

Luís Carlos Pereira Cristóvão

**OTIMIZAÇÃO DO AREJAMENTO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS**

**CASO DE ESTUDO – ETAR DE FERREIRAS, ALBUFEIRA**



UNIVERSIDADE DO ALGARVE

Instituto Superior de Engenharia

2017

Luís Carlos Pereira Cristóvão

**OTIMIZAÇÃO DO AREJAMENTO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS**

**CASO DE ESTUDO – ETAR DE FERREIRAS, ALBUFEIRA**

MESTRADO EM CICLO URBANO DA ÁGUA

Trabalho efetuado sob a orientação de:

Professora Doutora Manuela Moreira da Silva – UAlg

Doutor António Manuel Pedro Martins – Águas do Algarve S.A.



UNIVERSIDADE DO ALGARVE

Instituto Superior de Engenharia

2017

# **OTIMIZAÇÃO DO AREJAMENTO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS**

## **CASO DE ESTUDO – ETAR DE FERREIRAS, ALBUFEIRA**

### **Declaração de autoria de trabalho**

“Declaro ser o autor deste trabalho, que é original e inédito. Autores e trabalhos consultados estão devidamente citados no texto e constam da listagem de referências incluída.”

---

(Luís Carlos Pereira Cristóvão)

Copyright © Luís Carlos Pereira Cristóvão

“A Universidade do Algarve reserva para si o direito, em conformidade com o disposto no Código do Direito de Autor e dos Direitos Conexos, de arquivar, reproduzir e publicar a obra, independentemente do meio utilizado, bem como de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição para fins meramente educacionais ou de investigação e não comerciais, conquanto seja dado o devido crédito ao autor e editor respetivos.”

## Agradecimentos

Quero agradecer em primeiro lugar aos meus orientadores, Professora Doutora Manuela Moreira da Silva e Doutor António Manuel Pedro Martins, por todo o apoio, tempo, ajuda e tudo o que me ensinaram.

À Eng.<sup>a</sup> Noémia Bento, pelo convite para frequentar este Mestrado em Ciclo Urbano da Água, e pela ajuda e incentivo neste longo percurso.

Ao Eng.º Filipe Veríssimo pelo apoio na parte informática e pela disponibilidade, de tempo e dados utilizados.

Ao Doutor Eduardo Esteves a ajuda no tratamento estatística.

Ao Doutor Jaime Aníbal pela disponibilidade e dicas de última hora.

Ao Eng.º Manuel Pinto da empresa Hach pelos esclarecimentos e disponibilidade com o sistema de RTC N/DN.

## Abreviaturas e símbolos

AdA	Águas do Algarve S.A.
CO <sub>2</sub>	Dióxido de Carbono
CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio
CQO	Carência Química de Oxigénio
CF	Coliformes Fecais
EEAR	Estação Elevatória de Águas Residuais
EPA	Environmental Protection Agency
ERSAR	Entidade Reguladora dos Serviços de Água e Resíduos
ETAR	Estação de Tratamento de Água Residual
EU	União Europeia
A/M	Razão Alimento/Microrganismos
IRAR	Instituto Regulador de Águas e Resíduos
AN-ISE	Ammonium Nitrate Ion-Selective Electrodes
H <sub>2</sub> O	Molécula de Água
hab.eq.	Habitante Equivalente
IVL	Índice Volumétrico de Lamas (mg/L)
LDO	Luminescent Dissolved Oxygen
N <sub>T</sub>	Azoto Total
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Azoto Amoniacal
N <sub>2</sub>	Azoto Atmosférico
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Ião Nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ião Nitrato
N <sub>2</sub> O	Óxido Nitroso
NMP	Número Mais Provável
O <sub>2</sub>	Oxigénio Molecular
ONU	Organização das Nações Unidas
PEAASAR	Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais
P <sub>T</sub>	Fósforo Total
RTC N/DN	Real Time Control Nitrification/Denitrification
SSLM	Sólidos Suspensos no Licor Misto
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
UV	Ultravioleta
VLE	Valores Limite de Emissão

## Resumo

O tratamento de águas residuais é de extrema importância para a qualidade de vida das populações. O método mais utilizado para tratar os efluentes, quer sejam domésticos ou industriais é, através do tratamento biológico. Existem vários métodos e tipos de tratamento biológico. Um dos mais utilizados é o tratamento por lamas ativadas o que implica a adição de ar ou oxigénio num reator biológico onde uma variada gama de microrganismos especialmente bactérias degradam os poluentes das águas residuais. Esta fase do tratamento é muito exigente em termos energéticos. O objetivo deste trabalho é otimizar o arejamento reduzindo consumos energéticos, numa estação de tratamento de águas residuais em Ferreiras, concelho de Albufeira sem superar os limites de emissão considerados na Licença de Descarga da instalação. Para otimizar o tempo de arejamento utilizou-se um sistema de controlo em tempo real que comanda o arranque dos arejadores através da concentração de azoto amoniacal e, o tempo de paragem através da concentração de nitratos medido em tempo real. A recolha de resultados decorreu entre dezembro de 2015 e abril de 2016. Os parâmetros processuais foram acompanhados e os dispêndios de energia estimados para a fase de arejamento. Foi possível verificar que os tempos de arejamento acompanharam as concentrações da amónia no reator biológico seguindo um perfil diário. Os consumos energéticos com a fase de arejamento foram reduzidos, contudo, a qualidade do licor misto parece ter diminuído traduzindo-se na redução da sua capacidade de decantação, o que compromete a qualidade do efluente descarregado quando a carga hidráulica é elevada.

**Palavras chave:** Tratamento águas residuais, arejamento, consumos energéticos, requisitos legais.

## Abstract

The wastewater treatment is of most importance to the life quality of the population. The most widely used method for treating effluents, whether domestic or industrial is, through biological treatment. There are various methods and types of biological treatment. The most used is the activated sludge process which involves the addition of air or oxygen in a bioreactor where a wide range of micro-organisms, especially bacteria, degrade wastewater pollutants. This phase of treatment is very demanding in terms of energy requirement. The objective of this work is to optimize the aeration, reducing energy consumption, in a wastewater treatment plant in Ferreiras, Albufeira municipality, without exceeding the emission limits considered in the discharge license of the installation. To optimize aeration time, it used a real-time control system that starts aerators through the ammoniacal nitrogen concentration and stop time over the nitrate concentration. The data collection took place between December 2015 and April 2016. The process parameters were followed and the energy expenditure for the aeration phase estimated. It was possible to verify that the aeration times followed the concentrations of ammonia in the bioreactor following a daily profile. The energy consumption in the aeration phase were reduced, however, the quality of the mixed liquor appears to have decreased, reducing its separating ability, which compromises the quality of the effluent discharged when the hydraulic load is high.

Keywords: wastewater treatment, aeration, energy consumption, legal requirements.

## Índice

1.	Introdução.....	1
1.1	Enquadramento do trabalho.....	1
1.2	Estado da arte.....	2
1.2.1	Desenvolvimento do saneamento básico.....	2
1.2.2	Panorama atual .....	16
1.2.3	Situação atual do tratamento de águas residuais no Algarve.....	21
1.2.4	Caracterização da ETAR de Ferreira.....	23
1.3	Objetivos da Tese .....	27
2.	Metodologia.....	28
2.1	Parâmetros medidos in situ em tempo real.....	28
2.2	Caracterização do efluente bruto .....	29
2.3	Caracterização do efluente tratado.....	29
2.4	Parâmetros quantificados em laboratório. ....	30
2.5	Indicadores de controlo processual.....	30
2.6	Consumos energéticos .....	31
2.7	Encargos financeiros associados ao arejamento .....	31
2.8	Emissões de carbono associadas.....	32
2.9	Tratamento estatístico .....	32
3.	Análise e discussão dos resultados .....	33
3.1	Parâmetros medidos in situ em tempo real.....	33
3.1.1	Temperatura.....	33
3.1.4	Amónia e tempos de arejamento .....	34
3.1.5	Nitratos .....	36
3.1.3	Oxigénio Dissolvido (OD) .....	37
3.2	Caracterização do efluente bruto .....	39
3.2.1	Caudal.....	39

3.3 Caracterização do efluente tratado .....	41
3.4 Parâmetros quantificados em laboratório .....	42
3.4.1 Parâmetros analíticos no afluente bruto.....	42
3.4.2 Parâmetros analíticos no afluente tratado.....	44
3.4.3 Parâmetros analíticos no reator biológico .....	46
3.4.4 Parâmetros analíticos nas lamas em excesso.....	47
3.5 Indicadores de controlo processual.....	47
3.6 Consumos energéticos .....	50
3.7 Encargos financeiros associados ao arejamento .....	51
3.8 Emissões de carbono associadas.....	53
4. Considerações finais .....	54
Bibliografia.....	57

## Índice de Figuras

Figura 1.1- Modelo simples de tratamento de águas residuais por processo de lamas ativadas. ....	6
Figura 1.2 - Sistema Multimunicipal de Saneamento do Algarve.....	23
Figura 1.3- ETAR de Ferreira. ....	25
Figura 1.4- Diagrama linear da ETAR de Ferreira. ....	25
Figura 1.5- Reator biológico da ETAR de Ferreira. ....	26
Figura 2.1- Sistema de controlo com autómato e <i>display</i> . ....	28
Figura 2.2- Analisador de rede elétrica utilizado. ....	31
Figura 2.3- Analisador de rede instalado no quadro elétrico da ETAR de Ferreira. ....	31
Figura 3.1-Varição da temperatura durante as 24 horas do dia ao longo do período experimental. ....	33
Figura 3.2- Variação média da amónia e do tempo de funcionamento durante as 24 horas do dia no período analisado. ....	34
Figura 3.3- Variação média horária da concentração de nitratos nos meses analisados. ....	36
Figura 3.4- Variação média do OD nas 24 horas do dia.....	37
Figura 3.5- Perfil da evolução do caudal médio nas diferentes horas do dia durante o período experimental. ....	40
Figura 3.6- Resultados de contro analítico dos parâmetros CBO <sub>5</sub> , CQO e Coliformes fecais nos efluentes bruto e tratado.....	45
Figura 3.7- Concentração de SST no licor misto do reator biológico durante o período experimental. ....	46
Figura 3.8- Concentração de sólidos totais nas lamas em excesso.....	47

## Índice de Tabelas

Tabela 1.1 Cargas e parâmetros para os diferentes processos de lamas ativadas.....	10
Tabela 1.2- Características do efluente à ETAR de Ferreiras e Valores Limite de Emissão definidos na Licença de Descarga. ....	24
Tabela 2.1 Valores Alvo e respetivos tempos máximos e mínimos de arejamento e de paragem de arejamento. ....	29
Tabela 2.2- Métodos analíticos usados no laboratório. ....	30
Tabela 3.1 Caudais mensais afluentes à ETAR de Ferreiras e capacidade hidráulica utilizada. ....	39
Tabela 3.2- Resultados de transmitância .....	41
Tabela 3.3- Valores de projeto e resultados do controlo analítico no efluente bruto na ETAR de Ferreiras.....	42
Tabela 3.4- Valores de carga mássica em CBO <sub>5</sub> e capacidade de tratamento utilizada. ....	43
Tabela 3.5- Resultados analíticos no afluente tratado. ....	44
Tabela 3.6 Principais indicadores de processo. ....	48
Tabela 3.7 Consumos energéticos e índices de desempenho. ....	50
Tabela 3.8 Tempo de arejamento, consumo energético estimado e custos associados. .	52
Tabela 3.9 Quantidades de CO <sub>2</sub> libertada pelo consumo energético.....	53

# 1. Introdução

## 1.1 Enquadramento do trabalho

Nas sociedades atuais a gestão sustentável da água associada à proteção ambiental e à saúde pública, é uma preocupação permanente. O tratamento das águas residuais sofreu uma grande evolução desde meados do século XX, e isso levou a melhorias significativas na qualidade de vida das populações, sobretudo nos países mais desenvolvidos (Hernández-Sancho *et al.*, 2010).

As Estações de Tratamento de Água Residuais (ETAR) atualmente a funcionar em Portugal são caracterizadas pela grande influência da pluviosidade, no Algarve em particular as ETAR sofrem também com os efeitos da sazonalidade que se verifica nesta região turística. As variações nos caudais afluentes é um fator que condiciona o desempenho e pode baixar as eficiências energéticas do processo de tratamento.

Grande parte de energia consumida nas ETAR é utilizada no processo de arejamento, fundamental às diversas fases de degradação da matéria orgânica. A entidade gestora das águas residuais no Algarve, Águas do Algarve (AdA) é uma Sociedade Anónima de direito privado e capitais maioritariamente públicos que, tem por missão conceber, construir, explorar e gerir Sistemas de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais, num quadro de sustentabilidade económica, financeira, técnica, social e ambiental. É, portanto, natural a procura na otimização de recursos, em particular nos dispêndios energéticos que têm impacto negativo, tanto a nível económico como a nível ambiental.

## 1.2 Estado da arte

### 1.2.1 Desenvolvimento do saneamento básico

O ser humano habita a Terra há cerca de 200 000 anos, inicialmente as comunidades nómadas sobreviviam com base na caça e recolha de alimentos. O desenvolvimento da agricultura e pecuária permitiu ao ser humano tornar-se gregário e estabelecer-se em determinadas regiões. Com a fixação das populações iniciaram-se os impactes ecológicos e ambientais propícios à proliferação de determinado tipo de doenças.

As preocupações com o saneamento básico parecem ser bastante antigas. O império mesopotâmico tem os primeiros registos históricos de preocupações com os problemas sanitários. Contudo muitos séculos passaram e epidemias dizimaram populações até que o tratamento de efluentes fosse comum (Lofrano & Brown, 2010).

Durante séculos o tratamento de águas residuais foi negligenciado. Na maioria das culturas, as águas residuais foram despejadas nas ruas junto à população, criando graves problemas de saúde pública e degradação ambiental, facto suportado pelas inúmeras epidemias que ocorreram na Europa até ao século XIX (Lofrano & Brown, 2010). Os autores dividiram a evolução do saneamento em 5 períodos históricos, a era inicial com os primeiros sistemas de saneamento, a época romana com o aperfeiçoamento do saneamento, a fase negra do saneamento durante a idade média, a era industrial com a consciencialização da importância do tratamento das águas residuais e, a época das normas ambientais rigorosas que os autores dizem manter-se até aos nossos dias.

#### *Desenvolvimento das técnicas de tratamento das águas residuais*

Depois de uma primeira fase em que a principal preocupação parecia ser, afastar as águas residuais das populações, cientistas e engenheiros da Europa e Estados Unidos da América, começaram nos finais do sec. XIX a desenvolver métodos de tratamento dos poluentes antes de descarregar a água residual nas linhas de água próximas (Wolfe, 2000). Cooper (2001) refere que o desenvolvimento dos sistemas de tratamento terá passado inicialmente por uma decantação primária usando ‘buracos’ em terreno agrícola para a deposição dos materiais mais densos. O aumento populacional e a falta de terreno disponível levaram à utilização de filtros biológicos. Em 1882 Warington, in Cooper (2001) terá sugerido depois das suas experiências usando leitos de cascalho poroso, que

‘as águas residuais contêm organismos para a sua própria destruição, e estas podem ser cultivadas para tornar o seu uso mais eficiente’.

Os primeiros sistemas de tratamento de águas residuais, foram os leitos percoladores mas o verdadeiro protagonista no desenvolvimento do tratamento de águas residuais foi o processo por lamas ativadas (Feo *et al.*, 2014).

Atualmente o tratamento de águas residuais é normalmente um processo complexo onde, os métodos de tratamento em que predomina a aplicação de forças físicas são conhecidos como operações unitárias, por outro lado, os métodos de tratamento onde a remoção dos contaminantes são conseguidos por reações químicas ou biológicas são conhecidos como processos unitários. As operações e os processos unitários são agrupados para fornecer vários níveis de tratamento (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

#### *Importância política do tratamento das águas residuais*

A nível político o *clean water act* publicado nos Estados Unidos da América em 1972, parece ter sido o primeiro avanço no sentido de regular as descargas de águas residuais. Na Europa, a diretiva quadro da água é o principal instrumento da Política da União Europeia relativa à água, estabelecendo um quadro de ação comunitária para a proteção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas. É de extrema importância na preservação do estado ecológico das massas de água (Hering *et al.*, 2010). Desde 1991 que as políticas defensoras dos valores ecológicos têm vindo a ser extremamente consideradas, através por exemplo da diretiva Europeia 91/271/CEE que incentivava os países membros a construir infraestruturas de recolha e tratamento de águas residuais urbanas. É assim dada extrema importância ao tratamento das águas residuais antes de serem devolvidas ao meio ambiente. As características do meio recetor são consideradas e a qualidade da água descarregada deve ser sujeita a vários níveis de tratamento mais ou menos complexos tendo em consideração a sensibilidade do ecossistema.

A mesma diretiva legislava sobre a necessidade dos estados membros deverem, nos aglomerados populacionais com mais de 15000 habitantes, terem os seus efluentes tratados por ETAR com um mínimo de tratamento equivalente ao secundário até 01-01-2006 (Gallego *et al.*, 2008). Os principais objetivos da diretiva parecem ter surtido efeito pois muitos investimentos foram efetuados e de uma forma geral as massas de água não

têm piorado o seu estado, pelo contrário tem havido inclusive a recuperação de algumas zonas.

### *Tratamento de Águas Residuais*

O Ciclo Urbano da Água é constituído por captação, tratamento e distribuição, consumo, recolha, tratamento e devolução à natureza. A água residual é tipicamente recolhida no sistema coletor nas zonas urbanas e encaminhada para as estações de tratamento de águas residuais. O seu tratamento nestas instalações passa por um processo que pode ser dividido em várias fases: tratamento preliminar e primário que envolve gradagem e sedimentação, removendo sólidos grosseiros e reduzindo a carga biológica medida vulgarmente como ‘Carência Bioquímica de Oxigénio’ (CBO). Tratamento secundário que usa processos biológicos para decompor a matéria orgânica dissolvida, e tratamento terciário (ou avançado) que inclui qualquer tratamento adicional para além dos anteriores (Malik *et al.*, 2015).

