sedimentação das lamas pode ser feita em simultâneo para as lamas provenientes do tanque de arejamento e do poço de recirculação de lamas, utilizando dois cones Imhoff e um suporte apropriado pra ambos (Figura 51).

### **Obra de saída**

A obra de saída tem como função devolver ao meio recetor o efluente final tratado em conformidade com os requisitos estabelecidos em decreto-lei.

Para avaliar se o efluente descarregado em meio recetor cumpre os valores limite de emissão, e se a ETAR tem a eficiência de remoção pretendida é necessária a análise de vários parâmetros: turvação, SST, CBO<sub>5</sub>, CQO, azoto, fósforo, óleos e gorduras, temperatura e pH. Para a avaliação da eficiência de tratamento é também necessária a determinação dos valores dos parâmetros na obra de entrada. A determinação dos valores destes parâmetros pode ser feita no local recorrendo às técnicas já mencionadas.

Um outro método simples de avaliar a concentração de CBO<sub>5</sub> no local é através do teste ao permanganato. Neste método acidifica-se 140 ml de uma amostra, através da adição de 10 ml de ácido

sulfúrico a 0,25 N. De seguida adiciona-se 3 ml de permanganato e 3 minutos depois vê-se a coloração da amostra, se tiver com uma cor rosa o efluente classificasse como “bom”. Caso contrário adiciona-se mais 3 ml de permanganato, e passados 3 minutos vê-se novamente a coloração da amostra, se esta estiver rosa o efluente classifica-se como “suficiente”, caso contrário será classificado como “mau”, e tanto pior, quanto maior for a quantidade de permanganato necessária para que a amostra se mantenha de cor rosa, sempre em adições de 3 ml espaçadas de 3 minutos (estas classificações são referentes a amostras de efluente final tratado) (Levy, 1991). Este método torna-se mais viável para o efluente final, pois este deverá apresentar concentrações de CBO<sub>5</sub> baixas, necessitando de uma quantidade de reagente inferior, quando comparado com as outras fases de tratamento.

À saída da ETAR pode também ser instalado um caudalímetro para controlo da quantidade de afluente tratado e descarregado no meio recetor.

A realização das análises em laboratório efetua-se com amostras recolhidas no mesmo dia em que se realizam os testes de campo, para que possa ser feita uma comparação entre os valores obtidos. As amostras recolhidas em campo através do colhedor de amostras devem ser convenientemente armazenadas em garrafas, e em quantidade suficiente para que se possam realizar todos os testes pretendidos em laboratórios. Os testes utilizados em laboratório estão acreditados e seguem os procedimentos constantes no livro *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* da *Examination of Water and Wastewater*.

No Quadro 19 encontra-se um resumo dos parâmetros a controlar *in situ* em cada unidade do tratamento da fase líquida e a técnica utilizada para o determinar.

*Quadro 19 – Resumo dos parâmetros possíveis de controlar no local em cada etapa de tratamento da fase líquida de uma ETAR.*

<b>Unidades</b>	<b>Objetivos</b>	<b>Parâmetros a controlar</b>	<b>Como os controlar</b>
Obra de entrada	-	Caudal	Medidor de caudal/ caudalímetro
		Turvação	Turbidímetro
		SST	Medidor portátil de SST
		CQO	Testes em cuvette da LANGE
		Azoto	
		Fósforo	
		Óleos e gorduras	Aparelho portátil de medição de óleos e gorduras
		Temperatura	Aparelho portátil de medição de pH e temperatura
pH			
Gradagem	Remover sólidos grosseiros	Quantidade de gradados recolhidos	Dinamômetro
Desengordurador	Remover óleos e gorduras	Gorduras e óleos	Aparelho portátil de medição da concentração de óleos e gorduras
Desarenador	Remover areias	Quantidade de areias removidas	Determinação da quantidade de areias recolhidas.

Quadro 19 (continuação) – Resumo dos parâmetros possíveis de controlar no local em cada etapa de tratamento da fase líquida de uma ETAR.

