



CÁTIA INÊS CUNHA PATRÃO

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente

OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE AREJAMENTO EM ETAR DE LAMAS ATIVADAS

MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE,
PERFIL DE ENGENHARIA SANITÁRIA

Universidade NOVA de Lisboa
Março, 2023



OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE AREJAMENTO EM ETAR DE LAMAS ATIVADAS

CÁTIA INÊS CUNHA PATRÃO

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente

Orientador: Eng.º José Manuel S. N. Correia Alves,
Águas do Norte, Grupo Águas de Portugal

Coorientadora: Prof(a). Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral,
Professora Associada, Universidade NOVA de Lisboa

Júri:

Presidente: Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra
Mano,

Professor Auxiliar da Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade NOVA de Lisboa

Arguente: Prof. Doutor José Manuel Leitão Sardinha,

Professor Auxiliar Convidado da Faculdade de Ciências e Tecnologia
da Universidade NOVA de Lisboa

Vogal: Prof.^a Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral,
Professora Associada da Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade NOVA de Lisboa

MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE,
PERFIL DE ENGENHARIA SANITÁRIA

Universidade NOVA de Lisboa
Março, 2023

OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE AREJAMENTO EM ETAR DE LAMAS ATIVADAS

Copyright © CÁTIA INÊS CUNHA PATRÃO, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade NOVA de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Dedico aos meus avós,
por voltarem comigo às suas origens.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer à empresa Águas do Norte, do grupo Águas de Portugal, pela oportunidade dada para o desenvolvimento deste estudo. Agradeço ao meu orientador, o Eng.º José Correia Alves, Coordenador de Exploração das Águas do Norte, pela proposta de realização desta dissertação e pela sua disponibilidade para o esclarecimento de dúvidas.

Também ao serviço das Águas do Norte, agradeço ao Eng.º António Manuel Santos pelos ensinamentos das determinações laboratoriais, pela sua disponibilidade, em especial na recolha de amostras, como também na sua colaboração para o desenvolvimento da minha dissertação. À Eng.ª Margarida Santos e à Eng.ª Isabel Pereira pela disponibilização de dados e informações. Aos técnicos operários por toda a simpatia.

Quero agradecer, por todo o apoio prestado e compreensão, assim como, revisão da minha dissertação, à minha coorientadora, Professora Doutora Leonor Amaral.

Não podia deixar de agradecer à instituição que me proporcionou este percurso académico, a Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Agradeço a todo o corpo docente e não docente, desta faculdade, que me acompanhou, mas também aos meus colegas desta instituição.

De salientar, as minhas amigas, Margarida Ramalho e Marta Pereira pela vossa amizade excepcional. Agradeço também ao Tiago Rodrigues pela consultoria ao longo deste curso. À Ianize Cardoso, à Sofia Gouveia, à Viviana Matos, à Beatriz Valente e à Shelsia Lange pelo companheirismo e pelas videochamadas para partilhar as aventuras e dissabores da dissertação.

Agradeço ao Fábio Azedo pelo especial carinho, apoio e suporte emocional ao longo de toda esta jornada.

À parte desta instituição, houve pessoas que me apoiaram muito, mesmo com a minha falta de tempo, e às quais não posso deixar de agradecer, à Sofia Teixeira, à Valeriya e Viktoriya Bondar e à Inês Gonçalves.

Por último e mais importante, quero agradecer à minha família. Aos meus pais e irmão pelo amor e apoio incondicional. Em especial, agradecer todo o carinho e amor dos meus avós, a quem dedico esta dissertação, por alinharem em embarcar comigo nesta aventura de voltar às origens.

RESUMO

Tratar devidamente as águas residuais urbanas e industriais é o objetivo das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) tendo, como guia quanto à qualidade a atingir, os valores da legislação e das licenças de descarga para os parâmetros de qualidade da água do efluente tratado. Contudo, quando o tratamento tem de ser de elevada eficiência para cumprir os critérios de qualidade, o consumo energético é significativo, colocando, só por si, um outro problema.

Esta dissertação surgiu no âmbito da continuação de um trabalho de estágio na empresa Águas do Norte, do grupo Águas de Portugal, sendo que se decidiu contribuir para otimizar o processo de arejamento do tratamento por lamas ativadas, com base na necessidade de baixar os custos energéticos associados ao mesmo.

Para tal, foram escolhidas duas ETAR, consideradas representativas das restantes ETAR, do centro de exploração do Douro Sul, a ETAR de Vilar e a ETAR de Valdigem.

Para a execução do estudo, foi necessário planejar campanhas de amostragem e determinações laboratoriais, para desenvolver o trabalho nas ETAR referidas. Foram também determinados os caudais e cargas de poluentes afluentes às ETAR, os parâmetros como F/M e f_v no reator biológico e, por fim, as necessidades de arejamento.

Assim, a caracterização das ETAR ajudou a conhecer melhor os afluentes brutos e os efluentes tratados, registando-se que o cumprimento do VLE nem sempre foi respeitado no período considerado em ambas as ETAR.

A ETAR de Vilar tem um afluente de fraca biodegradabilidade, valores baixos de concentração de CBO_5 em relação aos da CQO, resultado que pode ser explicado devido ao longo percurso que percorre até à ETAR com a passagem por, no máximo 23 EE, podendo

ainda haver outra explicação possível associada à presença de descargas industriais ou de fossas sépticas.

Em relação à ETAR de Valdigem, o seu afluente bruto apresentou uma biodegradabilidade baixa em certas horas do período de amostragem, podendo ser consequência de uma descarga industrial efetuada nesse dia. Esta instalação demonstrou, como esperado, que respeita a uma pequena população, o que é visível pelo comportamento de rotina ao longo do dia a ir de encontro com o comportamento comum de uma população e apresentando um fator de ponta elevado e poucas horas de afluência significativa.

Estas características das ETAR refletiram-se nas suas necessidades de oxigénio. A ETAR de Vilar revelou necessitar de mais arejamento comparativamente e o que deverá ser estudado. Enquanto a ETAR de Valdigem evidenciou estar com arejamento em excesso. Assim, a otimização deste processo necessitará de uma continuação deste estudo, com mais campanhas e com tentativas de implementação de medidas corretivas, no terreno.

Palavras-chave: Águas residuais, lamas ativadas, arejamento, arejamento prolongado, otimização do arejamento, tarifas energéticas, necessidades de oxigénio

ABSTRACT

Treating urban and industrial wastewater properly is the goal of the Wastewater Treatment Plants (WWTP). WWTP uses, as a guide as to the quality to be achieved, the values in legislation and discharge licences for the water quality parameters of the treated effluent. However, when the treatment needs to be of high efficiency to meet the quality criteria, energy consumption is significant, posing another problem.

This dissertation arose in the scope of the continuation of an internship work in Águas do Norte, part of the Águas de Portugal group. It was decided there was a need to optimize the aeration process of the activated sludge treatment, based on the need to lower the energy costs associated with it.

For this purpose, two WWTPs were considered representative of the remaining WWTPs from the Douro Sul operation center, were chosen: The Vilar and Valdigem WWTPs.

For the execution of the study, it was necessary to plan sampling campaigns and laboratory determinations, to develop the work in the referred WWTPs. The flows and loads of pollutants flowing into the WWTP, parameters such as F/M and volume load in the biological reactor and the aeration needs were also determined. This way, the characterization of the WWTPs helped to better understand the raw effluents and treated effluents, noting that compliance with the discharge limit value (DLV) was not always respected in the period considered in both WWTPs.

Vilar's WWTP has an affluent with low biodegradability, low concentration values of BOD₅ in relation to COD, a result that can be explained by the long route to the WWTP, passing

through at most 23 pumping stations, with another possible explanation associated with the presence of industrial discharges or septic tanks.

Regarding the Valdigem's WWTP, its raw effluent showed low biodegradability in certain hours of the sampling period, which may be the result of an industrial discharge made that day. This plant showed, as expected, that it concerns a small population, which is visible by the routine behavior throughout the day, in line with the common behavior of a population and presenting a high peak factor and few hours of significant affluence.

These characteristics of the WWTPs were reflected in their oxygen requirements. The Vilar's WWTP showed a need for more aeration comparatively and this should be studied, while the Valdigem's WWTP showed to have excessive aeration. Thus, the optimization of this process will require a continuation of this study, with more campaigns and attempts to implement corrective measures in the field.

Keywords: Wastewater, activated sludge, extended aeration, aeration, aeration optimization, energy tariffs, oxygen needs

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Apresentação e enquadramento do tema.....	1
1.2 Âmbito e Objetivo.....	2
1.3 Organização da dissertação.....	3
2. REVISÃO DE LITERATURA	5
2.1 Tratamento da água residual.....	5
2.1.1 Tratamento biológico por lamas ativadas.....	8
2.2 Arejamento em lamas ativadas.....	9
2.2.1 Tipos de arejamento.....	10
2.3 Consumos energéticos.....	15
2.3.1 Consumos energéticos típicos em ETAR.....	15
2.3.2 Tarifários energéticos.....	18
2.4 Otimização energética do arejamento.....	19
2.4.1 Equipamentos de monitorização e controlo.....	20
2.4.2 Programas e algoritmos.....	23
3. METODOLOGIA	27
3.1 Descrição dos casos de estudo.....	30
3.1.1 Caso de estudo: ETAR de Vilar.....	30

3.1.2	Caso de estudo: ETAR de Valdigem.....	34
3.2	Caracterização do afluente bruto e do efluente tratado.....	37
3.3	Plano de campanhas e determinações laboratoriais.....	38
3.4	Parâmetros determinados em laboratório	40
3.4.1	Determinação da CQO.....	40
3.4.2	Determinação da CBO ₅	40
3.4.3	Determinação da MS e da MVS	42
3.4.4	Determinação do V30 e do IVL.....	43
3.5	Métodos de cálculo.....	43
3.5.1	Determinação dos caudais	43
3.5.2	Determinação da população equivalente.....	44
3.5.3	Determinações no reator biológico	44
3.5.4	Determinação das necessidades de arejamento.....	47
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49
4.1	ETAR de Vilar.....	49
4.1.1	Caracterização do afluente bruto e do efluente tratado	49
4.1.2	Campanha de amostragem 1).....	52
4.1.3	Campanha de amostragem 2).....	55
4.1.4	Necessidades de oxigénio	59
4.2	ETAR de Valdigem	61
4.2.1	Caracterização do afluente bruto e do efluente tratado	61
4.2.2	Campanha de amostragem 1).....	65
4.2.3	Campanha de amostragem 2).....	67
4.2.4	Necessidades de oxigénio	71
4.3	Síntese da análise de resultados	73
5.	CONCLUSÕES E ESTUDOS FUTUROS.....	77
5.1	Considerações finais.....	77

5.2	Perspetivas de trabalhos futuros.....	79
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 Arejamento por ar difuso	11
Figura 2.2 Arejador mecânico horizontal (rotor)	12
Figura 2.3 Arejador mecânico vertical de superfície (turbina).....	13
Figura 2.4 Agitadores com lâmina de banana instalados num sistema <i>Carrousel</i> [®] numa ETAR na Holanda.....	14
Figura 2.5 Procedimentos da determinação da CBO ₅ e da CQO por sondas ou por análise laboratorial.....	22
Figura 3.1 Desempenho anual do consumo energético específico da ETAR de Vilar.....	29
Figura 3.2 Linha de tratamento da fase líquida e sólida da ETAR de Vilar.....	32
Figura 3.3 Vala de oxidação da ETAR de Vilar.....	33
Figura 3.4 Linha de tratamento da fase líquida e sólida da ETAR de Valdigem.....	36
Figura 3.5 Reator biológico da ETAR de Valdigem.....	36
Figura 3.6 Trajetória do arejamento e o arejador <i>Flymarator</i> MK II do modelo A320 NS.....	37
Figura 3.7 Determinação da CBO ₅ com <i>Oxitop</i>	42
Figura 4.1 Caudal médio diário ao longo de um ano na ETAR do Vilar.....	49
Figura 4.2 Concentração média de CQO do AB e do ET e VLE ao longo de um ano na ETAR de Vilar.....	50
Figura 4.3 Concentração média de CBO ₅ do AB e do ET e VLE ao longo de um ano na ETAR de Vilar.....	51
Figura 4.4 Concentração média de SST do AB e do ET e VLE ao longo de um ano na ETAR de Vilar.....	52
Figura 4.5 Concentração de CQO do AB e do ET ao longo de 24 h na ETAR de Vilar.....	53
Figura 4.6 Carga de CQO ao longo do dia na ETAR de Vilar na campanha 1).....	54

Figura 4.7 Caudal horário e por tarifa energética ao longo das 24 h de amostragem na ETAR de Vilar.....	56
Figura 4.8 Carga afluyente de CBO ₅ e de CQO ao longo das 24 h de amostragem na ETAR de Vilar.....	57
Figura 4.9 Estimativa da população equivalente que, teoricamente, contribui para a produção da água residual encaminhada para a ETAR de Vilar.....	58
Figura 4.10 Oxigénio médio necessário ao longo do tempo por tarifa energética na ETAR de Vilar.....	59
Figura 4.11 Tempo necessário de arejamento para cada hora da tarifa energética na ETAR de Vilar.....	60
Figura 4.12 Potência de arejamento necessária na ETAR de Vilar.....	61
Figura 4.13 Caudal médio diário ao longo de um ano na ETAR de Valdigem.....	62
Figura 4.14 Concentração média de CQO do AB e do ET e VLE ao longo de um ano na ETAR de Valdigem.....	63
Figura 4.15 Concentração média de CBO ₅ do AB e do ET e VLE ao longo de um ano na ETAR de Valdigem.....	64
Figura 4.16 Concentração média de SST do AB e do ET e VLE ao longo de um ano na ETAR de Valdigem.....	64
Figura 4.17 Concentração de CQO do AB e do ET ao longo de 24 h na ETAR de Valdigem....	65
Figura 4.18 Carga de CQO ao longo do dia na ETAR de Valdigem na campanha 2).....	66
Figura 4.19 Caudal horário e por tarifa energética ao longo das 24 h de amostragem na ETAR de Valdigem.....	68
Figura 4.20 Carga afluyente de CBO ₅ e de CQO ao longo das 24 h de amostragem na ETAR de Valdigem.....	69
Figura 4.21 Estimativa da população equivalente que, teoricamente, contribui para a produção da água residual encaminhada para a ETAR de Valdigem.....	70
Figura 4.22 Oxigénio médio necessário ao longo do tempo por tarifa energética na ETAR de Valdigem.....	71
Figura 4.23 Tempo necessário de arejamento para cada hora da tarifa energética na ETAR de Valdigem.....	72
Figura 4.24 Potência de arejamento necessária na ETAR de Valdigem.....	73

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 Biodegradabilidade da matéria orgânica	6
Tabela 2.2 Composição típica de águas residuais urbanas afluentes a ETAR portuguesas.....	7
Tabela 2.3 VLE e percentagem mínima de redução de cada poluente.....	8
Tabela 2.4 Consumos médios energéticos em ETAR de diversos países.....	15
Tabela 2.5 Consumo energético em vários tipos de tratamento secundário em ETAR na África do Sul	16
Tabela 2.6 Caracterização energética de várias ETAR nacionais e internacionais.....	17
Tabela 2.7 Tipos de tensão e potências instaladas.....	18
Tabela 2.8 Benchmarking de algoritmos de controle do sistema de lamas ativadas.....	26
Tabela 3.1 Consumos energéticos específicos da ETAR de Valdigem	27
Tabela 3.2 Consumos energéticos específicos da ETAR de Vilar.....	28
Tabela 3.3 Freguesias e respetivo concelho das freguesias que drenam para a ETAR de Vilar	30
Tabela 3.4 População equivalente utilizada no dimensionamento da ETAR de Vilar	31
Tabela 3.5 Caudais médios e de ponta e cargas afluentes estipuladas no projeto da ETAR de Vilar	31
Tabela 3.6 Valores limite de emissão do efluente tratado para a ETAR de Vilar	32
Tabela 3.7 População equivalente utilizada no dimensionamento da ETAR de Valdigem	34
Tabela 3.8 Caudais médios e de ponta do projeto da ETAR de Valdigem.....	35
Tabela 3.9 Valores limite de emissão do efluente tratado para a ETAR de Valdigem	35
Tabela 3.10 Descrição das campanhas de amostragem.....	38
Tabela 3.11 Horário das tarifas energéticas para os dias úteis na época considerada de verão	39

Tabela 3.12 Guia de procedimentos para a determinação da CBO ₅ através do método <i>Oxitop</i>	41
Tabela 3.13 Parâmetros operacionais de sistemas de lamas ativadas	46
Tabela 4.1 Parâmetros analisados no reator biológico na ETAR de Vilar	54
Tabela 4.2 Relação entre a CQO e a CBO ₅ na ETAR de Vilar.....	55
Tabela 4.3 Parâmetros analisados no reator biológico na ETAR de Valdigem	66
Tabela 4.4 Relação entre a CQO e a CBO ₅ na ETAR de Valdigem.....	68
Tabela 4.5 Resumo da análise de resultados da caracterização da água residual e dos resultados das campanhas.....	74
Tabela 4.6 Resumo da análise de resultados das necessidades de oxigénio	75

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1 Consumo energético da ETAR de Valdigem em kWh/dia por tarifário no mês de julho de 2021.....	87
Anexo 2 Consumo energético da ETAR de Vilar em kWh/dia por tarifário no mês de julho de 2021.....	87
Anexo 3 Desenho de pormenor das valas de oxidação da ETAR de Vilar (vista de cima e corte longitudinal).....	88
Anexo 4 Desenho de pormenor do tanque aeróbio e do decantador da ETAR de Valdigem (vista de cima).....	88
Anexo 5 Desenho de pormenor do decantador da ETAR de Valdigem (corte transversal).....	89
Anexo 6 Amostrador da <i>WaterSam</i> [®] utilizado na recolha de amostras horárias de caudal.....	89
Anexo 7 Períodos tarifários aplicados pelo plano de eficiência e de produção de energia no Grupo Águas de Portugal.....	90
Anexo 8 Caudal horário do afluente bruto na ETAR de Vilar na campanha 1).....	91
Anexo 9 Histórico da razão entre MVS e MS da ETAR de Vilar.....	91
Anexo 10 Concentração de CQO e CBO ₅ ao longo do dia na ETAR de Vilar na campanha 2).92	
Anexo 11 Estimativa dos habitantes da freguesia de Ferreirim.....	92
Anexo 12 Estimativa dos habitantes da freguesia de Fonte Arcada.....	92
Anexo 13 Habitantes de cada freguesia que encaminham as suas águas residuais para a ETAR de Vilar.....	93
Anexo 14 Histórico da razão entre MVS e MS da ETAR de Valdigem.....	93
Anexo 15 Concentração de CQO e CBO ₅ ao longo do dia na ETAR de Valdigem na campanha 2).....	94
Anexo 16 Estimativa dos habitantes da freguesia de Valdigem.....	94

LISTA DE ABREVIACOES E ACRNIMOS

- AB – Afluente Bruto
- APA – Agência Portuguesa do Ambiente
- ASM – *Activated sludge models*
- AT – Alta Tensão
- BTE – Baixa Tensão Especial
- BTN – Baixa Tensão Normal
- $C_4H_8N_2S$ – *N-allythiourea*
- CBO – Carência Bioquímica em Oxignio
- CBO₅ – Carência Bioquímica em Oxignio em 5 dias
- CO₂ – Dióxido de Carbono
- COT – Carbono Orgânico Total
- CQO – Carência Química em Oxignio
- DLV – *Discharge Limit Value*
- EE – Estaces Elevatórias
- ERSE – Entidade Reguladora dos Serviços Energéticos
- ET – Efluente Tratado
- ETAR – Estaco de Tratamento de guas Residuais
- F/M – *Food/Microorganisms*
- fv – Carga volmica
- HP – Ano Horizonte de Projeto
- IL – Idade de Lamas
- IVL – ndice Volumétrico de Lamas
- IWA – *International Water Association*

MAT – Muito Alta Tensão
MPC – *Model Predictive Control*
MS – Sólidos Suspensos no Licor Misto
MT – Média Tensão
MVS – Sólidos Suspensos Voláteis no Licor Misto
NaOH – Hidróxido de Sódio
O₂ – Oxigénio
OD – Oxigénio Dissolvido
ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU – Organização das Nações Unidas
p.e – População equivalente
SCADA – *Supervisory Control and Data Acquisition*
SMEWW – *Standard Methods for the Water and Wastewater*
SST – Sólidos Suspensos Totais
SSV – Sólidos Suspensos Voláteis
SSnV – Sólidos Suspensos não Voláteis
SVI – *Sludge Volume Index*
Trh – Tempo de retenção hidráulico
UE – União Europeia
VFD – Acionador de Frequência Variável
VLE – Valor Limite de Emissão
WWTP - *Wastewater Treatment Plants*

INTRODUÇÃO

1.1 Apresentação e enquadramento do tema

Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU), o objetivo 6 - Água Potável e Saneamento, dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), representa a necessidade de gerir os recursos hídricos nas várias vertentes: água de abastecimento, água residual e água no ecossistema (Alabaster *et al.*, 2021).

Esta necessidade deve-se à importância de haver um uso sustentável da água no ciclo urbano, para que esta se encontre acessível em continuidade, qualidade e de forma universal. O sexto ODS também se relaciona com a gestão para que exista uma proteção do ecossistema aquático e terrestre através do uso equilibrado e equitativo da água (Oliveira & Navega, 2017).

O relatório da Comissão Europeia ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões informa que a Diretiva de Tratamento de Águas Residuais Urbanas tem a função de orientar a União Europeia (UE) para práticas isentas de poluição. Assim, os países da UE são coagidos a drenar e tratar as águas residuais dos seus aglomerados populacionais, para que estas não poluam, posteriormente, os meios recetores, como os rios, lagos, mares e aquíferos subterrâneos (European Commission, 2020).

A descarga de efluentes não tratados afeta os recursos hídricos devido à matéria orgânica em excesso, característica das águas residuais (domésticas, urbana, industriais ou outras), descarga essa que se encontra na origem de processos de eutrofização do meio, de acumulação de metais pesados, nutrientes e outros poluentes (Alabaster *et al.*, 2021; Kiselev *et al.*, 2021).

As Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) têm como principal objetivo tratar as águas residuais até atingir um determinado nível de qualidade. Contudo, quando o tratamento exige a obtenção de elevada qualidade, o consumo energético é significativamente

maior. A atual agenda de desenvolvimento sustentável tem abordado o tema da eficiência energética em ETAR, uma vez que é bastante relevante a relação qualidade e energia (Kiselev *et al.*, 2021).

Nos Estados Unidos, 30 a 40 % dos custos de operação e manutenção nas ETAR são referentes a custos energéticos. Na Índia, é correspondente a cerca de 30 a 60 % dos mesmos. Assim, com o aumento da população e com limites de descarga tendencialmente mais limitantes, começa a ser necessário aumentar a capacidade de tratamento das ETAR e torná-las energeticamente mais eficientes (Khatri *et al.*, 2020).

O tratamento da água residual por via biológica é amplamente utilizado em todo o mundo, uma vez que se tem demonstrado robusto, eficaz e económico (Khatri *et al.*, 2020). Este tratamento quando efetuado por sistemas de lamas ativadas é das etapas com maior consumo energético, cerca de 50 a 60 % do consumo total de uma ETAR. Isto deve-se, principalmente, à necessidade de arejar a água residual (Vivas *et al.*, 2021).

Sendo que, a necessidade real de oxigénio é muitas vezes difícil de ser estimada com elevada precisão, o que justifica que, em alguns casos, o arejamento possa ocorrer por excesso. Deste modo, é necessária a otimização desta fase do tratamento da água residual. A redução dos consumos energéticos conduzirá também a uma redução das emissões de dióxido de carbono (CO₂) para a atmosfera, contribuindo para a minimização da produção de gases responsáveis pelo efeito de estufa (Vivas *et al.*, 2021).

Assim, é de extrema relevância a operação do processo, de forma que se torne uma etapa eficaz e eficiente. Esta etapa deve assim remover os poluentes, com o objetivo de cumprir os valores limite legais, ao menor custo possível (Boavida, 2016).

1.2 Âmbito e Objetivo

Esta dissertação surgiu no âmbito da continuação de um trabalho iniciado aquando da realização de um estágio curricular na empresa Águas do Norte, do grupo Águas de Portugal, e relativo ao cálculo das necessidades de oxigénio nos reatores biológicos.

Deste modo, com esta dissertação pretende-se contribuir para otimizar o processo de arejamento do tratamento por processos de lamas ativadas, com base na necessidade de baixar os custos energéticos associados ao mesmo. Para tal, foram escolhidas duas ETAR urbanas, como casos de estudo, do centro de exploração do Douro Sul, nomeadamente as ETAR de Vilar e a ETAR de Valdigem.

1.3 Organização da dissertação

Esta dissertação foi organizada em cinco capítulos:

- Capítulo 1 – Introdução, onde é apresentada e enquadrada a temática da dissertação, bem como o âmbito e delineado o objetivo final, por fim, é descrita a organização da mesma;
- Capítulo 2 – Revisão de Literatura, neste capítulo pretendeu-se sintetizar conteúdos teóricos relevantes para suportar o estudo desenvolvido nesta dissertação. A revisão deu uma introdução ao tratamento em ETAR, em especial de lamas ativadas e também abordou o tipo de arejamento, os consumos energéticos das instalações e oportunidades de melhoria do tratamento com vista à otimização energética;
- Capítulo 3 – Metodologia, onde se descreve como se procedeu para a escolha dos casos de estudo e para definir os parâmetros que permitiram caracterizar as águas residuais de cada ETAR, como foram estabelecidas as campanhas de amostragem e respetivas determinações laboratoriais. No fim descreve-se como foram efetuados os cálculos apresentados nos resultados;
- Capítulo 4 – Resultados e Discussão da caracterização das águas residuais à entrada e à saída da ETAR, das duas campanhas de amostragem e das necessidades de oxigénio de ambas as ETAR em estudo. Neste capítulo também se apresenta um resumo final de algumas das principais conclusões retiradas;
- Capítulo 5 – Conclusões e Estudos Futuros, onde se expôs as principais considerações finais do estudo, sobre o requerimento de oxigénio de cada ETAR, e se propôs alguns estudos complementares a esta dissertação;
- Capítulo 6 – Referências Bibliográficas, onde a literatura consultada para a realização da dissertação se encontra listada.