### *Tratamento biológico de efluentes*

O tratamento biológico é uma parte integrante da maioria das ETAR. A vantagem económica, tanto em termos de investimento inicial como de custos de operação do tratamento biológico, faz com que estes tenham cimentado a sua implementação como parte do processo de qualquer ETAR. O tratamento biológico pode ser aeróbio ou anaeróbio, o que está ligado ao tipo de microrganismos que estão envolvidos na degradação da matéria orgânica e às condições de operação do reator biológico. Os processos aeróbios dão-se na presença de oxigénio e os anaeróbios na ausência de oxigénio (Mittal, 2011).

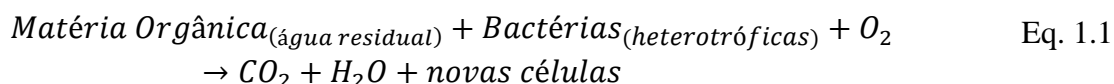
Os tratamentos biológicos aeróbios consistem na aplicação de processos naturais controlados, onde uma grande variedade de microrganismos contidos num volume relativamente pequeno, consomem a matéria orgânica solúvel e coloidal proveniente da água residual, num curto espaço de tempo. Os tratamentos biológicos podem ser divididos em dois tipos: Biomassa em suspensão, como o tratamento por lamas ativadas, ou processos onde a biomassa está fixa, geralmente a material plástico ou pedra, como é exemplo o tratamento por leitos percoladores (Westerling, 2014).

## *Tratamento biológico por lamas ativadas*

Atualmente, o tratamento de águas residuais é feito essencialmente por processos aeróbios em suspensão, nomeadamente com métodos convencionais por lamas ativadas (Pretel *et al.*, 2016). O processo de tratamento por lamas ativadas foi inicialmente introduzido em Manchester no ano de 1914 (Hreiz *et al.*, 2015). As lamas ativadas têm na sua composição, uma alargada gama de organismos ou colónias com tamanhos variáveis desde bactérias individuais com dimensões de 0,5 µm a 5 µm a grandes aglomerados (flocos) que podem atingir 1mm. Os flocos são constituídos por componentes biológicos e não biológicos, em que predominam as bactérias heterotróficas, são ainda componentes biológicos outras bactérias, fungos, protozoários e metazoários. Este processo de tratamento consiste sempre em duas etapas, a conversão de poluentes de origem biológica num reator e a separação de sólidos num clarificador gravítico (Jenkins *et al.*, 2004).

A água residual entra num reator biológico onde já existe ‘flocos’ e que são colocados em contacto com os compostos orgânicos da água residual. Oxigénio é adicionado no tanque para fornecer O<sub>2</sub> aos microrganismos e também com a finalidade de manter as lamas ativada em suspensão (Lin, 2007).

De forma simples a reação envolvida para a degradação da matéria orgânica mostrada na Equação 1.1 pode ser dada por:



A quantidade de Oxigénio Dissolvido (OD) necessário para a remoção da carga poluente está descrita na Equação 1.2 apresentada de seguida:

$$O_{2(\text{usado})} = CBO_{(\text{removido})} - CBO_{(\text{lamas em excesso})} \quad \text{Eq. 1.2}$$

Existe alguma divergência na bibliografia em relação à quantidade de oxigénio necessário, segundo a Environmental Protection Agency (EPA) (1997) os valores de OD no reator biológico deve ser mantida entre 1 e 2 mg/L. Water Environment Federation (WEF) (2007) refere por outro lado que, normalmente as necessidades de oxigénio estão asseguradas quando a concentração é superior a 2 mg/L, afirmando que, contudo, já

foram verificados desenvolvimentos excessivos de bactérias tipo filamentosas associadas a baixos níveis de OD, em sistemas de oxigênio puro com concentrações de 12 mg/L. No desenho de ETAR o dimensionamento dos órgãos para o tratamento biológico deve ser estimado de acordo com o caudal e a composição das águas residuais afluentes à instalação. A eficiência do tratamento pode ser muito comprometida se a instalação estiver sobre ou subdimensionada. Dependendo da temperatura, e do tempo de retenção dos sólidos no reator a diminuição para níveis aceitáveis de CBO pode demorar de 3 a 5 dias (Tilley *et al.*, 2014).

Na Figura 1.1 é ilustrado o modelo base de tratamento por lamas ativadas composta por um reator biológico e um decantador. Estão ainda representados o caudal afluente ao reator biológico e caudal efluente descarregado na superfície do decantador. As lamas sedimentadas no decantador, que são recirculadas para o reator biológico com a finalidade de manter a concentração de microrganismo apropriada ao tratamento. As lamas em excesso, produzidas no processo de tratamento devido ao crescimento biológico, e sólidos parcialmente degradados que têm que ser removidas do sistema.

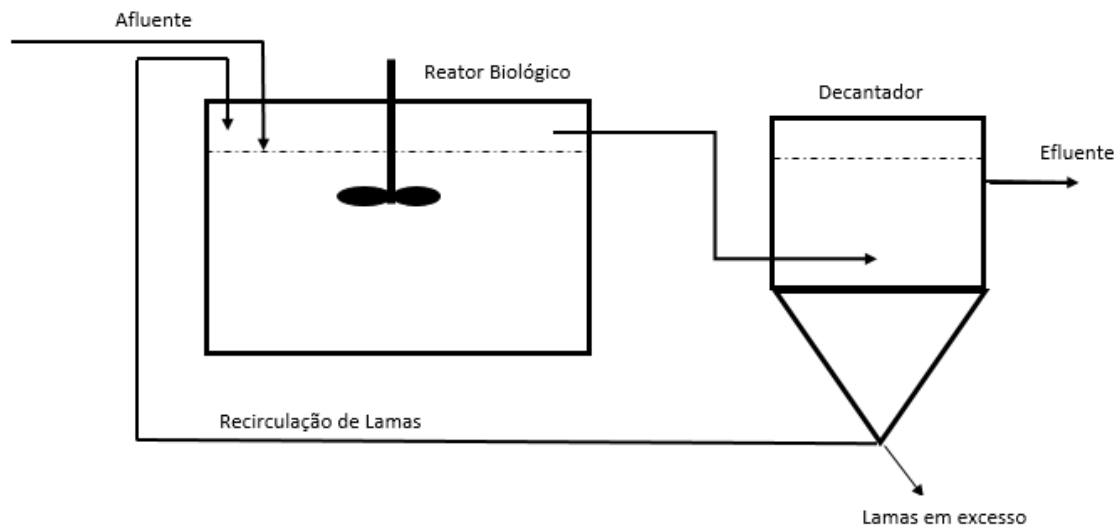


Figura 1.1- Modelo simples de tratamento de águas residuais por processo de lamas ativadas.

Lin (2007) refere que o tratamento por lamas ativadas é influenciado por vários fatores, como por exemplo a carga orgânica afluente ao reator biológico, a concentração de microrganismos no reator dado como 'Sólidos Suspensos no Licor Misto' (SSLM). As lamas ativadas no reator biológico são vulgarmente chamada de "Licor Misto", estes dois

parâmetros dão-nos a relação Alimento/ Microrganismos (A/M), são ainda importantes a idade das lamas, os períodos de arejamento e quantidade de oxigénio fornecida no reator biológico.

### Sólidos Suspensos no Licor Misto (SSLM)

A concentração de microrganismos no licor misto do reator biológico é de extrema importância, pois são estes que vão degradar a matéria orgânica. A concentração habitual para sistemas de lamas ativadas pode ser observada de seguida na Tabela 1.1. Um dos métodos de controlo do processo, pode passar por manter a sua concentração constante depois de monitorizar o desempenho do tratamento a várias concentrações. Esta técnica costuma produzir efluentes de boa qualidade desde que as características do afluente se mantenham relativamente inalteradas (DEP, 2009).

A quantidade de CBO<sub>5</sub> afluente e a concentração de SSLM no reator, dão-nos a relação A/M. Os valores típicos de A/M para os diferentes tipos de tratamento por lamas ativadas estão representados de seguida na Tabela 1.1.

### Idade das lamas

Este parâmetro é muito importante para o cálculo da lama em excesso, necessária a ser extraída do sistema, e com isso a determinação do tempo de permanência da lama no sistema.

O cálculo da idade das lamas é determinado pela fórmula da Equação 1.3 seguinte:

$$Idade\ das\ lamas\ (d) = \frac{SSVLM * Volume\ Reator\ Biológico}{Volume\ Lamas\ Extraídas\ do\ Sistema * ST} \quad Eq. 1.3$$

SSVLM- Sólidos suspensos voláteis no licor misto

ST- sólidos totais

## Taxa de Recirculação

A recirculação de lamas é o líquido bombeado do fundo do decantador, de volta para o reator biológico. Sem recirculação os sólidos iriam acumular no decantador e acabar por sair pela superfície do descarregador. O objetivo de controlar a taxa de recirculação é otimizar a distribuição dos sólidos entre o tanque de arejamento e o decantador, e melhorar tanto a função de clarificação do efluente como de espessamento das lamas (DEP, 2009).

A recirculação de lamas também é importante para o cálculo da carga hidráulica aplicada ao decantador ou tempos de retenção do caudal no reator biológico. A taxa de recirculação mostrada na Equação 1.4 é dada pelo quociente entre o caudal de lamas recirculadas e o caudal afluente (WEF, 2007).

$$\text{Taxa de recirculação} = \frac{\text{Caudal Recirculado}}{\text{Caudal Afluente}} \quad \text{Eq.1.4}$$

## Índice Volumétrico de Lamas (IVL)

Inserido por Mohlman em 1934, o teste do índice volumétrico de lamas (IVL) indica-nos a capacidade de decantação da lama no licor misto, simulando o seu desempenho no decantador secundário. Este teste utiliza o licor misto do tanque de arejamento que é colocado numa proveta de 1L depois de 30 minutos a fração sedimentada em ml/L é relacionada com a sua concentração em SST. A sua formula é dada pela Equação 1.5:

$$\text{Índice Volumétrico de Lamas} = \frac{V_{30} \left( \frac{\text{ml}}{\text{L}} \right)}{SSL_{M} \left( \frac{\text{g}}{\text{ml}} \right)} \quad \text{Eq. 1.5}$$

O IVL está relacionado com o tipo de biomassa presente no reator biológico, neste tipo de tratamento, é necessário compreender a importância da comunidade de microrganismos do sistema, sendo as bactérias os mais importantes, uma vez que são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica do afluente. Normalmente, as bactérias existentes neste sistema de lamas ativadas, pertencem aos géneros *Pseudomonas*, *Zoogloea*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Bdellovibrio*,

*Mycobacterium*, bactérias nitrificantes como *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, podendo ainda existir bactérias filamentosas de várias espécies. Além dos decompositores, outros microrganismos aparecem nas lamas ativadas, alimentando-se das bactérias dispersas no licor misto. Dentro destes últimos, realçam-se os protozoários e os pequenos metazoários, bem como os rotíferos, os nemátodos e os gastrotríquios (Martins *et al.*, 2002).

O crescimento excessivo de espécies de bactérias filamentosas, (geralmente *Nocardia* e *M. parvicela*) reduz a capacidade de sedimentação e compactação do licor misto pela produção de um floco com uma estrutura difusa ou crescendo em abundância na zona exterior do floco e fazendo ligações entre este.

#### *Variações ao modelo original*

Existem várias possibilidades de sequencias alternativas ao modelo de tratamento biológico inicial. As principais variáveis do processo de lama ativada são o regime de mistura e a taxa de carga ou tipo de arejamento.

Geralmente, são dois os tipos de regimes de mistura com grande interesse no processo de lama ativada:

Tipo pistão, que é caracterizado por um fluxo ordenado de licor misto através do tanque de arejamento, sem ultrapassagem ou mistura de licor misto com qualquer outro elemento. Pode haver mistura lateral de licor misto, mas não deve haver mistura ao longo do percurso de fluxo;

Mistura completa, o conteúdo do tanque de arejamento é bem agitado e uniforme. Assim, no estado estacionário, o efluente descarregado do tanque de arejamento tem a mesma composição que o licor misto no início do reator biológico.

O tipo de regime de mistura é muito importante, pois afeta (1) os requisitos de transferência de oxigênio no tanque de arejamento, (2) a suscetibilidade da biomassa às cargas afluentes, (3) as condições ambientais no tanque de arejamento e (4) as cinéticas responsáveis pelo processo de tratamento (IWA, 2017).

Outras variações ao processo original são a taxa de carga ou tipo de arejamento, que pode apresentar três grandes categorias: Carga convencional; alta carga e baixa carga (EPA, 1997).

A Tabela 1.1 mostrada de seguida, apresenta os valores médios de funcionamento dos diferentes tipos de processo por lamas ativadas para os principais parâmetros.

Tabela 1.1 Cargas e parâmetros para os diferentes processos de lamas ativadas.

Processo	Baixa carga	Média carga	Alta carga
Parâmetro			
A/M	0,05-0,15	0,2-0,5	1,0-2,5
Carga CBO (Kg CBO/ m <sup>3</sup> .d)	0,25-0,3	0,5-1,5	1,6-16
Tempo de retenção hidráulico (horas)	20-30	5-14	2,5-3,5
Idade das lamas (dias)	20-30	3-10	0,5-10
SSML do reator (mg/L)	2000-6000	2000-3000	5000-8000
Eficiência de remoção CBO (%)	90-95	90-95	60-70

Os métodos para a adição de oxigénio também são muito variados podendo por exemplo ser efetuado através de injeção de ar através de difusores na base do reator. A oferta deste tipo de equipamento é muito variada, os difusores podem ser porosos ou não porosos, o que vai definir o tipo de bolha a produzir e influenciar a taxa de transferência do oxigénio para o líquido. Existe também o arejamento mecânico em que a turbina pode ser superficial ou estar submersa. Nos arejadores superficiais, dentro das variadas opções, salientam-se dois tipos, os de eixo vertical constituídos por um motor elétrico, uma caixa redutora e uma turbina, e os arejadores com rotores horizontais (WEF, 2007).

#### *Decantação secundária*

Outro órgão de grande importância no processo de tratamento biológico por lamas ativadas e como referido anteriormente parte integrante deste tipo de tratamento, é o decantador secundário. A principal função dos decantadores secundários é separação sólidos/líquido que resulta da remoção dos flocos biológicos do líquido em curso. Os decantadores podem ser circulares ou retangulares, cada configuração tem vantagens e desvantagens e o projetista deve optar por cada um deles de acordo com as limitações

existentes. Diversos fatores afetam a decantação, como por exemplo a temperatura, o volume de caudal, e os sólidos afluentes, a área superficial, o tipo de entrada do afluente, os descarregadores, o tipo de estrutura para a recolha da lama, o IVL ou a taxa de nitrificação entre outros. A eficiência dos decantadores secundários está muito relacionada com a qualidade da lama proveniente do reator biológico. (WEF 2005).

WEF (2007) refere que as taxas de descarga máximas usadas normalmente em projeto situam-se entre os  $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$  e os  $2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ .

### *Remoção de nutrientes*

Para além da remoção de carbono e agentes patogénicos, a remoção de nutrientes como por exemplo o azoto, é fundamental. O azoto tende a provocar problemas de eutrofização quando descarregado nas linhas de água. A sua ação benéfica em aplicações agrícolas é exatamente o que faz com que grandes quantidades em ambientes naturais sejam indesejáveis. Elevadas concentrações de azoto em ambientes aquáticos causam a proliferação de cianobactérias e algas. Estes ‘blooms’ são responsáveis por problemas como a libertação de odores desagradáveis e o aumento na turbidez da água, conduzem à perda de oxigénio dissolvido durante a noite e durante a sua biodegradação, o que pode diminuir significativamente a qualidade da água e dos serviços ecossistémicos (Wood *et al.*, 2015). Por outro lado, a nitrificação dos compostos de amónia, consome de forma direta o oxigénio existente na água. Como tal, é fulcral no tratamento de águas residuais a remoção de nutrientes, especialmente azoto, para limites aceitáveis antes da descarga dos efluentes.

Tchobanoglous *et al.*, (2003) consideram a remoção de nutrientes como um processo convencional, dada a vulgaridade que este sistema de tratamento adquiriu nas ETAR a nível global.

De forma simples a remoção biológica de azoto pode ser efetuada por um processo de dois passos envolvendo a nitrificação e desnitrificação. Este processo consiste na oxidação aeróbia da amónia a nitrato e a redução de nitrato a azoto gasoso ( $\text{N}_2$ ) (Ding *et al.*, 2013). A nitrificação implica a oxidação da amónia a nitrato por bactérias quimiolitotróficas e é efetuado em duas fases sequenciais, oxidação da amónia a nitrito e oxidação dos nitritos a nitratos. Cada fase é protagonizada por diferentes géneros de bactérias que usam a amónia e o nitrato como fonte de energia, e o oxigénio molecular

como recetor de eletrões, como fonte de carbono é usado o dióxido de carbono (Ahn, 2006).

A transformação da amónia em nitratos (Nitrificação) envolve principalmente a presença de duas espécies de bactérias (Nitrosomonas e Nitrobacter). A Equação 1.6 e Equação 1.7 apresentam as reações químicas envolvidas.



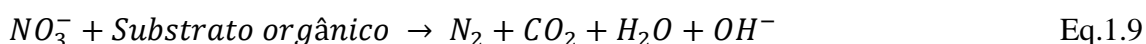
A reação química simplificada pode é descrita na Equação 1.8:



Na desnitrificação, a ausência de oxigénio molecular ( $O_2$ ) é muito importante para que as bactérias desnitrificantes utilizem o oxigénio presente nos nitratos e nitritos.

Esta reação é efetuada por uma grande variedade de microrganismos que obtêm a energia a partir da fonte de carbono e utilizam o oxigénio existente nestes dois compostos azotados.