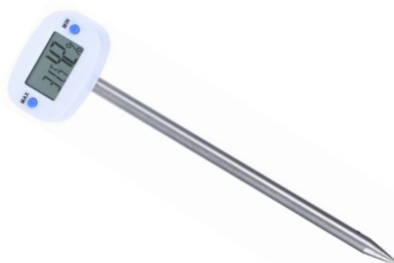
Unidades	Objetivos	Parâmetros a controlar	Como os controlar
Decantador primário	Reduzir SST e CBO <sub>5</sub>	Temperatura	Aparelho portátil de medição de pH e temperatura;
		Turvação	Turbidímetro
		CQO	Testes em cuvete da LANGE
		SST	Medidor portátil de SST
Tanque de arejamento	Formar flocos e bio degradar a matéria orgânica	OD	Medidor portátil de OD
		pH	Aparelho portátil de medição de pH e temperatura
		Temperatura	
		SST	Medidor portátil de SST
		Sólidos sedimentáveis	Cone Imhoff
Poço de recirculação de lamas	Encaminhar as lamas para recirculação no T.A. e para tratamento	pH	Aparelho portátil de medição de pH e temperatura
		Temperatura	
		SST	Medidor portátil de SST
		Sólidos sedimentáveis	Cone Imhoff
Decantador secundário	Decantar os sólidos suspensos (clarificar o líquido)	SST	Medidor portátil de SST
		Turvação	Turbidímetro
		pH	Aparelho portátil de medição de pH e temperatura
		Temperatura	
Obra de saída	Devolver o efluente ao meio recetor	Caudal	Medidor de caudal/ caudalímetro
		Turvação	Turbidímetro
		SST	Medidor portátil de SST
		CQO	Testes em cuvete da LANGE
		Azoto	
		Fósforo	
		Óleos e gorduras	Aparelho portátil de medição de óleos e gorduras
		Temperatura	Aparelho portátil de medição de pH e temperatura
pH			

### Tratamento de lamas

O tratamento de lamas tem como objetivo estabilizar e desidratar as lamas provenientes do tratamento da fase líquida, para que as lamas possam ser posteriormente encaminhadas a destino final.

A quantidade de lamas produzidas no decantador primário pode ser estimada multiplicado o número de horas que a bomba de lamas funciona pela quantidade de lamas que consegue elevar a cada hora. O mesmo se aplica ao decantador secundário, contudo uma parte significativa destas lamas bombadas regressam ao tanque de arejamento. A quantidade de lamas produzidas diariamente e encaminhadas a tratamento da fase sólida numa ETAR é então a soma da quantidade das lamas bombadas do decantador primário, com a quantidade de lamas bombadas do decantador secundário com a válvula aberta para o circuito de tratamento de lamas.

Na desidratação que tem como objetivo retirar uma quantidade significativa de humidade das lamas, poderá ser controlado o seu correto funcionamento recorrendo a um medidor portátil de humidade do solo (Figura 52). Este aparelho permite de forma fácil e rápida determinar a percentagem de humidade existente nas lamas, sendo apenas necessário introduzir o aparelho nas lamas desidratadas e esperar que o valor apresentado estabilize.



*Figura 52 – Medidor portátil de humidade.*

No caso do valor de humidade ser superior ao esperado, tendo em conta a técnica de desidratação utilizada, deverá ser verificado se o polielectrólito está a ser introduzido no equipamento de desidratação, pois as percentagens de redução indicadas pelos fabricantes consideram o uso de polielectrólitos no processo.

A quantificação de lamas produzidas e a encaminhar a destino final apropriado, pode ser feita tendo em conta a periodicidade em que o contentor de deposição de lamas desidratadas (Figura 53) é trocado. Dependendo do tamanho da ETAR a periodicidade de troca poderá ser superior a um mês. A quantificação de lamas produzidas diariamente é assim feita dividindo o peso médio de um contentor cheio pelo número de dias que demorou a encher.