2.1 Tratamento da água residual

As águas residuais urbanas são tratadas em Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) com o intuito de proteger a saúde humana e o ambiente. Essencialmente, as ETAR apresentam quatro etapas principais do tratamento (Anderson *et al.*, 2021; Asano *et al.*, 2007):

- O tratamento preliminar, para remover sólidos de grandes dimensões, areia e gorduras que poderiam originar, posteriormente, problemas operacionais;
- O tratamento primário, para a separação sólido-líquido, removendo assim os sólidos em suspensão;
- O tratamento secundário para através de processos biológicos remover, essencialmente, matéria orgânica biodegradável (em solução ou suspensão), seguida de uma outra separação sólido-líquido;
- O tratamento terciário/avançado, para remoção de nutrientes, como azoto, fósforo, entre outros, por via química e/ou também por via biológica; a desinfecção pode também pertencer a esta etapa.

A qualidade do afluente à ETAR varia ao longo do dia, com o dia da semana, mês e ainda com a época do ano. Para caracterização da matéria orgânica na água residual são utilizados parâmetros tais como a carência bioquímica em oxigénio (CBO), a carência química em oxigénio (CQO) e o carbono orgânico total (COT) (Asano *et al.*, 2007).

Isto porque, o principal problema de poluição pela descarga de água residual é o facto de conter matéria orgânica, que quando descarregada no meio, sem tratamento, diminui o nível de oxigénio dissolvido no mesmo, pelos processos metabólicos dos microrganismos aeróbios, levando à estabilização da matéria orgânica (von Sperling & Chernicharo, 2005).

A CBO₅ obtém-se, num dado volume padrão de água residual, através da medição durante 5 dias do oxigénio consumido pelos microrganismos na estabilização bioquímica da matéria orgânica, a uma temperatura de 20°C (von Sperling & Chernicharo, 2005).

A CQO pode também ser utilizada para caracterizar a água residual e ao contrário da CBO₅, pode ser determinada entre 2 e 3 h. Esta carência representa a quantidade de oxigénio para a estabilização química da matéria orgânica usando agentes oxidantes fortes em condições ácidas. Esta determinação não é afetada pela nitrificação, logo apenas se obtêm os resultados da oxidação da matéria carbonatada (von Sperling & Chernicharo, 2005).

A relação entre a oxidação bioquímica e a química pode estimar a biodegradabilidade dos poluentes (Płuciennik-Koropczuk & Myszograj, 2019). Na Tabela 2.1 estão apresentadas as gamas para a razão CQO/CBO₅ associadas a águas residuais urbanas, bem como a sua biodegradabilidade.

Tabela 2.1 Biodegradabilidade da matéria orgânica
(Adaptada de Płuciennik-Koropczuk & Myszograj, 2019)

Razão CQO/CBO ₅	Biodegradabilidade da matéria orgânica
<2	Facilmente biodegradável
2-2,5	Biodegradável
2,5-5	Biodegradação lenta
>5	Resistente à biodegradação

Quando a razão CQO/CBO₅ é superior a 2,5 pode indicar uma decomposição lenta e matéria orgânica dificilmente biodegradável, podendo indicar a afluência de caudais industriais nas águas residuais urbanas (Płuciennik-Koropczuk & Myszograj, 2019).

Além dos parâmetros já referidos, existe a necessidade de remover também os sólidos em suspensão, matéria orgânica solúvel, metais pesados, produtos químicos orgânicos tóxicos, azoto e fósforo. Os sólidos suspensos são categorizados como sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos não voláteis (SSnV) (Dionisi, 2017).

As concentrações dos poluentes nas águas residuais também dependem das características socioeconómicas da população, da rede de drenagem e do tipo de comércio e indústria presente na área (Metcalf & Eddy, 2014). A Tabela 2.2 apresenta intervalos de variação das concentrações dos poluentes CQO, CBO₅ e SST em ETAR urbanas portuguesas.

Tabela 2.2 Composição típica de águas residuais urbanas afluentes a ETAR portuguesas

(Adaptada de do Monte & Albuquerque, 2010)

Parâmetro	Intervalo de variação da concentração (mg/L)
CQO	746 - 1946
CBO ₅	444 - 1338
SST	90 - 430
SSV	34 - 109

A água residual contém também nutrientes, como o azoto e o fósforo. Estes são fundamentais para o crescimento dos microrganismos do tratamento biológico da ETAR, assim como para o crescimento de algas, podendo a descarga de efluentes com teores de azoto e fósforo, estarem associados a processos de eutrofização do meio se as águas residuais forem descarregadas sem tratamento (von Sperling & Chernicharo, 2005).

O azoto total é constituído por azoto orgânico, amónia, nitrito e nitrato. No meio recetor, a sua presença também leva ao consumo de oxigénio dissolvido ao estar associado a processos bioquímicos de transformação da amônia em nitrito e deste em nitrato (nitrificação) (von Sperling & Chernicharo, 2005).

No tratamento biológico, estas transformações consomem não só oxigénio, como alcalinidade. Para gerir o oxigénio e a alcalinidade, converte-se o nitrato em azoto gasoso (desnitrificação), de forma controlada uma vez que, quando efetuada de forma descontrolada, leva à destabilização da sedimentação da lama secundária (von Sperling & Chernicharo, 2005).

O fósforo existe na forma orgânica e inorgânica (ortofosfatos e polifosfatos) nas águas residuais, sendo grande parte do mesmo proveniente de detergentes. As moléculas de polifosfatos são mais complexas, têm mais do que um átomo de fósforo. Estas através de um processo lento de hidrólise, dão origem a ortofosfatos (von Sperling & Chernicharo, 2005).

De modo a haver uma maior prevenção da poluição no meio associada às descargas de águas residuais, as mesmas são controladas, impondo-se valores limite de emissão (VLE) a cada instalação, de acordo com o Decreto-Lei 236/98, de 1 de agosto. Os VLE são os níveis que cada substância não deve ultrapassar, considerando um certo período.

Assim, as águas residuais consideram-se que estão em conformidade quando todos os parâmetros têm uma média mensal inferior ou igual ao respetivo VLE da norma de descarga e quando o valor máximo de cada parâmetro não ultrapassa o dobro do valor limite. Contudo, a Agência Portuguesa do Ambiente – Administração da Região Hidrográfica do Norte pode exigir diferentes condições de qualidade. Os VLE e os níveis exigidos a cada ETAR estão

presentes na licença de descarga respetiva, emitida pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA).

Na Tabela 2.3 encontram-se apresentados os VLE e a percentagem mínima de redução de alguns poluentes para cada tipo de meio recetor, segundo o Decreto-Lei 152/97, de 19 de junho.

Tabela 2.3 VLE e percentagem mínima de redução de cada poluente

(Fonte: Barros, 2016)

Classificação da zona	Parâmetro de carga poluente	Concentração	Percentagem mínima de redução (%)
Zona Sensível	CBO ₅ a 20 °C sem nitrificação	25 mg O ₂ /L	70 - 90
	CQO	125 mg O ₂ /L	75
	SST	35 mg/L	90
	Fósforo total	2 mg/L	80
	Azoto total	15 mg/L	70 - 80
Zona menos sensível	Não obriga ao cumprimento da concentração acima exigidas. É apenas exigido que a descarga de água residual satisfaça as percentagens mínimas de redução definidas.		

2.1.1 Tratamento biológico por lamas ativadas

O tratamento biológico, pode ser de dois tipos: de biomassa em suspensão e de biomassa fixa (Machineni, 2019).

O tratamento biológico por lamas ativadas em águas residuais urbanas é bastante utilizado. Este tratamento consiste num reator biológico com biomassa suspensa, um decantador secundário, para a separação sólido-líquido, e um sistema de recirculação de lamas do decantador para o reator biológico. Este processo de tratamento tem como objetivo a remoção de carga orgânica, podendo promover também a remoção de azoto e de fósforo (Riffat, 2012).

No reator biológico, a água residual é arejada para que exista uma mistura e o fornecimento de oxigénio necessário à atividade microbológica. Assim, em condições aeróbias, os microrganismos conseguem degradar a matéria orgânica presente nas águas residuais. Após esta etapa, a água residual é encaminhada para o decantador secundário, onde

os sólidos sedimentam e, em parte, recirculam para o tanque de arejamento para manter a biomassa ativa no mesmo em níveis superiores aos que ocorreriam se não houvesse recirculação, permitindo assim que a volumetria dos reatores seja minimizada (Riffat, 2012).

O tratamento por lamas ativadas pode ser operado em baixa carga, média carga ou alta carga (Carty *et al.*, 1997).

O sistema de arejamento prolongado ou de baixa carga é geralmente aplicado em ETAR para pequenos aglomerados. Este opera com baixa carga volúmica e baixa carga mássica (F/M), mas com período de retenção hidráulico e idade de lamas mais elevados, em relação aos restantes modos de operação. Em baixa carga, também é possível operar sem tratamento primário contrariamente aos sistemas a operar em alta e média carga (Carty *et al.*, 1997).

As lamas ativadas quando são operadas em baixa carga apresentam pouco alimento para a grande quantidade de microrganismos presentes, originando assim "fome". Tal é a escassez de alimento, que quando comparado com a taxa de multiplicação dos organismos existe até o consumo de material celular morto, resultando numa menor quantidade de lamas produzidas (Carty *et al.*, 1997). Em baixa carga, o tempo de arejamento é maior, resultando em maiores consumos de oxigénio por unidade de carga orgânica removida (do Monte *et al.*, 2018a).

O tratamento em alta carga ou arejamento rápido é utilizado, normalmente, em águas residuais industriais e que requerem um pré-tratamento também biológico. Em alta carga, ao contrário da baixa carga, a carga orgânica é elevada e o tempo de retenção é baixo, assim é apenas removida a matéria orgânica facilmente oxidável, tipicamente 60 a 70% da CBO (Carty *et al.*, 1997).

No processo de arejamento convencional ou em média carga, a disponibilidade de alimento é menor comparando com o tratamento em alta carga. Em média carga a produção de lamas é menor que em alta carga, contudo tem maior rendimento na remoção da CBO₅ (do Monte *et al.*, 2018a).

2.2 Arejamento em lamas ativadas

O arejamento efetua-se com o objetivo de fornecer ar ou oxigénio para que os microrganismos aeróbios consigam degradar a matéria orgânica, bem como manter as suas atividades metabólicas de crescimento e o conteúdo do reator biológico agitado (Metcalf &

Eddy, 2003). Assim, a quantidade de oxigénio fornecida deve ser superior à quantidade de oxigénio consumida por estes organismos, para que exista em excesso, cerca de 0,5 a 2 mg/L de oxigénio dissolvido, garantindo a atividade dos mesmos (Riffat, 2012).

O oxigénio necessário depende do efluente e do tipo de reator. No entanto, em regime de alta carga estima-se que a necessidade possa ser até 100 mg/(L.h) e em baixa carga e média carga seja cerca de, respetivamente, 10 e 30 mg/(L.h) (Riffat, 2012).

O arejamento é, por vezes, efetuado por sistemas sobredimensionados e/ou em modo de controlo por períodos de *on/off*, sem que haja relação com o oxigénio que se encontra dissolvido na massa de água do reator. No entanto, um sistema de arejamento quando operado desta forma, demonstra ser pouco eficiente, especialmente, em termos de consumo energético. Isto porque, ou o arejador se encontra em funcionamento com a sua potência total, ou se encontra fora de funcionamento em períodos pré-estipulados, mas que não variam de acordo com o oxigénio dissolvido (OD) no momento (Boavida, 2016).

A monitorização do OD permite otimizar a eficiência de arejamento requerida período a período, para que não exista OD a menos, estimulando o crescimento de bactérias filamentosas, que afetam a eficiência do processo ou OD em excesso, que implica consumo energético desnecessário e que não origina, necessariamente, uma melhoria no tratamento (Boavida, 2016).

2.2.1 Tipos de arejamento

Quanto à escolha do tipo de sistema de arejamento a utilizar, este depende das características locais e do tipo de reator. Os tipos de arejadores existentes são, principalmente, difusores ou arejadores mecânicos. A principal diferença entre os mesmos é a maneira como arejam a água residual (Riffat, 2012).

Os difusores injetam ar nos reatores biológicos e os arejadores mecânicos criam agitação na água, para que esta tenha maior possibilidade de entrar em contacto com o ar, promovendo o arejando da mesma (Riffat, 2012).

Os difusores não se devem encontrar desligados durante mais de 1,5 a 2 horas devido à possibilidade de criação de condições de anaerobiose no reator aeróbio, que pela degradação anaeróbia da matéria orgânica gera odores sob a forma de gases e aerossóis. Estes odores surgem da libertação de compostos odoríficos para a atmosfera, tais como compostos orgânicos sulfurados e ácidos gordos voláteis (Antunes & Mano, 2004; Curtin *et al.*, 2011).

Já em relação aos arejadores mecânicos, como é o caso das turbinas, é aconselhável manter-se *on* e *off* no mínimo 15 minutos seguidos e no máximo 2 horas, para impedir que existam muitos arranques ou muito tempo de funcionamento que cause desgaste. O tempo mínimo de funcionamento também serve para evitar a sedimentação da lama (Fikar *et al.*, 2004; Holanda *et al.*, 2007).

Quando utilizados, os difusores são colocados ao longo do fundo do tanque de arejamento, como demonstrado na Figura 2.1. Esta figura exemplifica não só o arejamento em funcionamento, como também um pormenor de um disco de difusor. O seu arejamento é efetuado por bolhas, que podem ser mais finas ou mais grossas, sendo estas de 2 a 2,5 mm e até 25 mm de diâmetro, respetivamente (Riffat, 2012).

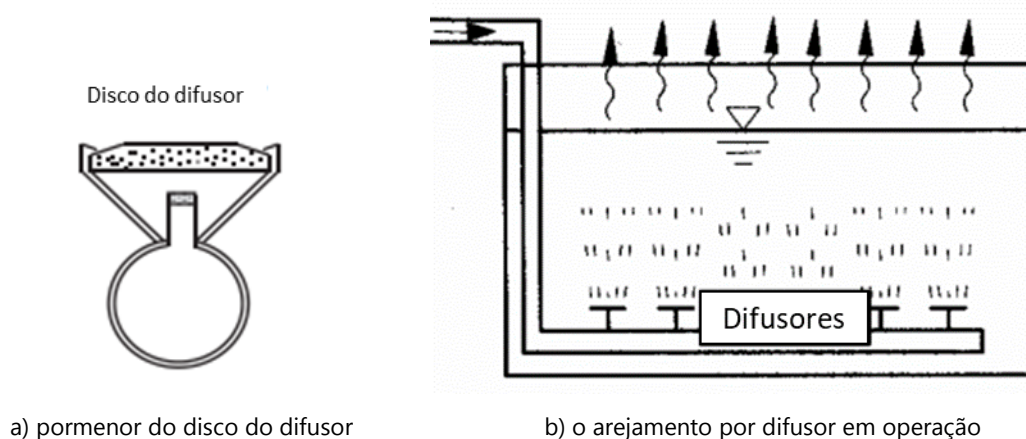


Figura 2.1 Arejamento por ar difuso

(Adaptada de Barbosa *et al.*, 2012; Van Haandel & Van der Lubbe, 2012)

O arejamento por bolha fina é mais eficiente em termos de tratamento, devido à sua facilidade de transferência do oxigénio para a água, pela sua superfície específica de contacto ser maior em relação à da bolha grossa. No entanto, o arejamento por bolha fina requer maior consumo energético e pode obstruir mais facilmente os difusores. A bolha grossa apresenta menor eficiência de transferência do oxigénio, contudo necessita de menor manutenção, sendo que a sua perda de carga também é menor (Riffat, 2012).

Os arejadores mecânicos causam agitação na água residual para haver maior transferência de ar. Quando estes funcionam a alta velocidade conseguem melhorar a sua eficiência, devido à utilização de menores quantidades de água para a incorporação de maiores

quantidades de ar. Compreende-se assim que esta mistura depende do gradiente de velocidade a que ocorre o processo de arejamento mecânico (Riffat, 2012).

Alguns destes arejadores podem também promover a movimentação da água em valas de oxidação, um exemplo deste tipo de arejadores são rotores (Cumby, 1987; Henze *et al.*, 2008; Riffat, 2012). Os rotores são arejadores de superfície com eixo horizontal, a sua velocidade de rotação, geralmente, ronda os 80 a 100 rpm e o diâmetro total é tipicamente 0,5 a 1 m. Geralmente, os rotores abrangem quase a totalidade da largura da vala de oxidação (Cumby, 1987).

Na Figura 2.2 está ilustrado por uma vista longitudinal e um corte transversal de um rotor.

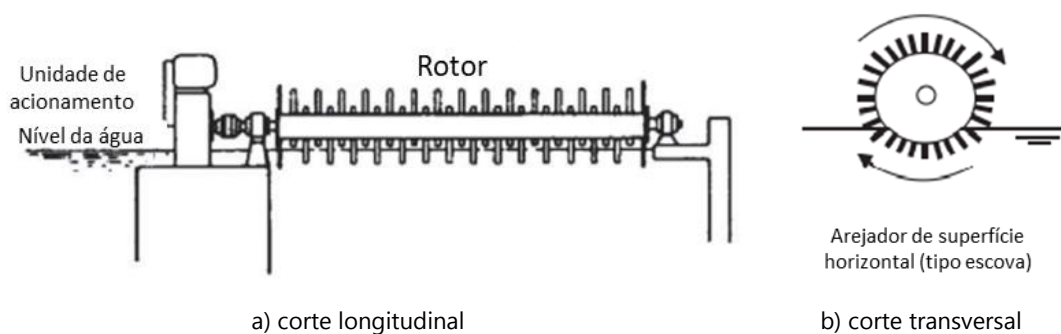


Figura 2.2 Arejador mecânico horizontal (rotor)

(Adaptada de Van Haandel & Van der Lubbe, 2012; Wang *et al.*, 2009)

No entanto, como a água tem maior densidade que o ar, a energia gasta no rotor é utilizada na sua maioria para fazer movimentar o líquido, em vez de ser utilizado para a sua principal função, arejar. Assim, de modo a reduzir o consumo energético, estes rotores por vezes são substituídos por difusores de bolha filha, com o auxílio de agitadores de superfície de baixa potência (Henze *et al.*, 2008).

O equipamento de arejamento, quando sem auxílio de um agitador, deve manter em suspensão as lamas. Sendo necessário uma potência entre os 10 e os 30 W/m^3 , quando em mistura completa, variando conforme o volume e profundidade do reator biológico e da eficiência de funcionamento do arejador. Quando é efetuado o cálculo do valor da potência, é importante saber a eficiência do motor e, no caso de serem turbinas, do seu eixo, assim como, ter em conta todas as perdas (Carty *et al.*, 1997; Jenkins & Wanner, 2014).

Na Figura 2.3 apresentam-se dois esquemas de turbinas de eixo vertical, em a) representada em pormenor e em b) representada a circulação padrão que é induzida pela turbina.

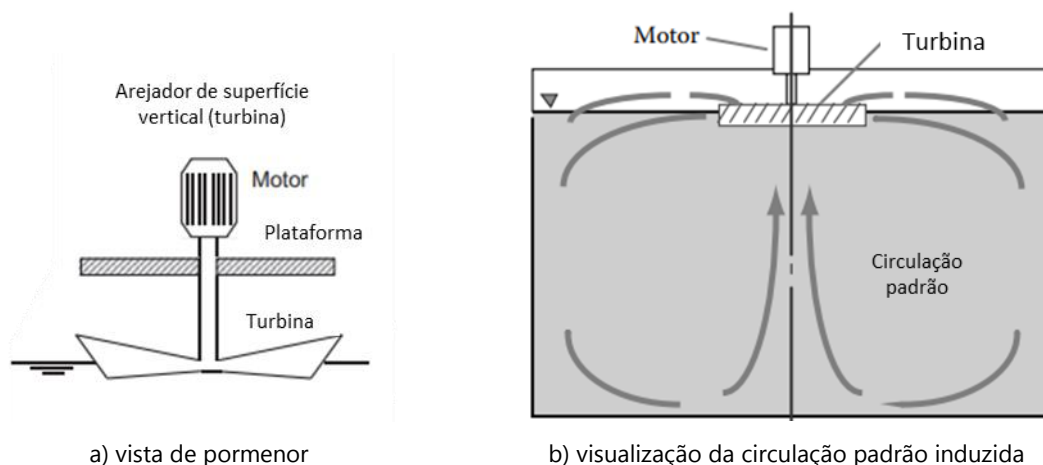


Figura 2.3 Arejador mecânico vertical de superfície (turbina)

(Adaptada de Hendricks, 2011; Van Haandel & Van der Lubbe, 2012)

Os agitadores têm como principal função evitar a sedimentação da lama ativada no reator biológico, mantendo a velocidade, próxima ao fundo, igual ou superior a 0,30 m/s. Estes equipamentos eletromecânicos, arejadores e agitadores, devem ser capazes de aguentar com o impacto dos sólidos, como materiais fibrosos (Jenkins & Wanner, 2014).

Quando são agitadores horizontais, especialmente se são de baixa velocidade com grande diâmetro, caso dos agitadores com lâmina de banana, tendem a ser sensíveis à direção do fluxo de aproximação. Por isso, estes devem estar colocados em secções sem curvas, para que não prejudiquem a vida útil do equipamento (Jenkins & Wanner, 2014).

Os agitadores com lâmina de banana são comumente utilizados em valas de oxidação para fazer a água residual circular, no caso de ser utilizado um arejamento com difusores. A Figura 2.4 apresenta dois agitadores deste género (Van Haandel & Van der Lubbe, 2012).

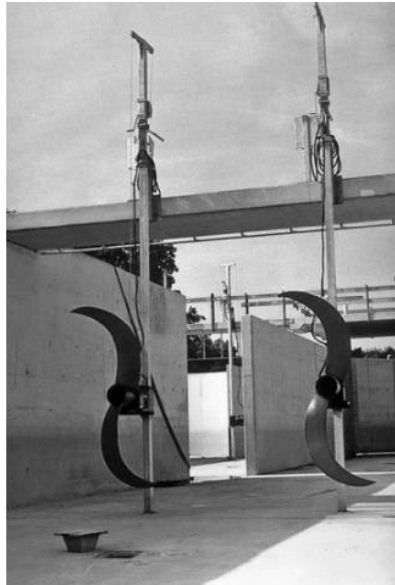


Figura 2.4 Agitadores com lâmina de banana instalados num sistema *Carrousel*[®] numa ETAR na Holanda
(Fonte: Van Haandel & Van der Lubbe, 2012)

Para melhorar o arejamento, também é necessária uma rotina de manutenção do sistema, com a lubrificação e limpeza dos equipamentos eletromecânicos, seguindo recomendações das empresas fornecedoras dos mesmos. A limpeza deve ser periódica em todos os componentes e acessórios, em especial os filtros de ar, compressores, tubagens e agitadores (do Monte *et al.*, 2018a).

Em caso de avaria ou operações de manutenção que requeiram a retirada de funcionamento do equipamento de arejamento, como por exemplo para limpeza e lubrificação de jantes e motores, deve-se ter reservas mecânicas (do Monte *et al.*, 2018b).

Quando o arejamento é efetuado por ar difuso, esta limpeza demonstra ter maior importância, devido à frequência com que existem problemas de colmatação dos poros dos difusores. Uma vez que se cria um biofilme que obstrui os poros do difusor, como também devido a partículas provenientes do ar. Assim, nestes sistemas, além da limpeza, seria também adequado uma filtração do ar a injetar no reator e o aumento do caudal de ar a injetar nos difusores ou jatos, para descolmatar parte do biofilme (do Monte *et al.*, 2018a).

A limpeza das membranas dos difusores através da injeção de substâncias (ex. ácido fórmico) reduz a colmatação das mesmas, podendo assim reduzir consumos energéticos, com custos insignificantes da aplicação destes reagentes e sem perturbação do normal funcionamento do sistema. As perdas de carga referidas nos filtros de aspiração, circuito de distribuição de ar e sistemas de difusores podem ser identificadas em manutenções e limpezas

nos sobrepessores e válvulas, quando estas não estão a fechar ou abrir por completo (Vivas *et al.*, 2021).

2.3 Consumos energéticos

2.3.1 Consumos energéticos típicos em ETAR

As ETAR apresentam grandes consumos energéticos, não só pelos equipamentos mecânicos utilizados nos tratamentos, como bombas e arejadores, mas também nos consumos indiretos, tais como transporte de materiais e reagentes utilizados nas estações (Molinos-Senante *et al.*, 2015).

O setor do tratamento de águas residuais tem vindo a crescer nas últimas décadas, bem como o consumo energético associado, uma vez que existe um aumento do caudal a tratar e aplicação de novas tecnologias, consequência de objetivos de tratamento da água cada vez mais ambiciosos (Hernández-Sancho *et al.*, 2011).

Os consumos energéticos diferem de país para país. Na Tabela 2.4 estão resumidos alguns dos consumos médios energéticos em ETAR de vários países.

Tabela 2.4 Consumos médios energéticos em ETAR de diversos países

País	Consumo médio energético (kWh/m³)	Referência bibliográfica
África do Sul	0,08 - 1,03	(Wang <i>et al.</i> , 2016)
Alemanha	0,40 - 0,43	(Wang <i>et al.</i> , 2016)
Bélgica	1,10	(IBNet, 2022)
China	0,31	(Wang <i>et al.</i> , 2016)
Coreia do Sul	0,24	(Chae & Kang, 2013)
Dinamarca	1,13	(IBNet, 2022)
EUA	0,52	(Wang <i>et al.</i> , 2016)
Finlândia	0,49	(Gurung <i>et al.</i> , 2018)
Japão	0,30	(Yang <i>et al.</i> , 2010)
Lituânia	0,70	(IBNet, 2022)
Malta	0,91	(IBNet, 2022)
Noruega	0,51	(IBNet, 2022)
Nova Zelândia	0,72	(IBNet, 2022)
Portugal	0,49 - 0,66	(Silva <i>et al.</i> , 2020)
Suécia	0,42	(Siatou <i>et al.</i> , 2020)
Suíça	0,57	(IBNet, 2022)

Dos países apresentados, os com maiores consumos são a Dinamarca e a Bélgica. Pelo contrário, os países com menores consumos são a Coreia do Sul, Japão e China. Portugal encontra-se dentro da média dos países apresentados. Apesar das diferentes tecnologias utilizadas, o consumo médio de eletricidade não apresenta diferenças significativas, salvo exceção do país do continente africano (Siatou *et al.*, 2020).

O consumo médio de eletricidade nas ETAR da África do Sul apresenta uma grande dispersão de valores. O valor baixo no limite inferior deste intervalo pode-se dever ao uso de sistemas de lagoas, que requerem menores consumos energéticos e áreas maiores para a sua implementação, tipicamente, utilizados em países africanos, contrariamente a países desenvolvidos, onde se dá preferência por sistemas que ocupem menores áreas (Wang *et al.*, 2016).