A formula da reação está representada de seguida na Equação 1.9:



Alguns dos fatores que influenciam a velocidade da reação são, a temperatura, alcalinidade e oxigénio dissolvido.

O processo mais utilizado para a remoção de azoto é o pré anóxico. Modificado por Ludzack-Ettinger, este método baseia-se na recirculação do nitrato formado no tanque de aeróbio para um tanque anóxico. (Davis, 2002)

Para além do azoto, o fósforo também é muito importante na sanidade dos ambientes aquáticos, as limitações mais restritivas nos regulamentos para descarga de azoto e fósforo nos efluentes de ETAR deram origem ao desenvolvimento de tecnologias inovadoras de remoção destes nutrientes (Bozkurt *et al.*, 2016). Na década de 70, foram desenvolvidos processos aeróbicos/anaeróbicos combinados para promover a remoção

biológica de fósforo, estes processos baseiam-se em passar sucessivamente as lamas responsáveis pelo tratamento dos efluentes entre as condições aeróbias e anaeróbias (Zhou *et al.*, 2015).

A remoção biológica de fósforo no tratamento de águas residuais contribui para uma melhor eficiência na redução da quantidade de azoto e fósforo descarregado pelas ETAR nos meios recetores, e por outro lado este tipo de tratamento ainda reduz a quantidade de energia despendida e de químicos utilizados no processo em relação a outros tipos de tratamento (Meijer, 2004).

Zhou *et al.* (2015) referem que a configuração mais comum na remoção biológica de nutrientes é a sequência anaeróbia/anóxica/aeróbia que foi desenvolvida com base nos processos aeróbicos/anaeróbicos iniciais. Este processo remove simultaneamente carbono, azoto e fósforo através da criação de diferentes ambientes bioquímicos e controlando múltiplas variáveis operacionais.

#### *Instrumentação e utilização de software*

Desde a introdução de sondas de oxigénio mais confiáveis nos anos 70 que a pesquisa no controlo do arejamento nas lamas ativadas passou dos clássicos processos de controlo, para modelos baseados em multivariáveis. Valores excessivos de oxigénio devem ser evitados para aumentar a eficiência na transferência de oxigénio (Åmand & Carlsson, 2012). Deste modo o meio ambiente aquático é salvaguardado e são evitados consumos de energia desnecessários, reduzindo custos operacionais e reduzindo a emissão de gases com efeito de estufa para a atmosfera.

O aumento na complexidade dos processos de tratamento desenvolvidos para melhorar a eficiência da remoção de matéria orgânica e nutrientes, baseados em configurações no tratamento biológico que incluem combinações de reatores aeróbios, anóxicos e anaeróbios e recirculação interna, associados à expectativa de ter que satisfazer simultaneamente uma variedade de objetivos (tais como requisitos de efluentes, segurança, custos de investimento, custos operacionais, etc.) aumenta a dificuldade de integração das variáveis em causa.

As múltiplas variáveis associadas aos elevados custos operacionais têm sido um incentivo ao trabalho de investigação e pesquisa, este trabalho de investigação e pesquisa tem contribuído para melhorar e otimizar os processos de tratamento de águas residuais por lamas ativadas.

O uso de modelação matemática e simulação como uma ferramenta de apoio à operação das instalações, tornou-se cada vez mais popular desde o seu lançamento em meados de 1990. Vários fatores contribuíram para o aumento desta popularidade, tais como: a publicação de novos modelos matemáticos para os vários processos unitários, o desenvolvimento de novas plataformas computacionais com métodos eficientes para a análise numérica de modelos, e a elaboração sistemática de procedimentos para a calibração experimental dos modelos mais comuns de instalações de tratamento de águas residuais (Rivas *et al.*, 2008).

Um modelo é a descrição da realidade, usada para perceber e prever certos aspetos da realidade. Muitas vezes os processos na natureza são demasiado complexos para serem compreendidos todos os seus detalhes. A descrição simplificada de um processo natural pode ser o primeiro passo para sua compreensão. A perspetiva e a extensão da simplificação vão determinar a aplicação do modelo (Meijer, 2004).

Gillot *et al.* (1999) por exemplo, estudou numa forma económica os custos de investimento, e operacionais em ETAR. Os autores chegaram à conclusão que pode resultar na redução de custos quando são utilizadas ferramentas de modelação e simulação dinâmica, especialmente quando se recorre a estratégias de controlo de operações em tempo real.

Ozturk *et al.* (2015) em experiências realizadas utilizando programação computacional com algoritmos genéticos (técnica utilizada na ciência da computação para resolver problemas de otimização baseado na teoria evolutiva das espécies) afirmam ter reduzido o consumo de energia em mais de 60% no arejamento de uma ETAR com tratamento por lamas ativadas, sem alterações significativas na qualidade do efluente. Neste caso em particular maiores reduções no consumo de energia eram verificadas quando havia a possibilidade de ajustar o arejamento a diversas zonas independentes, funcionando unicamente o equipamento das zonas com necessidade de oxigénio.

Francisco *et al.*, (2015) utilizaram uma metodologia de otimização por autocontrolo, para encontrar a combinação de variáveis ótima numa ETAR, com a ajuda de um modelo não linear.

Como resultados destes avanços, numerosas tecnologias e sofisticados processos têm vindo a ser propostos como alternativa ao modelo básico de tratamento (Hreiz *et al.*, 2015). Muitas destas tecnologias, como por exemplo processos por lamas aeróbicas

granulares como é o caso de Nereda<sup>®</sup>, ou processos de bioaugmentação estão entre as 19 tecnologias emergentes no tratamento de águas residuais descritas pela EPA (2013).

### *Outros fatores*

Outros trabalhos têm vindo a ser efetuados em lamas ativadas, Ratkovich *et al.* (2013) pesquisaram sobre a importância que a reologia tem neste processo de tratamento, os autores consideram que a reologia é uma importante característica do líquido e que tem grande influência na bombagem, hidrodinâmica, transferência de massa e separação sólido/líquido. É, pois, uma propriedade a ter em conta quando se analisa a performance do processo de tratamento, incluindo em termos económicos. Contudo os autores afirmam que a bibliografia é díspar sendo necessária mais pesquisa nesta área. Antagonicamente ao referido por Ratkovich *et al.* (2013), Karpinska & Bridgeman (2015) afirmam que as análises computacionais na modelação da dinâmica de fluidos em lamas ativadas, têm evoluído e são considerados uma técnica robusta e precisa para o projeto, otimização e controle dos sistemas de lamas ativadas.

### *Emissão de Gases com efeito de estufa*

Do tratamento de efluentes resulta a emissões de gases com efeito de estufa. Diretamente os processos anaeróbios libertam maioritariamente CH<sub>4</sub> mas também CO<sub>2</sub> e, os processos aeróbios libertam sobretudo CO<sub>2</sub>, produto resultantes da degradação aeróbia da matéria orgânica através do processo biológico. A quantidade de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> pode ser estimada considerando que todo o CBO removido é transformado em CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> ou biomassa (RTI, 2010). Indiretamente o consumo de energia elétrica, devido à utilização de combustíveis fósseis na sua produção, também é responsável por este tipo de emissões. A redução destas emissões pode ser minimizada de três formas, através de otimizações no processo de tratamento, pelo tratamento dos gases libertados e aplicando novas configurações e processos para remover a matéria orgânica e poluente (Campos *et al.*, 2016).

A procura cada vez maior por infraestruturas sustentáveis ambientalmente levou Kim *et al.*, (2015) a elaborarem um modelo onde além dos custos operacionais e a qualidade do efluente também tivesse em conta a emissão de gases com efeito de estufa, onde consideraram também o N<sub>2</sub>O como um gás especialmente importante. O N<sub>2</sub>O libertado durante a remoção biológica do azoto produzido por bactérias que oxidam a amónia, pode

ser controlado com o aumento de oxigénio dissolvido no reator biológico, os autores referem que a libertação indireta de gases com efeito de estufa provenientes do aumento da energia consumida, devido ao maior esforço no arejamento, é menor que os efeitos nocivos da libertação de N<sub>2</sub>O.

A entidade produtora de energia, utiliza diversas formas de energia primaria na produção de energia elétrica, e algumas destas libertam gases com efeito de estufa. Através do Despacho n.º 15793-D/2013 o governo português disponibiliza o fator de conversão de energia elétrica em kWh para kgCO<sub>2</sub> libertado, e fixa este valor em 0,144, podendo ser revisto o valor periodicamente. (Diário da República, 2.<sup>a</sup> série — N.º 234 — 3 de dezembro de 2013).

### 1.2.2 Panorama atual

#### *A nível Global*

A água contaminada por microrganismos continua a ser a maior causa de doença e morte humana à escala global. Três milhões de pessoas morrem de doenças transmitidas pela água todos os anos nos países em vias de desenvolvimento, a maioria dos quais são crianças com idade inferior a cinco anos (UNEP 2007). O acesso das populações ao saneamento básico apresenta a nível mundial grandes disparidades entre países desenvolvidos (com acesso mais fácil ao capital), e países em vias de desenvolvimento. Para fazer face a este problema, os países membros da Organização das Nações Unidas (ONU) assinaram a Declaração do Milénio, que mais tarde deu origem aos Objetivos de Desenvolvimento do Milénio, para garantir a sustentabilidade ambiental, onde incluía um alvo que desafiou a comunidade global de reduzir para metade, até 2015, a proporção de pessoas sem acesso sustentável à água potável e ao saneamento básico. Apesar do esforço desta organização, em 2015 a cobertura de população mundial com acesso a saneamento básico, atingia os 67,5%, ficando a 7% do objetivo definido. Em 2015 no final do programa, os países desenvolvidos apresentaram uma taxa de população servida superior a 90% enquanto os países em vias de desenvolvimento apresentaram entre eles grande variação na cobertura disponível, sendo os países das regiões do sul da Ásia, e África subsariana onde existiam as mais baixas taxas de cobertura. De forma geral nos países da

Africa subsariana unicamente 30% de população é servida por este tipo de infraestruturas. Os dados disponíveis são, contudo, segundo Drechsel, *et al* (2015) pouco consistentes, e devem ser interpretados com cuidado. Por um lado, o efluente pode não estar a ser descarregado com as características espectadas, e ainda, muitos países têm poucos ou nenhuns dados, havendo alguns países que incluem como efluentes tratados águas residuais que foram sujeitas unicamente a tratamento primário.

Outra grande assimetria em termos de acesso a saneamento básico, existe entre as zonas rurais e zonas urbanas, sobretudo devido à inviabilidade económica de criar infraestruturas em habitações dispersas.

Noutra realidade e, enquanto se procuram soluções para servir a maior quantidade populacional possível, unindo esforços para melhorar as infraestruturas e tentando reduzir os impactos negativos da falta de serviços de saneamento, especialmente nos países em vias de desenvolvimento e zonas rurais, os grandes centros habitacionais onde se concentra grande parte da população mundial, deparam-se com problemas de poluição atmosférica.

### *Países Desenvolvidos*

Nestas áreas com maior facilidade de acesso a capital e tecnologia, os esforços parecem estar direcionados para a otimização de recursos. Além da redução de custos financeiros, a otimização de recursos também pode ser benéfica na proteção do ambiente reduzindo a emissão de gases com efeito de estufa (responsáveis por alterações climáticas). A emissão de gases com efeito de estufa parece estar relacionada com o aumento da temperatura média do planeta, pela conseqüente subida do nível do mar e por eventos meteorológicos extremos, (como secas que aumentam a probabilidade de fogos florestais, e cheias que aumentam a erosão dos solos). Neste contexto meteorológico espera-se o aumento da zona árida e da desertificação (UNEP, 2007).

A redução das emissões de gases com efeito de estufa tem vindo a ser uma prioridade política a nível global. Em dezembro de 2015 foi assinado um acordo histórico na Cimeira de Paris onde 195 países acordaram um novo tratado internacional, que envolverá todas essas nações num esforço para tentar conter a subida da temperatura média do planeta, através da redução da emissão de gases com efeito de estufa.

O problema parece não ser recente pois já em 1991 nos Estados Unidos da América surgiu uma parceria entre o *Environment Protection Agency* (EPA) e o *Department of Energy* onde foi criado o programa *Energy Star*, que ajuda os empresários e cidadãos individuais a poupar dinheiro e consequentemente o ambiente através de uma superior eficiência energética. Este programa baseia-se no princípio “*Plan-Do-CHeck-Act*”, e veio possibilitar melhorias nas empresas dos sistemas de gestão da água qualquer fosse a sua dimensão. No mesmo sentido, na União Europeia (EU), em 2009 foi publicado o regulamento nº640 que dá execução à Directiva 2005/32/CE do Parlamento Europeu e do Conselho no que respeita aos requisitos de conceção ecológica para os motores elétricos. Este regulamento admite que a eficiência energética dos motores da EU poderá ser melhorada entre 20 a 30% com os custos a serem suplantados pelas vantagens. O referido regulamento vem exigir que certos motores sejam equipados com variadores de velocidade de forma a torna-los energeticamente e ecologicamente mais eficientes.

Relativamente ao tratamento de efluentes, já em 1980 a comissão das comunidades europeias elabora um relatório sobre poupanças energéticas em ETAR (Andersson, 1980). Loubet *et al.*, (2014) referem que o tratamento de águas residuais, é no ciclo urbano da água, a fase responsável pelo maior consumo energético, portanto a fase do ciclo onde devem ser centradas atenções para aumentar as eficiências energéticas.

As principais técnicas de tratamento de águas residuais, utilizadas pela maioria dos aglomerados populacionais são as de regime intensivo onde se incluem as técnicas de tratamento por lamas ativadas (Perera & Baudot, 2001). Esta é uma tecnologia muito exigente em termos energéticos o que à partida não parece muito sustentável ecologicamente, os autores também referem que é necessário um ajustamento com otimização energética deste tipo de tratamento ou utilização de outras tecnologias mais integradas com o meio natural.

Outro problema associado ao consumo de recursos operacionais, e energéticos em particular, é a dificuldade em desenhar e dimensionar as ETAR. Os dados de base onde assentam os projetos, muitas vezes têm como suporte perspectivas futuras de populações e capitações, com o horizonte de projeto de vários anos. Este facto associado às variações dos caudais e cargas afluentes faz do sobredimensionamento das infraestruturas e dos equipamentos um aspeto bastante comum (Horne, 2014). Esta situação agravou o problema do sobredimensionamento de algumas instalações. O sobredimensionamento

das instalações é também uma forma de proteger o decisor político, o projetista ou simplesmente a operação do sistema.

### *Portugal*

Em Portugal o saneamento básico parece ter consolidado a interiorização por parte das autoridades a partir da revolução de 1974. Alguns problemas parecem ter limitado a evolução no setor da água, como:

- A relação disfuncional entre o Estado e as autarquias locais, que impossibilitou o desenvolvimento de uma visão integrada e eficiente de políticas públicas à escala do território nacional;
- Os problemas de financiamento, utilizados como argumento político para justificar a inoperância do Estado e das autarquias até 1974;
- E a escassez de técnicos competentes, necessários ao exercício de funções de diagnóstico, planeamento, administração, fiscalização, e também à gestão propriamente dita dos serviços de águas e águas residuais.

Contudo, com a possibilidade de financiamento externo suscitando, no entanto, dúvidas relativamente à sua sustentabilidade futura, surgiram as oportunidades de desenvolvimento e execução de algumas infraestruturas. (Pato, 2011)

O ambiente foi reconhecido constitucionalmente em 1976 como um direito social num momento em que somente 50% população possuía água canalizada e 17% era servida por sistema de esgotos, que praticamente não tinham tratamento (Schmidt & Ferreira, 2013). Com a adesão à CEE abriram-se as portas a melhores condições de financiamento, muito dele a fundo perdido o que permitiu o forte investimento no setor.

A publicação do Decreto-Lei nº 379/93 de 5 de novembro vem dar uma nova dinâmica ao setor das águas agregando os municípios em sistemas multimunicipais, possibilitando a intervenção e financiamento do estado e abrindo as portas à gestão e investimento de caráter privado através de concessões.

O diploma vem distinguir entre sistemas multimunicipais e municipais, considerando os primeiros como os sistemas em “alta” (a montante da distribuição de água ou a jusante da coleta de esgotos), de importância estratégica, que abranjam a área de pelo menos dois municípios e exijam um investimento predominante do Estado, e os segundos todos os restantes; independentemente de a sua gestão poder ser municipal ou intermunicipal. A

gestão e exploração dos sistemas multimunicipais poderia ser diretamente efetuada pelo Estado ou concessionada a entidade pública de natureza empresarial ou a empresa que resulte da associação de entidades públicas, em posição obrigatoriamente maioritária no capital social com outras entidades (Decreto-Lei N° 379 de 5 de novembro de 1993).

Em 1997 é criado o Instituto Nacional de Águas e Resíduos (IRAR) e aprovado o plano estratégico de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais (PEAASAR), plano que tinha como um dos objetivos fornecer serviços de drenagem e tratamento de águas residuais a 90% do território nacional. O objetivo parece não ter sido atingido mesmo depois da criação do PEAASAR II com vista a colmatar algumas lacunas existentes na primeira versão.

Saliente-se que após a publicação da Lei da Água (Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro) que transpõe para a legislação nacional a Diretiva Quadro da Água. A nova Lei estabelece a região hidrográfica como a unidade principal para o planeamento e gestão das águas, tendo por base a bacia hidrográfica como estrutura territorial.

Várias alterações de caráter administrativo e legislativo têm vindo a ser implementadas com vista à melhoria e sustentabilidade dos sistemas. Em 2013 é aprovado o Decreto-Lei 92/2013 alterando o Decreto-Lei 379/93 com vista a alcançar os objetivos estabelecidos no Programa de Governo em matéria de reestruturação do setor das águas e dos resíduos e de superação dos problemas vigentes de sustentabilidade e equilíbrio económico-financeiro.