*Figura 53 – Contentor de deposição das lamas desidratadas da ETAR da Área de Serviço da BP de Santarém.*

## 7. Conclusões

Nas duas últimas décadas tem havido um forte desenvolvimento em Portugal na área do saneamento público, principalmente na construção de redes de drenagem de águas residuais e instalações de tratamento, levando à existência de muitas ETAR. A maioria das ETAR em Portugal são de pequena e média dimensões sendo importante existir um método expedito executável no local para análise do seu correto funcionamento, pois estas instalações normalmente não têm equipas de técnicos especializados no local que permitam o seu monitoramento constante.

Ao longo dos últimos anos têm sido desenvolvidos equipamentos portáteis de campo, que possibilitam de uma forma quase imediata obter o valor da concentração de vários parâmetros importantes para avaliar o correto funcionamento de uma ETAR, evitando o tempo de espera que os testes em laboratório implicam. Os equipamentos existentes são de fácil manuseamento permitindo a técnicos com pouca formação em química obter resultados corretos.

Com base nos objetivos de cada órgão de tratamento e os parâmetros tidos em conta no seu dimensionamento é possível controlar os diversos órgãos de tratamento existentes na ETAR. Assim os equipamentos portáteis ao serem levados por uma equipa para a ETAR permitem delinear um retrato da estação de tratamento, possibilitando de forma rápida ao técnico estabelecer medidas de intervenção para melhoramento do funcionamento da ETAR.

Ainda existem pontos a melhorar na avaliação *in situ* das ETAR sem laboratórios nas suas instalações, sugerindo-se como trabalhos futuros o desenvolvimento de equipamentos portáteis que possibilitem a determinação de forma rápida no local do valor de  $CBO_5$ , SST e de bactérias patogénicas como os coliformes fecais.

O valor de  $CBO_5$  atualmente apenas é possível ser determinado em laboratório necessitando de 5 dias de incubação, e em campo apenas é possível ter uma gama de valores espectável para o seu valor através de extrapolação com base no valor de CQO obtido. Outra forma também abordada para a determinação do valor de  $CBO_5$  é através do teste ao permanganato, contudo é um método que apenas nos dá uma avaliação qualitativa da concentração de  $CBO_5$  existente. Torna-se então importante a existência de um método mais rápido para a determinação deste parâmetro, que necessita de ser controlado em vários órgãos de tratamento das ETAR.

A determinação de SST em campo já é atualmente possível, contudo o equipamento que o permite fazer ainda tem algumas limitações, pois necessita de ser calibrado primeiramente em laboratório para cada um das ETAR em que se pretenda fazer a determinação do parâmetro. É então importante que se desenvolva um equipamento que consiga de uma forma mais expedita determinar o valor de SST sem necessitar de calibrações diferenciadas para cada ETAR. Pois os equipamentos de campo tem mais utilidade quando de forma simples podem ser utilizados em várias ETAR.

A determinação da existência de bactérias patogénicas ainda não é possível ser feita no local, contudo é um parâmetro de extrema importância na avaliação de efluentes tratados que se destinem à

reutilização, ou que sejam descarregados em zonas consideradas com fins aquícolas ou balneares. Seria então pertinente a existência de um equipamento que de forma rápida permitisse obter o valor de coliformes fecais (parâmetro existente no Decreto-Lei n.º 236/98 com valor máximo admissível para águas do litoral e salobras para fins aquícolas, águas balneares, assim como para águas destinadas à rega).