No entanto, o indicador de consumo médio energético não é suficiente para avaliar o desempenho energético das ETAR. Isto porque os consumos dependem do tipo de tratamento que cada ETAR apresenta, os objetivos ambiciosos ou não do mesmo, as características do afluente e as necessidades de arejamento e bombeamento (da Silva, 2016; Wang *et al.*, 2016). Por exemplo, a Tabela 2.5 apresenta os vários consumos que cada unidade de tratamento secundário em média consome em ETAR na África do Sul.

Tabela 2.5 Consumo energético em vários tipos de tratamento secundário em ETAR na África do Sul
(Adaptada de Wang *et al.*, 2009)

Tecnologia de tratamento	Intensidade elétrica (kWh/m³)
Lagoa	0,08 - 0,28
Leito percolador	0,19 - 0,41
Lamas ativadas	0,33 - 0,61
Vala de oxidação/ETAR em baixa carga	0,48 - 1,03

A salientar que diferentes processos necessitam de diferentes consumos e, como era expectável, as unidades de tratamento secundário com mais dispêndio de energia são as valas de oxidação/reatores em arejamento prolongado. Contrariamente, os processos que menos consomem são as lagoas e os leitos percoladores, sendo por isto os processos mais adotados na África do Sul (Wang *et al.*, 2009).

De acordo com o referido anteriormente, os consumos de energia elétrica variam também conforme as dimensões das ETAR e das características das águas residuais. Na Tabela 2.6 fez-se uma síntese dos valores destes consumos específicos, em kWh/m³, no total gasto

em ETAR e no consumido apenas no tratamento por lamas ativadas e também o consumo energético por carga de CBO₅.

Tabela 2.6 Caracterização energética de várias ETAR nacionais e internacionais

ETAR	País	Capacidade (p.e.)	Caudal afluyente à ETAR (m ³ /dia)	Consumo específico de eletricidade (kWh/m ³)	Consumo energético por carga de CBO ₅ (kWh/kg CBO ₅)	Referência Bibliográfica
51 ETAR grandes	Eslováquia	5.000 - 1.050.000	<110.000	0,485	2,27	(Bodík & Kubaská, 2013)
17 ETAR rurais pequenas	Eslováquia	500 - 2.500	<350	0,915	2,27	(Bodík & Kubaská, 2013)
17 ETAR	Grécia	1.100 - 56.000	300 - 27.300	0,903	-	(Siatou <i>et al.</i> , 2020)
8 ETAR	Irlanda	600 - 25.000	113 - 9.710	0,21 - 0,92	1,09 - 7,79	(Fitzsimons <i>et al.</i> , 2016)
57 ETAR	Itália	<2.000	-	0,21 - 1,77	-	(Vaccari <i>et al.</i> , 2018)
106 ETAR	Itália	2.000 - 10.000	-	0,19 - 0,82	-	(Vaccari <i>et al.</i> , 2018)
ETAR de Rzeszów	Polónia	40.000	62.500	0,865	1,57	(Mastoń, 2017)
ETAR de ława	Polónia	154.117	26.940	1,06	1,46	(Maston <i>et al.</i> , 2020)
ETAR do Seixal	Portugal	156.000	44.000	0,41 - 0,45	1,05 - 1,56	(da Silva, 2016)
14 ETAR	Portugal	-	489 - 54.000	0,23 - 1,30	0,66 - 1,41	(Silva & Rosa, 2022)
2 ETAR	Roméia	524.158 - 609.601	-	0,18 - 0,30	0,98 - 1,92	(Fighir <i>et al.</i> , 2019)

2.3.2 Tarifários energéticos

Em Portugal Continental e nas Regiões Autónomas dos Açores e da Madeira, a energia elétrica pode apresentar tarifas e preços regulados pela Entidade Reguladora dos Serviços Energéticos (ERSE), estatuto aprovado pelo Decreto-Lei n.º 97/2002, de 12 de abril, através do quadro da lei e do Regulamento Tarifário do setor elétrico, aprovado pelo Regulamento n.º 785/2021, de 23 de agosto.

Estes tarifários encontram-se classificados pelo tipo de tensão, sendo estes:

- Tarifários de baixa tensão normal (BTN);
- Tarifários de baixa tensão especial (BTE);
- Tarifários de média tensão (MT);
- Tarifários de alta tensão (AT).

A Tabela 2.7 apresenta, para estes tarifários, as gamas de tensão e as potências que poderão ser instaladas.

Tabela 2.7 Tipos de tensão e potências instaladas
(Fonte: Boavida, 2016)

Tipo de tensão	Tensão mínima (kV)	Tensão máxima (kV)	Tensão normal (V ou kV)	Potência instalada (kVA ou MVA)
BTN	-	≤ 1	230 ou 400 V	≤ 41,4 kVA
BTE	-	≤ 1	230 ou 400 V	> 41,4 kVA
MT	> 1	≤ 45	10, 15 ou 30 kV	≤ 10 MVA
AT	> 45	≤ 110	60 kV	> 10 MVA

Segundo o Regulamento n.º 785/2021, de 23 de agosto, o tipo de tensão denominado de muito alta tensão (MAT) cujo valor eficaz é superior a 110 kV, é utilizado em geral no transporte para a rede interligada com a alta tensão para a receção da energia produzida e entrega a distribuidores ou a grandes clientes finais, à exceção da comercialização.

No caso da BTN, devido às potências e voltagens, são normalmente feitos contratos para reservatórios e para equipamentos de baixa potência. Já a BTE é aplicada quando existe a necessidade de ter maior potência instalada. A MT e AT são aplicadas para o funcionamento de equipamentos que requerem voltagens superiores e maiores potências instaladas.

Os períodos tarifários designados no Regulamento n.º 785/2021, de 23 de agosto, são: os períodos trimestrais; os períodos horários e por épocas. Quando adotado o período trimestral de entrega de energia elétrica os períodos são divididos desde o início do ano em períodos de 3 meses consecutivos.

Na adoção da entrega de energia elétrica por período horário, são considerados no máximo os 4 períodos horários: horas de ponta; horas de cheias; horas de vazio normal e horas de super vazio. Em cada período horário é faturada a energia ativa gasta a seu preço, sendo que pela ordem já apresentada decresce o seu custo.

No caso do período tarifário escolhido por época são consideradas as épocas alta, média e baixa.

Quando as tarifas aplicadas apenas têm dois ou três períodos horários, o período horário de vazio engloba os períodos horários vazio normal e super vazio. Nas tarifas com dois períodos, os períodos horários de ponta e cheia são aglomerados no período horário de fora de vazio aplicável.

Os períodos horários instituídos têm diferentes durações dependendo do tipo de ciclo, sendo estes: ciclo semanal; ciclo diário e ciclo semanal por épocas.

Com o ciclo semanal, os clientes em MT, AT e MAT consideram-se nos feriados nacionais e nos domingos com os mesmos períodos. Já no caso de o ciclo ser semanal, mas por épocas, consideram-se os mesmos períodos nos feriados nacionais, sábados e domingos.

2.4 Otimização energética do arejamento

A prioridade no tratamento de águas residuais é cumprir o limite de descarga imposto. A otimização do consumo energético das ETAR é remetida para segundo plano, para que na medida do possível não existam riscos de penalização por incumprimentos no limite de descarga (Vaccari *et al.*, 2018).

O sobredimensionamento dos órgãos, processos e equipamentos eletromecânicos são os principais exemplos de prevenção que por consequência resultam em grandes consumos energéticos (Vaccari *et al.*, 2018).

Para a otimização energética de sistemas de arejamento é possível realizar ajustes, na eficiência dos equipamentos, que tende a diminuir ao longo do tempo, nas perdas de carga do sistema de arejamento, que tendem a aumentar e no fornecimento do oxigénio necessário, concebendo apenas o estritamente necessário (Vivas *et al.*, 2021).

A estimativa das necessidades reais de oxigénio é das maiores dificuldades na otimização do sistema, devido à impossibilidade de quantificar a matéria orgânica em tempo real no reator. Por essa razão utiliza-se como indicador o nível de OD no reator (Vivas *et al.*, 2021).

2.4.1 Equipamentos de monitorização e controlo

O grau de arejamento e agitação pode ser ajustado consoante o necessário às condições existentes através da adaptação da potência dos motores ou compressores, e também através do ajuste do nível de imersão dos arejadores, no caso de alguns dos arejadores mecânicos. A utilização de sondas de OD pode facilitar a otimização deste processo, sendo indicativo da progressão ou não do tratamento após os ajustes efetuados (do Monte *et al.*, 2018a).

A possibilidade de flexibilizar o arejamento é vantajosa para o processo e pode-se efetuar através da programação da variação da taxa e do tempo de arejamento consoante a leitura online do OD por uma sonda ou através da variação do nível da lama no reator biológico. No entanto, por se tratar de um sistema de automação através dos valores de OD, sistema este onde podem ocorrer falhas, é necessário garantir que nesses casos o arejamento necessário estará também programado (do Monte *et al.*, 2018b).

A potência dos arejadores deve assegurar o fornecimento de oxigénio necessário aos processos bioquímicos, sendo esta potência nunca inferior à necessária para garantir a mistura da biomassa em suspensão. Salvo a exceção do reator possuir agitadores submersos para a mistura das lamas no reator biológico (do Monte *et al.*, 2018b).

Para operar um sistema de lamas ativadas mantendo uma dada eficiência no processo, é essencial gerir o mesmo conforme as condições momentâneas, como a variação da qualidade e quantidade da água residual afluyente, assim como as condições climatéricas. Assim deve-se controlar variáveis, como o nível de OD no reator biológico, a razão de recirculação de lamas e o caudal de purga de lamas em excesso. Para efetuar este controlo consideram-se os seguintes parâmetros (do Monte *et al.*, 2018b):

- Concentração de Matéria Volátil Suspensa no reator biológico (MVS) ou de Matéria Suspensa no reator biológico (MS);
- Tempo de retenção dos sólidos;
- Razão *Food/Microorganisms* (F/M);
- Índice Volumétrico de Lamas (IVL ou *Sludge Volume Index* - SVI) ou Índice de *Mohlmann*.

Análises microscópicas podem também fornecer importantes indicações sobre a qualidade dos flocos de lama, em termos dos tipos de microrganismos existentes, nomeadamente os filamentosos, rotíferos e protozoários, assim como o tamanho e a densidade dos flocos (do Monte *et al.*, 2018b).

I. Sondas de OD

A operação realizada no reator biológico poderá estar em mistura completa ou em fluxo pistão (Riffat, 2012). Quando se trata de um reator em fluxo pistão, o OD não apresenta uma distribuição uniforme em toda a área e profundidade do tanque. Portanto, para a avaliação do OD através sondas é essencial avaliar a localização das mesmas para que os dados obtidos sejam representativos das reais necessidades (Vivas *et al.*, 2021).

Segundo a Water Environment Federation, o tratamento deverá adequar-se às concentrações de OD presentes no tanque, não havendo excesso nem escassez de OD (Barros, 2016).

Os arejadores não devem apresentar alterações repentinas e/ou constantes no arejamento. Assim, os valores de *turn-on* e *turn-down* dos arejadores devem ser avaliados, para que liguem quando os níveis de OD se aproximarem do nível crítico, sendo esse o nível de OD mínimo, e não interrompam o seu funcionamento durante um período razoável (Vivas *et al.*, 2021).

O local ideal para a colocação das sondas no reator biológico depende da forma do tanque e das configurações operacionais, sendo assim difícil de apresentar uma solução única para a sua localização (Flanagan & Bracken, 1977). Contudo, o aconselhado é a colocação perto do centro de um tanque de arejamento em mistura completa ou na entrada de um tanque de arejamento de fluxo pistão (EPA, 2010). A disposição das sondas de OD deve conseguir otimizar a detecção do OD, ou seja, obter o valor de OD no maior número de pontos estratégicos do tanque de arejamento (Metcalf & Eddy, 2003).

É essencial também a calibração destas sondas submersíveis para medição do OD, dependendo da zona selecionada, uma vez que existem locais onde a sua concentração é mais crítica. Quando em instalações mais recentes, estas sondas são comumente colocadas em transmissão contínua e exigem maior frequência na sua calibração (Curtin *et al.*, 2011).

A calibração das sondas deve ser frequente em reatores onde haja limitações nas condições ambientais específicas que permitam o crescimento ou a falta de crescimento de certos microrganismos, como nos reatores anóxicos ou anaeróbios. Nestes reatores é importante esta monitorização, principalmente, pela recirculação interna no reator biológico que poderá fornecer oxigénio em excesso a estas zonas críticas, dificultando a remoção biológica de poluentes (Curtin *et al.*, 2011).

O reator anaeróbio não deve conter oxigénio (simples ou combinado) nem nitratos, assim no final do reator anaeróbio, a concentração de OD deve ser de 0,0 mg/L. No final do reator anóxico deve ter até 0,1 mg/L de OD, de modo a promover a desnitrificação. O OD, no

final do reator aeróbio, deve conter até 2,0 mg/L, sendo a preferência entre 0,5 e 1,0 mg/L (Curtin *et al.*, 2011; von Sperling, 2007).

II. Sondas de CQO e de CBO

A instalação das sondas de CQO e CBO em pontos estratégicos da linha de tratamento da água residual possibilita a identificação de alterações da sua qualidade em tempo real e agir de imediato em consequência dos resultados. Sendo estas as principais vantagens quando comparadas com a monitorização por campanhas de amostragem pontuais e de curta duração, pois permitem uma redução dos custos de operação e manutenção, especialmente os custos energéticos (Silva, 2014). Contudo, ambos os procedimentos de monitorização são importantes e devem ser considerados complementares dependendo do objetivo final.

A Figura 2.5 demonstra ambos os procedimentos, as sondas *in-line* e as amostras para determinação dos parâmetros em laboratório, apresentando também as condicionantes deste (acondicionamento, armazenamento e transporte).

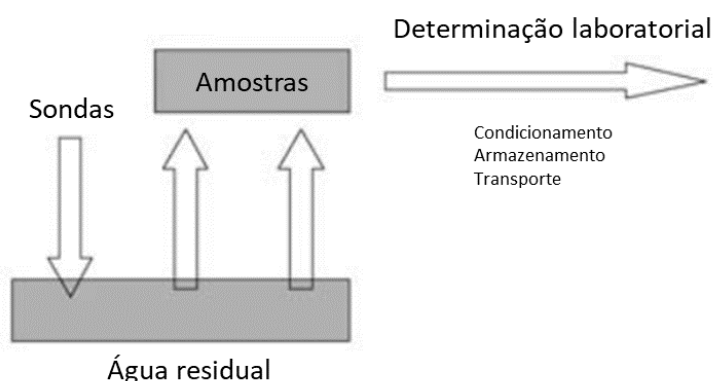


Figura 2.5 Procedimentos da determinação da CBO e da CQO por sondas ou por análise laboratorial (Adaptada de Thomas & Pouet, 2006)

Para monitorizar a CQO ou a CBO através de sondas, é necessário garantir (Jeong *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 1999; Tønning *et al.*, 2005):

- Resultados rápidos, precisos e de confiança;
- Baixos custos operacionais;
- Compatibilidade de testes convencionais;
- Compatibilidade com sistemas informatizados de tratamento de dados;
- Ampla faixa de detenção linear;
- Operação a longo prazo, livre de manutenção a longo prazo (mais de 60 dias).

III. Acionador de frequência variável

Um acionador de frequência variável (*Variable Frequency Drive* - VFD) resulta como uma solução para a diminuição dos tempos de arejamento e dos consumos energéticos. Estes são instalados nos arejadores de superfície ou compressores e reduzem a energia gasta no arranque do motor, fase esta onde é despendida uma grande parte da energia. Assim, este equipamento ajuda a ampliar o tempo de vida útil do motor (Cristóvão, 2017).

Quando instalado, o VFD melhora a qualidade da operação de arejamento, podendo operar de forma mais estável, a uma velocidade fixa, ou se necessário variável. As perdas devido às oscilações de frequências podem também ser minoradas (Khatri *et al.*, 2020).

Um motor elétrico com VFD pode parar ou iniciar o seu funcionamento quando atinge o mínimo de superaquecimento. Por exemplo, quando motores tradicionais são acionados, cerca de 300% da corrente nominal é consumida para atingir a velocidade pretendida, o que faz superaquecer o motor. Em grandes motores pode até mesmo limitar que reinicie novamente ao longo de um período (Henze *et al.*, 2008).

O tratamento das águas residuais, geralmente, implica mais exigências durante o período diurno, período este onde existe um custo energético mais elevado quando se trata de tarifário energético horário. Assim, é de extrema relevância reduzir o consumo de potência de arranque do motor, em especial em períodos do dia típicos de picos de uso energético (Henze *et al.*, 2008).

2.4.2 Programas e algoritmos

A otimização dinâmica do tratamento biológico por lamas ativadas é bastante útil para projetar ETAR e na operação das mesmas (Hreiz *et al.*, 2015). Contudo, na fase de operação de uma ETAR, a utilidade da modelação dinâmica sobressai, na medida em que facilita a instrução do modo de funcionamento. Isto deve-se à existência de dados reais para ajudar a calibrar e validar o modelo no momento de operar (Jesus & Falcão, 2014).

As plataformas digitais SCADA (*Supervisory Control and Data Acquisition*) recolhem e analisam dados em tempo real, de forma a controlar e gerir uma ETAR. Através da plataforma é concebido o acesso aos dados e informações de equipamentos, que são transmitidos à plataforma por um sistema de telemetria incorporado, podendo vir de diversos locais (Humoreanu & Nascu, 2012).

O sistema SCADA, entre outras funções, pode em ETAR facultar os dados necessários à modelação de processos e otimização do consumo energético (como, por exemplo, no sistema de arejamento de processos biológicos), informação para a deteção rápida de problemas e respetiva intervenção, visualização geral do estado sistema com alarmes. Este sistema é vantajoso na medida em que é versátil e permite arquivar, processar, analisar e visualizar informações necessárias à operação de uma ETAR (Humoreanu & Nascu, 2012).

Além das principais etapas de modelação, como construção do modelo, apresentação os dados de entrada, calibração e validação do modelo, é necessário (Hreiz *et al.*, 2015; Jesus & Falcão, 2014):

- Gerir as diferenças entre as previsões do modelo e o que realmente é aplicável no reator;
- Prever como o sistema irá lidar com características imprevistas na água residual afluyente;
- Apresentar variáveis de decisão e uma estrutura em fluxograma para simplificar o problema;
- Optar por expressões/correlações proveitosas para aplicar as funções de custo;
- Escolher de forma criteriosa as condições das equações matemáticas para permitir o cálculo das operações fisicamente relevantes.

Os algoritmos aplicados num modelo devem reger-se pelo histórico de dados, para adequar a resposta do programa à situação real. A monitorização do arejamento através de algoritmos tem as suas limitações, tais como as situações em que o algoritmo não reconhece determinada falha ou variação de algum dos parâmetros controlados. Este cenário pode fazer com que não seja efetuada nenhuma resposta adequada à alteração em questão, resultando num decaimento da qualidade do tratamento desta etapa e até mesmo do efluente final (Metcalf & Eddy, 2003).

Os modelos, frequentemente, utilizados em simulações de processos de tratamento de águas residuais são os propostos pela *International Water Association* (IWA), conhecidos por modelos de lamas ativadas (*Activated sludge models - ASMs*) (Du *et al.*, 2020).

O modelo matemático ASM1 foi desenvolvido em 1987 e apresenta 65 equações diferenciais e 19 parâmetros cinéticos ou estequiométricos (Henze *et al.*, 1987; Salles & De Souza, 2020). Devido à sua complexidade, este modelo é o simulador mais comumente utilizado no processo de lamas ativadas, cerca de 57% optam pela utilização deste modelo (Hauduc *et al.*, 2009).

O modelo ASM1 a ser utilizado em lamas ativadas deve considerar as mudanças bioquímicas no reator. Assim, para esta monitorização deve apresentar vetores com elementos

representativos das frações da biomassa e componentes químicos e, ainda, o caudal. Logo para a colocação em prática, no reator biológico devem estar disponíveis equipamentos de monitorização online de, por exemplo, O₂, CQO e caudal (Kern, 2016).

Do mesmo género do modelo ASM1, desenvolveram-se mais três outros modelos (Lopes, 2017). O modelo ASM2 que acrescenta, ao modelo anterior, o processo de remoção de fósforo biológico (Henze *et al.*, 1995). De seguida, o modelo ASM2 foi alargado para o modelo ASM2d na possibilidade de incluir os organismos desnitrificantes acumuladores de fósforo (Henze *et al.*, 1999).

Em simultâneo, foi apresentado o modelo ASM3 que tem o mesmo objetivo que o primeiro modelo desenvolvido, introduzindo apenas mais novos processos e corrigindo certas limitações do antigo modelo (Gujer *et al.*, 1999). Um exemplo de uma das limitações era a falta de diferenciação dos substratos facilmente biodegradáveis dos de difícil biodegradabilidade, que são produzidos, incessantemente, pela decomposição da biomassa e processos de hidrólise (Vanrolleghem *et al.*, 1999).

No tratamento biológico por lamas ativadas, o uso de um modelo poderá auxiliar na determinação das necessidades reais de oxigénio no reator e as taxas de transferência deste no sistema para intervalos de tempo previamente estipulados (Jesus & Falcão, 2014).

Um exemplo da modelação dinâmica em lamas ativadas, cuja instalação tenha como objetivo apenas a remoção da matéria carbonatada, é poder-se regular a nitrificação, através da gestão do fornecimento de oxigénio. Deste modo, quando a concentração de nitratos é superior ao estabelecido, reduz-se o arejamento, inibindo assim a nitrificação e desnitrificação indesejada no decantador secundário (Jesus & Falcão, 2014).

Com o modelo é possível gerir este fornecimento de oxigénio através de um *setpoint* de OD apresentado no reator, através de um caudal de ar programado ou através da variação da carga orgânica e azotada do efluente tratado. Ambos os critérios podem ser pré-estipulados para períodos constantes ou variáveis (Jesus & Falcão, 2014).

O modelo pode também ajudar a tomar decisões em operação de ETAR, ajudar a simular a biomassa nos decantadores secundários, calcular a idade de lamas, assim como permite visualizar resultados em tabelas e gráficos dinâmicos (Jesus & Falcão, 2014).

Para exemplos de algoritmos e de tecnologias de controlo, é apresentada na Tabela 2.8 um benchmarking da sua implementação em várias ETAR para a gestão do consumo energético de tratamentos biológicos de lamas ativadas. Os algoritmos apresentados, *Model Predictive Control* (MPC), *Neural Network* e *Fuzzy Logic*, são bastante utilizados para controlar o OD (Sun *et al.*, 2019).

Tabela 2.8 Benchmarking de algoritmos de controle do sistema de lamas ativadas

(Adaptada de Sun *et al.*, 2019)

Algoritmos	Resultados	Referência bibliográfica
<i>Model predictive control</i>	Diminuiu a integral do erro absoluto em 40% ao reduzir o tempo de amostragem do OD	(Holenda <i>et al.</i> , 2008)
<i>Hybrid NMPC</i>	Manteve o nível do OD em 2 mg/L. Os sinais de controlo são exatos e instantâneos	(Cristea <i>et al.</i> , 2011)
<i>Genetic algorithm</i>	Carga de poluição e consumo de energia diminuiu 10%	(Holenda <i>et al.</i> , 2007)
<i>Fuzzy algorithm</i>	Economizou cerca de 10-40% da energia	(Lee <i>et al.</i> , 2015)
<i>Fuzzy algorithm</i>	Economizou cerca de 40% da energia	(Ferrer <i>et al.</i> , 1998)

METODOLOGIA

Para o estudo da otimização do arejamento em reatores biológicos no centro de Exploração do Douro Sul da empresa Águas do Norte, do Grupo Águas de Portugal, inicialmente, pensou-se em estudar quatro ETAR urbanas. No entanto, devido à dificuldade de se cobrirem as quatro ETAR, no tempo disponível no âmbito desta dissertação, optou-se por estudar apenas duas destas, na expectativa de que, mais tarde, fosse possível replicar a metodologia para as restantes ETAR do Centro de Exploração do Douro Sul.

O período abordado foi o do horário legal de verão em vigor, e dentro desse apenas foi abordada a otimização para os dias úteis (excluindo feriados e fins de semana) para um tarifário da tensão correspondente a cada ETAR.

Assim, no âmbito desta dissertação, otimizou-se, do ponto de vista do consumo de energia, o sistema de arejamento do tratamento secundário por lamas ativadas das ETAR de Vilar e de Valdigem. Estas duas ETAR, foram escolhidas devido à sua semelhança com as restantes e pelos gastos energéticos, em especial a ETAR de Valdigem. Na Tabela 3.1 e na Tabela 3.2 estão apresentados os gastos energéticos anuais para o período seco e para o período húmido de ambas as ETAR.

Tabela 3.1 Consumos energéticos específicos da ETAR de Valdigem

(Adaptada de Águas do Norte, 2022)

Ano	Consumo energético específico (kWh/m ³)			Consumo energético específico por carga de CQO (kWh/kg CQO)		
	Anual	PS	PH	Anual	PS	PH
2017	2,43	3,23	1,62	2,66	3,10	2,22
2018	2,29	3,10	1,49	3,73	4,11	3,35
2019	2,10	3,05	1,15	2,69	3,09	2,28
2020	1,84	2,63	1,05	0,80	-	0,80
2021	1,76	2,43	1,09	2,90	3,25	2,05

Tabela 3.2 Consumos energéticos específicos da ETAR de Vilar

(Adaptada de Águas do Norte, 2022)

Ano	Consumo energético específico (kWh/m ³)			Consumo energético específico por carga de CQO (kWh/kg CQO)		
	Anual	PS	PH	Anual	PS	PH
2017	0,43	0,59	0,26	1,56	1,58	1,53
2018	0,25	0,30	0,19	0,98	1,49	0,47
2019	0,28	0,42	0,14	1,16	1,19	1,14
2020	0,22	0,32	0,12	0,51	-	0,51
2021	0,18	0,20	0,15	-	1,89	-

Na Figura 3.1, estão apresentados os dados de consumo energético específico por carga de CQO, em kWh/kg CQO e por m³ de água residual, em kWh/m³ na ETAR de Vilar.