O Decreto-Lei 92/2013 possibilita a constituição de sistemas multimunicipais por agregação de outros sistemas já existentes, e visa obter vantagens em economias de escala geradas por sistemas de maior dimensão e reduzir desigualdades entre algumas regiões do país, fomentando a convergência tarifária e o aumento de qualidade do serviço aos utilizadores. Por outro lado, relativamente às novas concessões, procurou promover, com a diluição dos encargos fixos, associados ao volume de investimento por um maior número de anos de funcionamento dos sistemas, uma maior acessibilidade e equidade tarifária.

Atualmente, os últimos dados disponíveis no Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR, 2015) disponibilizado pela Entidade Reguladora dos Serviços de Água e Resíduos (ERSAR) que, entretanto, substituiu o IRAR extinto em 2006, revela que em Portugal a acessibilidade física às infraestruturas de saneamento é em média 81% no território nacional, taxa de cobertura ainda inferior ao objetivo de 90% definido pelo programa PEAASAR de 1997. Refira-se que nas áreas urbanas atinge os 97% de

cobertura, e nas zonas rurais apenas 70%. Situação compreensível devido à grande extensão a cobrir obrigando a um avultado montante de capital (ERSAR, 2015).

De modo análogo aos objetivos internacionais com vista a uma melhoria nas eficiências energéticas, o Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais refere a importância da “Ecoeficiência” energética onde como primeiro aspeto foca a redução dos consumos energéticos, e em segundo aspeto o ajustamento ao perfil diário com o consumo energético preferencialmente fora das ‘horas de ponta’, para isso indicam como fundamental o desenvolvimento de ferramentas baseadas em modelos matemáticos, integrando tecnologias de informação e comunicação (PEAASAR, 2006).

### 1.2.3 Situação atual do tratamento de águas residuais no algarve

No caso do Algarve em particular muitos investimentos em infraestruturas de saneamento foram efetuados durante os anos de desenvolvimento turístico, época em que o sector imobiliário prosperava.

A empresa Águas do Algarve S.A. gere em alta o saneamento na região do Algarve desde agosto de 2000 com uma concessão de 30 anos. A sua origem assentou na fusão de duas empresas, a Águas do Barlavento Algarvio S.A. e a Águas do Sotavento Algarvio S.A. que haviam sido criadas em 1995 pondo em prática o decreto-Lei nº 379/93 de 5 de novembro, onde estava prevista a criação dos sistemas multimunicipais de captação, tratamento e abastecimento de água para consumo dos municípios: a) Sotavento Algarvio, integrado, total ou parcialmente, pelos municípios de Castro Marim, Faro, Loulé, Olhão, São Brás de Alportel, Tavira e Vila Real de Santo António; b) Barlavento Algarvio, integrado, total ou parcialmente, pelos municípios de Albufeira, Lagos, Portimão, Lagoa, Monchique, Vila do Bispo, Aljezur e Silves (Decreto-Lei nº 379/97).

O sistema multimunicipal do Algarve serve quatrocentos e cinquenta mil habitantes em época baixa e perto de um milhão e meio em época alta, nas áreas de tratamento e distribuição de água, bem como no tratamento dos efluentes domésticos. A empresa tem por objetivo principal o fornecimento de água potável em quantidade e qualidade durante todo o ano, bem como munir a região com um sistema seguro, do ponto de vista da saúde pública dos cidadãos, melhorando os níveis de atendimento e promovendo a qualidade ambiental, designadamente a qualidade da água das praias e rios do Algarve, que são fator

essencial para o bem-estar da população e para o desenvolvimento económico e turístico da região.

O investimento previsto para o Sistema Multimunicipal de Saneamento do Algarve foi da ordem dos 340 milhões de euros. Através deste sistema poder-se-á garantir um tratamento adequado do efluente, para a sua posterior reutilização quer na rega de campos de golfe, quer de espaços verdes diversos. A conceção geral proposta para o sistema caracteriza-se pelos seguintes números:

- Intercetores, emissários e condutas elevatórias já se encontram construídos 146 Km de extensão, estando prevista a construção de mais 179 km destas infraestruturas “em alta”;
- Integram o sistema 59 estações elevatórias de águas residuais, estando prevista a construção de 47 novas instalações deste género, mais a remodelação de 11 destas infraestruturas;
- Fazem parte do sistema 46 novas ETAR com tratamento secundário, 35 das quais servindo povoações com menos de 2 000 habitantes;
- ETAR com tratamento secundário e desinfecção contabilizam-se 17;
- E ainda 8 ETAR com tratamento terciário e desinfecção.

Atualmente a Águas do Algarve dispõe de 447 Km de intercetores, 175 EEAR e 66 ETAR tendo tratado durante o ano de 2015, o volume de água residual de 43144345 m<sup>3</sup> (Águas do Algarve, 2017).

De seguida é apresentada a Figura 1.2 que ilustra o sistema multimunicipal do Algarve adaptado de [www.aguasdoalgarve.pt](http://www.aguasdoalgarve.pt).



durante a época baixa eleva aproximadamente 300 m<sup>3</sup>/dia. O subsistema em alta, é constituído pela EEAR, conduta elevatória, troço gravítico e ETAR de Ferreiras.

O sistema interceptor, apesar de separativo tem muita contribuição de água pluvial, seja devido a ligações indevidas de sumidouros ou sarjetas à rede de drenagem de águas residuais, seja por infiltrações nos coletores ou caixas de visita danificados. O caudal máximo diário calculado no projeto da instalação é de 3075 m<sup>3</sup>/dia, verificando-se nos últimos anos um caudal médio afluente à ETAR de aproximadamente 1300 m<sup>3</sup>/dia sendo em época baixa 1100 m<sup>3</sup>/dia e época alta 1700 m<sup>3</sup>/dia.

As características do caudal afluente à ETAR e os limites de emissão no efluente são de acordo com a licença de descarga da instalação (CCDR Algarve, 2008) os apresentados na Tabela 1.2 representada de seguida.

Tabela 1.2- Características do efluente à ETAR de Ferreiras e Valores Limite de Emissão definidos na Licença de Descarga.

Parâmetros	Afluente	Efluente
CQO (mg/L O <sub>2</sub> )	882	125
CBO (mg/L O <sub>2</sub> )	433	25
Azoto total (mg/L- N)	90	-
Fósforo total (mg/L- P)	14	-
Coliformes fecais (NMP/100mL)	-	2000

O ponto de descarga do efluente tratado é a Ribeira de Albufeira, esta ribeira tem cerca de 3 Km de comprimento e atravessa a cidade de Albufeira desaguando na praia dos pescadores, zona balnear com grande afluência turística e bandeira azul atribuída.

A ETAR é composta por um poço de chegada com 6 m<sup>3</sup> de volume, um sistema de gradagem automático com 6 mm de espaçamento, destinado a remover sólidos grosseiros. O tratamento preliminar é ainda composto por um sistema automático de remoção de areias e gorduras. O caudal é depois dividido por duas linhas de tratamento biológico compostas cada uma delas por um tanque anóxico, dois tanques de arejamento em série, e um decantador circular. A Figura 1.3 ilustra a ETAR de Ferreiras com a sua lagoa de tratamento.



Figura 1.3- ETAR de Ferreiras (Google, 2017).

Como afinação de tratamento o caudal descarregado pelo decantador passa no canal de desinfecção por radiação ultravioleta que vai alimentar a lagoa de maturação.

O diagrama linear da ETAR de Ferreiras é apresentado em seguida na Figura 1.4, estão representados os vários órgãos, a fase líquida, fase sólida e recirculações.

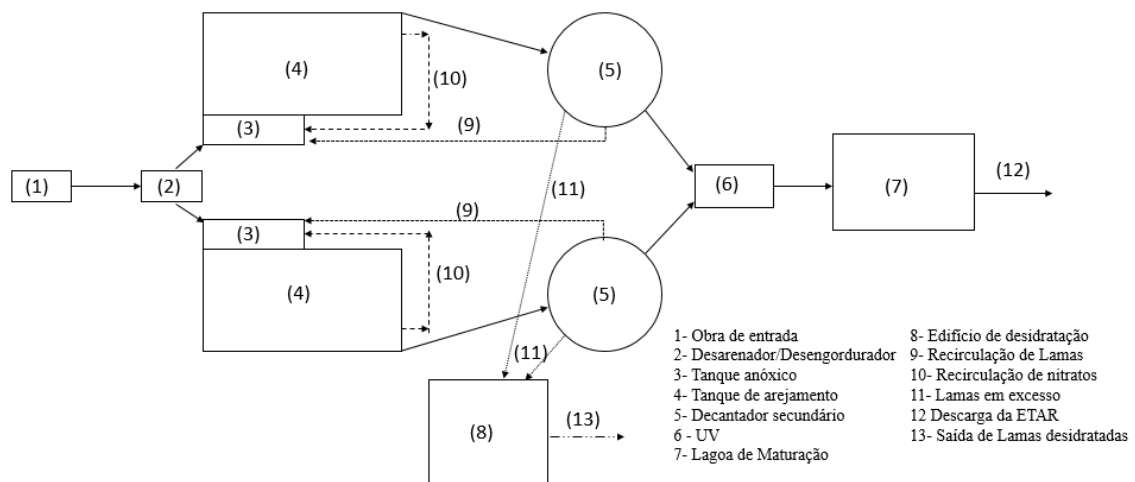


Figura 1.4- Diagrama linear da ETAR de Ferreiras

### *Tratamento biológico da ETAR de Ferreiras*

O tratamento biológico na ETAR de Ferreiras é efetuado por lamas ativadas em regime de baixa carga ou arejamento prolongado, com desnitrificação pré-anóxica tipo Ludzack-Ettinger. Tem duas linhas de tratamento biológico em paralelo compostas por um tanque

anóxico, dois tanques de arejamento e um decantador, o tanque anóxico tem um volume de 140 m<sup>3</sup> e tem instalado um eletroagitador para proceder à mistura do caudal afluente com a biomassa existente no órgão. No tanque anóxico, além do caudal proveniente do tratamento primário, também afluem os caudais de recirculação interna, nomeadamente as lamas concentradas no decantador, e as lamas ativadas que são recirculadas da zona de descarga do tanque de arejamento, as quais têm como finalidade a melhoria na remoção de azoto.

Os reatores biológicos, têm um volume de 1352 m<sup>3</sup> e, o oxigénio necessário para degradar a biomassa da matéria orgânica presente na água residual é fornecido por dois arejadores de superfície (Turbinas). As turbinas são da marca Europelet com potência de 20,45 kW e capacidade para oxigenar 1,9 KgO<sub>2</sub>/kWh. De acordo com o relatório de base para o dimensionamento da instalação, a necessidade de O<sub>2</sub> para a remoção de CBO diária tem como referência a diferença entre a carga afluente ao sistema e a carga limite a ser descarregada, referida como Valor Limite de Emissão (VLE) na licença de descarga da instalação, sendo o valor de CBO a remover a diferença entre 1331 kg/dia afluente e 77 Kg/dia permitido na descarga. Para satisfazer as necessidades de arejamento, estima-se um consumo energético diário de 1518 kWh despendido pelas turbinas (Pridesa, 1999). O reator biológico composto pelo tanque anóxico e dois tanques de arejamento é apresentado na Figura 1.5.



Figura 1.5- Reator biológico da ETAR de Ferreira.

Durante o período de amostragem só se encontrava a funcionar uma linha de tratamento.

### 1.3 Objetivos da Tese

Este trabalho foi desenvolvido na ETAR de Ferreira, Albufeira, após a instalação de um sistema automático de controlo de arejamento, que tem por base as concentrações de amónia e de nitratos no reator biológico (lamas ativadas). Durante um período de 5 meses optimizou-se o arejamento, minimizando consumos energéticos, sem inviabilizar o cumprimento dos Valores Limite de Emissão para CBO<sub>5</sub>, CQO e coliformes fecais.

Para tal, foram monitorizados *in situ* e em tempo real, amónia, nitratos, oxigénio dissolvido e temperatura. O caudal afluente à ETAR ao longo do período experimental também foi caracterizado, assim como o efluente tratado. Determinou-se ainda a idade das lamas, a sua taxa de recirculação e o índice volumétrico, uma vez que são parâmetros relevantes sobre o funcionamento da ETAR, necessários para a interpretação dos outros resultados obtidos.

Os tempos de arejamento durante este período foram associados aos respetivos consumos energéticos, calculando-se em seguida os custos financeiros e as emissões de carbono despendidos no arejamento.

O objetivo principal deste trabalho é portanto, otimizar o arejamento na ETAR de Ferreira reduzindo custos financeiros, sem pôr em causa os Valores Limite de Emissão que constam na sua Licença de Descarga.

O objetivo secundário é estimar a quantidade de CO<sub>2</sub> libertada, devido ao consumo de energia elétrica.

## 2. Metodologia

Este estudo desenvolveu-se entre dezembro de 2015 e abril de 2016, após a instalação do RTC-N/DN *system* para otimizar a eliminação do azoto determinando os tempos ótimos de nitrificação e desnitrificação, tendo por base a medição continua das concentrações de amónia e nitratos (Hach, 2013).

### 2.1 Parâmetros medidos *in situ* em tempo real.

A amónia e os nitratos foram medidos em simultâneo utilizando um sensor combinado AN-ISE sc com um eléctrodo de iões seletivos (Hach). O oxigénio dissolvido foi medido com uma sonda *Luminescent Dissolved Oxygen* (Hach LDO), e a temperatura com um termómetro *Platinum Resistance Thermometer* (Hach PT100). Toda a informação foi armazenada num *data logger* (SC1000) visível na Figura 2.1 apresentada em seguida.



Figura 2.1- Sistema de controlo com autómato e *display*.

Com base nas concentrações de amónia e nitratos medidas em tempo real, o equipamento envia informação para acionar o sistema de arejamento, para isso definem-se Valores Alvo de amónia e de nitratos, que quando são atingidos o arejamento é acionado. A Tabela

2.1 apresenta os Valores Alvo definidos no início do período experimental (1 de dezembro de 2015), a meio (24 de fevereiro de 2016) e no final (15 de abril de 2016).

Tabela 2.1 Valores Alvo e respetivos tempos máximos e mínimos de arejamento e de paragem de arejamento.

Definição	Valor Alvo		Arejamento		Paragem de Arejamento	
	Amónia (mg/L N)	Nitratos (mg/L N)	Tempo Máximo (min)	Tempo Mínimo (min).	Tempo Máximo (min.)	Tempo Mínimo (min.).
Período						
Dezembro	10	10	8	5	25	15
Fevereiro	5	5	15	4	25	10
Abril	5	5	45	5	12	6

## 2.2 Caracterização do efluente bruto

### 2.2.1 Caudal

Para a recolha de dados relativos ao caudal instantâneo, instalou-se a partir do dia 11 de fevereiro de 2016 um *data logger* da marca EasyLog modelo EL-USB 2, que permitiu armazenar dados recolhidos de 5 a 25 segundos. Este equipamento ficou instalado até ao final do período experimental.

### 2.2.2 Qualidade do efluente bruto

A caracterização da qualidade do efluente bruto foi feita através da recolha de amostras posteriormente analisadas em laboratório, semanalmente para os parâmetros CQO, SST, azoto total e fósforo total, e quinzenalmente para CBO<sub>5</sub>.

## 2.3 Caracterização do efluente tratado

À saída do reator biológico foi medida semanalmente a transmitância utilizando-se um fotómetro (Trojan P254c UV), para verificar se existiam condições para que o sistema de radiação UV fosse eficaz na remoção de microrganismos.

Semanalmente foram recolhidas amostras de efluente tratado, imediatamente antes da sua descarga no meio ambiente, para determinação laboratorial de CQO e coliformes fecais, e quinzenalmente para determinação de CBO<sub>5</sub>.

#### 2.4 Parâmetros quantificados em laboratório.

Os métodos laboratoriais utilizados pela empresa Águas do Algarve S.A. para quantificar os diversos parâmetros são apresentados de seguida na Tabela 2.2.

Tabela 2.2- Métodos analíticos usados no laboratório.

Parâmetro	Unidade	Método (Eaton <i>et al.</i> , 2005)
Amónia	mg/L NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Espectrometria de Absorção Molecular, SMEWW 4500-NH3 F
CBO <sub>5</sub> , 20 °C	mg/L O <sub>2</sub>	Respirométrico, SMEWW 5210 D
CQO	mg/L O <sub>2</sub>	Colorimétrico, SMEWW 5220 D
Coliformes fecais	NMP/ 100 mL	Colilert. SMEWW SMEWW 9221 -E
Azoto total	mg/L N	Fotometria. SMEWW 4500-N
Fósforo total	mg/L P	Fotometria. SMEWW 4500 P
Sólidos Suspensos totais	mg/L	Gravimétrico. SMEWW 2540 D

#### 2.5 Indicadores de controlo processual

Os indicadores utilizados foram a idade das lamas, a taxa de recirculação e o índice volumétrico de lamas.

A idade das lamas foi calculada semanalmente, com base na concentração de microrganismos no reator e na concentração de sólidos removidos de sistema. A concentração de microrganismos no reator foi estimada tempo por base a concentração de CQO. Para a quantificação deste parâmetro utilizou-se o método colorimétrico SMEWW 5220 D. Os sólidos totais foram quantificados semanalmente pelo método gravimétrico SMEWW 2540 D.

A taxa de recirculação foi calculada diariamente pela razão entre o caudal de lamas recirculadas e o caudal afluente à ETAR.

O índice volumétrico de lamas foi calculado semanalmente tendo por base a concentração de sólidos no tanque de arejamento a sedimentabilidade do licor misto medido na proveta de 1L.

## 2.6 Consumos energéticos

### 2.6.1 Consumo total na ETAR

O consumo de energia elétrica total da ETAR foi registado mensalmente com um contador da marca Itrón ACE 6000 pela empresa fornecedora de energia elétrica Endesa.

### 2.6.2 Consumo energético no arejamento do reator biológico

O consumo energético do arejamento foi medido na turbina de superfície Europelet recorrendo a um analisador de rede da marca Fluke 435 serie 2 (Figuras 2.2 e 2.3). Os registos de consumo foram efetuados em intervalos horários durante o dia 12-02-2016.