## Referências Bibliográficas

- A Latecma - Laboratórios Técnicos de Produtos de Manutenção e Segurança Lda. (21 de janeiro de 2015). Obtido de <http://www.latecma.com/>
- Água Global. (25 de fevereiro de 2014). Obtido em maio de 2015, de <http://aguaglobal.aeportugal.pt/Documentos/Encerramento/Apresenta%C3%A7%C3%A3o%20Setor%20Portugues%20da%20%C3%81gua.pdf>
- Águas Públicas do Alentejo. (s.d.). (Grupo Águas de Portugal) Obtido em junho de 2015, de <http://www.agda.pt>
- Albuquerque, A., & Montes, H. (2010). Reutilização de águas residuais. *Série Guias Técnicos 14*. ISEL e ERSAR.
- APA. (2014). *PENSAAR 2020 - Uma Estratégia ao Serviço da População: Serviços de Qualidade a um Preço Sustentável; Vol.1- Fase 1: Situação de Referência*.
- APA. (2014). *PENSAAR 2020 - Uma Estratégia ao Serviço da População: Serviços de Qualidade a um Preço Sustentável; Vol.2 - Fases 2, 3 e 4 - Quadro Estratégico| Plano de Ação| Plano de Gestão*.
- Baptista, J. F. (2014). Uma abordagem regulatória integrada (ARIT-ERSAR) para os serviços de águas e resíduos. ERSAR.
- Cunha, J. R. (2010). Avaliação de um sistema de lamas activadas através de análise de imagem e técnicas quimiométricas.
- Davies, P. S. (2005). *The Biological Basis of Wastewater Treatment*. Strathkelvin Instruments Ltd.
- Diário da República Eletrónico*. (Janeiro de 2015). Obtido de <https://dre.pt/>
- Di-Berardino, S. (2001). *Técnicas de Gestão Ambiental*. Lisboa: FCUL.
- ERSAR. (2013). Conheça os serviços de águas e resíduos em Portugal.
- ERSAR. (2015). *Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal (2013) – Sumário Executivo*. ERSAR.
- ERSAR. (2014). *Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos*. Obtido em Novembro de 2014, de <http://www.ersar.pt/website/viewcontent.aspx?name=ModelosGestao>
- Evenblij, H. (2006). *Filtration Characteristics in Membrane Bioreactors*. Delft.
- GE Power & Water - Water & Process Technologies*. (2013). Obtido em junho de 2015, de <http://www.gewater.com>
- Global Water. (2015). (Xylem Corporation) Obtido em 9 de Março de 2015, de <http://www.globalw.com/index.asp>
- Gray, N. (2004). *Biology of Wastewater Treatment - second edition*. Irlanda: Imperial College Press.
- Guo Li, J., Horneck, H., Averill, D., McCorquodale, J., & Biswas, N. (2004). High-Rate Retention Treatment Basins for CSO Control in Windsor, Ontario. *Water Quality Research Journal of Canada*, 39, 449-456.
- Hach. (2015). Obtido em março de 2015, de HACH: <http://www.hach.com/>
- HANNA Instruments*. (s.d.). Obtido em julho de 2015, de <http://www.hannacom.pt/>
- Henriques, C. L. (2009). *Reabilitação da ETAR do Magoito Recorrendo a Reactores Biológicos por Membranas*. Lisboa.

- KERN. (2015). (KERN & SOHN GmbH) Obtido em setembro de 2015, de <http://www.kern-sohn.com>
- Levy, J. (1985). *Dimensionamento e controlo de estações de tratamento de águas residuais comunitárias*. Lisboa.
- Levy, J. (1991). *Manual de saneamento básico - Tomo VI, Exploração de Sistemas*. Lisboa: DGRN.
- Levy, J. (2000). Aspectos determinantes na concepção de estações de tratamento de águas residuais. *IV encontro anual MGI*.
- Lopes, C., Baptista, J., Alves, D., Carvalho, Á., Fernandes, G., Robalo, G., . . . Andrade, I. (2013). *Relatório anual dos serviços de águas e resíduos em Portugal (2012): Volume 1 – Caracterização geral do setor*. ERSAR.
- Martins, A. G. (2008). Estudo da tratabilidade de águas residuais sintéticas pelo processo de lamas activadas.
- Martins, M. J., Nicolau, A., Mota, M., & Lima, N. (2002). A importância da microfauna como ferramenta de trabalho em estações de tratamento de águas residuais.
- Martins, R. J. (2006). *Desinfeção de águas residuais domésticas por radiação ultravioleta*. Porto.
- Matos, J. M. (2013). *Slides da disciplina de Instalações de Tratamento do ano letivo 2013-2014 (IST)*.
- Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse, 4thEd*. Seattle: McGraw Hill.
- Mitchell Instrument Company Inc.®. (2014). Obtido em setembro de 2015, de <http://www.mitchellinstrument.com/>
- Morais, F. M. (2013). Estudo de um novo processo de tratamento de águas residuais urbanas visando a minimização das dificuldades operacionais do processo de lamas ativadas e sua aplicabilidade em países carenciados de energia e tecnologia .
- PETRO Industry News. (2015). Obtido de <http://www.petro-online.com/>
- Ragsdale, F. (s.d.). *Wastewater System Operator's Manual*. Ragsdale and Associates Training Specialists, LLC.
- Singh, J. (2012). *Effluent Treatment Plant: Design, Operation and Analysis of Waste Water*.
- Spellman, F. (2014). *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations (3rd Edition)*. Taylor & Francis.
- The European Environment Agency. (1998). *Sistemas de Águas Residuais Urbanas - Um Guia para não Especialista*. Copenhagen.
- WEF. (2009). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plant (Vol. 2: Liquid Treatment Processes)*. WEF Press.
- XCEL Equipamentos. (s.d.). Obtido em junho de 2015, de <http://www.xcelequipamentos.com.br/>