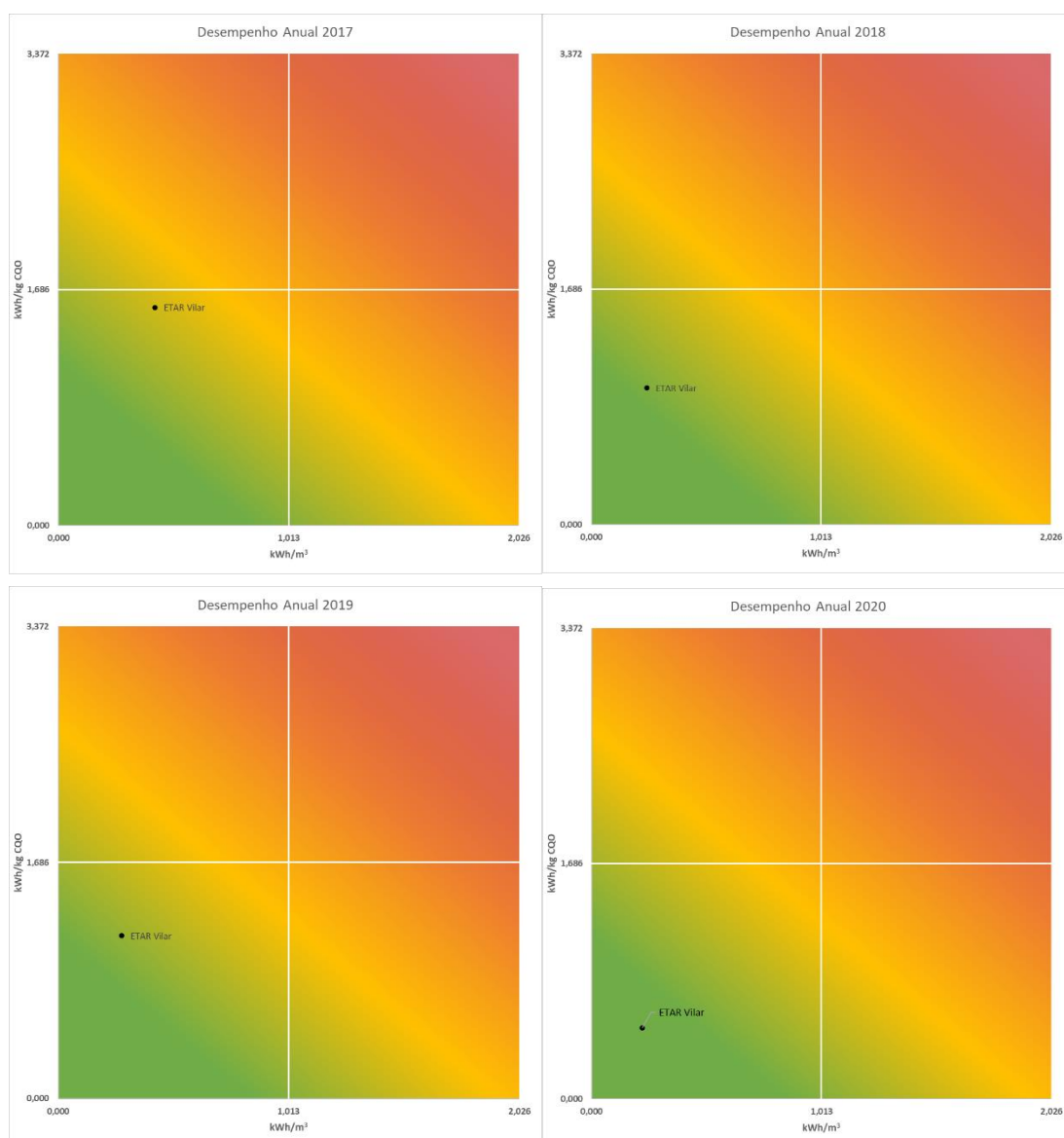


Figura 3.1 Desempenho anual do consumo energético específico da ETAR de Vilar
(Fonte: Águas do Norte, 2022)

Através da Figura 3.1 é possível verificar que a ETAR de Vilar tem um bom desempenho anual, à exceção do ano de 2017 que se aproxima do limite do 1º quadrante, contudo não tem um mau desempenho.

A ETAR de Valdigem apresenta pior desempenho que a ETAR de Vilar e acaba por não se enquadrar na gama de valores desejáveis para o seu tipo de processo de tratamento utilizado.

No Anexo 1 e no Anexo 2, encontram-se os consumos de energia elétrica em kWh/dia por tarifário energético para as duas ETAR. Deste jeito observa-se que os consumos são

relativamente iguais durante todos os dias de semana e que existe bastante consumo energético no horário considerado de horas de cheia.

3.1 Descrição dos casos de estudo

As ETAR em estudo apresentam o mesmo esquema de tratamento da fase líquida: tratamento preliminar e tratamento secundário em reatores biológicos e decantadores secundários. Ambos os reatores biológicos são arejados consoante a programação temporal de funcionamento dos arejadores. Ambas as ETAR têm o tarifário energético de média tensão.

3.1.1 Caso de estudo: ETAR de Vilar

A ETAR de Vilar situa-se na freguesia de Vilar, concelho de Moimenta da Beira pertencente ao distrito de Viseu. Esta ETAR trata as águas residuais de origem urbana produzidas em algumas das freguesias do concelho de Moimenta da Beira e do concelho de Sernancelhe. Estas freguesias estão apresentadas na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 Freguesias e respetivo concelho das freguesias que drenam para a ETAR de Vilar

Concelho	Freguesia
Moimenta da Beira	Vilar Vila da Rua Caria
Sernancelhe	União de freguesias de Sernancelhe e Sarzeda União de freguesias de Penso e Freixinho Ferreirim da União de freguesias de Ferreirim e Macieira Fonte Arcada da União de freguesias de Fonte Arcada e Escurquela Faia Carregal Granjal Vila da Ponte

No caso da União de freguesias de Ferreirim e Macieira e da União de freguesias de Fonte Arcada e Escurquela apenas as freguesias de Ferreirim e Fonte Arcada encaminham a sua produção de água residual para a ETAR de Vilar.

Na drenagem destas águas residuais, o caudal pode passar, no máximo, por 23 Estações Elevatórias (EE).

A ETAR de Vilar foi projetada para um horizonte de projeto (HP) de 30 anos a partir do ano de 2001, considerando dois períodos de 15 anos. Contudo, esta ETAR começou a operar apenas em 2007. Os dados da população que serviram de base para o dimensionamento desta ETAR estão apresentados na Tabela 3.4 para a época baixa e para a época alta.

Tabela 3.4 População equivalente utilizada no dimensionamento da ETAR de Vilar
(Adaptada de FBO CONSULTORES & Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro, 2003)

Horizonte de projeto		HP 0	HP 15	HP 30
		2001	2016	2031
População (p.e.)	Época Baixa	5959	5980	6004
	Época Alta	9762	10226	10419

As afluências à ETAR de Vilar foram estimadas também em projeto, apresentando-se na Tabela 3.5, para a época baixa e para a época alta, o caudal médio e o caudal de ponta, e ainda as cargas de CBO₅, CQO e SST.

Tabela 3.5 Caudais médios e de ponta e cargas afluentes estipuladas no projeto da ETAR de Vilar
(Adaptada de FBO CONSULTORES & Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro, 2003)

Horizonte de projeto	HP 0	HP 15	HP 30
Época Baixa			
Caudal médio (m ³ /dia)	1158	1305	1435
Caudal de ponta (m ³ /h)	96	108	119
Carga de CQO (kg/dia)	894	897	901
Carga de CBO ₅ (kg/dia)	358	359	360
Carga de SST (kg/dia)	417	419	420
Época Alta			
Caudal médio (m ³ /dia)	1659	1948	2175
Caudal de ponta (m ³ /h)	137	161	179
Carga de CQO (kg/dia)	1464	1534	1563
Carga de CBO ₅ (kg/dia)	586	614	625
Carga de SST (kg/dia)	683	716	729

Os objetivos de tratamento definidos para esta ETAR estão de acordo com o quadro normativo do Decreto-Lei nº 152/97, de 19 de junho e nº 172/2001, de 26 de maio, tendo em consideração que o meio recetor seja ou não um meio sensível. O meio recetor das águas

residuais tratadas da ETAR de Vilar é o rio Távora pertencente ao rio Douro. Na Tabela 3.6 estão apresentados os Valores Limite de Emissão (VLE) presentes na licença de descarga desta ETAR.

Tabela 3.6 Valores limite de emissão do efluente tratado para a ETAR de Vilar
(Adaptada de FBO CONSULTORES & Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro, 2003)

Parâmetro	Valor
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	25
CQO (mg O ₂ /L)	125
SST (mg/L)	35

Para atingir estes objetivos de tratamento, a ETAR foi projetada com a seguinte linha de tratamento, que se encontra apresentada no esquema simplificado na Figura 3.2.

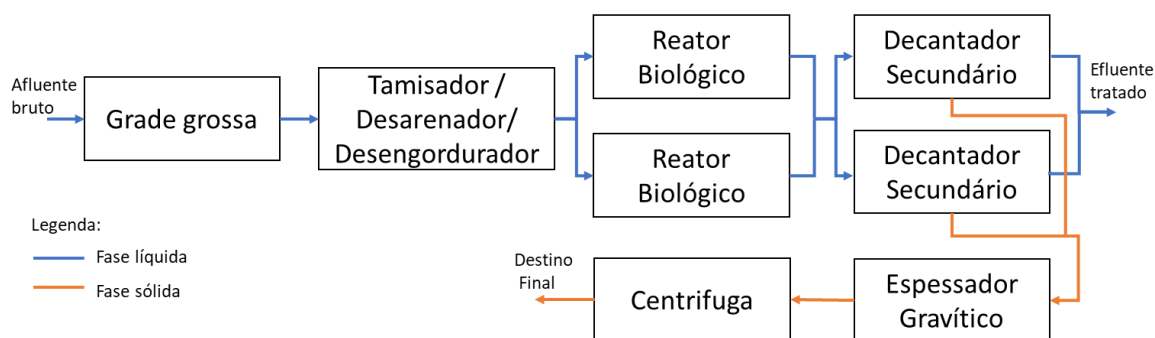


Figura 3.2 Linha de tratamento da fase líquida e sólida da ETAR de Vilar

Como representado acima, a fase líquida do tratamento desta ETAR começa com o tratamento preliminar. Este tratamento inclui uma grade grossa, um medidor de caudal num canal *Parshall* e um equipamento compacto com tamisador (gradagem fina) e com desarenador/desengordurador para a remoção de areias, óleos e gorduras.

O tratamento secundário tem duas linhas em paralelo, tendo cada linha um reator biológico e um decantador secundário circular. No entanto, um dos reatores biológicos encontra-se desativado, uma vez que este se encontra sobredimensionado para as atuais afluências.

Os reatores biológicos desta ETAR são do tipo vala de oxidação equipados com um arejador de superfície de eixo vertical tipo turbina. Estas valas de oxidação foram preconizadas com base no sistema *Carrousel®*. Os reatores são operados em regime de arejamento prolongado. A Figura 3.3 apresenta a vala de oxidação da ETAR de Vilar e no Anexo 3 encontra-se o Desenho de Pormenor das valas.



Figura 3.3 Vala de oxidação da ETAR de Vilar

Para garantir as condições mínimas de agitação nos reatores e, assim, manter a biomassa em suspensão e a circulação das lamas, as valas de oxidação têm instalados agitadores submersíveis do tipo *banana-blade*. Os agitadores encontram-se na zona onde a velocidade de circulação se encontra inferior ao estipulado. No caso dos arejadores, estes localizam-se na passerelle transversal perto das extremidades das valas, sendo estas extremidades tapadas com betão para evitar a emissão de aerossóis e para contribuir para insonorizar o ruído (FBO CONSULTORES & Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro, 2003).

As valas de oxidação têm 1300m^3 cada uma com 3 m de profundidade da lâmina líquida e estão projetadas para terem uma velocidade de circulação do efluente superior a 0,3 m/s. A zona anóxica tem de volume $801,5\text{ m}^3$ e a zona aeróbia tem $498,5\text{ m}^3$. A agitação é garantida por uma potência de 5,5 kW em cada agitador e uma potência específica de 25 W/m^3 . As turbinas garantem um arejamento com potência nominal 30 kW e potência específica 19 W/m^3 (FBO CONSULTORES & Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro, 2003).

Posteriormente, as lamas biológicas sedimentam no decantador secundário e são recolhidas na tremonha central do mesmo, sendo reencaminhadas graviticamente para o poço de recirculação e depois bombadas ou para o reator biológico ou quando em excesso, para o espessador. Do poço de recirculação, a lama recirculada é encaminhada até à zona anóxica da vala, pouco antes do agitador.

O tratamento da fase sólida desta ETAR contempla um espessador gravítico e uma centrífuga. O espessador gravítico efetua o espessamento das lamas biológicas em excesso e das lamas provenientes de outras ETAR que não tenham centrífuga. De seguida, a centrífuga

desidratar mecanicamente estas lamas (que são recebidas para um tanque de armazenamento antes do espessador). A desidratação é realizada 5 dias por semana durante 6 horas.

3.1.2 Caso de estudo: ETAR de Valdigem

A ETAR de Valdigem situa-se na localidade de Valdigem, concelho de Lamego, pertencente ao distrito de Viseu e trata a água residual afluyente da freguesia de Valdigem pertencente à União de Freguesias de Parada do Bispo e Valdigem.

A estação foi projetada para satisfazer as necessidades de tratamento do caudal produzido pela população estimada para o ano de horizonte de projeto (2031). Na Tabela 3.7 encontra-se apresentada para a população equivalente estimada para o ano zero (2006) e para o ano de horizonte de projeto (2031) tanto para a época baixa, como para a alta. No entanto, o arranque da operação da ETAR foi em 2010.

Tabela 3.7 População equivalente utilizada no dimensionamento da ETAR de Valdigem
(Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro *et al.*, 2010)

Horizonte de projeto		HP 0	HP 25
		2006	2031
População (p.e.)	Época Baixa	1040	767
	Época Alta	1543	1043

Com base na população, foi estimado para o projeto, o caudal afluyente médio e de ponta para a época baixa e alta, assim como, as cargas afluyentes de CBO₅, CQO e SST, estando assim apresentados na Tabela 3.8. Nesta ETAR, uma vez devido às suas características, não está previsto em boas práticas para a sua operação aceitar descargas industriais ou de fossas sépticas.

Tabela 3.8 Caudais médios e de ponta do projeto da ETAR de Valdigem
(Adaptada de Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro *et al*, 2010)

Horizonte de projeto	HP 0	HP 25
Época Baixa		
Caudal médio (m³/dia)	218	97
Caudal de ponta (m³/h)	38	12
Carga de CQO (kg/dia)	88	90
Carga de CBO₅ (kg/dia)	44	45
Carga de SST (kg/dia)	51	52
Época Alta		
Caudal médio (m³/dia)	313	336
Caudal de ponta (m³/h)	46	47
Carga de CQO (kg/dia)	158	156
Carga de CBO₅ (kg/dia)	79	78
Carga de SST (kg/dia)	92	91

A licença de descarga para esta ETAR determina os VLE, a emitir para o meio recetor, sendo esta a linha de água afluyente do rio Varosa, pertencente à bacia hidrográfica do rio Douro. Na Tabela 3.9 encontram-se os VLE da licença de descarga da ETAR de Valdigem.

Tabela 3.9 Valores limite de emissão do efluente tratado para a ETAR de Valdigem
(Adaptada de Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro *et al*, 2010)

Parâmetro	Valor
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	40
CQO (mg O ₂ /L)	150
SST (mg/L)	60

Estes objetivos de tratamento da água residual, proporcionaram a realização da linha de tratamento da ETAR com os seguintes órgãos apresentados na Figura 3.4.

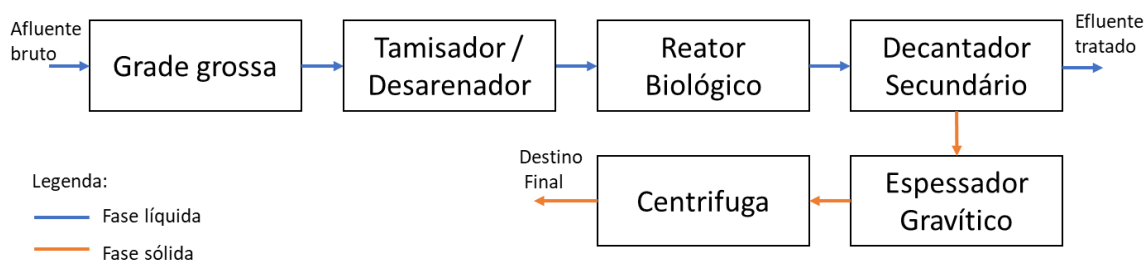


Figura 3.4 Linha de tratamento da fase líquida e sólida da ETAR de Valdigem

Assim a ETAR tem, como tratamento preliminar, uma grade grossa e um equipamento mecânico com tamisador compactador de tambor rotativo e com desarenador. O desarenador contém também um classificador de areias, para encaminhar as areias depositadas para um contentor. De seguida, existe um descarregador *Parshall* com uma sonda de nível para medir o caudal afluente à ETAR.

O tratamento biológico é constituído por um tanque anóxico e um tanque aeróbio. No entanto, o tanque anóxico encontra-se, nesta fase, fora de funcionamento e, portanto, *em bypass* a esta etapa. O tanque aeróbio encontra-se em mistura completa e em regime de arejamento prolongado, onde é oxidada a fração biodegradável da matéria orgânica. Na Figura 3.5 apresenta-se o reator biológico desta ETAR e nos Anexos 4 e 5 encontram-se desenhos de pormenor do reator aeróbio e do decantador secundário.



Figura 3.5 Reator biológico da ETAR de Valdigem

Este tanque aeróbio tem de volume 360 m^3 , uma altura de lâmina líquida de 4 m e altura total de 4,5 m. O oxigénio necessário aos processos de biodegradação é fornecido através de

dois arejadores do tipo turbina submersíveis, instalados no fundo do reator, cada um com uma potência de arejamento de 22 kW (Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro *et al.*, 2010).

Estas turbinas funcionam alternadamente, consoante o ciclo de arejamento previamente programado ou consoante o oxigénio dissolvido, quando a sonda de OD se encontrava em funcionamento. A Figura 3.6 representa a deslocação do ar e o arejador *Flymarator* MK II do modelo A320 NS instalado.

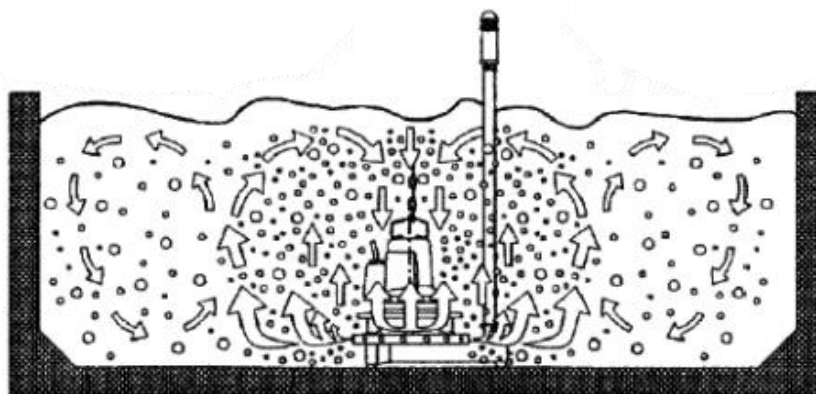


Figura 3.6 Trajetória do arejamento e o arejador *Flymarator* MK II do modelo A320 NS

(Adaptada de FLYGT, n.d.)

De seguida, segue-se a decantação secundária, que se desenvolve num decantador duplo de planta retangular com alimentação central em cada um. As lamas são recolhidas no fundo do decantador e as lamas biológicas são bombeadas para recircular para o reator biológico através de dois grupos eletrobomba. Quando em excesso, estas são extraídas para a fase sólida do tratamento.

O tratamento da fase sólida inicia com a extração das lamas em excesso para o espessador de planta circular, com o fundo troncocónico. Após o espessamento das lamas, estas são transportadas para a ETAR de Lamego para serem centrifugadas.

3.2 Caracterização do afluente bruto e do efluente tratado

Inicialmente, fez-se um estudo para caracterizar os afluentes brutos e os efluentes tratados (caudais e concentrações de CQO, CBO₅ e SST) das ETAR e o cumprimento dos VLE nos efluentes tratados. Os dados foram fornecidos pela empresa Águas do Norte, do Grupo

Águas de Portugal, através da extração dos mesmos dos programas SCADA e *Navia* para *Microsoft Excel*.

3.3 Plano de campanhas e determinações laboratoriais

Para as determinações laboratoriais foi necessário planear uma campanha de amostragem. No entanto, nesta primeira campanha de amostragem, os resultados da concentração da CBO_5 não foram representativos. Portanto, foram realizadas mais campanhas de amostragem. Algumas destas revelaram-se não utilizáveis no estudo, por problemas na recolha das amostras.

Assim, as campanhas consideradas em conformidade para o seu estudo (campanhas de amostragem 1) e 2)) foram as campanhas onde a amostragem permitiu, que para ambas as ETAR, se pudesse efetuar pelo menos a determinação da CQO horária no afluente bruto.

As campanhas de amostragem 1) e 2) estão sintetizadas na Tabela 3.10 com cada parâmetro analisado, local e tipo de amostragem. Estas campanhas de amostragem foram efetuadas de igual forma para as duas ETAR em estudo.

Tabela 3.10 Descrição das campanhas de amostragem

Parâmetro	Local da amostragem	Tipo de amostragem	Campanha de amostragem
CBO ₅	Após a gradagem	Composta	1) e 2)
	Poço do ET	Composta	1)
CQO	Após a gradagem	Simples e Composta	1) e 2)
	Poço do ET	Simples	1)
MS	Reator biológico	Simples	1)
MVS	Reator biológico	Simples	1)
IVL	Reator biológico	Simples	1)

A determinação horária da CBO_5 através de amostra simples não foi possível realizar devido à coordenação do uso dos materiais de laboratório, para que não fosse condicionado o normal funcionamento do laboratório de processo da empresa.

Para os mesmos dias da campanha de amostragem 1) foram solicitados os valores de caudais horários. Para a campanha 2) foi ainda solicitado a idade de lamas e o ciclo de

arejamento utilizado. O OD no reator biológico foi também solicitado, contudo não foi determinado devido ao tempo limitado para o desenvolvimento da dissertação.

a) Amostras no afluente bruto e no efluente tratado

Para estas campanhas foi colocado um amostrador da marca *WaterSam* (Anexo 6) que recolhe uma amostra de água residual a cada hora. A mangueira do amostrador foi colocada no canal após a grade grossa para recolher amostras de água bruta e, no dia seguinte, no poço de efluente tratado, ambas durante um período de 24 h seguidas, sendo estas horas relativas a dias úteis, sem feriados no horário legal de verão.

As tarifas energéticas aplicadas nas ETAR do Grupo Águas de Portugal encontram-se especificadas no Anexo 7, para a cada tensão e dia da semana. As restrições aplicadas aos dias das amostragens devem-se à diferença de horários de tarifas energéticas aplicadas. Neste caso, consideram-se os 4 períodos horários (ponta, cheia, vazio normal e super vazio), pois as amostragens foram realizadas em dias úteis.

Na Tabela 3.11 apresentam-se os 4 períodos horários relativos ao tarifário de média tensão para dias úteis. É de salientar que o custo energético para as ETAR aumenta com a sequência de super vazio, vazio normal, cheia e ponta.

Tabela 3.11 Horário das tarifas energéticas para os dias úteis na época considerada de verão

Tarifas	Horário (h)
Ponta	09:15-12:15
Cheia	07:00-09:15 12:15-00:00
Vazio Normal	00:00-02:00 06:00-07:00
Super Vazio	02:00-06:00

Na campanha de amostragem 2), os períodos teriam sido idealizados para que correspondessem aos períodos tarifários, apresentados na Tabela 3.11, contudo, o mesmo não foi possível devido à pequena quantidade de amostra recolhida em cada hora pelo amostrador, assim foram efetuadas misturas de amostra para períodos diferentes dos pré-estabelecidos.

b) Amostras no reator biológico

Nos mesmos dias em que se efetuaram as amostras horárias, anteriormente, descritas foram recolhidas amostras no reator biológico. Na campanha de amostragem 1), foi recolhida a amostra para a determinação dos MS, MVS, V30 e IVL e para a campanha de amostragem 2) foi recolhida a amostra de igual forma, no entanto foram determinados apenas os MS e os MVS no mesmo local.

As amostras foram recolhidas no reator biológico, enquanto o mesmo se encontrava em arejamento, precisamente, após 20 minutos do seu começo.

3.4 Parâmetros determinados em laboratório

3.4.1 Determinação da CQO

A CQO foi determinada através da água residual bruta recolhida nas campanhas de amostragem hora a hora e por períodos durante 24 horas seguidas.

- I. Materiais, equipamentos e reagentes
 - Testes em cuvete LCK 514 (100-2000 mg O₂/L);
 - Termo reator HT 200 S *HACH LANGE*;
 - Espectrofotômetro DR 3900 *HACH LANGE*;
 - Materiais de uso corrente em laboratório.

- II. Método

Para a determinação da CQO, o método utilizado foi o método colorimétrico em refluxo fechado através de um teste em cuvete (LCK 514) na gama dos 100 até aos 2000 mg O₂/L. Assim, as amostras de água residual não necessitaram de diluições para a sua determinação. No termo reator, foi utilizado o programa em alta temperatura, que tem a duração de 15 minutos, ao invés do programa clássico a 148°C por 2 horas.

3.4.2 Determinação da CBO₅

A determinação da CBO₅ foi efetuada sobre a mesma água residual utilizada para as determinações da CQO e de acordo com a mesma campanha de amostragem horária.

- I. Materiais, equipamentos e reagentes
 - Pastilhas de hidróxido de sódio (NaOH);
 - Inibidor de nitrificação (C₄H₈N₂S) (*N-allythiourea*);
 - Incubadora (regulável a 20 ± 1°C);
 - *Oxitop*;
 - Placa de agitação;
 - Materiais de uso corrente em laboratório.

- II. Método

Na determinação da CBO₅ utilizou-se o método analítico *Oxitop*. Para a determinação da CBO₅ foram estimados os valores da CBO₅ baseada nos valores de CQO. Para a estimativa admitiu-se, assim, que o valor da CBO₅ seria 80% do valor da CQO. Com o valor estimado, selecionou-se a gama correspondente a cada valor de CBO₅, de modo a indicar os volumes de amostra, gotas de inibidor de nitrificação e o fator a utilizar (Tabela 3.12).

Tabela 3.12 Guia de procedimentos para a determinação da CBO₅ através do método *Oxitop*

(Fonte: Águas do Norte, 2018)

Gama de medida (mg O ₂ /L)	Volume de amostra (mL)	Gotas de <i>N-allythiourea</i>	Fator
0-40	432	9	1
0-80	365	7	2
0-200	250	5	5
0-400	164	4	10
0-800	97	2	20
0-2000	43,5	1	50
0-4000	22,7	0,5	100

Assim, tendo presente a Tabela 3.12 selecionou-se o volume de amostra a recolher para a garrafa de cor âmbar e o número de gotas de inibidor a juntar. As amostras foram colocadas nas garrafas, que foram devidamente tapadas com as "cabeças" dos *Oxitop* após a adição de uma a duas pastilhas de hidróxido de sódio. As garrafas ficaram em incubação 5 dias até se poder ler o valor resultante o qual se multiplicou pelo fator apresentado na mesma tabela.