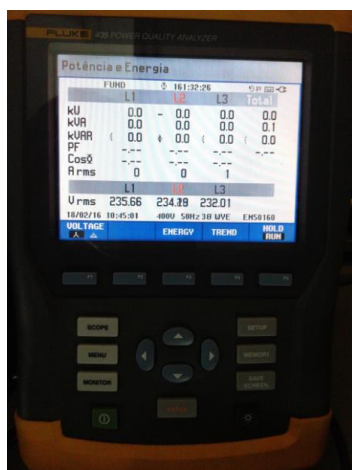


Figura 2.2- Analisador de rede elétrica utilizado.

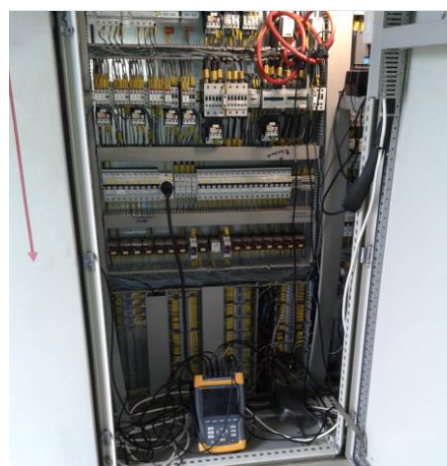


Figura 2.3- Analisador de rede instalado no quadro elétrico da ETAR de Ferreira.

## 2.7 Encargos financeiros associados ao arejamento

Os encargos financeiros foram estimados, tendo por base o valor médio do kWh aplicado nas tarifas gerais do fornecedor de energia, e os consumos energéticos estimados na fase de arejamento.

## 2.8 Emissões de carbono associadas

As emissões de carbono são estimadas atendendo ao valor de referência da entidade fornecedora de energia elétrica em Kg CO<sub>2</sub>/kWh.

## 2.9 Tratamento estatístico

Os dados foram tratados utilizando a folha de cálculo excel onde foram encontradas as médias, os desvios padrão, máximos e mínimos.

Foi ainda identificado o grau de correlação de Pearson (Fernandes, 1999), entre os parâmetros: Caudal (com os valores registados entre 12-02-2016 e 28-04-2016), temperatura, tempos de funcionamento dos arejadores, oxigénio dissolvido, amónia e nitratos.

### 3. Análise e discussão dos resultados

Neste capítulo são apresentados analisados e discutidos, os resultados medidos *in situ* em tempo real, caracterizados os efluentes brutos e tratado, os parâmetros de controlo processual, os consumos e encargos energéticos e as emissões de carbono.

#### 3.1 Parâmetros medidos *in situ* em tempo real

##### 3.1.1 Temperatura

A Figura 3.1 apresentada em seguida, ilustra a variação da temperatura média em cada hora do dia nos diferentes meses durante o período da experiência.

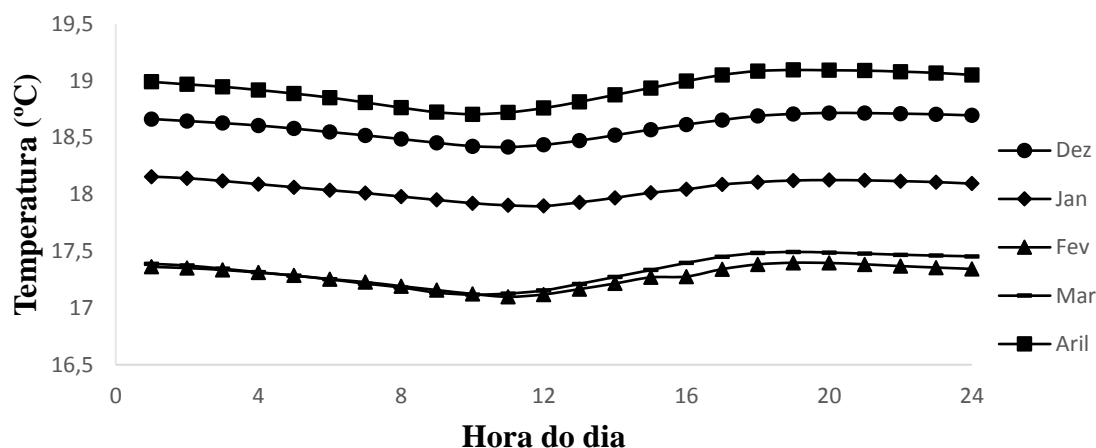


Figura 3.1-Variação da temperatura durante as 24 horas do dia ao longo do período experimental.

Pela observação da Figura 3.1 pode-se concluir que o mês com a temperatura média mais elevada no interior do reator biológico foi abril. A temperatura média neste mês foi de 18,9 °C. A hora onde se verificou a temperatura mais elevada foi às 18:00 no mês de abril. O mês onde se registou a menor temperatura média foi fevereiro com 17,2 °C. A hora em que se registou a temperatura média mais baixa foi às 10:00 no mês de fevereiro.

Ratkovick *et al.* (2013) referem que no tipo de tratamento biológico utilizado (baixa carga) a temperatura não tem grande influência no desempenho da instalação.

### 3.1.4 Amónia e tempos de arejamento

A Figura 3.2 representa a variação média de amónia nas diversas horas ao longo do dia, durante o período em análise. Salienta-se o facto deste parâmetro ser o responsável pelo acionamento dos arejadores de superfície do tratamento biológico da ETAR de Ferreiras. Os tempos de funcionamento dos arejadores são apresentados na mesma Figura 3.2. e analisados em conjunto.

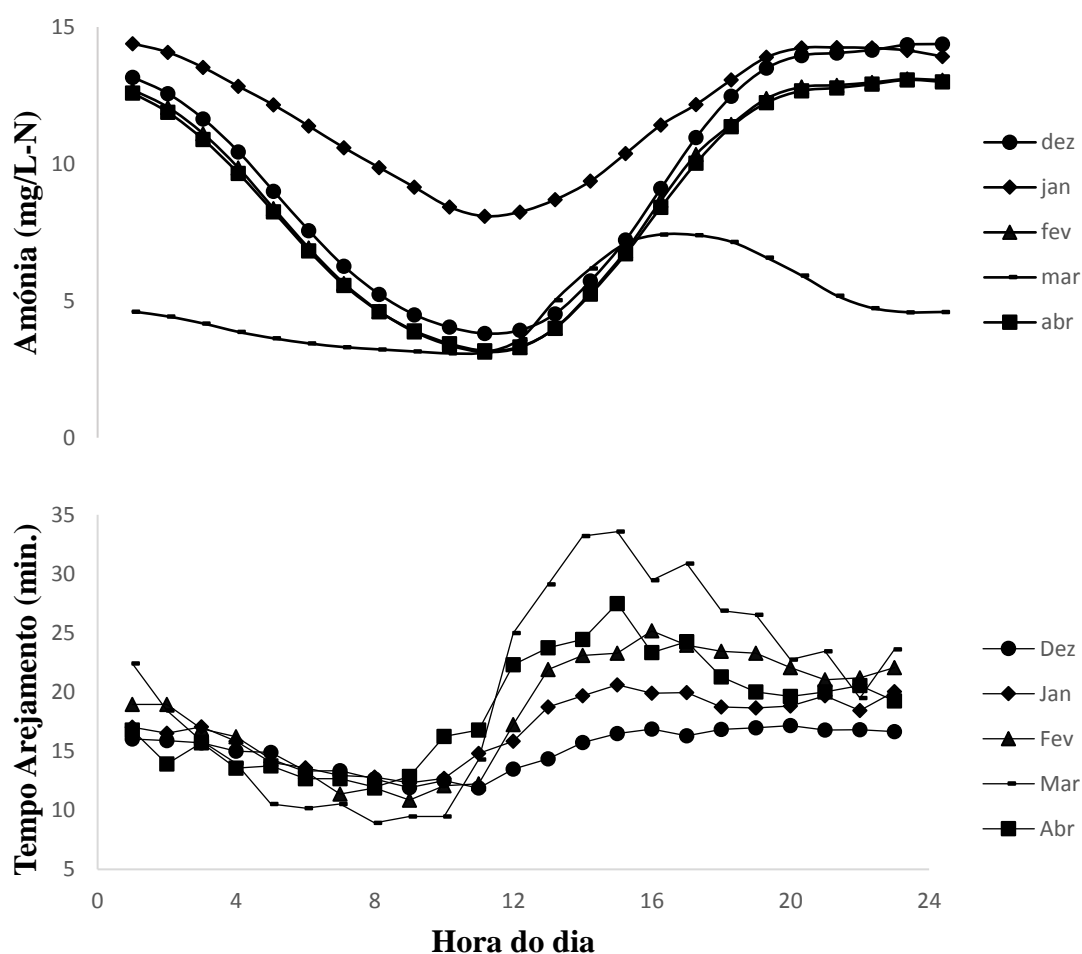


Figura 3.2- Variação média da amónia e do tempo de funcionamento durante as 24 horas do dia no período analisado.

Pela observação dos gráficos pode-se verificar que o aumento nas concentrações de amónia é acompanhado pelo aumento dos períodos de arejamento. Os meses de dezembro, fevereiro e abril foram muito similares na evolução das concentrações de amónia. O mês de janeiro apresentou concentrações mais elevadas mantendo-se a tendência da variação horária semelhante aos meses anteriormente mencionados, embora

com uma variação menos pronunciada. As concentrações mais elevadas no mês de janeiro parecem estar relacionadas com o Valor Alvo de amónia, definido com 10 mg/L-(N) e com a carga mensal afluyente à ETAR.

Pode-se verificar pela análise da Figura 3.2 que o mês de março tem um perfil ligeiramente diferente dos restantes. Neste mês, a redução na concentração de amónia é mais acentuada logo após as 19:00 h, e conseqüentemente, menos pronunciada depois das 00:00 h. A alteração no perfil de amónia no mês de março parece estar relacionada com o aumento dos períodos de arejamento em especial depois das 11:00h.

A amónia, parâmetro químico cuja concentração no reator biológico depende da concentração e volume de água residual afluyente à ETAR, e também da degradação desta no reator biológico, teve uma correlação de 0,99 com o parâmetro temperatura, este parâmetro físico tem influência no desenvolvimento de determinadas espécies em detrimento de outras, o que pode alterar a velocidade na degradação da amónia.

Como referido as necessidades de arejamento dependem também do CBO afluyente ao sistema, e da concentração de SSLM do reator biológico. Na otimização do arejamento da ETAR de Ferreiras realizada com a sonda AN-ISE e o sistema RTC N/DN considerou-se que o OD no reator biológico facultaria oxigénio suficiente para a respiração endógena da biomassa, oxidaria a matéria orgânica carbónica, permitindo cumprir a licença de descarga da instalação e posteriormente estaria ainda disponível OD para oxidar a amónia. Relativamente aos tempos de arejamento, a hora do dia em que se verificou o tempo mais prolongado foi as 16:00 h correspondendo a 25 min. Em oposição, a hora do dia em que se registou o menor tempo médio de funcionamento dos arejadores para oxidar a matéria orgânica foi as 09:00 h com uma média de 10 min. A valor de r na correlação de Pearson entre estas duas variáveis (amónia e tempo de arejamento) foi de 0,67 o que não indica uma forte correlação.

Refira-se, que o funcionamento do sistema de arejamento, é simultâneo nos dois arejadores de superfície instalados em cada uma das células do reator biológico. O tempo de funcionamento está também intimamente ligado à potência destes arejadores, e à sua taxa de transferência de O<sub>2</sub> para o líquido.

Para além de assegurar O<sub>2</sub>, o sistema de arejamento também é muito importante para manter o licor misto em suspensão, essa é uma das principais razões para ser colocado na parametrização do RTC-N/DN o tempo máximo em que o sistema de arejamento está desligado, forçando assim o seu funcionamento mesmo que a concentração de amónia não atinja o valor definido para o seu arranque.

### 3.1.5 Nitratos

Em seguida é apresentada a Figura 3.3 onde está ilustrado o gráfico de variação média de nitratos ao longo das 24 horas do dia durante o período analisado.

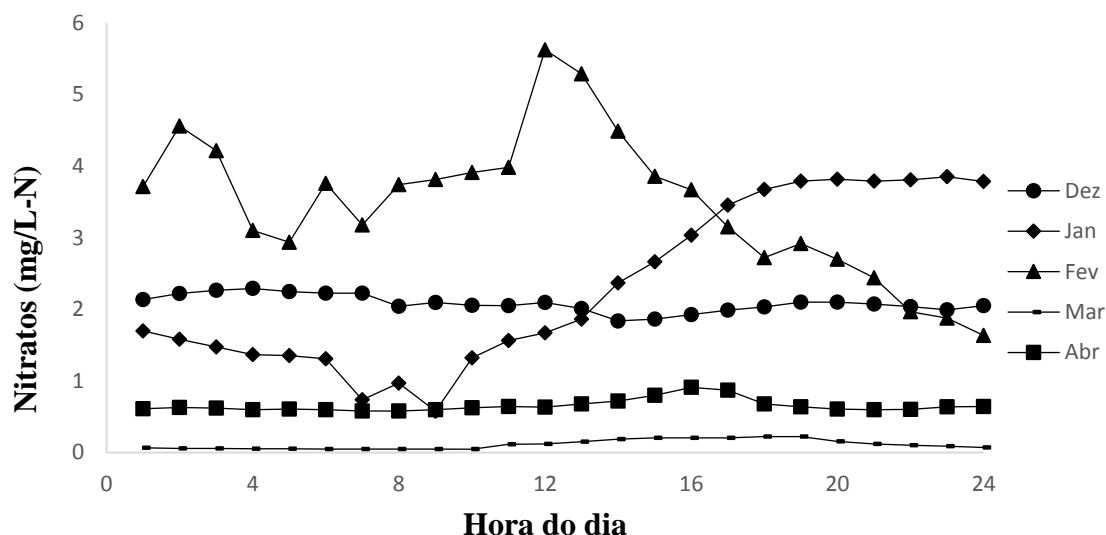


Figura 3.3- Variação média horária da concentração de nitratos nos meses analisados.

A Figura 3.3 mostra-nos que a média mais baixa na concentração de nitratos na saída do reator biológico foi observada no mês de março, onde ao longo das 24 horas não se registou grande variação nos valores apurados. Salienta-se a grande variação nos meses de janeiro e fevereiro onde em janeiro se iniciou com uma média baixa de 1,7 mg/L-N e aumentou para valores próximos de 4 mg/L-N. Por outro lado, em fevereiro as médias das primeiras horas do dia foram relativamente elevadas atingindo um máximo absoluto de 5,63 mg/L-N às 12:00 h, reduzindo substancialmente até às 00:00 h para um valor mínimo de 1,64 mg/L-N.

Como referido anteriormente, os nitratos são produto da oxidação da amónia, portanto, a presença de nitratos está dependente da quantidade de amónia disponível.

No ensaio realizado com a sonda AN-ISE, a concentração de nitratos comanda o tempo de paragem dos arejadores. Quando ocorre a paragem do sistema de arejamento, o oxigénio dissolvido ainda disponível, é consumido pela biomassa presente até, não haver mais  $O_2$  (forma molecular) no licor misto, só depois o oxigénio presente nos nitratos é utilizado. Na experimentação do sistema de controlo em tempo real (RTC-N/DN) o peso dos dois parâmetros nitrato e amónia era idêntico, o que significa que a concentração mais

elevada tem supremacia sobre o arranque ou paragem do equipamento. Refira-se que além da ordem de arranque e paragem por concentração, o funcionamento do arejamento responde também ao algoritmo inserido no controlador do sistema (RTC-N/DN) pela empresa Hach. Relativamente à análise estatística de correlação entre parâmetros, não foi obtida nenhuma relação forte com qualquer dos restantes parâmetros. Os valores mais elevados foram  $r= 0,68$  para o tempo de arejamento e  $r= 0,64$  para o caudal afluente.

### 3.1.3 Oxigénio Dissolvido (OD)

É neste ponto apresentado e discutido a concentração de oxigénio dissolvido (OD). Na Figura 3.4 estão representadas as concentrações médias horárias de oxigénio durante as 24 horas do dia, entre dezembro de 2015 e abril de 2016.

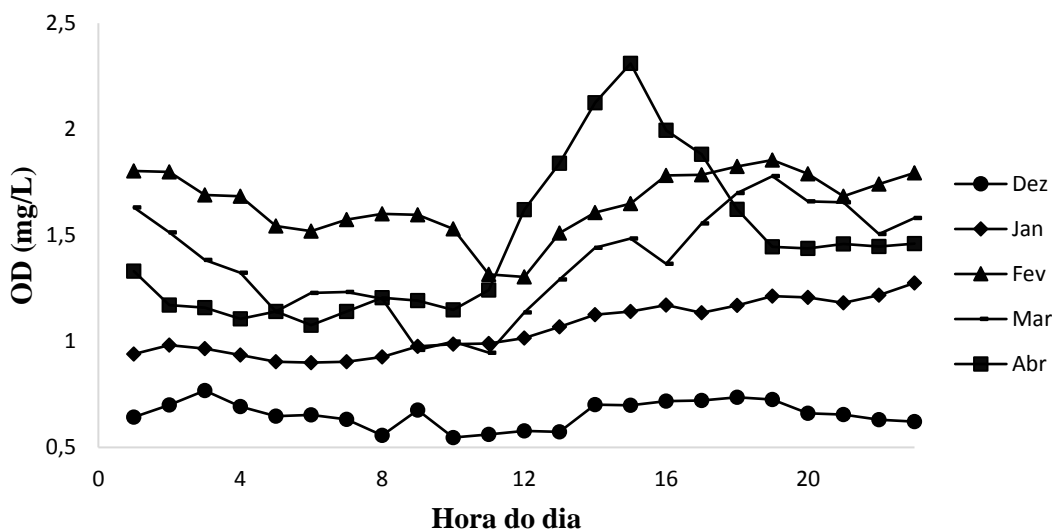


Figura 3.4- Variação média do OD nas 24 horas do dia.