## Anexos

Anexo I – Parâmetros e gamas de medição dos testes em cubete da LANGE (Hach, 2015).

PARÂMETRO	GAMAS DE MEDIÇÃO	PARÂMETRO	GAMAS DE MEDIÇÃO
Álcool	0,01 – 0,12 g/l	Banhos de níquel (ácidos)	5 – 120 g/l
Alumínio	0,02 – 0,5 mg/l	Nitrato	0,23 – 35 mg/l NO <sub>3</sub> -N 1 – 155 mg/l NO <sub>3</sub>
Amônio	0,015 – 130 mg/l NH <sub>4</sub> -N	Nitrito	0,015 – 6 mg/l NO <sub>2</sub> -N 0,05 – 20 mg/l NO <sub>2</sub>
AOX	0,005 – 3 mg/l	Ácidos orgânicos	50 – 2.500 mg/l ácido acético
Unidades de amargor	≥ 2 BA	Fenol	0,05 – 200 mg/l
Chumbo	0,1 – 2 mg/l	Fósforo (orto)	1,6 – 30 mg/l PO <sub>4</sub> -P 5 – 90 mg/l PO <sub>4</sub>
Boro	0,05 – 2,5 mg/l	Fósforo (orto + total)	0,05 – 20 mg/l PO <sub>4</sub> -P 0,15 – 60 mg/l PO <sub>4</sub>
CBO <sub>5</sub>	0,5 – 1.650 mg/l	Capacidade ácida KS 4.3	0,5 – 8,0 mmol/l
Cádmio	0,02 – 0,3 mg/l	Actividade de lamas	-
Carbonato, CO <sub>2</sub>	55 – 550 mg/l CO <sub>2</sub>	Prata	0,04 – 2.500 mg/l
Cloro/Ozono	0,05 – 2 mg/l Cl <sub>2</sub> /O <sub>3</sub>	Amido	2 – 150 mg/l
Cloreto	1 – 1.000 mg/l	Azoto (total)	1 – 100 mg/l TN
Crômio (III + VI)	0,03 – 1 mg/l	Sulfato	40 – 900 mg/l
CQO	5 – 60.000 mg/l	Surfactantes (catiônicos ou aniônicos)	0,2 – 2 mg/l
Cianeto	0,01 – 0,6 mg/l	Surfactantes (não iônicos)	0,2 – 20.000 mg/l
Ferro, Ferro (II/III)	0,2 – 6 mg/l	TOC	2 – 3.000 mg/l
Fluoreto	0,1 – 1,5 mg/l	Dicetonas vicinais	0,015 – 0,5 mg/kg diacetyl
Formaldeído	0,5 – 10 mg/l	Zinco	0,2 – 6 mg/l
Dureza, Dureza (residual) (Ca + Mg)	0,1 – 100 mg/l Ca 0,15 – 50 mg/l Mg	Estanho	0,1 – 2 mg/l
Potássio	8 – 50 mg/l		
Cobre	0,1 – 8 mg/l		
Banhos de cobre (ácidos)	2 – 100 g/l Cu		
Magnésio	0,5 – 50 mg/l		
Molibdênio	3 – 300 mg/l		
Níquel	0,1 – 6 mg/l		