Na Figura 3.7 vêem-se as garrafas na câmara de incubação, durante o ensaio. Os *Oxitop* verdes foram utilizados para determinações no afluente bruto e os *Oxitop* a amarelo no efluente tratado.



Figura 3.7 Determinação da CBO₅ com *Oxitop*

3.4.3 Determinação da MS e da MVS

A MS e a MVS foram analisadas da amostra recolhida no reator biológico, quando este se encontrava em arejamento.

I. Materiais, equipamentos e reagentes

- Rampa de filtração com vácuo;
- Estufa de secagem ($105 \pm 5^\circ\text{C}$);
- Mufla ($550 \pm 50^\circ\text{C}$);
- Balança analítica ou de precisão;
- Exsicador;
- Filtros de fibra de vidro (porosidade $\leq 2,0 \mu\text{m}$);
- Materiais de uso corrente em laboratório.

II. Método

As determinações da MS e da MVS foram efetuadas pelo método gravimétrico e tiveram como base os *Standard Methods for the Water and Wastewater* (SMEWW). Para a obtenção destes valores, foram filtrados 10 mL de amostra e de seguida, a mesma foi levada à estufa a $105 \pm 5^\circ\text{C}$, durante 1 a 2 horas. Após arrefecer foi pesada e efetuado o cálculo do valor de MS, aplicando a Equação 3.1.

$$MS \text{ (mg/L)} = \frac{(P2-P1) \times 1000}{V} \times 1000 \quad \text{Equação 3.1}$$

Onde:

P1 – Peso do filtro (g);

P2 – Peso do filtro mais amostra seca (g);

V – Volume de amostra (mL).

Depois de efetuada a pesagem para o cálculo da MS, a amostra foi colocada na mufla a $550 \pm 50^\circ\text{C}$ durante 30 minutos. Após a incineração, foi deixada arrefecer no exsiccador e pesada na balança. Assim é calculado a MVS através da Equação 3.2.

$$MVS (mg/L) = \frac{(P2-P3) \times 1000}{V} \times 1000 \quad \text{Equação 3.2}$$

Onde:

P3 – Peso do filtro após ignição (g).

3.4.4 Determinação do V30 e do IVL

Para efetuar a determinação do V30 e do IVL foi necessário recolher uma amostra do reator biológico.

- I. Materiais, equipamentos e reagentes
 - Cone *Imhoff* graduado de 1000 mL;
 - Materiais de uso corrente em laboratório.

- II. Método

Para a determinação do V30 foi necessário perfazer o cone *Imhoff* graduado com 1000 mL e esperar meia hora para poder medir o volume de lamas sedimentadas. Assim, se obteve o V30 em mL/L.

Tendo isto, para determinar o IVL é apenas necessário efetuar a divisão do V30 pelos MS no reator biológico, considerando as respetivas unidades, resultando assim o IVL em mL/g.

3.5 Métodos de cálculo

3.5.1 Determinação dos caudais

Os caudais, em ambas as ETAR, são medidos num canal *Parshall* através de uma sonda de nível ultrassónico. Os caudais horários da ETAR de Vilar foram obtidos dos valores de volume acumulados ao minuto registados na base de dados, calculando a diferença entre estes

volumes por minuto e, por fim, somando os caudais dos minutos pertencentes a cada hora do período de amostragem.

Já os caudais horários da ETAR de Valdigem foram obtidos dos registos de caudais horários ao minuto. Assim, foram transformados os caudais de m^3/h para m^3/min e, posteriormente, efetuado o mesmo procedimento de cálculo anteriormente descrito para a ETAR de Vilar.

O caudal de ponta foi calculado para cada ETAR através do produto do caudal médio diário pelo fator de ponta, seguido da divisão por 24 horas. Este fator de ponta foi calculado através da divisão do valor máximo dos caudais médios diários, ao longo de um ano, pela média dos mesmos.

3.5.2 Determinação da população equivalente

Neste estudo houve a necessidade de averiguar se as cargas de CQO e CBO_5 no afluente bruto correspondem, aproximadamente, à produção expectável para os quantitativos de população das freguesias que encaminham as suas águas residuais para cada uma das ETAR estudadas.

Assim foram consideradas capitações de $90 \text{ g}/(\text{hab.dia})$ para a CQO e de $60 \text{ g}/(\text{hab.dia})$ para a CBO_5 , de forma a determinar a quantos habitantes correspondem as cargas afluentes de CQO e CBO_5 .

Já para aferir a quantidade de habitantes pertencentes às freguesias abrangidas pelas redes de drenagem às ETAR em estudo, foram utilizados os resultados provisórios dos Censos de 2021. No entanto, no caso de algumas freguesias que pertencem a uma união de freguesias apenas se encontram apresentados os números da população para o total. Assim, estimaram-se os habitantes através da percentagem de crescimento ou de decréscimo, apresentada nos censos de 2021, aplicada à população apresentada para cada freguesia nos censos de 2011.

3.5.3 Determinações no reator biológico

A fim de compreender como estava o funcionamento do reator biológico determinou-se a razão MVS e MS (β) no reator biológico, com o procedimento (método e materiais) já descrito no ponto 3.4.3 ou com dados fornecidos pela empresa através das plataformas de análise de dados já referidas no subcapítulo 3.2.

Além disso, no reator foram calculados os valores de carga mássica (F/M) e carga volúmica (fv) através do volume total dos reatores biológicos (V), carga afluyente de CBO₅ (La CBO₅) e do MVS aplicados nas seguintes equações (Equação 3.3 e Equação 3.4).

$$\frac{F}{M} = \frac{La\ CBO_5}{V \times MVS} \quad \text{Equação 3.3}$$

$$fv = \frac{La\ CBO_5}{V} \quad \text{Equação 3.4}$$

Os valores resultantes destas equações acima descritas foram comparados com os valores da Tabela 3.13 que apresenta os parâmetros ótimos de operação de um sistema de tratamento secundário com reatores de lamas ativas para os vários sistemas de operação.

Tabela 3.13 Parâmetros operacionais de sistemas de lamas ativadas

(Fonte: Amaral, 2020)

Sistemas	MS (g/l) (kg/m ³)	MVS (g/l) (kg/m ³)	β	Fatores de carga		Coeficientes				θ_c (dias)	% de remoção T.A.	Tr (h)	R (%)
				F/M (kg CBO ₅ / kg MVS.dia)	fv (kg CBO ₅ / m ³ .dia)	Lamas em excesso		O ₂ requerido					
						a	b	a'	b'				
Baixa carga ou arejamento prolongado	4 - 8	3 - 5	0,65	0,030 - 0,135	≤ 0,3	0,6	0,05	0,55	0,06	≥ 30	≥ 90	16 - 24	100 - 300
Média carga ou arejamento convencional	2 - 4	1,5 - 3,0	0,70	0,20 - 0,50	0,5 - 1,0	0,57	0,05	0,50	0,08	4 - 8	90 - 95	4 - 8	30 - 100
Alta carga ou arejamento rápido	0,2 0,5	0,14 - 0,35	0,70	1,50 - 5,00	1,2 - 2,4	0,55	0,07	0,40	0,10	2 - 4	85 - 90	2 - 4	30 - 100

3.5.4 Determinação das necessidades de arejamento

A determinação das necessidades de oxigênio foram uma parte crucial do estudo. Portanto, estas foram calculadas através da Equação 3.5, contendo a primeira parte da equação a contribuir para atingir as necessidades de oxigênio para a síntese de microrganismos e a segunda parte a contribuir para a respiração endógena dos mesmos (do Monte *et al.*, 2018b; Fernandes, 2021; Ferreira, 2010; Moran, 2018).

$$R_o = \frac{Q \times (S_o - S) \times a'}{\text{hafl.sig.}} + V \times MVS \times b' \quad \text{Equação 3.5}$$

Onde:

R_o – Oxigênio requerido (kg/h);

Q – Caudal afluyente ao reator biológico (m^3/h);

S_o – Concentração de CBO_5 afluyente ao reator biológico ($\text{mg O}_2/\text{L}$);

S – Concentração de CBO_5 efluyente do reator biológico ($\text{mg O}_2/\text{L}$);

a' – Fator relacionado com a síntese de material celular ($\text{kg O}_2/\text{kg CBO}_5$ removido);

hafl.sig. – Horas de afluência significativa (horas);

V – Volume de lamas ativadas a arejar (m^3);

b' – Fator relacionado com a respiração endógena ($\text{kg O}_2/(\text{kg MVS.dia})$).

Uma vez que o reator se encontra em regime de arejamento prolongado, os valores utilizados para os fatores a' e b' foram, respetivamente, $0,55 \text{ kg O}_2/\text{kg CBO}_5$ removido e $0,06 \text{ kg O}_2/(\text{kg MVS.dia})$. Estes valores foram baseados na Tabela 3.13 presente no ponto 3.5.3 da dissertação.

À Equação 3.5 foram aplicadas as condições de afluência de cada hora em estudo, dividindo apenas os períodos das 9 h às 9h15 e das 9h15 às 10 h, assim como os períodos das 12 h às 12h15 e das 12h15 às 13 h. Estas divisões devem-se aos intervalos de tempo estipulados pelas tarifas energéticas durante os dias úteis da época de verão.

Para todos os períodos foi também calculado o tempo necessário a arejar através do oxigênio requerido por hora sobre a multiplicação da potência do arejador existente em cada ETAR com o rendimento 80% dos arejadores e com a capacidade específica de oxigenação de $2,0 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$.

Tendo as necessidades de arejamento, foram determinadas as potências de arejamento necessárias através da divisão destas pela multiplicação do rendimento do arejador com a capacidade específica de oxigenação.

A potência de agitação foi igualmente calculada através do produto de uma potência específica mínima necessária de 25 W/m^3 com o volume total do reator biológico.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ETAR de Vilar

4.1.1 Caracterização do afluente bruto e do efluente tratado

De modo a caracterizar as afluências à ETAR de Vilar, na Figura 4.1 apresentam-se os valores dos caudais médios diários desde abril de 2021 até março de 2022, o seu valor médio e ainda o caudal de dimensionamento (2175 m³/dia).

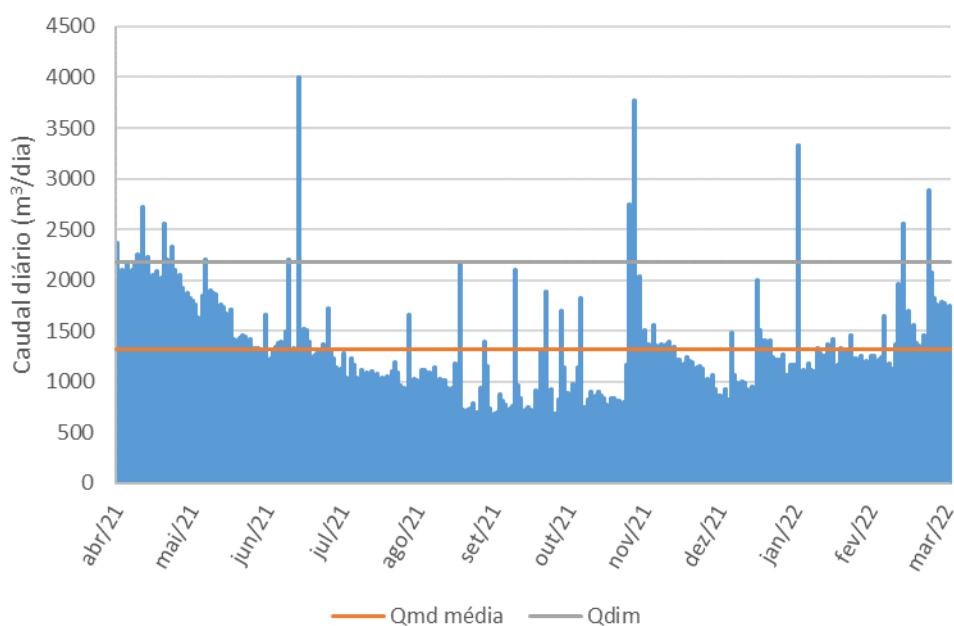


Figura 4.1 Caudal médio diário ao longo de um ano na ETAR do Vilar

A média dos caudais médios diários foi de 1320 m³/dia, a partir deste valor foi calculado o fator de ponta e as horas de afluência significativa, sendo o resultado 3 e 8 h, respetivamente.

Na Figura 4.1 é possível verificar que os caudais são maiores no período húmido do que no período seco, isto pode-se dever às afluências de caudais pluviais. Existem também picos de afluências em alguns dias em específico dos meses de junho, outubro e janeiro. Sendo que em junho pode ter sido algum erro de leitura, uma vez que só teve um aumento num único dia ou por precipitação rápida e intensa.

Salvo exceções, o caudal médio diário encontra-se abaixo do caudal de dimensionamento da ETAR.

Nas Figuras 4.2, 4.3 e 4.4 estão, respetivamente, apresentados os dados das concentrações médias mensais de CQO, CBO₅ e SST do afluente bruto (AB) e do efluente tratado (ET), para o período de abril de 2021 a março de 2022, estando ainda representada a linha dos VLE para cada parâmetro. A salientar a inexistência de alguns dos dados de AB devido a problemas no programa da base de dados e à necessidade de redução do número de análises devido à pandemia Covid-19.

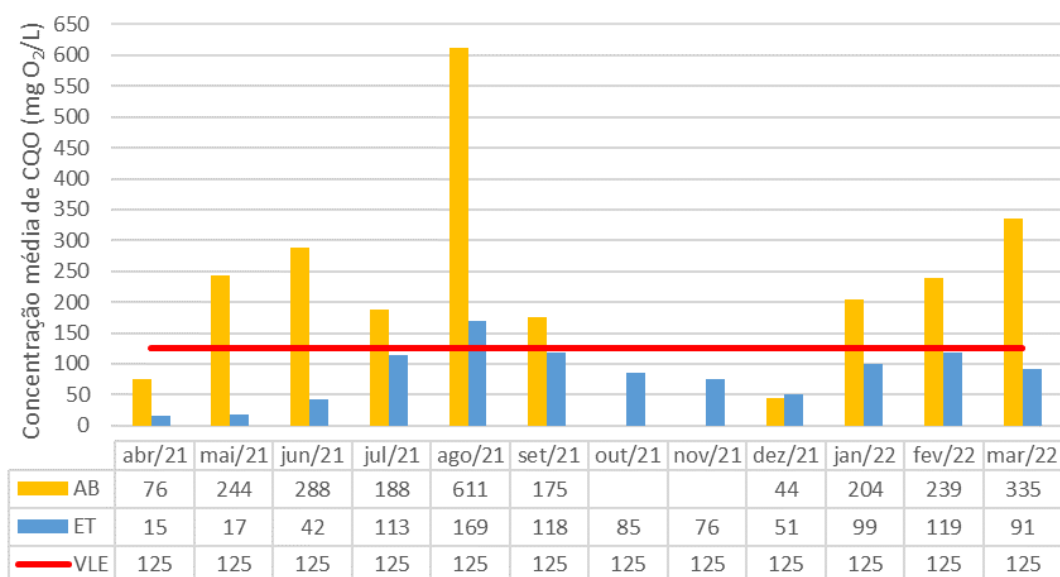


Figura 4.2 Concentração média de CQO do AB e do ET e VLE ao longo de um ano na ETAR de Vilar

Na Figura 4.2 é de notar que as concentrações de CQO do AB tiveram valores semelhantes ao longo do ano e, consideravelmente, inferiores aos valores de CQO afluente típicos em Portugal. Apenas em agosto houve uma amostra que se encontrou dentro deste limite com o valor de 1029 mg O₂/L (do Monte & Albuquerque, 2010). Nesse mês foi o único em que houve incumprimento, uma vez que no ET ultrapassou o VLE.

Os meses de abril e de dezembro tiveram valores de CQO no AB anómalos. Em ambos os meses apenas foi recolhida uma amostra durante esse período e, portanto, pode ter havido algum erro na recolha da mesma.

A média da concentração de CQO do AB e do ET foi de 240 mg O₂/L e de 83 mg O₂/L, respetivamente.

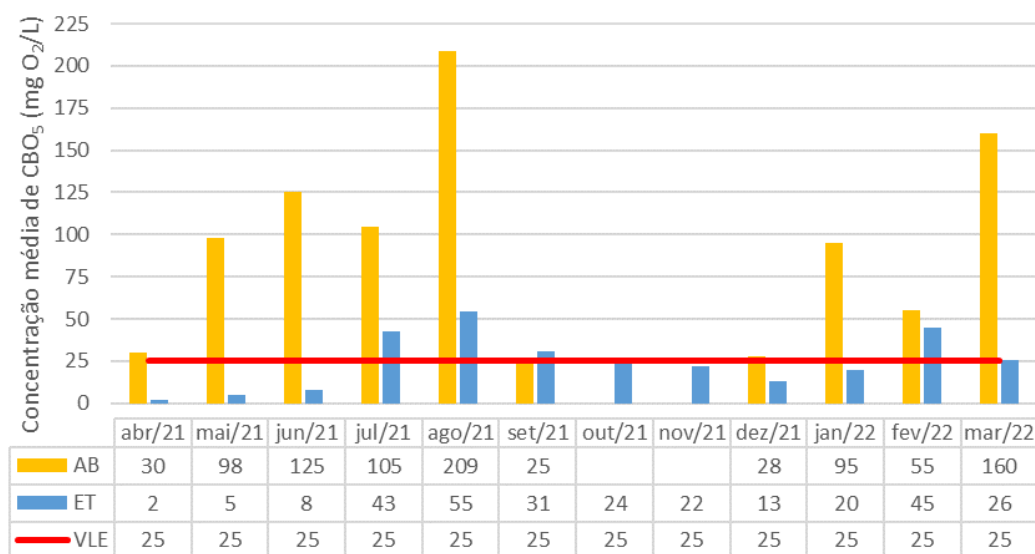


Figura 4.3 Concentração média de CBO₅ do AB e do ET e VLE ao longo de um ano na ETAR de Vilar

A concentração da CBO₅ afluenta teve uma variação mais significativa. Conforme se pode observar na Figura 4.3, nas concentrações médias de CBO₅, existiu também um aumento no mês de agosto, assim como um incumprimento do limite de descarga. O VLE foi também ultrapassado nos meses de julho a setembro e de fevereiro a março. O incumprimento consecutivo nos valores de CBO₅ indica que existam problemas no tratamento.

Como nos valores da CQO afluenta, os valores da CBO₅ foram bastante baixos em comparação com a realidade portuguesa (do Monte & Albuquerque, 2010). A salientar os meses de abril, setembro e dezembro que podem ter sido, tal como já referido, por um problema na amostragem.

A média da concentração de CBO₅ ao longo do ano do AB e do ET foi de 93 mg O₂/L e de 24 mg O₂/L, respetivamente. O ET teve uma média bastante próxima do VLE.

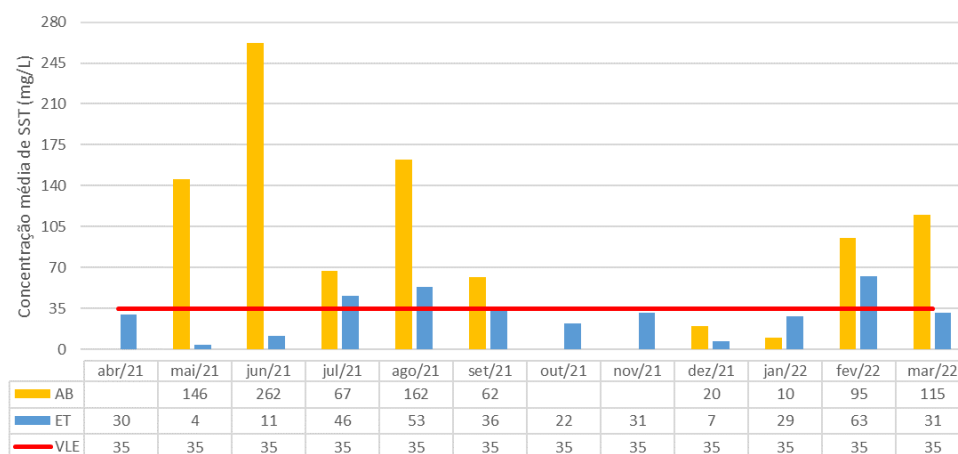


Figura 4.4 Concentração média de SST do AB e do ET e VLE ao longo de um ano na ETAR de Vilar

Os valores de SST afluente encontram-se mais próximos do intervalo de variação dos valores expectáveis em Portugal (do Monte & Albuquerque, 2010).

Os valores anómalos de SST afluente, observados na Figura 4.4, podem ser justificados, mais uma vez, devido a erros na amostragem ou na determinação deste parâmetro.

A concentração média de SST teve o seu maior pico no mês de junho, ao contrário dos restantes parâmetros já apresentados. Contudo, o mês de agosto também apresentou um valor de SST elevado, existindo, também um incumprimento do VLE nesse mês. Esta ETAR sofreu ainda de incumprimentos nos meses de julho a setembro e no mês de fevereiro.

A concentração média de SST durante o período analisado foi de 104 mg/L no AB e de 30 mg/L no ET.

4.1.2 Campanha de amostragem 1)

Na ETAR de Vilar efetuou-se a amostragem horária do afluente bruto das 11 h do dia 24 de maio de 2022 até às 11 h do dia seguinte. De seguida, foi colocado o amostrador no poço do efluente tratado para a amostragem do mesmo.

Esta campanha resultou nos valores de CQO horários do afluente bruto e do efluente tratado, que são apresentados na Figura 4.5, codificados em código de cor consoante as respetivas tarifas energéticas horárias. De relembrar que o VLE da CQO para esta ETAR é de 125 mg O₂/L.

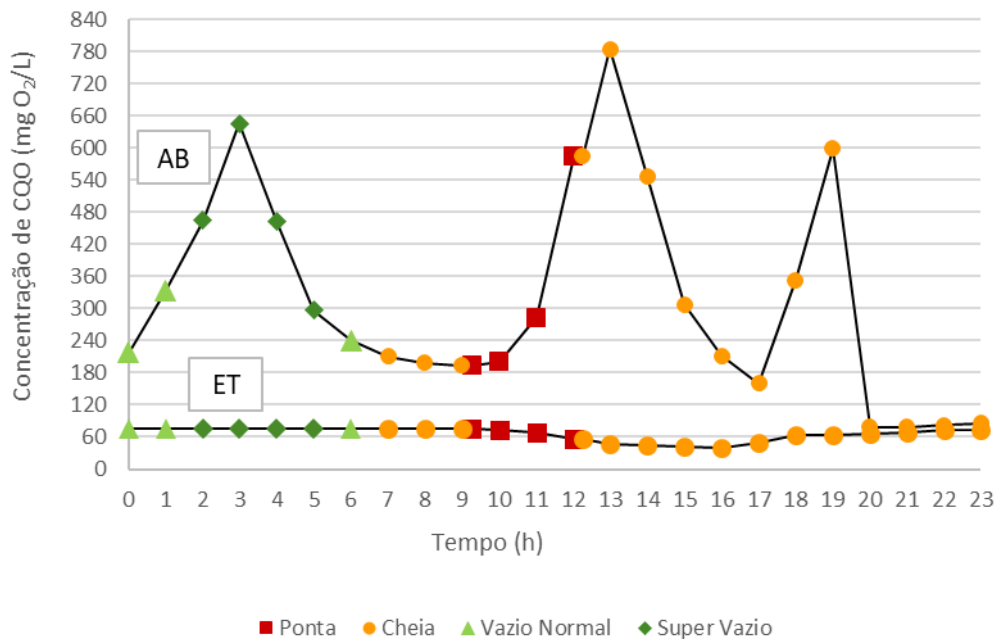


Figura 4.5 Concentração de CQO do AB e do ET ao longo de 24 h na ETAR de Vilar

Nesta figura, é de notar a existência de três picos de aumento de CQO afluente, às 3 h, às 13 e às 19 h, que correspondem às tarifas de super vazio e cheia. A média dos valores apresentados no AB é de 323 mg O₂/L. Os valores tiveram uma variação dentro do expectável, apresentando um aumento a meio do dia e início da noite, com exceção do aumento de madrugada, podendo se dever a alguma descarga.

A concentração da CQO do AB às 13 h encontra-se dentro das concentrações típicas em ETAR portuguesas (do Monte & Albuquerque, 2010).

Ao analisar os valores de CQO do ET, observa-se que os valores se encontram inferiores ao limite de descarga ainda com bastante "folga". Os valores apresentados encontram-se bastante constantes, havendo apenas uma descida entre as 11 e as 17 horas. A média dos valores é de 66,1 mg O₂/L.

No Anexo 8 encontram-se os caudais afluentes horários e na Figura 4.6 o resultado das cargas de CQO do AB. Nos dados de carga afluente de CQO existe um período sem dados, pois o caudal afluente não foi lido.

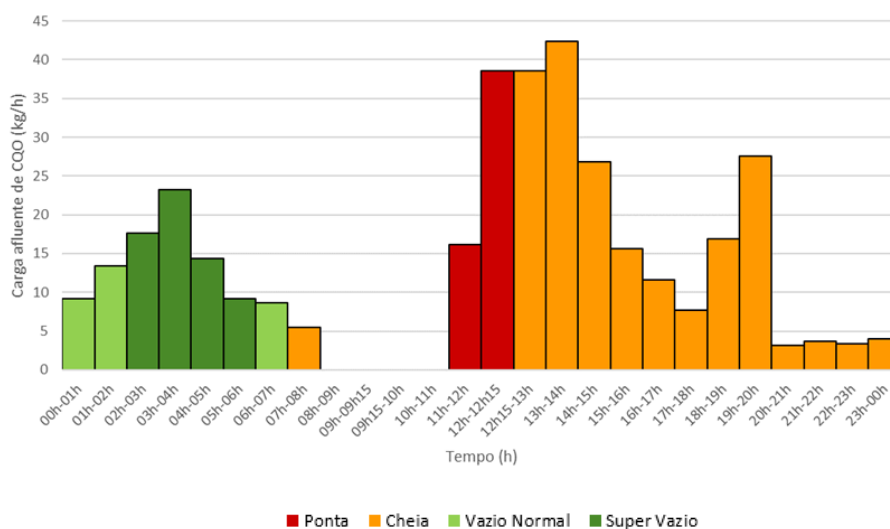


Figura 4.6 Carga de CQO ao longo do dia na ETAR de Vilar na campanha 1)

As cargas de CQO apresentam o mesmo comportamento que o gráfico das concentrações do mesmo parâmetro (Figura 4.5).