Pode-se constatar que o mês com menor concentração de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento final da etapa de tratamento biológico na instalação em estudo, foi o mês de dezembro. Este mês teve uma média de 0,6 mg/L em oposição a 1,7 mg/L de média no mês de fevereiro que foi o mês com a média mais elevada. Salienta-se pela observação da Figura 3.4 que a variação ocorrida no mês de abril, entre as 11 h e as 19 horas, onde o valor foi bastante elevado com especial destaque para as 15:00 h em que foi atingida a média mais elevada com um valor de 2,3 mg/L de OD. Note-se que no mês de abril, as condições eram menos limitantes em relação ao tempo de arejamento e os arejadores poderiam funcionar 45 min. sem interrupções.

Como referido, o oxigénio dissolvido (OD) é de extrema importância na degradação da matéria orgânica existente na água residual, pois é este que fornecerá os eletrões necessários à oxidação dos compostos carbónicos e azotados. Com exceção de dezembro, os valores observados parecem estar de acordo com os valores recomendados pela bibliografia (EPA, 1997 e WEF, 2007). Salienta-se, a grande variabilidade de situações (condições) verificadas no tratamento de águas residuais por lamas ativadas, sendo verificadas boas performances em diversas condições de funcionamento a diferentes concentrações de oxigénio.

Este parâmetro (OD), está intimamente ligado ao arejamento proporcionado pelas turbinas, e é fundamental que o tipo de arejador e potência deste equipamento sejam os indicados para as necessidades da instalação. Outro fator importante é a taxa de transferência gás líquido, que de acordo com o projeto da instalação é de 1,9 KgO<sub>2</sub>/kWh, valor que se situa abaixo do referido pela EPA (1997), com taxas de transferência normalmente superiores a 2 kgO<sub>2</sub>/kWh em arejadores de superfície com eixo vertical, o que pode estar relacionado com os valores observados.

Tal como se esperava, a concentração de OD tem uma correlação positiva forte com os tempos de arejamento. O teste correlação de Pearson revelou um (r de 0,93) entre os dois parâmetros.

A temperatura, também influencia a quantidade de oxigénio disponível pois altera por exemplo a sua solubilidade, seria de esperar que a temperaturas mais elevadas correspondessem menores concentrações de OD, isto não se verificou, pelo contrário constatou-se pela análise de correlação de Pearson uma dependência positiva entre os dois parâmetros.

## 3.2 Caracterização do efluente bruto

### 3.2.1 Caudal

São de seguida apresentados e discutidos os resultados do caudal afluente à ETAR de Ferreiras no período analisado.

Os valores apresentados na Tabela 3.1 de seguida apresentada, referem-se aos caudais mensais afluentes à instalação e a utilização hidráulica de acordo com os dados de projeto da ETAR em estudo.

Tabela 3.1 Caudais mensais afluentes à ETAR de Ferreiras e capacidade hidráulica utilizada.

Data	Dez/15	Jan/16	Fev/16	Mar/16	Abr/16
Caudal (m <sup>3</sup> )	36403	48913	33256	35854	38047
Capacidade hidráulica utilizada (%)	76%	103%	75%	75%	82%

Pela observação da Tabela 3.1 verifica-se que a carga hidráulica no mês de janeiro de 2016 foi superior em 3% à capacidade da ETAR. O mês com menor carga hidráulica afluente foi fevereiro com 33256 m<sup>3</sup>, que em termos percentuais de capacidade hidráulica, iguala março com 75% de capacidade utilizada.

Pela utilização do “data logger” instalado no caudalímetro da obra de entrada, foi possível verificar a evolução do caudal instantâneo afluente à instalação durante o período compreendido entre 11-02-2016 e 28-04-2016. Foi verificado o perfil diário da instalação. De seguida é apresentada a Figura 3.5 que ilustra o perfil da evolução diária, da média do caudal afluente.

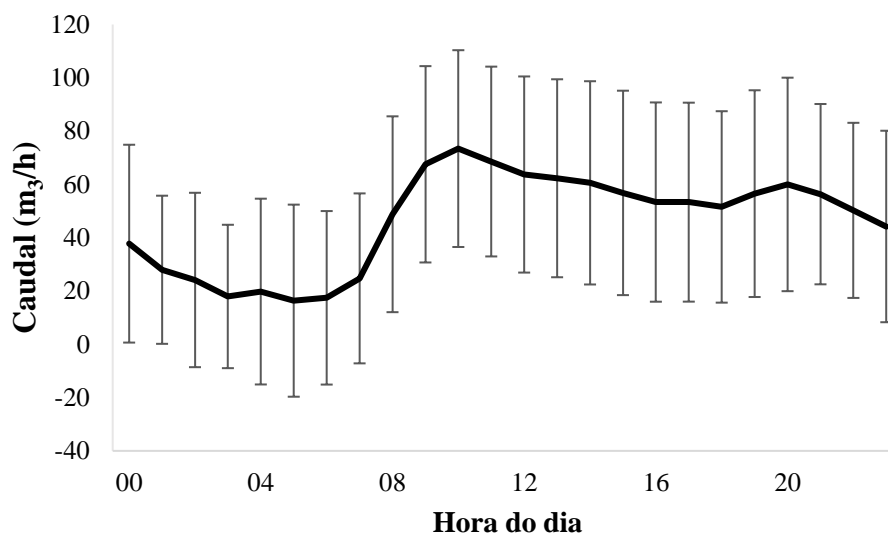


Figura 3.5- Perfil da evolução do caudal médio nas diferentes horas do dia durante o período experimental.

A Figura anterior mostra, que a hora de maior caudal foi as 10:00 h onde foi atingido o máximo de caudal médio com  $73 \text{ m}^3$ . Como esperado, foi o período noturno onde se verificaram os caudais com volumes mais reduzidos, registando-se um mínimo de  $16 \text{ m}^3$  às 05:00 h. A ETAR de Ferreiras apresenta um perfil de caudal diário com uma ponta na manhã, reduzindo depois das 10:00 h, e uma ponta menos pronunciada no período da tarde. O caudal médio máximo da ponta da tarde foi às 20:00 h com  $60 \text{ m}^3$ .

O perfil do caudal diário é o típico para este tipo de instalações. O caudal afluente às ETAR em comunidades de pequena dimensão, resultam do tipo e frequência da utilização da água, e estão por sua vez relacionados com a hora do dia, com o estilo de vida e tipo de residentes. A variação do caudal afluente normalmente segue um padrão diário, apresentando, contudo, alterações ao seu perfil médio. Essas alterações diminuem com o aumento da rede de drenagem e a afluência de caudal proveniente de novos ramais (Imam & Elnakar, 2014).

De referir ainda que a carga hidráulica de ponta adotada de  $1,2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$  e  $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$  de carga hidráulica média, foram usadas especificamente no projeto desta instalação, e foram superadas em algumas ocasiões.

O caudal afluente à ETAR parece não influenciar o parâmetro físico temperatura, no interior do reator biológico, em termos estatísticos verificou-se uma correlação negativa fraca entre estas duas variáveis, o que pode estar relacionado com a diferente localização da sonda AN-ISE responsável pela recolha de dados da temperatura e o caudalímetro do afluente bruto, onde foi colocado o “data logger” para registo do valor de caudal

instantâneo. Refira-se que normalmente nos meses de inverno, a temperatura da água residual afluente, é muitas vezes inferior à temperatura atmosférica.

### 3.3 Caracterização do efluente tratado

O parâmetro transmitância foi medido no sistema de desinfecção por radiação UV, e permitiu identificar eventuais alterações na qualidade do efluente tratado, possibilitando atempadamente proceder-se a ajustes nas condições de operação do sistema. Os resultados encontram-se resumidos na Tabela 3.2 apresentada de seguida.

Tabela 3.2- Resultados de transmitância

Transmitância	Dez/15	Jan/16	Fev/16	Mar/16	Abr/16
Média	67%	65%	48%	54%	60%
Máximo	71%	68%	56%	63%	63%
Mínimo	65%	62%	13%	44%	56%
Desvio Padrão	2%	2%	13%	5%	4%

Na análise aos dados da Tabela 3.2 pode-se constatar que o mês onde se registou o valor de transmitância com a média mais baixa, foi o mês de fevereiro com 48%. Por outro lado, o mês com o valor médio de transmitância mais elevado foi dezembro com 67%. Refira-se, contudo, como defendem Jenkins *et al.* (2003) o desenvolvimento de bactérias de tipo filamentosas, com baixos valores de IVL associados, conseguem ter um bom poder depurativo da matéria orgânica e obter efluentes bastante clarificados. O problema associado ao excesso deste tipo de organismos no reator biológico é a fraca decantabilidade e o arrastamento de sólidos suspensos em situações de elevadas cargas hidráulicas, problemas na recirculação de lamas ou curto-circuitos hidráulicos.

### 3.4 Parâmetros quantificados em laboratório

Foram quantificados pelo laboratório da empresa Águas do Algarve S.A. parâmetros indispensáveis à operação do sistema de tratamento. Os seus resultados são apresentados de seguida

#### 3.4.1 Parâmetros analíticos no afluente bruto.

Na Tabela 3.3 são apresentados os resultados analíticos do efluente bruto. A tabela inclui o valor de projeto, valor médio máximo, mínimo o desvio padrão, número de amostragens e a data dos valores máximo e mínimo.

Tabela 3.3- Valores de projeto e resultados do controlo analítico no efluente bruto na ETAR de Ferreiras.

	Azoto total (mg/L-N)	CBO <sub>5</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	CQO (mg/L O <sub>2</sub> )	Fósforo total (mg/L-P)	SST (mg/L)
Valor de projeto	90	433	882	14	
Valor Médio	72	349	625	9	274
Valor Mínimo	54	160	270	7	150
Data do registo	05-01-2016	19-04-2016	19-04-2016	05-01-2016	19-04-2016
Valor Máximo	110	500	1000	12	440
Data do registo	01-03-2016	01-03-2016	01-03-2016	01-03-2016	01-03-2016
Desvio Padrão	31	299	620	4	320
N.º de Análises	6	10	10	6	10

Pela observação da Tabela 3.3 pode-se concluir que durante o período do ensaio, entre 01-12-2016 a 28-04-2016 as médias dos parâmetros CBO<sub>5</sub>, CQO, SST, N<sub>total</sub> e P<sub>total</sub>, foram inferiores às definidas como características pela CCDR Algarve na Licença de Descarga, e usados no projeto de execução da instalação. Verifica-se, no entanto, que o valor máximo foi superado no dia 01-03-2016. Refira-se que para salvaguardar estas situações, está previsto no Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de junho um número mínimo de amostras que poderão não estar conforme os VLE.

Quando a carga orgânica excede a capacidade de arejamento das turbinas, a oxidação da totalidade do afluente não é efetuada, e um efluente de menor qualidade será descartado para o meio recetor. Como referido, o oxigénio requerido deve satisfazer, além da matéria orgânica a oxidar, também a respiração endógena da biomassa existente no reator biológico, quando uma elevada carga orgânica afluente é associada a maiores concentrações de SSLM pode ocasionar piores performances na instalação.

A Tabela 3.4 exibida de seguida, apresenta os valores mensais da carga mássica de CBO afluente ao sistema de tratamento e a percentagem de tratamento utilizada.

Tabela 3.4- Valores de carga mássica em CBO<sub>5</sub> e capacidade de tratamento utilizada.

Data	Dez/15	Jan/16	Fev/16	Mar/16	Abr/16
Carga mensal de CBO <sub>5</sub> (Kg)	10921	15408	13302	16134	10653
Capacidade de tratamento utilizada para remoção da carga orgânica (linha nova)	53%	75%	69%	78%	53%

Pelos resultados obtidos verificou-se que o valor máximo de capacidade de tratamento nunca foi ultrapassado, registando-se o valor mais elevado no mês de março com 78%, devido à influência de maiores concentrações de CBO<sub>5</sub> no afluente bruto, uma vez que foi o mês com a menor capacidade hidráulica utilizada. A carga de CBO é calculada através do produto do caudal e da concentração de CBO<sub>5</sub> afluentes ao sistema. O valor mínimo registou-se nos meses de dezembro e abril com 53% de capacidade de utilização.

### 3.4.2 Parâmetros analíticos no afluente tratado

A Tabela 3.5 mostrada em seguida, apresenta os valores médio, máximo, mínimo e desvio padrão apurados no controlo analítico para o efluente, na saída da lagoa de maturação (local de descarga final) da ETAR de Ferreiras.

Tabela 3.5- Resultados analíticos no afluente tratado.

Parâmetro	Valor Médio	Valor Mínimo	Data do registo	Valor Máximo	Data do registo
CBO <sub>5</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	10	10	01/12/2015	10	11/04/2016
CQO (mg/L O <sub>2</sub> )	32	21	19/01/2016	48	08/03/2016
Coliformes fecais (NMP/100ml)	1825	51	01/12/2015	11000	05/01/2016

Como verificado na Tabela 3.5 o valor de CBO<sub>5</sub> observado foi em todas as amostragens de 10 mg/L O<sub>2</sub> (limite mínimo de deteção do método), e o valor máximo de CQO foi de 48 mg/L O<sub>2</sub> no dia 08-03-2016, portanto dentro dos Valores Limite de Emissão da licença de descarga. Em relação ao parâmetro coliformes fecais, o valor máximo de 11000 NMP/100 ml superou o valor limite de emissão da licença de descarga fixado em 2000 NMP/100 ml de amostra. Em relação aos nutrientes azoto total e fósforo total, embora não estando contemplados na licença de descarga, as médias foram inferiores aos valores impostos pelo DL n.º152/97 de 19 de junho de 10 mg/L-N e 2 mg/L-P respetivamente.

A Figura 3.6 apresentada em seguida revela as concentrações registadas nos afluentes bruto e tratado na ETAR de Ferreiras. Salienta-se pela observação da Figura 3.6, alguma variabilidade nos resultados analíticos no caudal afluente, onde se destaca a concentração de CQO no mês de março atingindo o valor máximo de 1000 mg/L. Estas concentrações elevadas podem estar na origem do incumprimento verificado neste parâmetro no dia 14-03-2016.

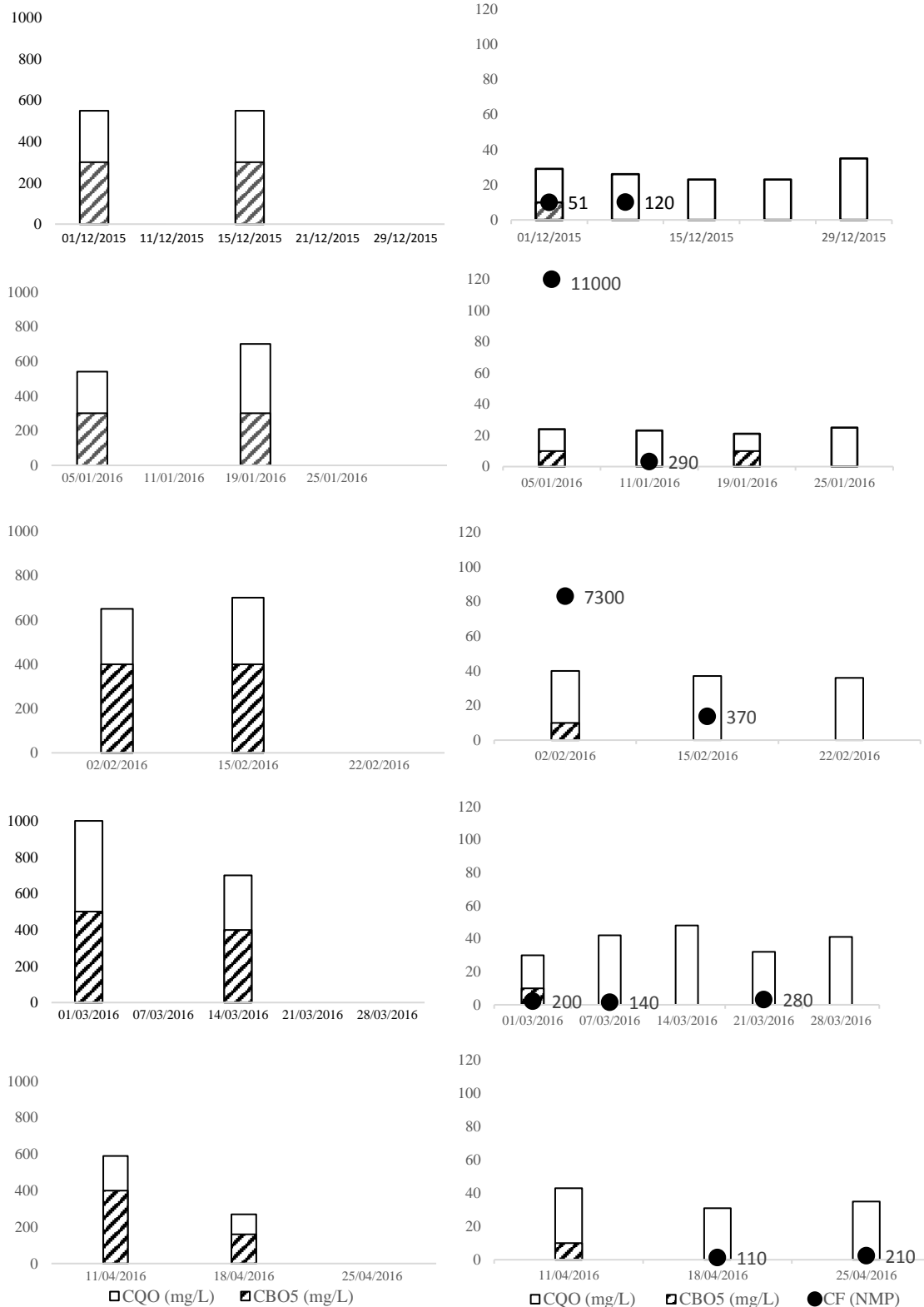


Figura 3.6- Resultados de contro analítico dos parâmetros CBO<sub>5</sub>, CQO e Coliformes fecais nos efluentes bruto e tratado.