Em paralelo a esta amostragem, foi efetuada a amostragem no reator biológico que resultou em dados de MS, MVS, V30 e IVL de seguida apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 Parâmetros analisados no reator biológico na ETAR de Vilar

Parâmetro	Valor
MS (mg/L)	3160
MVS (mg/L)	3060
V30 (mL/L)	600
IVL (mL/g)	164

O valor de IVL, como observado na Tabela 4.1, é de 164 mL/g o que revela alguma dificuldade na capacidade de sedimentação, visto que o valor é superior a 120 mL/g, pois a sedimentação dos sólidos é satisfatória quando os valores são na ordem dos 100 mL/g (Gray, 2004; Inocêncio, 2012).

O dia da amostragem registou uma relação MVS/MS de 0,97 mg MVS/mg MS. Esta foi a mais elevada do período representado no Anexo 9, sendo o valor médio registado desta relação de 0,47 mg MVS/mg MS. A relação MVS/MS no reator no dia da amostragem foi também mais elevada que o pretendido no tanque de arejamento, pois o recomendado para sistemas de arejamento prolongado é de 0,60 a 0,75 mg MVS/mg MS (von Sperling, 2007).

4.1.3 Campanha de amostragem 2)

Como já referido, na segunda campanha, efetuada nos dias 21 e 22 de junho começando às 16 h, foram determinados os valores de concentração de CQO e CBO₅. As amostras horárias foram agrupadas pelas horas adjacentes mais convenientes, para que a quantidade de amostra final fosse suficiente para efetuar as determinações. Estes valores encontram-se apresentados no Anexo 10 para as horas em estudo.

De salientar que existiu uma descarga de 5 m³ de água residual proveniente de fossas sépticas, no entanto esta descarga representa apenas 0,4% do caudal diário.

Os valores de CQO encontram-se todos inferiores aos valores típicos em Portugal para uma água residual urbana, notando-se apenas num pico no período das 23 h à 01 h, em que o valor atinge esse intervalo (do Monte & Albuquerque, 2010). No entanto, esse valor como sobressai por ser mais elevado que os restantes, pode ter origem numa descarga. A média de valores de CQO nestas 24 h foi de 532 mg O₂/L.

Já os valores de CBO₅ foram relativamente baixos quando comparados com valores típicos nacionais e encontram-se sem grandes variações (do Monte & Albuquerque, 2010). A média destes foi de 106 mg O₂/L.

A Tabela 4.2 tem a relação entre a CQO e a CBO₅ apresentada com as cores vermelha para valores que representam difícil biodegradabilidade e amarelo para valores que apresentam biodegradabilidade que conduza a um processo mais lento do que o expectável. Estas gamas de valores encontram-se devidamente discriminadas na Tabela 2.1 presente no subcapítulo 2.1 da Revisão da Literatura.

Tabela 4.2 Relação entre a CQO e a CBO₅ na ETAR de Vilar

Tempo (h)	Razão CQO/CBO₅
02 às 05	5,4
06 às 09	3,4
10 às 12	4,5
13 às 18	5,1
19 às 20	4,6
21 às 22	5,3
23 às 01	5,4
Média	5,0

Os valores apresentam-se bastante elevados para o comum de águas residuais urbanas, apresentando biodegradabilidade baixa e resistente. Como a concentração da CBO₅ é, relativamente, baixa, uma das possíveis justificações consiste na biodegradação da mesma ao longo da extensa rede de drenagem e a descarga da fossa séptica efetuada na ETAR. Esta rede apresenta num total cerca de 40 km e um tempo de permanência das águas residuais máximo de um dia e meio.

O caudal médio diário dessas 24 h de amostragem foi de 1236 m³/dia e o caudal de ponta foi de 156 m³/h, para um fator de ponta igual a 3,2. Na Figura 4.7 apresenta-se o caudal horário do afluente bruto à ETAR apresentado por cores correspondentes aos períodos do tarifário energético ao longo das 24 h da amostragem.

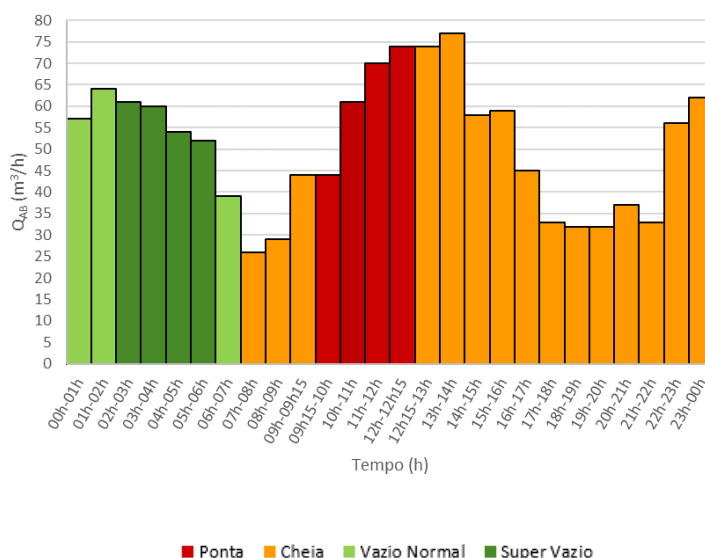


Figura 4.7 Caudal horário e por tarifa energética ao longo das 24 h de amostragem na ETAR de Vilar

Na Figura 4.7 existe um aumento de caudal por volta das 12 às 14 h, que coincide com a hora de almoço e, durante o período noturno, em especial à 1 e 2 horas da madrugada. Assim, existem aumentos de caudais em todas as gamas do tarifário energético.

De seguida, na Figura 4.8 apresenta-se a distribuição das cargas afluentes de CBO₅ e CQO à ETAR de Vilar.

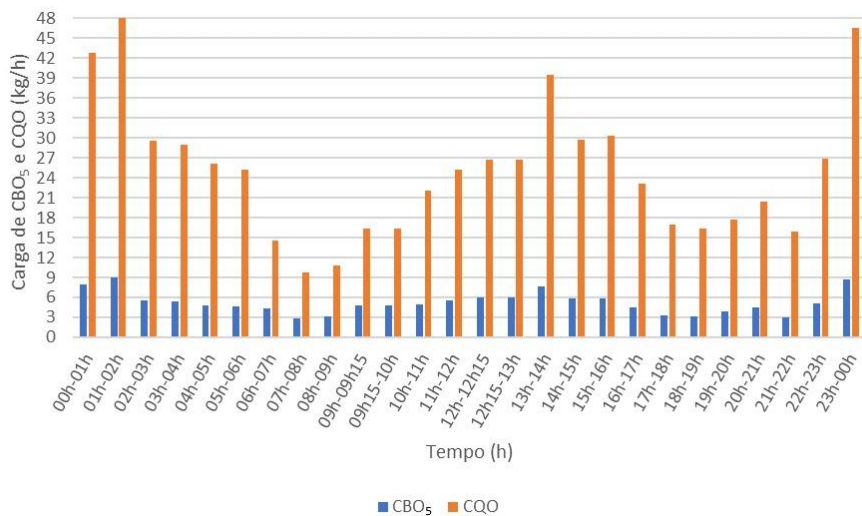


Figura 4.8 Carga afluyente de CBO₅ e de CQO ao longo das 24 h de amostragem na ETAR de Vilar

Ambos os parâmetros da Figura 4.8 apresentam o mesmo comportamento ao longo do dia. No entanto a carga de CBO₅ apresenta valores e oscilações muito inferiores. Os valores de carga mais elevados foram registados entre as 23 e a 1 h, estes valores podem representar descargas.

A Figura 4.8 apresenta também um aumento das cargas desde o seu ponto mais baixo, que foi no início do dia (7 h) até próximo do meio do dia (13 h), onde segue em decréscimo até às 18 h onde procedeu a aumentar. Este comportamento pode ter algumas semelhanças com a rotina, tipicamente, comum de uma população, à exceção do período noturno. Contudo, isto pode ser uma falsa especulação, uma vez que esta afluência de caudal escoia numa extensa rede de drenagem com várias estações elevatórias até à ETAR.

Assim, decidiu-se estimar a que população equivalente, as cargas de CQO e de CBO₅ correspondiam. Na Figura 4.9 estão os valores de população equivalente que correspondem aos valores das cargas nesse horário e ainda os valores estimados dos residentes das freguesias que estão estipulados a encaminhar a sua água residual para a ETAR de Vilar.

O número de habitantes estimado através de censos foi de 5445 habitantes e nos Anexos 11, 12 e 13 encontram-se os valores da população de cada freguesia e as estimativas feitas (INE, 2014; INE, 2022).

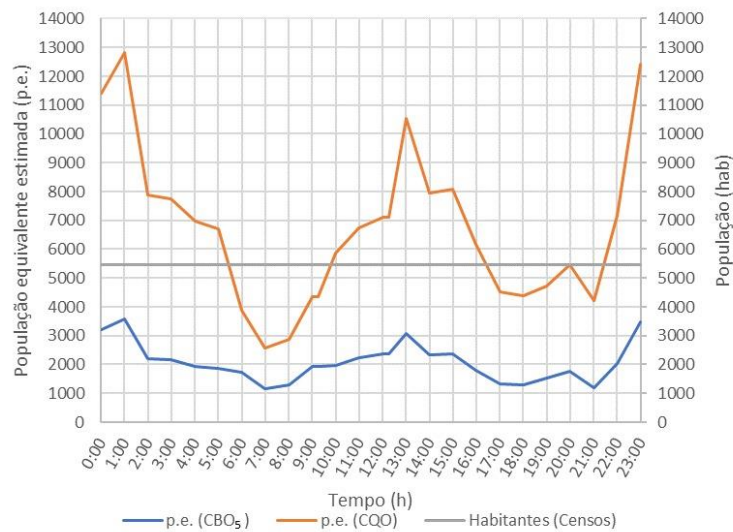


Figura 4.9 Estimativa da população equivalente que, teoricamente, contribui para a produção da água residual encaminhada para a ETAR de Vilar

O comportamento descrito na Figura 4.9 corresponde ao mesmo comportamento do gráfico das cargas de CBO₅ e de CQO. Comparando estes valores de população, confirma-se novamente que a CBO₅ é baixa, neste caso ao confrontar com o valor da população que é abrangida pelo tratamento desta ETAR e pela diferença para o comportamento da p.e. calculada para os valores da CQO. Além das possíveis justificações já referidas, é possível que possa ter ocorrido algum erro na determinação laboratorial da CBO₅.

No entanto, é de notar que quando estimado pela carga de CQO os valores aproximam-se mais da população real, contudo os valores máximos são bastante acima do mesmo. Estes valores podem indicar descargas industriais.

A média da população equivalente através da estimativa pelas cargas de CBO₅ e de CQO é de, respetivamente, 2252 e de 7251 p.e.. Os valores das médias corroboram as ideias referidas acima.

Nesta segunda campanha, os valores de MS e MVS foram de 6150 e 4440 mg/L, respetivamente. O valor da razão MVS/MS para o dia 22 de junho de 2022, foi de 0,72 mg MVS/mg MS. Esta relação entre os sólidos encontra-se dentro do expectável para um reator biológico em regime de arejamento prolongado.

No Anexo 9, tem um histórico da razão MS/MVS no reator biológico. Onde são poucos os dias em que são atingidas as razões recomendadas, maioritariamente por serem inferiores ao pretendido.

Também no tanque foram determinadas as cargas mássica (F/M) e volúmica (fv) em 0,02 kg CBO₅/(kg MVS.dia) e em 0,10 kg CBO₅/(m³.dia), respetivamente. Segundo a Tabela 3.13 no ponto 3.5.3, o F/M encontra-se inferior à gama do ideal para operação arejamento prolongado, o que significa que existe maior quantidade de microrganismos para a quantidade de alimento existente. Pode haver assim a necessidade de purgar as lamas, também porque a idade de de lamas está em 45 dias. O fv encontra-se dentro do pretendido.

4.1.4 Necessidades de oxigénio

Com os dados da carga de CBO₅ afluyente à ETAR e os dados de MVS no reator biológico da campanha 2) foi calculado o oxigénio necessário em kg por hora. Os resultados são apresentados na Figura 4.10 por tarifa energética.

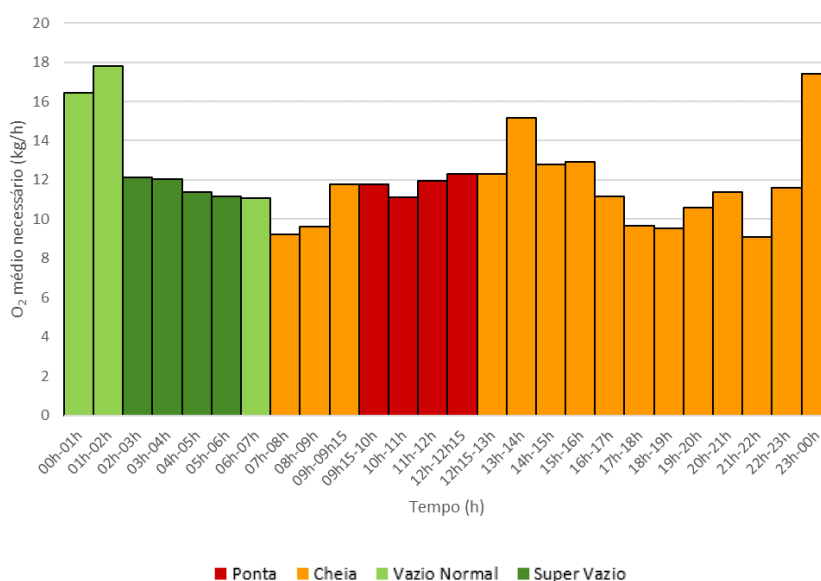


Figura 4.10 Oxigénio médio necessário ao longo do tempo por tarifa energética na ETAR de Vilar

A necessidade de oxigénio revela-se mais elevada entre as 23 h e as 2 h, assim como das 13 h às 14 h, sendo que estas horas pertencem às gamas das tarifas energéticas de cheia e vazio normal. As necessidades de oxigénio mais elevadas às horas documentadas correspondem, aproximadamente, às horas onde existe maior afluência de caudal e carga de CBO₅, em especial, de madrugada.

Por outro lado, os valores de requisitos de oxigénio médio mais baixos são das 7 às 9 h, das 17 às 19 h e das 21 às 23 h, correspondentes ao período de cheia.

Em média, por dia, seriam necessários fornecer 313 kg O₂ no reator biológico para a síntese e respiração endógena dos microrganismos, de forma a tratar biologicamente a água residual, e por hora, seriam cerca de 12,2 kg O₂.

De forma a se criarem ciclos de arejamento consoante as devidas necessidades, foram calculados os tempos *on* do arejador necessários para a devida transferência dos quilogramas de oxigénio necessários, estes valores encontram-se apresentados na Figura 4.11.

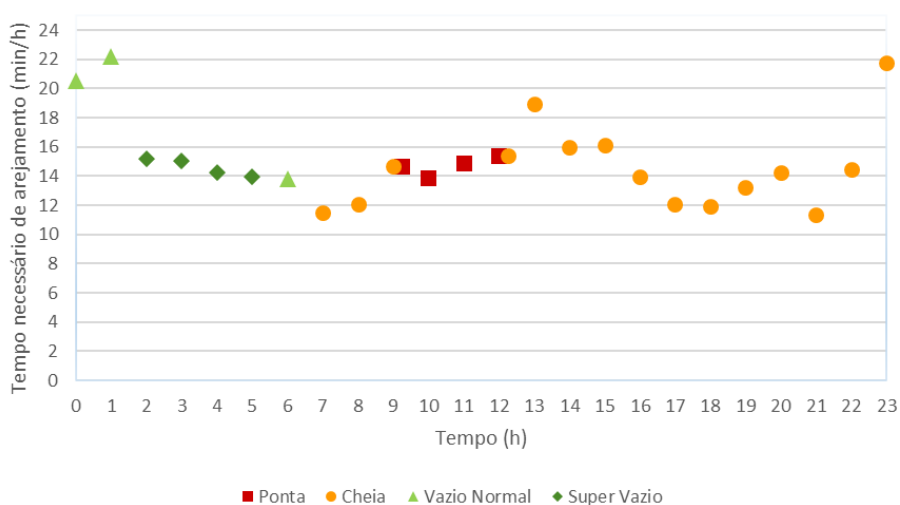


Figura 4.11 Tempo necessário de arejamento para cada hora da tarifa energética na ETAR de Vilar

Ao observar a Figura 4.11 é de notar que o tempo necessário de arejamento por hora é pouco variável ao longo das 24 h, registando-se valores mais elevados entre as 23 e a 1 h. A média de tempo *on* necessário é cerca de 15 min/h, sendo assim necessário que o arejador esteja cerca de 6 h *on/dia*. No entanto, nesse dia o ciclo de arejamento foi de 24 min *on*/120 min *off*, ou seja, um total de 10 ciclos/dia e 4 h *on*/dia.

O resultado do tempo necessário por dia revelou ser superior ao posto em prática, isto pode-se dever à existência de um agitador que consegue substituir por meros períodos o arejador e pela baixa concentração de CBO₅. Quando a CBO₅ se encontra baixa, é preferível purgar as lamas, uma vez que a biodegradabilidade da matéria orgânica é condicionada, fazendo com que não sejam reunidas as condições ideais para o funcionamento do reator.

O ciclo da recirculação de lamas utilizada nesse dia foi de 75 min *on*/20 min *off*. O tempo de retenção no reator biológico nesse dia foi de 9 h e 30 min o que dá alguma versatilidade à gestão dos momentos em que se areja o reator, pois é de evitar o arejamento em ponta e cheia e optar por compensar nos horários de vazio normal e super vazio sempre que assim seja possível.

Estudou-se qual seria a potência de arejamento ao longo do dia no reator biológico. Os resultados desta estimativa estão expostos na Figura 4.12.

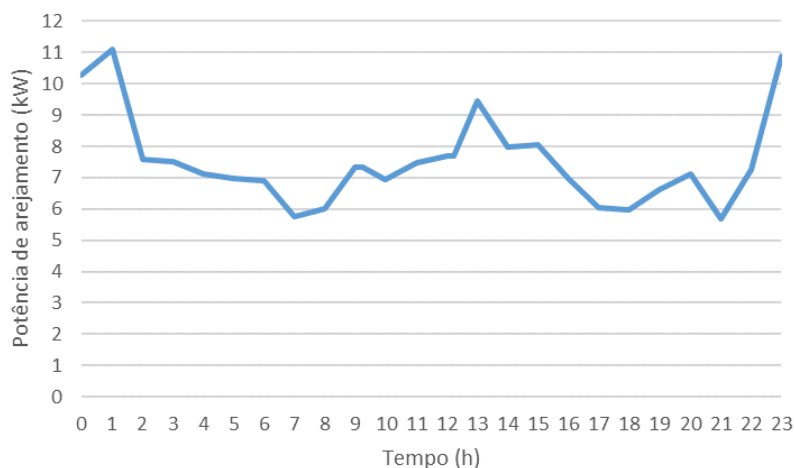


Figura 4.12 Potência de arejamento necessária na ETAR de Vilar

Os valores da potência de arejamento variaram entre aproximadamente 6 e 11 kW, sendo a média 7,5 kW. A potência de arejamento instalada é de 30 kW e a potência específica de agitação instalada é de 25 W/m³. Dado que os valores de potência de arejamento são inferiores à potência instalada, a instalação de um VFD pode ser uma forma de poupança de energia.

O agitador é um equipamento importante, porque se trata de uma vala de oxidação arejada por uma turbina e porque no mínimo é necessária uma potência específica de agitação de 25 W/m³. Esta potência não é garantida apenas pelo arejador, pois quando dividida pelo volume total do reator resulta em 32,5 kW.

A média do consumo específico de eletricidade pelo arejador seria de 0,15 kWh/m³.

4.2 ETAR de Valdigem

4.2.1 Caracterização do afluente bruto e do efluente tratado

Na Figura 4.13 apresentam-se, para a ETAR de Valdigem, os caudais diários afluentes à estação desde abril de 2021 a março de 2022, bem como o valor médio desses caudais e o caudal de dimensionamento da instalação.

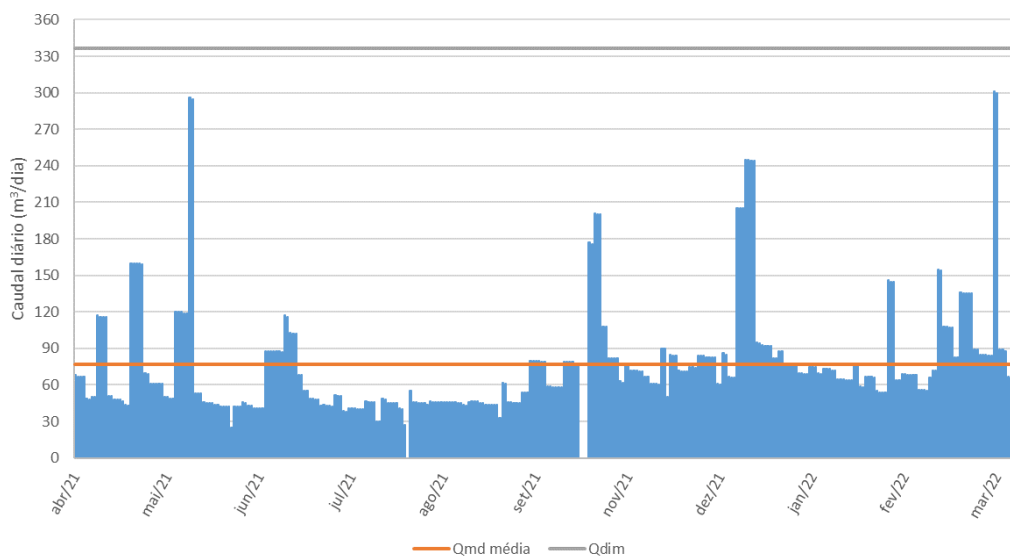


Figura 4.13 Caudal médio diário ao longo de um ano na ETAR de Valdigem

O caudal médio diário obtido foi de $76,7 \text{ m}^3/\text{dia}$, através deste valor foi determinado o fator de ponta e as horas de afluência significativa, que resultaram em 3,9 e 6 h, respectivamente.

Semelhante à ETAR de Vilar, também a afluência de caudal a esta ETAR é em média superior no período húmido do que no período seco, a justificação para tal será a mesma, o caudal de águas pluviais. Ainda assim, existe um pico de caudal no mês de maio. Os restantes picos de aumento de caudal existiram em outubro, dezembro e março.

As Figuras 4.14, 4.15 e 4.16 apresentam, respetivamente, as concentrações médias mensais de CQO, CBO_5 e SST do afluente bruto e do efluente tratado desde abril de 2021 até março de 2022 e ainda os VLE estipulados para cada parâmetro.

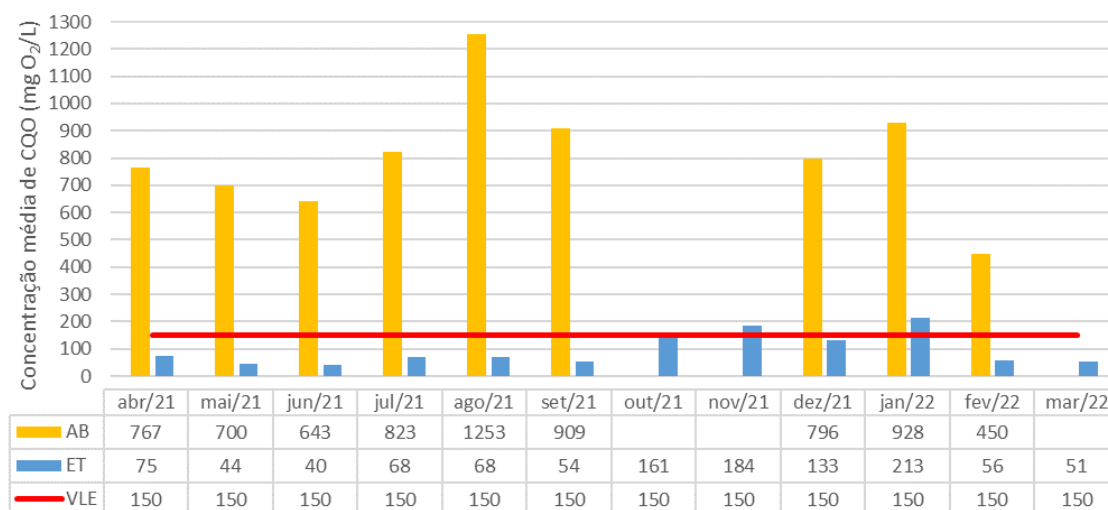


Figura 4.14 Concentração média de CQO do AB e do ET e VLE ao longo de um ano na ETAR de Valdigem

A maioria das concentrações de CQO no AB, além de se manterem relativamente constantes ao longo do tempo, estiveram dentro dos valores típicos em Portugal (do Monte & Albuquerque, 2010).

No mês de agosto não se observa um incumprimento do VLE, contudo a CQO afluente apresenta um valor mais elevado, por outro lado o mês de janeiro, apresenta o segundo maior valor e já apresenta incumprimento do VLE. Também os meses de outubro e de novembro ultrapassam o valor de VLE, no entanto não existiu medição do valor de CQO afluente para comparação nestes meses.

A média dos valores apresentados para a CQO do AB e do ET é de 808 e 96 mg O₂/L, respetivamente.

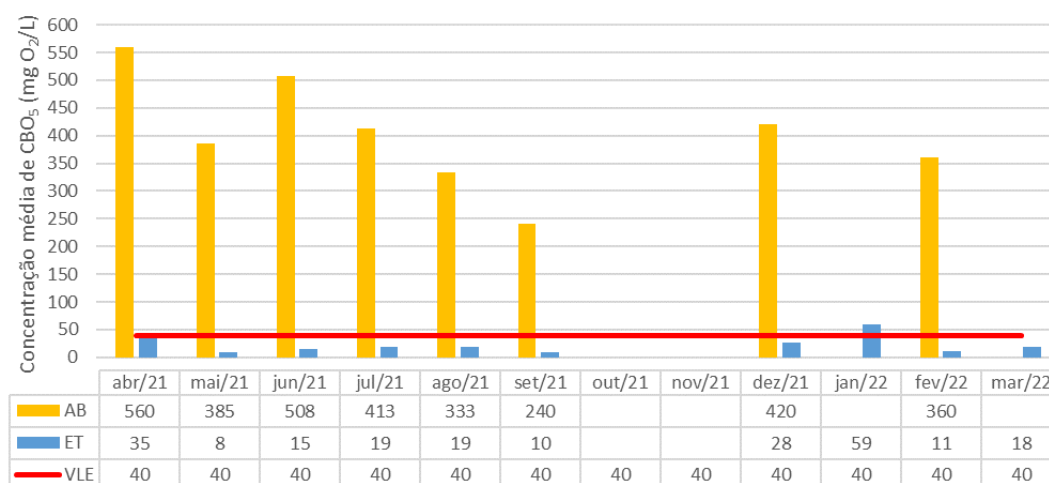


Figura 4.15 Concentração média de CBO₅ do AB e do ET e VLE ao longo de um ano na ETAR de Valdigem

A maioria dos valores de CBO₅ afluente não se encontram dentro do intervalo de variação típica de ETAR portuguesas, encontram-se ligeiramente abaixo do mesmo (do Monte & Albuquerque, 2010).