A lagoa de maturação, local de descarga da ETAR de Ferreiras sofre em períodos de precipitação atmosférica forte, a afluência de caudal proveniente da pluviosidade. Estas

águas são também elas portadoras de grandes quantidades de poluentes. Cargas orgânicas e matéria de origem fecal podem assim influenciar os resultados das amostragens neste ponto.

### 3.4.3 Parâmetros analíticos no reator biológico

A Figura 3.7 seguinte apresenta a concentração dos sólidos suspensos no licor misto do reator biológico e os valores máximo e mínimo aconselhados por (EPA, 1997) para este tipo de tratamento biológico.

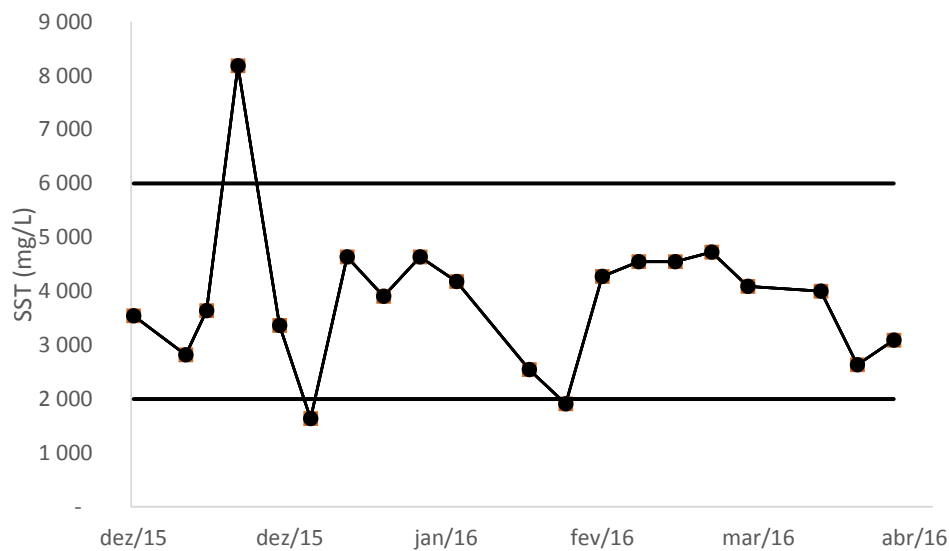


Figura 3.7- Concentração de SST no licor misto do reator biológico durante o período experimental.

Analisando a Figura 3.7, podemos observar que a concentração de SST no licor misto se situou entre os 8182 mg/L no dia 21-12-2015 e os 1636 mg/L no dia 04-01-2016. Verifica-se que os limites máximos e mínimos propostos pela EPA (1997) para tratamento de efluentes por lamas ativadas em regime de baixa carga foram ultrapassados. A oscilação na concentração de biomassa no licor misto, pode ser prejudicial devido à constante alteração de condições, e conseqüentemente variação nas espécies existentes.

#### 3.4.4 Parâmetros analíticos nas lamas em excesso.

A Figura 3.8 apresentada em seguida, ilustra a concentração de Sólidos totais presentes nas lamas em excesso removidas do sistema.

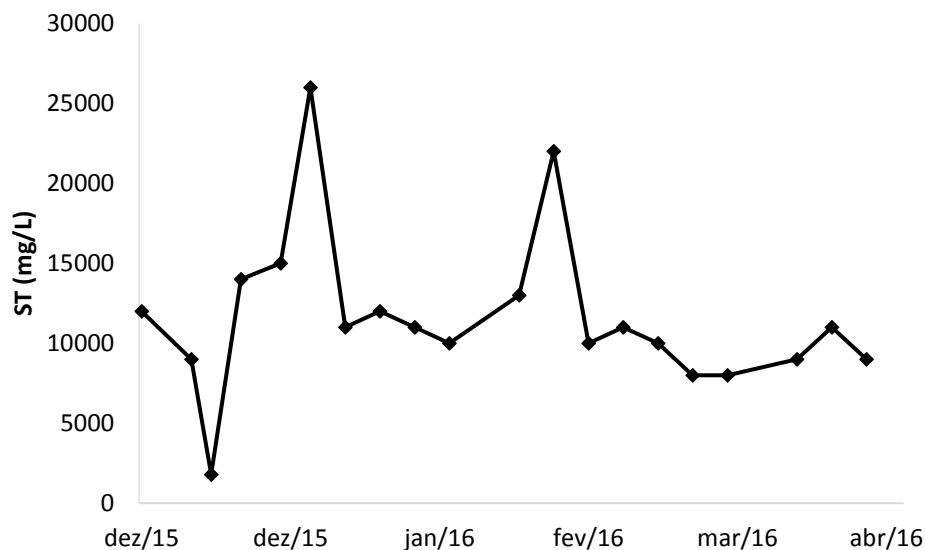


Figura 3.8- Concentração de sólidos totais nas lamas em excesso.

Pela observação da Figura 3.8 pode-se constatar a variação na concentração de sólidos totais nas lamas em excesso. Estes variaram entre os 1800 mg/L registrados no dia 15-12-2015 e os 26000 mg/L no dia 04-01-2016. Refira-se que na instalação não existe espessamento independente e, a alimentação da unidade de desidratação é feita diretamente do decantador, em tubagem comum à recirculação de lamas para o reator biológico. Para maximizar a etapa de desidratação é fundamental concentrar as lamas no decantador o que pode passar por reduzir ao mínimo a recirculação de lamas. Esta operação reduz de forma considerável as lamas no licor misto originando alguma variação nas condições de operação da ETAR.

#### 3.5 Indicadores de controlo processual

Os parâmetros processuais são de extrema importância na avaliação do desenvolvimento da instalação. A Tabela 3.6 apresenta os resultados médios de alguns destes indicadores.

Tabela 3.6 Principais indicadores de processo.

Data	Dez/15	Jan/16	Fev/16	Mar/16	Abr/16
Idade das lamas (dias)	41	27	14	30	20
IVL	211	222	248	170	224
Taxa de Recirculação	74%	52%	69%	76%	80%

Pela análise da tabela pode-se verificar que a idade das lamas variou entre 41 dias em dezembro e 14 dias em fevereiro. O teste IVL entre 248 em fevereiro e 179 em março e a taxa de recirculação entre 52% em janeiro e 80% em abril.

A idade das lamas para as ETAR com tipos de tratamento por baixa carga ou arejamento prolongado, deve segundo Seviour & Blackall (1999), estar compreendida entre os 20 e os 40 dias, próximo do máximo registado em dezembro de 2015. Por outro lado, segundo EPA (1997) o tempo máximo de retenção das lamas no sistema deveria situar-se nos 30 dias, valor bastante abaixo dos 41 dias registados em dezembro, o que poderá reduzir a disponibilidade de oxigénio.

De modo contrário, no mês de fevereiro a idade das lamas foi de 14 dias, o que é consideravelmente abaixo do limite inferior recomendado pelos autores acima citados. Apesar de unicamente no mês de fevereiro, a instalação ter funcionado com a idade de lamas em média inferior ao recomendado pela bibliografia, dá-se ênfase ao facto de esta ser bastante variável semanalmente.

É também de extrema importância, especialmente por não ser mensurável, a perda de lamas do decantador por arrastamento de sólidos, quer devido a cargas hidráulicas elevadas, avarias mecânicas ou erros de operação. Esta perda de lamas pelo decantador interfere com a quantificação da idade das lamas, e pode estar na origem do elevado valor de dezembro.

#### Recirculação Interna

Durante os meses da experiência, a taxa de recirculação variou entre os 52% em janeiro e os 80% em abril, o que está de acordo com a EPA (1997), e com os dados de projeto. A taxa de recirculação deve ser mantida entre 0,5 e 1. A recirculação de lamas na ETAR de

Ferreiras é ajustada de modo manual com a ajuda de um variador de velocidade. Normalmente a velocidade de funcionamento da bomba de recirculação é mantida constante no mínimo da frequência aconselhada pelo fabricante. Esta é acelerada sempre que o manto de lamas ultrapassa uma determinada altura no decantador. Solução apresentada por Tilman (1996) para problemas relacionados com descarga de sólidos no efluente descarregado pelo decantador. Esta operação pode ter efeito negativo uma vez que aumenta a carga hidráulica no decantador, e ter efeito contrário ao esperado se for realizada por período elevados.

### Índice Volumétrico de Lamas (IVL)

Os resultados obtidos no IVL durante o período analisado, apresentam sistematicamente valores superiores a 150. Estes valores são sinónimo de fraca decantabilidade, o que está muitas vezes associado ao crescimento excessivo de bactérias filamentosas. Quando o crescimento destas espécies é em número elevado, tendem a tornar o floco hidrofóbico e a unirem-se a bolhas de ar (Jenkins *et al.*, 2003).

Este índice deve variar entre 50 e 150 ml/g, contudo o teste é bastante empírico e o seu resultado pode levar a erros de análise (WEF, 2007).

O crescimento excessivo de espécies filamentosas está normalmente relacionado com pouca disponibilidade de alimento proveniente do caudal afluente relativamente à biomassa existente no licor misto, ou seja, uma relação A/M (Alimento/Microrganismos) deficitária. Quando a quantidade de CBO é inferior de 0,1 Kg de CBO<sub>5</sub> por Kg SSV d no licor misto este fenómeno é potenciado. A ocorrência de “foaming” (aparecimento de espumas na superfície do reator biológico, devido ao aumento de espécies de bactérias tipo filamentosas) excessivo é ainda associado a idades de lamas elevadas (Pal *et. al.*, 2014). A redução da purga de lamas do sistema, implica o aumento da concentração de biomassa no reator biológico, o que reduz a relação A/M. Esta alteração não parece de acordo com os resultados obtidos, pois às oscilações na idade das lamas neste ensaio, não se associaram melhores índices de IVL.

Os resultados observados no controlo analítico durante o período experimental parecem estar de acordo com Pal *et. al.*, (2014) uma vez que, o valor A/M foi sempre inferior a 0,1.

### 3.6 Consumos energéticos

Os consumos energéticos totais, estimados na fase de arejamento, e os índices de desempenho kWh/m<sup>3</sup> de água tratada e kWh/Kg CBO removido são apresentados na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 Consumos energéticos e índices de desempenho.

Data	Dez/15	Jan/16	Fev/16	Mar/16	Abr/16
Energia total consumida na ETAR (kWh)	25 510	27 263	26 038	28 807	28 355
Energia estimada consumida na etapa de arejamento (kWh)	8525	9959	9895	10909	10319
% energia estimada consumida na etapa de arejamento	33%	37%	38%	38%	36%
kWh por m <sup>3</sup> de água tratada	0,70	0,56	0,78	0,80	0,75
kWh/Kg CBO removido	0,43	0,57	0,51	0,56	0,38

O consumo mensal total de energia da ETAR foi mais elevado em março, atingindo os 28807 kWh e o mais reduzido foi registado no mês de dezembro de 2015 com 25510 kWh. O valor de energia obtido pela análise do consumo, na fase de arejamento, verificada com o analisador de rede, foi de 22,4 kWh. Foi analisado apenas um dos dois arejadores e estimado o consumo de toda a fase de arejamento.

Em termos percentuais, a energia despendida com a fase de arejamento, variou entre os 33% em dezembro de 2015 e 38% em fevereiro e março de 2016. Esta está bastante abaixo dos 70% de energia consumida na fase de arejamento referida como observável em algumas ETAR (Asadi *et al.*, 2016). Os valores estimados encontram-se próximo dos consumos médios de energia elétrica mencionados por Williams (2008), nas ETAR dos EUA. Para estações municipais de tratamento de águas residuais, estes valores situam-se nos 40%.

Os autores Loubet *et al.*, (2014) compararam várias ETAR a nível mundial e depararam-se com valores entre 1,09 e 0,14 kWh/m<sup>3</sup>. Os valores deste ensaio estão dentro do esperado, registando um máximo de 0,8 kWh/m<sup>3</sup> no mês de março de 2016 e um mínimo de 0,56 kWh/m<sup>3</sup> registado em janeiro de 2016. Este bom desempenho no mês de janeiro pode estar relacionado com caudais provenientes de precipitação atmosférica, e concentrações inferiores em CBO, associadas a este tipo de efluentes. Uma vez que o sistema de arejamento é acionado pela concentração de amónia, menores concentrações deste composto no afluente melhora o índice kWh/ m<sup>3</sup>.

Em relação a este indicador kWh/Kg CBO removido parece ter havido alguma melhoria ao longo dos anos, pois em 1980 a comunidade europeia previa no seu relatório para as poupanças de energia em ETAR um consumo específico de 2 kWh/kg CBO removido (Andersson, 1980). Valores bastante superiores aos registados na ETAR de Ferreiras durante o ensaio.

A redução no consumo de energia na fase de arejamento, comparativamente a 2013 e 2015 foi de 53 e 50% respetivamente. Salienta-se o facto de nestes anos a ETAR funcionar com duas linhas de tratamento durante os períodos homólogos ao ensaio. Relativamente a consumos totais da ETAR, durante o ensaio observou-se uma redução de consumo energético na ordem dos 24%, quando comparada com a média dos últimos 3 anos.

### 3.7 Encargos financeiros associados ao arejamento

A Tabela 3.8 apresentada de seguida revela os encargos estimados com energia consumida pela fase de arejamento durante os meses em análise. Estão também apresentados na Tabela 3.8, os valores teóricos de energia necessária para oxidar a matéria orgânica, a estimativa do custo financeiro relacionado com a fase de arejamento e o indicador €/Kg CBO<sub>5</sub> removido.

Tabela 3.8 Tempo de arejamento, consumo energético estimado e custos associados.

Data	Dez/15	Jan/16	Fev/16	Mar/16	Abr/16
Tempo de funcionamento arejadores (h)	377,7	441,2	438,4	483,3	457,2
Energia estimada consumida na etapa de arejamento (kWh)	8525	9959	9895	10909	10319
Energia teórica estimada necessária na etapa de arejamento (kWh)	6656	9390	8107	9833	6492
Valor financeiro (€)	418	488	485	535	506
€/Kg CBO <sub>5</sub> removido	0,04	0,03	0,04	0,03	0,05

Pode-se constatar pela Tabela 3.8 que o tempo de arejamento mais elevado foi registado no mês de março e o mais reduzido no mês de dezembro. Na relação entre o tempo de funcionamento e o CBO removido, expresso em €/Kg CBO removido, o mês com a performance mais fraca foi abril com 0,05 €/Kg CBO removido, e o melhor desempenho nos meses de janeiro e março, com 0,03 €/Kg CBO removido.

Este rendimento inferior no mês de abril, seguido do mês de dezembro, parece estar relacionado com as temperaturas mais elevadas que se fizeram sentir no licor misto nos meses mencionados. Estatisticamente, observou-se uma correlação positiva-forte ( $r=0,75$ ) entre os tempos de arejamento, responsáveis pelo consumo energético, e a temperatura. Resultados que estão de acordo com o referido anteriormente, e onde se dá protagonismo a este parâmetro físico relativamente às taxas de oxidação da matéria orgânica carbonatada e azotada, e em que estas reações bioquímicas aumentam com a temperatura. Contrariamente ao defendido por Ratkovich *et al.*, (2013) que refere a redução da influencia da temperatura com o aumento do tempo de residência dos microrganismos, caso de um sistema de baixa carga ou arejamento prolongado utilizado neste ensaio, em que a idade das lamas é normalmente muito elevada. O mesmo autor salienta, contudo, que a temperatura afeta a viscosidade da solução (licor misto) o que altera a transferência de oxigénio do ar para o líquido e esta influência sim, pode aumentar as necessidades de oxigénio.

### 3.8 Emissões de carbono associadas

As emissões de carbono estimadas estão unicamente associadas à quantidade de energia elétrica utilizada para a oxidação da matéria orgânica. De acordo com a empresa fornecedora de energia elétrica, por cada kWh consumido, é libertado 381 g de CO<sub>2</sub>.

Os valores obtidos estão representados na Tabela 3.9.

Tabela 3.9 Quantidades de CO<sub>2</sub> libertada pelo consumo energético.

Data	Quantidade de CO <sub>2</sub> libertada na produção de energia elétrica (Kg)			Redução potencial estimada (Kg)
	Total da ETAR	Fase de arejamento	Teórica necessário à oxidação da matéria orgânica	
Dez/15	9745	3256	2543	714
Jan/16	10414	3804	3587	217
Fev/16	9947	3780	3097	683
Mar/16	11004	4167	3756	411
Abr/16	10831	3942	2480	1462

A quantidade de gases com efeito de estufa, libertada indiretamente, associada à produção de energia, que foi consumida na ETAR de Ferreiras pode ser observada na Tabela 3.9. Estes consumos estão diretamente relacionados com os tempos de arejamento. A potencial redução de CO<sub>2</sub> libertado na produção de energia elétrica para a fase de arejamento foi mais elevado no mês de abril, mês onde as restrições ao período de arejamento foram menos evidentes, uma vez que a partir de 15 de abril o arejamento poderia funcionar por 45 min sem interrupções. O mês de janeiro mostrou menores reduções potenciais de emissões de CO<sub>2</sub>, o que pode estar relacionado com períodos de pluviosidade.

## 4. Considerações finais

O tratamento das águas residuais descartadas é de extrema importância para a qualidade de vida do ser humano e qualidade dos ecossistemas. O consumo energético nesta etapa é normalmente responsável pelo maior consumo de todo o ciclo urbano da água. O fornecimento de oxigénio, é dentro do tratamento biológico de efluentes por lamas ativadas o processo unitário que requer maior quantidade energética, o que cimenta o facto de ser aqui que se deve começar, quando se pretende a redução nos custos financeiros por norma associados a consumos energéticos.