Ao contrário da CQO, a CBO₅ afluente foi mais baixa nos meses de agosto e setembro, contudo verificou-se a ausência de bastantes registos neste ano.

No mês de janeiro existiu um incumprimento do VLE para a CBO₅, assim como aconteceu na CQO. A média dos valores de AB e de ET da CBO₅ são, respetivamente, 402 e 22 mg O₂/L.

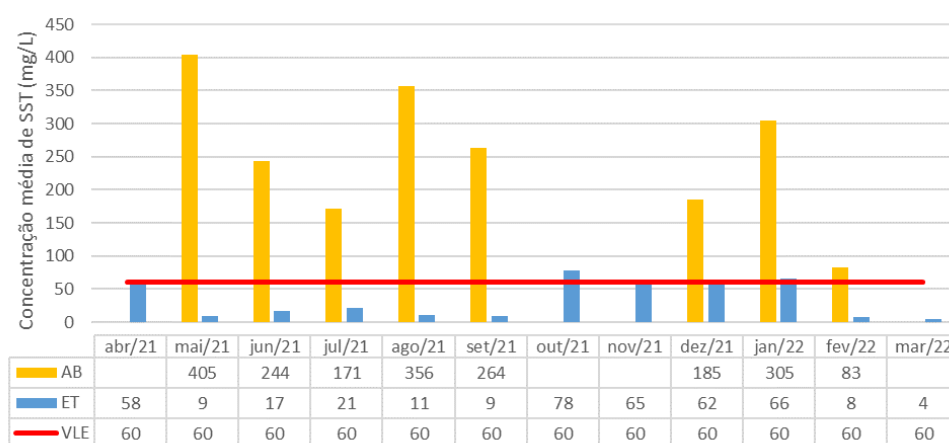


Figura 4.16 Concentração média de SST do AB e do ET e VLE ao longo de um ano na ETAR de Valdigem

Os SST afluentes à ETAR encontram-se todos dentro dos valores típicos em Portugal para águas residuais não tratadas, à exceção do mês de fevereiro que se encontra próximo do valor mínimo desse intervalo (do Monte & Albuquerque, 2010).

Os valores médios mensais da concentração de SST no ET ultrapassam o VLE em 4 meses consecutivos (outubro a janeiro). No entanto, os meses de dezembro e janeiro não são os meses com maior concentração no AB registados neste ano analisado. Contudo, o incumprimento é nos meses de outono e inverno onde pode haver influência dos caudais pluviais. Estes incumprimentos foram registados em alguns dos mesmos meses nos parâmetros apresentados anteriormente.

Em média, as concentrações médias mensais dos SST foram de 247 mg/L no AB e de 34 mg/L no ET.

4.2.2 Campanha de amostragem 1)

A campanha de amostragem 1 foi efetuada na ETAR de Valdigem às 16 h de dia 24 até à mesma hora do dia seguinte, dia 25 de maio de 2022. Os resultados da determinação horária das concentrações de CQO do afluente bruto e do efluente tratado encontram-se reproduzidos na Figura 4.17 por tarifas horárias.

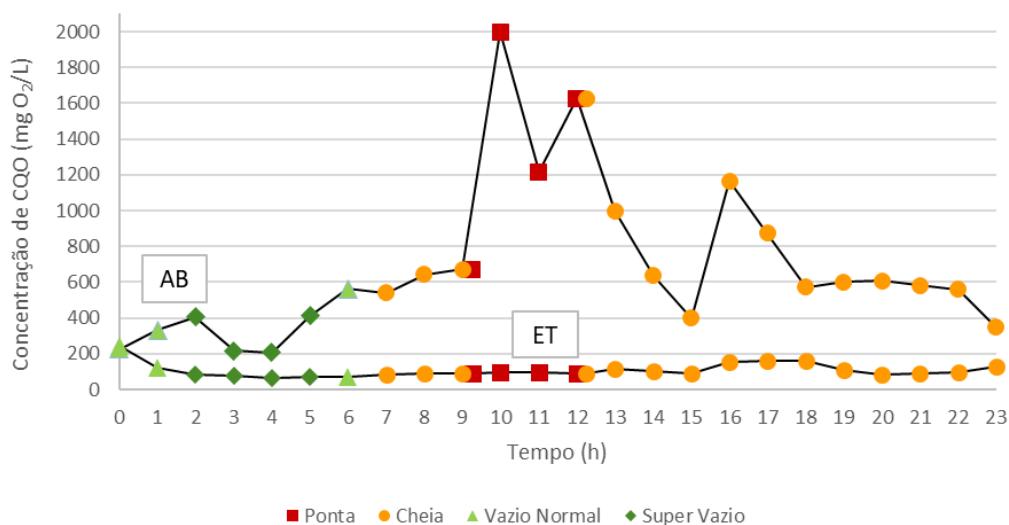


Figura 4.17 Concentração de CQO do AB e do ET ao longo de 24 h na ETAR de Valdigem

Analisando a Figura 4.17, observa-se um pico da concentração deste parâmetro no AB entre as 10 h e as 13 h que correspondem a períodos de ponta e cheia do tarifário energético. A média da concentração no AB foi de 719 mg O₂/L.

O VLE de CQO para esta ETAR é de 150 mg O₂/L, assim o valor das 0 h e os valores entre as 16 e as 18 h encontram-se acima do VLE, em especial o valor das 0 h é bastante mais elevado. A média dos valores no ET apresentados na Figura 4.17 é de 106 mg O₂/L.

Os dados das cargas de CQO afluentes estão apresentados na Figura 4.18. Devido ao facto que nesse mês ainda não haver o acesso aos valores de caudal horário através de telegestão, as cargas apresentadas foram calculadas com os caudais diários de 89 e de 84 m³/dia, do primeiro e segundo dia de amostragem, respetivamente. Por este motivo, as cargas afluentes de CQO representaram um comportamento parecido ao das concentrações.

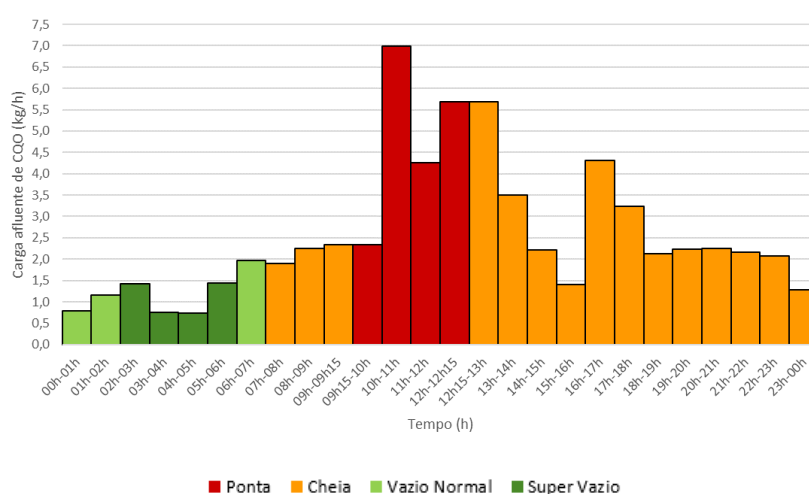


Figura 4.18 Carga de CQO ao longo do dia na ETAR de Valdigem na campanha 2)

Nesta campanha de amostragem foi também retirada uma amostra do reator biológico para a determinação dos parâmetros apresentados na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 Parâmetros analisados no reator biológico na ETAR de Valdigem

Parâmetro	Valor
MS (mg/L)	3670
MVS (mg/L)	2740
V30 (mL/L)	900
IVL (mL/g)	245

A razão MVS/MS no dia da amostragem foi de 0,75 mg MVS/mg MS, este valor encontra-se dentro dos parâmetros usais à operação de um reator biológico em arejamento prolongado, sendo a gama de valores, já anteriormente referida, entre 0,60 e 0,75 MVS/mg MS (von Sperling, 2007).

Este valor encontra-se apresentado no Anexo 14, tal como o histórico destas razões de junho de 2021 até junho de 2022. Os valores de MVS/MS apresentaram-se bastante elevados a partir de outubro de 2022, o que significa que o reator biológico apresentou uma grande quantidade de MVS. Pelo contrário, antes de outubro, principalmente nos meses de maio a agosto a razão encontra-se abaixo do expectável. Sendo que nesta série de valores apenas em três destes o valor é o ótimo para o tratamento biológico de lamas ativadas em regime de arejamento prolongado.

Quando a razão se encontrou baixa, a diferença entre a MVS e a MS foi elevada. É aconselhado avaliar outros parâmetros, como a idade de lamas, mas é provável que exista a necessidade de purgar as lamas, uma vez que já se encontram mais mineralizadas.

O valor apresentado para o IVL encontra-se bastante elevado, demonstrando pouca capacidade para sedimentar quando comparado com o valor de referência da literatura para uma boa sedimentação no decantador secundário.

4.2.3 Campanha de amostragem 2)

A campanha de amostragem 2 teve início às 15 h do dia 23 de junho de 2022 e com a recolha hora a hora de amostra durante um período de um dia. Com estas amostras foram determinadas as concentrações de CQO e CBO₅ pela junção de amostras de horas adjacentes mais favoráveis à sua determinação. Estes valores encontram-se apresentados no Anexo 15.

As médias dos valores de CQO e de CBO₅ foram de 631 mg O₂/L e 253 mg O₂/L, respetivamente. A CBO₅ apresentou durante todos os períodos de amostragem um valor inferior aos afluentes brutos apresentados na literatura para o caso português. Enquanto que a CQO ainda apresentou um valor dentro do intervalo do típico para ETAR portuguesas que foi entre as 5 e as 8 h (do Monte & Albuquerque, 2010).

Neste período, entre as 5 e as 8 h, as amostras retiradas apresentavam cor bastante mais escura em relação às restantes amostras. Portanto, estas amostras podem dar indícios que tenha ocorrido uma descarga industrial. A existência de um lagar de azeite a montante da ETAR pode contribuir para estes valores anómalos.

Para analisar a biodegradabilidade da amostra foram utilizadas as razões entre a CQO e a CBO₅ afluentes à ETAR, apresentadas na Tabela 4.4, a amarelo as que representam biodegradação lenta, a verde-claro representam ser biodegradáveis e a verde-escuro que representam ser facilmente biodegradáveis. Estas designações das gamas de valores foram apresentadas na Tabela 2.1 no subcapítulo 2.1.

Tabela 4.4 Relação entre a CQO e a CBO₅ na ETAR de Valdigem

Tempo (h)	Razão CQO/CBO ₅
01 às 04	2,9
05 às 08	3,6
09 às 10	1,8
11 às 14	2,0
15 às 18	1,5
19 às 20	1,8
21 às 00	1,7
Média	2,6

Os valores da razão caracterizaram, em média, a água residual afluyente como uma água de biodegradação lenta devido aos valores elevados da razão entre a 1 h e as 8 h. Este período coincide com o período das 5 h às 8 h, onde existiu um pico de concentração de CQO e onde a água na amostra apresentou ser mais escura. Todavia, durante o dia da amostragem considerou-se, predominantemente, uma água com uma biodegradabilidade relativamente fácil.

Durante o período desta amostragem, afluíu à ETAR um caudal diário de 49,9 m³/dia, por sua vez, o caudal de ponta foi de 8,1 m³/h. O caudal afluyente da amostragem encontra-se designado por hora e por tarifa energética na Figura 4.19.

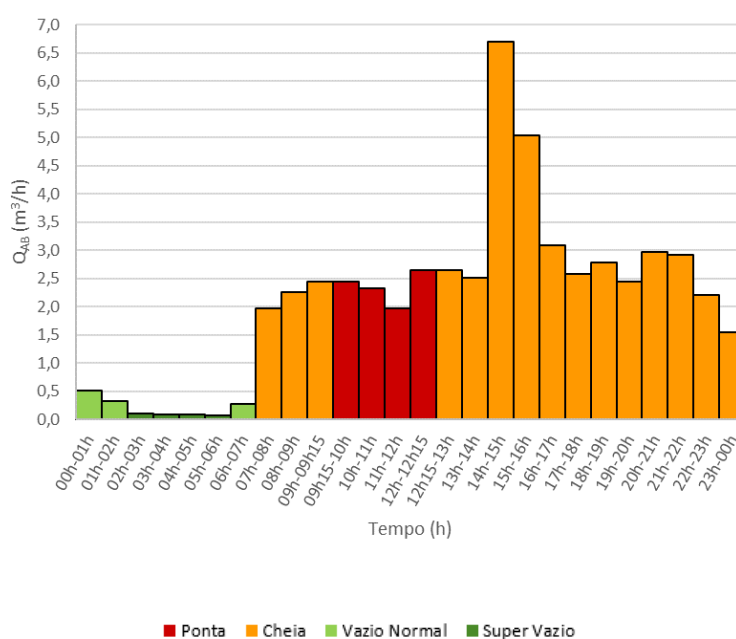


Figura 4.19 Caudal horário e por tarifa energética ao longo das 24 h de amostragem na ETAR de Valdigem

De madrugada o caudal é praticamente nulo, o que coincide com o período energético de vazio normal e super vazio. Enquanto durante todo o dia, por sua vez coincide com os períodos de ponta e cheia, o caudal se situa entre os 2 e os 3 m³/dia, maioritariamente, ou seja, este caudal é bastante constante, tirando a exceção das 14 às 15 h em que o caudal aumenta para o dobro.

Com os caudais e com as concentrações de CQO e CBO₅ horários, calcularam-se as cargas dos mesmos parâmetros, estas estão apresentadas na Figura 4.20.

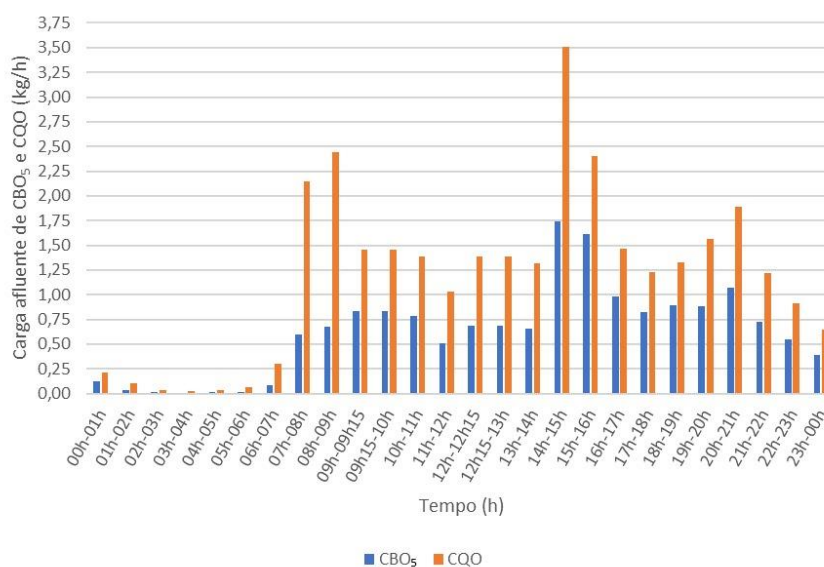


Figura 4.20 Carga afluyente de CBO₅ e de CQO ao longo das 24 h de amostragem na ETAR de Valdigem

À exceção do período das 7 às 8 h, as cargas apresentaram o mesmo comportamento que o caudal horário ao longo do dia. Assim, as cargas no período da madrugada mantiveram-se praticamente nulas.

Esta ETAR, como se encontra próxima da população que está na origem da água residual para a estação e, uma vez que, se trata de uma freguesia pequena, nota-se a rotina dessa população. São também exemplo disto os aumentos de caudal ao início da manhã, início da tarde e início da noite.

De seguida, fez-se uma estimativa da população equivalente, que se encontra na Figura 4.21, através da carga de CQO e CBO₅ que aflui à ETAR, para comparação com a população residente no local abrangido pelo tratamento da mesma, sendo esta 764 hab (INE, 2014; INE, 2022). Os valores auxiliares a esta estimativa dos habitantes desta freguesia encontram-se no Anexo 16.

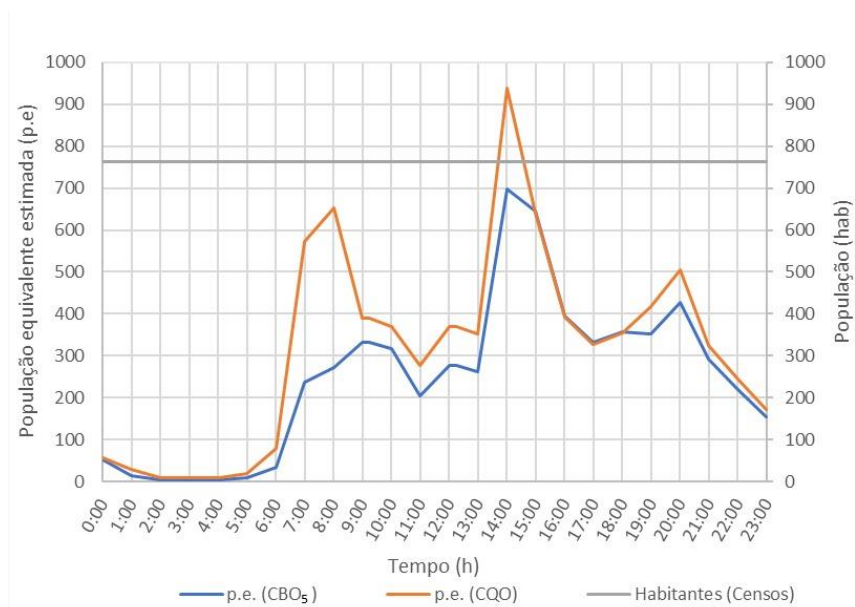


Figura 4.21 Estimativa da população equivalente que, teoricamente, contribui para a produção da água residual encaminhada para a ETAR de Valdigem

O comportamento das linhas da Figura 4.21 é idêntico ao comportamento das cargas afluentes. A população equivalente estimada através das cargas de CBO₅ e CQO afluentes é bastante inferior aos habitantes da freguesia. Em média, os valores de população equivalentes foram 271 p.e. através da estimativa consoante a carga de CBO₅ e através da CQO foram 344 p.e..

Como já referido, a área de abrangência desta ETAR é pequena e com pouca população, assim consegue-se perceber que existem rotinas parecidas na população, através do comportamento das linhas do gráfico.

Contudo, às 14 h existe um pico na população equivalente estimada em ambos os parâmetros, mas a estimada pela CQO ultrapassa o valor dos habitantes reais, uma possível justificação para tal poderá ser uma descarga industrial. Às 8 h, hora onde a amostra apresentou uma cor mais escura, existiu também um aumento na p.e. estimada pela CQO, mas não é tão acentuada pela estimada pela CBO₅.

No dia da amostragem, as lamas ativadas apresentavam 4500 mg/L de MS e 3950 mg/L de MVS, sendo a razão 0,88 mg MVS/mg MS. A razão MVS/MS encontra-se elevada, querendo dizer que existem bastantes microrganismos.

A carga mássica e a carga volúmica foram também contabilizadas no reator biológico em, respetivamente, 0,01 kg CBO₅/(kg MVS.dia) e em 0,05 kg CBO₅/(m³.dia). O F/M é baixo para arejamento prolongado e o fv encontra-se dentro da gama esperada. Pode existir a

necessidade de purgar as lamas, assim como a razão MVS/MS já indicava, devido à existência de bastantes microrganismos. A idade de lamas (IL) é de 33 dias e, segundo a Tabela 3.13 do ponto 3.5.3, está dentro do limite.

4.2.4 Necessidades de oxigénio

As necessidades de oxigénio foram calculadas através dos valores de carga de CBO₅ e dos valores de MVS no reator biológico da campanha de amostragem 2. A Figura 4.22 ilustra o resultado desta estimativa em kg O₂ por hora.

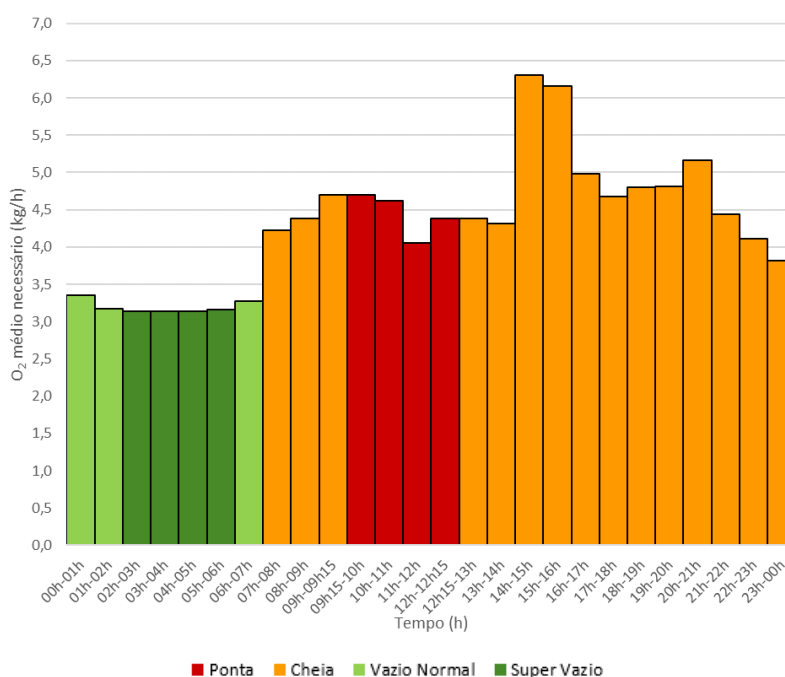


Figura 4.22 Oxigénio médio necessário ao longo do tempo por tarifa energética na ETAR de Valdigem

Por consequência das cargas de CBO₅, a necessidade de oxigénio é também inferior de madrugada e superior ao longo de todo o dia. De madrugada, o requerimento de oxigénio é praticamente constante. Durante o dia, as afluências de carga de CBO₅ também não exigem grandes oscilações no fornecimento do oxigénio, salvo a exceção das 14 às 16 h.

O reator biológico no dia da amostragem necessitaria para a síntese da matéria orgânica e para a sua respiração endógena de cerca de 111 kg O₂, sendo que por hora em média seriam 4,3 kg O₂.

Para fornecer o oxigênio requerido, calcularam-se os tempos de funcionamento das turbinas. Através da potência destas turbinas foram calculados os minutos por hora em que o arejador necessita de se encontrar em funcionamento. Estes valores estão apresentados na Figura 4.23 por tarifa horária.

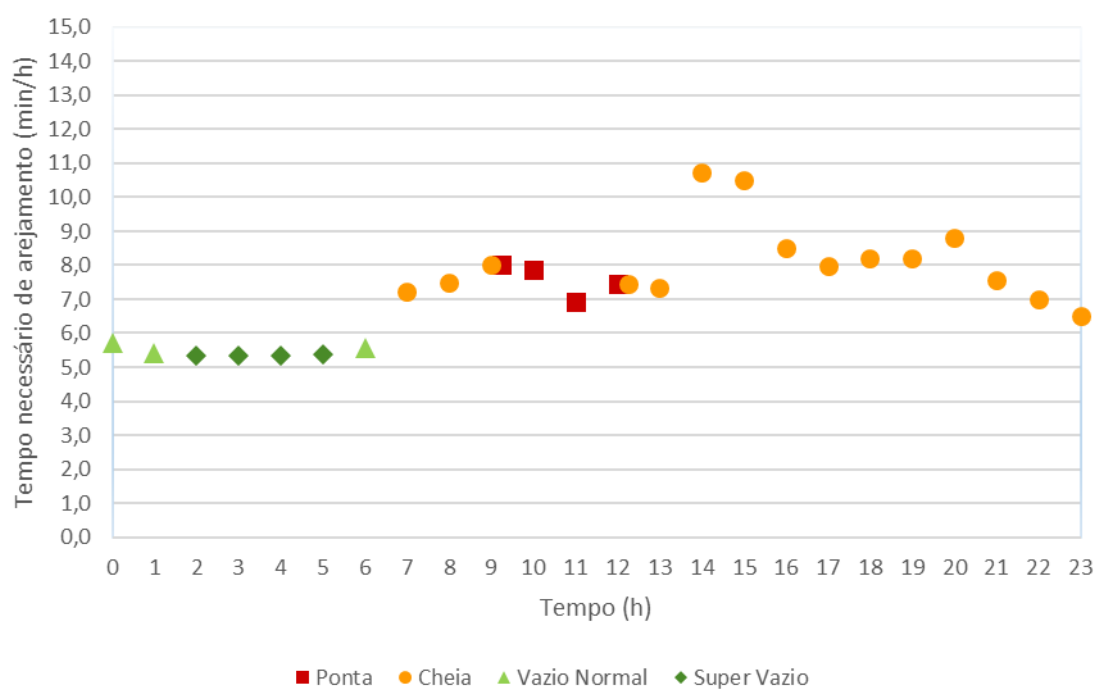


Figura 4.23 Tempo necessário de arejamento para cada hora da tarifa energética na ETAR de Valdigem

A quantidade de O_2 requerido reflete-se no tempo necessário de arejamento, assim o gráfico da Figura 4.23 apresenta uma oscilação nos valores idêntica à Figura 4.22. Por hora, em média, é necessário um período de arejamento de cerca de 7 min e, por dia, em média seria 3,7 h.

Na ETAR, no dia da amostragem, efetuaram-se cerca de 35 ciclos de 25 min *on*/20 min *off*, tendo estado os arejadores no total 12,6 h *on*/dia. O tempo de arejamento utilizado nesse dia foi excessivamente elevado, mais do triplo das necessidades reais.

Os ciclos de arejamento calculados têm um tempo *on* muito baixo, pelo que se deve em operação funcionar com a turbina *on* no mínimo 15 min de cada vez e no máximo uma pausa de 120 min. Como também continuar com o funcionamento alternado das turbinas, dado que, neste tanque de aeróbio não existem agitadores (Fikar *et al.*, 2004; Holanda *et al.*, 2007).

Nesse dia, foram recirculados 250 m³ de lamas. O reator biológico foi operado com um tempo de retenção hidráulico (trh) de 33 horas e 30 minutos. O trh é elevado, levando a uma

operação menos rígida no fornecimento de arejamento, porque a retenção prolongada dos poluentes também favorece a possibilidade de rearranjar os ciclos de arejamento, arejando por excesso quando em períodos favoráveis a tal, como por exemplo os períodos de vazão. Tal iria ajudar a evitar tanto o consumo energético por arejamento em períodos mais dispendiosos, como o de cheia e ponta.