Durante o trabalho realizado percebeu-se a influencia da pluviosidade nos caudais afluentes à ETAR de Ferreiras. Um dos primeiros pontos na redução dos tempos de funcionamento dos arejadores, será a reabilitação da rede de drenagem, encaminhando o caudal de sumidouros e sargetas para a rede de pluviais e recuperando eventuais infiltrações na rede de esgotos. Como alternativa, a utilização da segunda linha de tratamento como bacia de equalização hidráulica durante períodos de pluviosidade intensa, pode ser uma solução válida.

Os resultados deste ensaio, conseguiu reduzir em 50% a energia consumida na fase de arejamento, contudo, a comparação foi efetuada com períodos homólogos em que as duas linhas de tratamento estavam em funcionamento, e não com uma única linha de tratamento como ocorreu durante esta experiência. A utilização de uma única linha de tratamento pode ser a maior vantagem em termos de redução dos custos financeiros associados ao consumo energético na fase de arejamento. Uma única linha de tratamento parece ter, durante a época baixa (outubro a junho), capacidade hidráulica e de arejamento suficientes para satisfazer as necessidades dos caudais afluentes à ETAR.

De referir que em termos de custos associados ao sistema RTC N-DN deverá ser tido em conta o custo de calibração da sonda AN-ISE. Esta foi acompanhada semanalmente com análises de amónia e nitratos que devem ser contabilizados financeiramente, assim como, os custos do técnico para a elaboração das análises e calibração da sonda. O valor alvo de amónia e nitratos e as restrições de tempos de arejamento e paragem, devem ser acompanhados para evitar o crescimento excessivo de bactérias do tipo filamentosas. O crescimento excessivo deste tipo de microrganismos pode piorar a qualidade da biomassa

do reator biológico reduzindo a sua capacidade de decantação. Uma melhoria poderia passar pela identificação e contagem das espécies de microrganismos existentes no licor misto do reator, e, caso sucedesse o crescimento excessivo de alguma espécie alterar as condições de funcionamento ou os valores alvo.

Outro dos fatores importantes para a otimização do arejamento é o bom funcionamento da fase sólida do tratamento. O funcionamento da unidade de desidratação é fundamental para manter constante o tempo de permanência das lamas no sistema e a concentração da biomassa no reator. A ocorrência de avarias, pode pôr em causa a estratégia de controlo operacional adotada.

O funcionamento das ETAR, utiliza e depende de uma grande quantidade de equipamentos eletromecânicos e eletrónicos, e não só do sistema de desidratação. A sua boa operação e manutenção é imprescindível para uma boa performance energética.

Outra solução para otimizar os tempos de arejamento e o consumo energético, pode passar pela aquisição de variadores de velocidade a instalar nos arejadores de superfície, uma vez que a sua potência é elevada para alguns períodos na época baixa, especialmente durante a noite. Este equipamento reduz também o consumo de energia, no início de cada período de funcionamento, fase em que o dispêndio energético é maior, e pode ainda reduzir o número de períodos de funcionamento por hora, aumentando o tempo de vida útil do equipamento.

A otimização do arejamento pode passar também, por instalar um sistema mais simples controlado pela concentração de oxigénio dissolvido nos tanques de arejamento. Este sistema pode permitir o arejamento em separado dos dois arejadores acionando o arejador que for necessário, podendo mesmo ser colocado um valor alvo diferente a que cada arejador tem que respeitar.

A redução da idade das lamas e manter a relação A/M reduzida pode levar à estabilidade das espécies no Licor Misto contribuindo para a otimização dos custos de exploração. Esta estratégia está condicionada pelo bom funcionamento da fase sólida pois a ETAR não está equipada com espessadores para armazenamento de lamas.

Relativamente a impactos ambientais, estes não se resumem apenas à proteção dos ecossistemas aquáticos, sendo globalmente discutido o problema das alterações climáticas, associado à libertação de gases com efeito de estufa, devido sobretudo a

queima de produtos petrolíferos. O aumento da temperatura média do planeta, a ocorrência de eventos climáticos extremos, como cheias e secas que aumentam a erosão dos solos e com isso a área das regiões áridas da Terra, são motivos suficientes para, além dos custos económicos, estas externalidades também serem consideradas nos custos totais. Refira-se que além do CO<sub>2</sub> libertado para a atmosfera resultante da degradação da matéria orgânica e consumo de energia eléctrica, o tratamento de águas residuais por lamas ativadas, também produz N<sub>2</sub>O como produto intermédio da degradação da amónia, especialmente na etapa de desnitrificação. A libertação deste gás deve ser levada em consideração quando se estipulam os Valores Alvo de O<sub>2</sub> ou azoto a respeitar, e não só a quantidade de CO<sub>2</sub> libertado pela produção de energia eléctrica.

## Bibliografia

- Águas do Algarve (2017). Infraestruturas do Sistema Multimunicipal de Saneamento de Água. Acedido em 20-05-2017. Disponível em <http://www.aguasdoalgarve.pt/content/infraestruturas-do-sistema-multimunicipal-de-saneamento-de-agua>.
- Ahn, Y. H. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, 41(8), 1709–1721. <http://doi.org/10.1016/j.procbio.2006.03.033>.
- Åmand, L., & Carlsson, B. (2012). Optimal aeration control in a nitrifying activated sludge process. *Water Research*, 46(7), 2101–2110. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.023>
- Anderson L. G., (1980). Energy Savings at Wastewater Treatment Plants- Final Report. Commission of the European Communities.
- Asadi, A., Verma, A., Yang, K., Mejabi, B. (2016). Wastewater treatment aeration process optimization: A data mining approach. *Journal of Environmental Management*. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.047>.
- Bozkurt, H., van Loosdrecht, M. C. M., Gernaey, K. V., & Sin, G. (2016). Optimal WWTP process selection for treatment of domestic wastewater – A realistic full-scale retrofitting study. *Chemical Engineering Journal*, 286, 447–458. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2015.10.088>.
- Campos J.L., Valenzuela-Heredia D., Pedrouso A., Val del Río A., M. Belmonte M., Mosquera-Corral A. (2016). Greenhouse Gases Emissions from Wastewater Treatment Plants: Minimization, Treatment, and Prevention. *Journal of Chemistry* Volume 2016, Article ID 30796352 <http://dx.doi.org/10.1155/2016/3796352>.
- CCDR Algarve. (2008). Licença de Descarga no 10-AR/2008.
- Census (2011). Acedido a 12-05-2017, disponível em [http://censos.ine.pt/xportal/xmain?xpid=CENSOS&xpgid=ine\\_censos\\_publicacoes](http://censos.ine.pt/xportal/xmain?xpid=CENSOS&xpgid=ine_censos_publicacoes)
- Cooper, P. F. (2001). Historical aspects of wastewater treatment. *Decentralised Sanitation and Reuse, Concepts, Systems and Implementations*, 11–38. Disponível em <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/leeds/cooper.pdf>.

- Davis M. (2002). *Wastewater Engineering. Design Principles and Practice*. Michigan State University. ISBN: 978-0-07-171385-6.
- Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de junho (1997). Ministério do Ambiente. Diário da República, 1.<sup>a</sup> série A – nº 139.
- Decreto-lei nº 379/93 de 3 de dezembro (1993). Ministério do Ambiente e Recursos Naturais. Diário da República, 1.<sup>a</sup> série – nº259.
- Decreto-lei nº 92/2013 de 11 de julho (2013). Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Diário da República, 1.<sup>a</sup> série – nº132.
- DEP (2009). *Notes on Activated Sludge Control*. State of Maine, Department of Environmental Protection. Acedido a 23-05-2017. Disponível em [http://www.maine.gov/dep/water/wwtreatment/activated\\_sludge\\_process\\_control.pdf](http://www.maine.gov/dep/water/wwtreatment/activated_sludge_process_control.pdf)
- Despacho n.º 15793-D/2013 (2013) Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia. Diário da República, 2.<sup>a</sup> série — N.º 234.
- Ding, A., Qu, F., Liang, H., Ma, J., Han, Z., Yu, H., ... Li, G. (2013). A novel integrated vertical membrane bioreactor (IVMBR) for removal of nitrogen from synthetic wastewater/domestic sewage. *Chemical Engineering Journal*, 223, 908–914. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2013.01.096>.
- Diretiva 2005/32/CE (2005) Parlamento Europeu e Do Conselho de 6 de julho.
- Diretiva 91/271/CEE (1991) Jornal Oficial das Comunidades Europeias. N° L 135/40.
- Drechsel, P., Qadir, M., & Wichelns, D. (2015). Wastewater: Economic asset in an urbanizing world. *Wastewater: Economic Asset in an Urbanizing World*, 1–282. <http://doi.org/10.1007/978-94-017-9545-6>.
- Eaton, A. D., L. S. Clesceri, E. W. Rice, A. E. Greenberg, and M. A. H. Franson. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater: Centennial edition*. Washington DC: American Public Health Association. 1368 p.
- ERSAR. (2015). *Relatório Anual de Serviços de Águas e Resíduos em Portugal Vol. 19 No.3 (Vol. 1)*.
- EPA (1997) *Wastewater Treatment Manuals. Primary, Secondary and Tertiary Treatment*. Wexford. ISBN 1 899965 46 7.

- EPA (2013). Emerging Technologies for Wastewater Treatment and In-Plant Wet Weather Management, 188. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Feo G., Antoniou G.P., Mays W., Gragoni W., Franz F., El-Gohary F., Laureano P., Kanetaki E., Zheng X.Y., Angelakis A. (2014) Hand book of Engineering Hidrology. Historical Development os Wastewater Management. doi: 10.1201/b16766
- Fernandes E., (1999). Estatística Aplicada. Universidade do Minho, Braga.
- Francisco, M., Skogestad, S., & Vega, P. (2015). Model predictive control for the self-optimized operation in wastewater treatment plants: Analysis of dynamic issues. *Computers & Chemical Engineering*, 82, 259–272. <http://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2015.07.003>
- Gallego, A., Hospido, A., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2008). Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(6), 931–940. <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.02.001>
- Gillot, S., De Clercq, B., Defour, F., Gernaey, K., Vanrolleghem, P., Jeppson, U., ... Olsson, G. (1999). Optimization of Wastewater Treatment Plant Design and Operation using Simulation and Cost Analysis. WEF Conference and Exposition, (January 2016), 9–13.
- Google (2017). Mapa ETAR de Ferreiras. Acedido a 23-05-2017. Disponível em: <https://www.google.pt/maps/@37.1155206,-8.2456997,306m/data=!3m1!1e3>
- Hach (2013) RTC-N/DN Real-Time Nitrification/Denitrification. Acedido a 21-05-2017 Disponível em <https://www.hach.com/asset-get.download.jsa?id=17815389121>
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C. K., ... de Bund, W. Van. (2010). The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*, 408(19), 4007–4019. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., & Sala-Garrido, R. (2010). Economic valuation of environmental benefits from wastewater treatment processes: An empirical approach for Spain. *Science of the Total Environment*, 408(4), 953–957. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.028>

- Horne, S. (2014). Energy efficient system design for wastewater treatment plants :, (June), 1–7.
- Hreiz, R., Latifi, M. A., & Roche, N. (2015). Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. *Chemical Engineering Journal*, 281, 900–920. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2015.06.125>
- Imam, E. H., & Elnakar, H. Y. (2014). Design flow factors for sewerage systems in small arid communities. *Journal of Advanced Research*, 5(5), 537–542. <http://doi.org/10.1016/j.jare.2013.06.011>
- IWA (2017). Activated Sludge Process. International Water Association. Acedido em 23-05-2017. Disponível em <http://www.iwapublishing.com/news/activated-sludge-process>.
- Jenkins, D., Richard, M. J., & Daigger, G. (2003). *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming and other Solids Separation Problems* (3rd ed.). Lewis.
- Karpinska, A. M., & Bridgeman, J. (2015). CFD-Aided Modelling of Activated Sludge Systems – A Critical Review. *Water Research*, 88, 861–879. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.008>
- Kim, D., Bowen, J. D., & Ozelkan, E. C. (2015). Optimization of wastewater treatment plant operation for greenhouse gas mitigation. *Journal of Environmental Management*, 163, 39–48. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.005>
- Lei nº 58/2005 de 29 de dezembro (2005). *Diário da República 1ª Série 1 A nº249*.
- Lin, S. D. (2007). *Water and Wastewater Calculations Manual*. (McGraw-Hill, Ed.) Chemistry & biodiversity (Vol. 1). <http://doi.org/10.1036/0071476245>
- Lofrano, G., & Brown, J. (2010). Wastewater management through the ages: A history of mankind. *Science of The Total Environment*, 408(22), 5254–5264. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.062>
- Loubet, P., Roux, P., Loiseau, E., & Bellon-Maurel, V. (2014). Life cycle assessments of urban water systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Water Research*, 67(0), 187–202. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.048>

- Malik, O. A., Hsu, A., Johnson, L. A., & de Sherbinin, A. (2015). A global indicator of wastewater treatment to inform the Sustainable Development Goals (SDGs). *Environmental Science & Policy*, 48, 172–185. <http://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.01.005>
- 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. Encontro nacional de saneamento básico; simpósio luso-brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 10, Braga, 2002 – “Uso Sustentável da Água: actas” (1), 1–15.
- Meijer, S. C. F. (2004). Theoretical and practical aspects of modelling activated sludge processes. Delft University of Technology, The Netherlands. Disponível em [http://repository.tudelft.nl/assets/uuid:e0d5af2b-7bf6-4cd8-9a22-aac3f8d112fe/as\\_meijer\\_20040427.pdf](http://repository.tudelft.nl/assets/uuid:e0d5af2b-7bf6-4cd8-9a22-aac3f8d112fe/as_meijer_20040427.pdf)
- Mittal, A. (2011). Biological wastewater treatment. Disponível em <http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0647/98037263-d.html>
- Ozturk, M. C., Serrat, F. M., & Teymour, F. (2015). Optimization of Aeration Profiles in the Activated Sludge Process. *Chemical Engineering Science*, 139, 1–14. <http://doi.org/10.1016/j.ces.2015.09.007>
- Pal, P., Khairnar, K., & Paunikar, W. N. (2014). Causes and remedies for filamentous foaming in activated sludge treatment plant, 16(4), 762–772.
- Pato, J. H. (2011). História das políticas públicas de abastecimento e saneamento de águas em Portugal.
- PEAASAR (2006). Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2007–2013. Lisboa (Portugal), Ministério do Ambiente. <http://doi.org/978-989-8097-00-2>.
- Perera, P., & Baudot, B. (2001). Processos extensivos de tratamento das águas residuais.
- Pretel, R., Robles, A., Ruano, M. V., Seco, A., & Ferrer, J. (2016). Economic and environmental sustainability of submerged anaerobic MBR-based (AnMBR-based) technology as compared to aerobic-based technologies for moderate-/high-loaded urban wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 166, 45–54. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.004>
- Pridesa. (1999). Remodelação ETAR de Ferreiras (No. III).

- Ratkovich, N., Horn, W., Helmus, F. P., Rosenberger, S., Naessens, W., Nopens, I., & Bentzen, T. R. (2013). Activated sludge rheology: A critical review on data collection and modelling. *Water Research*, 47(2), 463–482. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.021>
- Rivas, A., Irizar, I., & Ayesa, E. (2008). Model-based optimisation of Wastewater Treatment Plants design. *Environmental Modelling and Software*, 23(4), 435–450. <http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.06.009>
- RTI (2010) Greenhouse Gas Emissions Estimation Methodologies for Biogenic Emissions from Selected Source Categories: Solid Waste Disposal Wastewater Treatment Ethanol Fermentation. Research Triangle Institute. Disponível em [https://www3.epa.gov/ttnchie1/efpac/ghg/GHG\\_Biogenic\\_Report\\_draft\\_Dec1410.pdf](https://www3.epa.gov/ttnchie1/efpac/ghg/GHG_Biogenic_Report_draft_Dec1410.pdf)
- Schmidt, L., Ferreira, J. G. (2013). A governança da água no contexto de aplicação da Directiva Quadro da Água?. VIII Congresso Ibérico de Gestão e Planeamento da Água. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 5-7 de dezembro de 2013., (2013), 5–7.
- Seviour, R. J., Blackall, L. L. (Eds.). (1999). *The Microbiology of Activated sludge*.
- Tchobanoglous, G., Franklin, L. B., Stensel, H. D. (2003). *Wastewater Engineering (4a)*.
- Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., Schertenleib, R. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. Development, 180. <http://doi.org/SAN-12>
- UNEP. (2007). *Global environmental outlook, GEO 4. State-and-trends of the environment*. UNEP. <http://doi.org/10.2307/2807995>
- WEF. (Eds) (2005). *Clarifier Design. Manual of Practice n° 8 Alexandria USA*. DOI: 10.1036/0071464166
- WEF. (Eds) (2007). *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants*. (W. Press, Ed.) (6a, Vol. I). WEF.
- Westerling, K. (2014). *Biological Treatment 101: Suspended Growth Vs Attached Growth*. Acedido a 17-01-2016 disponível em <http://www.wateronline.com/doc/biological-treatment-suspended-growth-vs-attached-growth-0001>.
- William S. (2008). *Energy usage comparison between activated sludge treatment and rotating biological contactor treatment of municipal wastewater*. Disponível em <http://williams-works.com/articles/RBC%20v%20AS%20energy%20comparison.pdf>

- Wolfe P. (1999). History of Wastewater. World of Water 2000-The Past, Present and Future. Water World/Water and Wastewater International Supplement to PennWell Magazines, Tulsa, OH, USA,
- Wood, A., Blackhurst, M., Hawkins, T., Xue, X., Ashbolt, N., Garland, J. (2015). Cost-effectiveness of nitrogen mitigation by alternative household wastewater management technologies. *Journal of Environmental Management*, 150, 344–354. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.002>
- Zhou, Z., Shen, X., Jiang, L.-M., Wu, Z., Wang, Z., Ren, W., Hu, D. (2015). Modeling of multimode anaerobic/anoxic/aerobic wastewater treatment process at low temperature for process optimization. *Chemical Engineering Journal*, 281, 644–650. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2015.07.017>.