A potência de arejamento necessária ao longo do dia da amostragem foi estimada e apresentada na Figura 4.24.

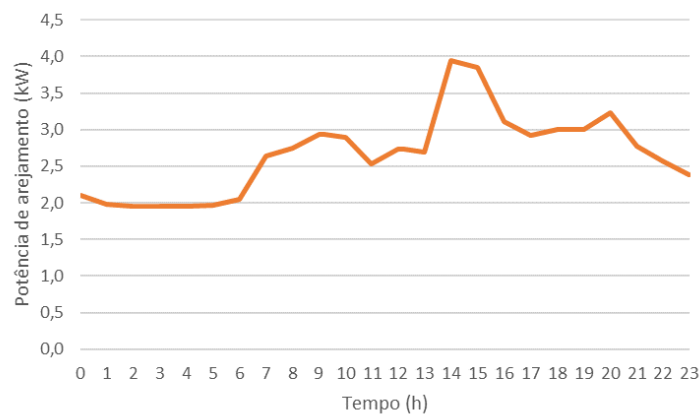


Figura 4.24 Potência de arejamento necessária na ETAR de Valdigem

A potência de arejamento necessária variou entre 2 e 4 kW, aproximadamente, e a média foi de 2,7 kW. A potência necessária é bastante baixa quando comparada com a potência instalada (22kW). Neste caso, também poderia ser viável a aplicação de um VFD.

Os arejadores conseguem socorrer as necessidades de agitação do reator biológico, uma vez que a potência de agitação necessária seria de 9 kW que é inferior à potência de arejamento instalada. E, também porque, quando utilizada uma das turbinas, a potência específica de agitação conseguida por estas é de 61 W/m³, que é superior à necessária (25 W/m³).

A média do consumo específico de eletricidade pelos arejadores seria de 1,29 kWh/m³.

4.3 Síntese da análise de resultados

Nas Tabelas 4.5 e 4.6 apresentam-se sínteses da análise dos resultados apresentados para a ETAR de Vilar e para a ETAR de Valdigem.

Tabela 4.5 Resumo da análise de resultados da caracterização da água residual e dos resultados das campanhas

Pontos	Parâmetro analisado	ETAR de Vilar	ETAR de Valdigem	Valor recomendado/VLE	Unidades
4.1.1. e 4.2.1.	[CQO] média mensal AB	[44; 611] média 240	[450; 1253] média 808	[746; 1946]	mg O ₂ /L
	[CQO] média mensal ET	[15; 169] média 83	[40; 213] média 96	≤ 125 (Vilar) ≤ 150 (Valdigem)	mg O ₂ /L
	[CBO ₅] média mensal AB	[25; 209] média 93	[40; 213] média 97	[444; 1338]	mg O ₂ /L
	[CBO ₅] média mensal ET	[2; 55] média 24	[8; 59] média 22	≤ 25 (Vilar) ≤ 40 (Valdigem)	mg O ₂ /L
	[SST] média mensal AB	[10; 262] média 104	[83; 405] média 247	[90; 430]	mg/L
	[SST] média mensal AB	[4; 63] média 30	[4; 78] média 34	≤ 35 (Vilar) ≤ 60 (Valdigem)	mg/L
4.1.2. e 4.2.2.	[CQO] horária AB	[78; 784] média 323	[208; 1998] média 719	[746; 1946]	mg O ₂ /L
	[CQO] horária ET	[39; 77] média 66	[66; 246] média 106	≤ 125 (Vilar) ≤ 150 (Valdigem)	mg O ₂ /L
	IVL	164	245	100	mL/g
	MVS/MS	0,97	0,75	[0,60; 0,75]	mg MVS/mg MS
4.1.3. e 4.2.3.	CQO/CBO ₅	[3,4; 5,4] média 5,0	[1,5; 3,6] média 2,6	≥ 2,5	mg CQO/mg CBO ₅
	MVS/MS	0,72	0,88	[0,60; 0,75]	mg MVS/mg MS
	F/M	0,02	0,01	[0,030; 0,0135]	kg CBO ₅ /(kg MVS.dia)
	fv	0,10	0,05	≤ 0,3	kg CBO ₅ /(m ³ .dia)
	IL	45	33	≥ 30	dias

Tabela 4.6 Resumo da análise de resultados das necessidades de oxigênio

Parâmetro	ETAR de Vilar		ETAR de Valdigem		Unidades
	Resultado	Aplicado	Resultado	Aplicado	
O₂ necessário	Ponta	[11; 12]		[4; 5]	kg/h
	Cheia	[9; 17]	-	[4; 6]	
	Vazio Normal	[11; 17]		[3]	
	Super Vazio	[11; 12]		[3]	
Tempo de arejamento	Ponta	[14; 15]		[7; 8]	min/h
	Cheia	[11; 22]	2 (4 min on/120 min off)	[7; 11]	
	Vazio Normal	[14; 22]		[5; 6]	
	Super Vazio	[14; 15]		[5]	
Potência de arejamento	7,5 [6; 11]	30	[2; 4] média 2,7	22	kW
Consumo específico de eletricidade	0,15 (só o arejamento)	0,20 (toda a ETAR)	1,29 (só o arejamento)	2,43 (toda a ETAR)	kWh/m ³

CONCLUSÕES E ESTUDOS FUTUROS

5.1 Considerações finais

O processo de lamas ativadas é dos que consome mais energia elétrica numa ETAR. Por isso, é importante que este sistema, enquanto em operação, funcione de forma otimizada. A otimização permite economizar os gastos energéticos e, em simultâneo, que não comprometa a eficiência de remoção de matéria orgânica, cumprindo com as necessidades de arejamento do sistema para a síntese de microrganismos e a respiração endógena.

Com a redução do gasto energético proveniente desta otimização, além de contribuir positivamente para a economia da empresa, também contribui para a diminuição do impacto ambiental das ETAR.

A caracterização das ETAR ajudou a conhecer melhor os afluentes brutos e os efluentes tratados. Registou-se que as aflúncias a ambas as ETAR têm características bastante divergentes. A ETAR de Valdigem apresenta menor população e caudal bastante inferior à ETAR de Vilar, sendo que estes alguns dos fatores que se repercutiram nos resultados.

O cumprimento do VLE não foi respeitado em todo o período considerado em ambas as ETAR. No caso do cumprimento do limite de descarga da CBO₅, a ETAR de Vilar obteve piores resultados. Enquanto para a CQO, a ETAR de Valdigem somou mais incumprimentos. Para os valores de SST, os incumprimentos foram semelhantes.

Nos resultados da campanha de amostragem 1), a ETAR de Vilar tornou a obter bons resultados de descarga no parâmetro da CQO. Contudo, a ETAR de Valdigem já apresentou alguns valores mais elevados que o VLE, isto alerta para a necessidade da resolução de certos

problemas que possam estar a afetar o desempenho do tratamento. A fraca capacidade de sedimentação pode estar por dentro de problemas causados em ambas as ETAR.

Na campanha de amostragem 2) e no estudo das afluências à ETAR de Vilar, esta apresentou fraca biodegradabilidade, por consequência da pouca concentração de CBO_5 em relação à CQO. Um motivo para tal acontecer é, principalmente, a água residual ser bombeada no máximo por 23 EE, este vasto percurso até à ETAR pode levar à degradação da matéria orgânica mais facilmente biodegradável. Outro dos motivos, podem ser descargas industriais ou de fossas sépticas, como aconteceu na campanha 2).

Já a ETAR de Valdigem apresentou menor biodegradabilidade a apenas certas horas do período de amostragem. O que levou à possibilidade de se estar perante uma descarga industrial. À parte das horas da possível descarga, esta ETAR demonstrou que abrange uma pequena população, ao apresentar um comportamento de rotina comum da população, apresentando também um fator de ponta alto e horas de afluência significativa baixas.

Os requisitos de arejamento da ETAR de Vilar tiveram uma pequena oscilação no período estudado. Tendo sido considerados necessários para as 24 h em estudo o fornecimento de 313 kg O_2 /dia, sendo uma média de 12,2 kg O_2 /h, ou seja, 15 min on/h . Neste caso seria necessário aumentar a energia gasta, devido ao tempo de funcionamento necessário.

Em relação à ETAR de Valdigem, esta necessita de mais arejamento ao longo do dia, do que de madrugada. A quantidade requerida de oxigénio estimada foi de 111 kg O_2 /dia, com uma média de 4,3 kg O_2 /h. Com esta ETAR é possível consumir apenas um terço do utilizado no arejamento do tanque aeróbio. O tempo estimado foi de 7 min on/h , contudo o tempo seria inferior ao número de minutos recomendados para uma turbina se manter em funcionamento.

O consumo específico de eletricidade médio no arejamento seria de 0,15 kWh/m³ para a ETAR de Vilar no dia em estudo. Para a ETAR de Valdigem, o valor seria de 1,29 kWh/m³, sendo este bastante superior à outra ETAR, que se poderá se dever ao caudal a tratar ser menor.

Para concluir, em ambas as ETAR as características das suas afluências, refletiram-se nas suas necessidades de oxigénio. Embora o objetivo principal da otimização energética, neste caso, seja a redução dos custos, nem sempre tal será permitido. Os requisitos mínimos aferidos pela qualidade do afluente a tratar num processo de lamas ativadas devem ser cumpridos e colocados em primeiro plano de resolução e só com a garantia de que os limites de descarga sejam cumpridos, se deve reduzir o consumo energético dentro dos possíveis.

5.2 Perspetivas de trabalhos futuros

É necessário que haja mais campanhas de amostragem, de forma que sejam representativas das afluências típicas do período estudado, como também alargar o período a estudar para o considerado de horário legal de inverno e também os fins de semana e feriados de todo o ano. Porém, estes últimos dias não são uma prioridade, pois só apresentam dois a três períodos horários, que são os de menores custos.

No decorrer da dissertação foram também estudados os sólidos presentes no reator biológico e as cargas volúmicas e mássicas para que com a idade de lamas fosse possível averiguar a necessidade de purga de lamas. Contudo, esta seria uma abordagem mais segura de ser efetuada através do recurso a algoritmos que tenham esses parâmetros em conta, de modo a fazer uma análise dinâmica com recurso a interpolações.

Os ciclos de arejamento foram estimados para as necessidades reais, mas como se trata de processos em baixa carga, os tempos de retenção hidráulica são elevados em ambas as ETAR. Isto pode ser utilizado para fornecer mais oxigénio nos períodos de vazio sem comprometer o bom desempenho do processo. É essencial ter em conta os tempos mínimos e máximos de paragem e funcionamento das turbinas.

Com isto, em estudos futuros o ideal seria reorganizar os ciclos apresentados, para que o máximo e o mínimo *on* e *off* do tempo de funcionamento das turbinas fosse de, respetivamente, 120 e 15 min. De seguida, deve-se experimentar operar nessas condições, enquanto em simultâneo se monitorizaria o OD no tanque e a carga de saída. Assim se determinariam *setpoints* de arejamento reais de acordo com as necessidades de cada ETAR.

Devido aos resultados obtidos em ambas as ETAR, poderia ser proveitoso incluir os VFD nas turbinas arejadoras, para que a potência utilizada para arejar e agitar, especialmente no caso da ETAR de Valdigem, seja menor, poupando energia elétrica e poupando um possível desgaste do equipamento.

A utilização de um algoritmo moldado às necessidades das ETAR também será com certeza um estudo interessante, após esta dissertação e os restantes estudos de continuação aconselhados. A otimização ideal passaria por tal, através do investimento em sondas de OD aplicadas e de sondas de parâmetros, como a CQO ou a CBO₅, para poder ajustar o arejamento em automático através destas monitorizações e da parametrização das variáveis restantes.

Por fim, quando estiverem desenvolvidos os processos nas ETAR em estudo, poderá se partir para as restantes ETAR da concessão, aplicando as mesmas metodologias que melhor satisfizeram as necessidades.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro, LUSÁGUA, TECA, Construções Gabriel A.S. Couto, & ISOLUX WAT. (2010). *Manual de Instruções de Funcionamento e de Manutenção Subsistema de Valdigem (3-DS-022) TOMO 1*.
- Águas do Norte. (2018). *Determinação da Carência Bioquímica de Oxigénio 5 dias (CBO5). Instruções de Trabalho*.
- Águas do Norte. (2022). *Projeto “Modelo eficiência ETAR’s.”*
- Alabaster, G., Johnston, R., Thevenon, F., & Shantz, A. (2021). *Progress on Wastewater Treatment*. https://unhabitat.org/sites/default/files/2021/08/sdg6_indicator_report_631_progress_on_wastewater_treatment_2021_english_pages.pdf
- Amaral, L. (2020). *Parâmetros de dimensionamento de sistemas de lamas activadas*.
- Anderson, N., Snaith, R., Madzharova, G., Bonfait, J., Doyle, L., Godley, A., Lam, M., Day, G., Neilson, R., & Fribourg-Blanc, B. (2021). *Sewage sludge and the circular economy*. [https://forum.eionet.europa.eu/nrc-eionet-freshwater/library/urban-waste-water-treatment/sewage-sludge-and-circular-economy/download/en/1/Sewage Sludge and the Circular Economy - Final Report.pdf](https://forum.eionet.europa.eu/nrc-eionet-freshwater/library/urban-waste-water-treatment/sewage-sludge-and-circular-economy/download/en/1/Sewage%20Sludge%20and%20the%20Circular%20Economy%20-%20Final%20Report.pdf)
- Antunes, R., & Mano, A. P. (2004). *Odores em Estações de Tratamento de Águas Residuais*. https://www.researchgate.net/publication/237697871_ODORES_EM_ESTACOES_DE_TRATAMENTO_DE_AGUAS_RESIDUAIS
- Asano, T., Burton, F. L., Leverenz, H. L., Tsuchihashi, R., & Tchobanoglous, G. (2007). *Water Reuse Issues, Technologies, and Applications*. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/58801387/_Metcalf__Eddy__Inc._an_AECOM_Company__Takashi_Asb-ok.xyz-with-cover-page-v2.pdf?Expires=1647217426&Signature=Vh7mMaZQVO9wOQp4lvmMQ-eLxsUzXIS3AFxkvY-tcL-qVW1q1TPrBUOrxa1lKoA6VA10b5Qyj6MPE-ZpXd2iECJpZWHOpBQK-m
- Barbosa, V. L., Brookes, A. W. R., Morton, S., Burgess, J. E., & Stuetz, R. M. (2012). Activate Sludge Diffusion for Cost Effective Biological Treatment of Odors from Wastewater Treatment Works. *Proceedings of the Water Environment Federation, 2002(5)*, 765–787. <https://doi.org/10.2175/193864702785140393>
- Barros, M. F. F. (2016). *Otimização Energética de Sistemas de Arejamento em Estações de Tratamento de Águas Residuais* [Dissertação apresentada no Instituto Superior de Engenharia do Porto do Instituto Politécnico do Porto para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Civil-Infraestruturas]. https://recipp.ipp.pt/bitstream/10400.22/11066/1/DM_FlaviaBarros_2016_MEC.pdf
- Boavida, S. (2016). *Contributos para a Gestão de Energia em Serviços de Águas* [Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária]. https://run.unl.pt/bitstream/10362/21776/1/Boavida_2016.pdf
- Bodík, I., & Kubaská, M. (2013). Energy and sustainability of operation of a wastewater treatment plant. *Environment Protection Engineering, 39(2)*, 15–24. <https://doi.org/10.5277/EPE130202>
- Carty, G., O’Leary, G., & Meaney, B. (1997). *Wastewater Treatment Manuals - Primary, Secondary and*

- Tertiary Treatment*. Environmental Protection Agency, Ireland.
- Chae, K. J., & Kang, J. (2013). Estimating the energy independence of a municipal wastewater treatment plant incorporating green energy resources. *Energy Conversion and Management*, 75, 664–672. <https://doi.org/10.1016/J.ENCONMAN.2013.08.028>
- Cristea, S., de Prada, C., Sarabia, D., & Gutiérrez, G. (2011). Aeration control of a wastewater treatment plant using hybrid NMPC. *Computers & Chemical Engineering*, 35(4), 638–650. <https://doi.org/10.1016/J.COMPCHEMENG.2010.07.021>
- Cristóvão, L. C. P. (2017). *Otimização do Arejamento no Tratamento de Águas Residuais Caso de Estudo – ETAR de Ferreiras, Albufeira* [Dissertação apresentada no Instituto Superior de Engenharia da Universidade do Algarve para obtenção do Grau de Mestre em Ciclo Urbano da Água]. [https://sapientia.ualg.pt/bitstream/10400.1/10006/1/Otimização do arejamento no tratamento de águas residuais _ Caso de estudo ETAR de Ferreiras_ Albufeira.pdf](https://sapientia.ualg.pt/bitstream/10400.1/10006/1/Otimização%20do%20arejamento%20no%20tratamento%20de%20águas%20residuais_%20Caso%20de%20estudo%20ETAR%20de%20Ferreiras%20_Albufeira.pdf)
- Cumby, T. R. (1987). A review of slurry aeration 3. Performance of aerators. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 36(3), 175–206. [https://doi.org/10.1016/0021-8634\(87\)90073-4](https://doi.org/10.1016/0021-8634(87)90073-4)
- Curtin, K., Duerre, S., Fitzpatrick, B., Meyer, P., & Ellefson, N. (2011). *Biological Nutrient Removal* (N. Ellefson (ed.)). www.pca.state.mn.us/wq-wwtp8-21
- da Silva, D. (2016). *Análise dos consumos energéticos nas ETAR. Casos de estudo: ETAR do Seixal e Sesimbra* [Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia de Sistemas Ambientais]. https://run.unl.pt/bitstream/10362/20329/1/Silva_2016.pdf
- Decreto-Lei n.º 97/2002, de 12 de abril. Diário da República n.º 86/2002, Série I-A. Ministério da Economia. Lisboa.
- Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de junho. Diário da República n.º 139/1997, Série I-A. Ministério do Ambiente. Lisboa.
- Decreto-Lei n.º 172/2001, de 26 de maio. Diário da República n.º 122/2001, Série I-A. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa.
- Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto. Diário da República n.º 176/1998, Série I-A. Ministério do Ambiente. Lisboa.
- Dionisi, D. (2017). *Biological Wastewater Treatment Processes : mass and heat balances*. CRC PRESS. <https://www.routledge.com/Biological-Wastewater-Treatment-Processes-Mass-and-Heat-Balances/Dionisi/p/book/9780367573935>
- do Monte, M. H. M., & Albuquerque, A. (2010). Reutilização de Águas Residuais. In Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos & Instituto Superior de Engenharia de Lisboa (Eds.), *Série GUIAS TÉCNICOS* (Vol. 14).
- do Monte, M. H. M., Santos, M. T., & Barreiros, A. M. (2018a). Tratamento de Águas Residuais – Processos de Tratamento Biológico. In *Tratamento de Águas Residuais* (pp. 79–91). www.ersar.pt
- do Monte, M. H. M., Santos, M. T., Barreiros, A. M., & Albuquerque, A. (2018b). Tratamento de Águas Residuais – Operações e Processos de Tratamento Físico e Químico. In *Tratamento de Águas Residuais* (pp. 289–290). www.ersar.pt
- Du, X., Ma, Y., Wei, X., & Jegatheesan, V. (2020). Optimal Parameter Estimation in Activated Sludge Process Based Wastewater Treatment Practice. In *Water 2020, Vol. 12, Page 2604* (Vol. 12, Issue 9). Multidisciplinary Digital Publishing Institute. <https://doi.org/10.3390/W12092604>
- EPA. (2010). *Evaluation of Energy Conservation Measures for Wastewater Treatment Facilities*.
- European Commission. (2020). *Report from the commission to the european parliament, the council, the european economic and social committee and the committee of the regions*. https://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/implementation/pdf/COM_2020_492-final.pdf
- FBO CONSULTORES, & Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro. (2003). *Subsistema de saneamento de Vilar. Estação de Tratamento de Águas Residuais de Vilar. Projecto Base*.

- Fernandes, O. F. (2021). *Modelação de sistemas de tratamento biológico com lamas ativadas para águas residuais urbanas* [Dissertação apresentada no Instituto Superior de Engenharia de Lisboa do Instituto Politécnico de Lisboa para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Civil, área de especialização de Hidráulica]. <https://repositorio.ipl.pt/bitstream/10400.21/14006/1/Dissertacao.pdf>
- Ferreira, R. A. M. (2010). *Optimização do Tratamento por Lamas Activadas do Efluente Líquido da Mundotêxtil* [Dissertação apresentada no Instituto Superior de Engenharia do Porto do Instituto Politécnico do Porto para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Química - Técnicas de Protecção Ambiental]. https://recipp.ipp.pt/bitstream/10400.22/2734/3/DM_RicardoFerreira_2010_MEQ.pdf
- Ferrer, J., Rodrigo, M. A., Seco, A., & Penya-roja, J. M. (1998). Energy saving in the aeration process by fuzzy logic control. *Water Science and Technology*, 38(3), 209–217. <https://doi.org/10.2166/WST.1998.0210>
- Fighir, D., Teodosiu, C., & Fiore, S. (2019). Environmental and Energy Assessment of Municipal Wastewater Treatment Plants in Italy and Romania: A Comparative Study. *Water* 2019, Vol. 11, Page 1611, 11(8), 1611. <https://doi.org/10.3390/W11081611>
- Fikar, M., Chachuat, B., & Latifi, M. A. (2004). Dynamic optimisation of alternating activated sludge processes. *European Control Conference, ECC 2003*, 3189–3193. <https://doi.org/10.23919/ECC.2003.7086530>
- Fitzsimons, L., Clifford, E., McNamara, G., Doherty, E., Phelan, T., Horrigan, M., Delauré, Y., & Corcoran, B. (2016). *Increasing Resource Efficiency in Wastewater Treatment Plants*. www.epa.ie
- Flanagan, M. J., & Bracken, B. D. (1977). *Design Procedures for Dissolved Oxygen Control of Activated Sludge Processes*. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9100SPFQ.PDF?Dockey=9100SPFQ.PDF>
- FLYGT. (n.d.). *Flymarator MK II Modèle A320 NS*.
- Gray, N. F. (2004). *Biology of wastewater treatment* (2nd ed., Vol. 4). Imperial College Press. https://www.researchgate.net/publication/278036604_Biology_of_Wastewater_Treatment
- Grupo Águas de Portugal. (2018). *Plano de Eficiência e de Produção de Energia - Períodos Tarifários*.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., & Van Loosdrecht, M. (1999). Activated sludge model No. 3. *Water Science and Technology*, 39(1), 183–193. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00785-9](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00785-9)
- Gurung, K., Tang, W. Z., & Sillanpää, M. (2018). Unit Energy Consumption as Benchmark to Select Energy Positive Retrofitting Strategies for Finnish Wastewater Treatment Plants (WWTPs): a Case Study of Mikkeli WWTP. *Environ. Process*, 5, 667–681. <https://doi.org/10.1007/s40710-018-0310-y>
- Hauduc, H., Gillot, S., Rieger, L., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takács, I., & Winkler, S. A. sludge modelling in practice: an international survey. (2009). Activated sludge modelling in practice: an international survey. *Water Science and Technology*, 60(8), 1943–1951. <https://doi.org/10.2166/WST.2009.223>
- Hendricks, D. (2011). Gas Transfer. In CRC Press (Ed.), *Fundamentals of Water Treatment Unit Processes: Physical, Chemical, and Biological* (1st ed., p. 583). IWA Publisher. <https://www.routledge.com/Fundamentals-of-Water-Treatment-Unit-Processes-Physical-Chemical-and/Hendricks/p/book/9781420061918>
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., & Marais, G. v. R. (1995). Wastewater and biomass characterization for the Activated Sludge Model No. 2: Biological phosphorus removal. *Water Science and Technology*, 31(2), 13–23. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00176-N](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00176-N)
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2008). Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. In *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780401867>

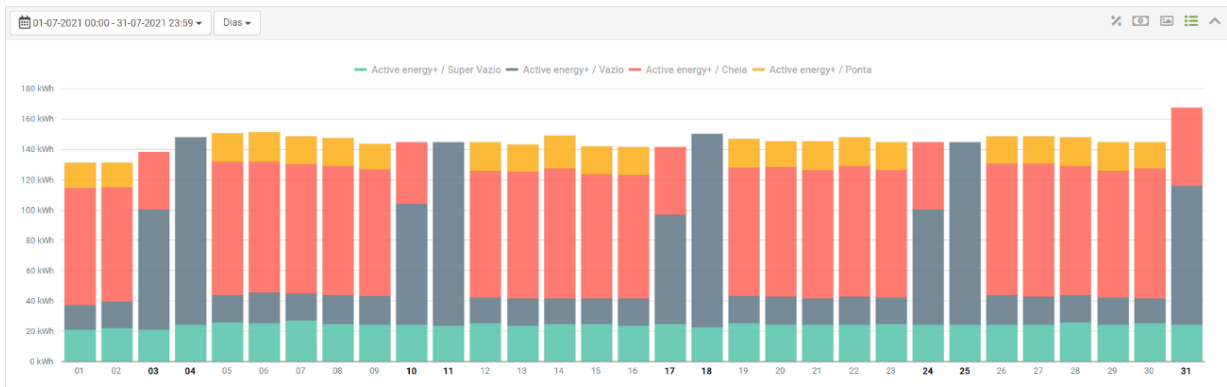
- Henze, Mogens, Grady Jr, L., Gujer, W., Marais, G., & Matsuo, T. (1987). Activated Sludge Model No 1. *Wat Sci Technol*, 29.
- Henze, Mogens, Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. V. R., & Van Loosdrecht, M. C. M. (1999). Activated sludge model No.2D, ASM2D. *Water Science and Technology*, 39(1), 165–182. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00829-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00829-4)
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., & Sala-Garrido, R. (2011). Energy efficiency in Spanish wastewater treatment plants: A non-radial DEA approach. *Science of The Total Environment*, 409(14), 2693–2699. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2011.04.018>
- Holenda, B., Domokos, E., Rédey, Á., & Fazakas, J. (2007). Aeration optimization of a wastewater treatment plant using genetic algorithm. *Optimal Control Applications and Methods*, 28(3), 191–208. <https://doi.org/10.1002/OCA.796>
- Holenda, B., Domokos, E., Rédey, Á., & Fazakas, J. (2008). Dissolved oxygen control of the activated sludge wastewater treatment process using model predictive control. *Computers & Chemical Engineering*, 32(6), 1270–1278. <https://doi.org/10.1016/J.COMPCHEMENG.2007.06.008>
- Hreiz, R., Latifi, M. A., & Roche, N. (2015). *Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.06.125>
- Humoreanu, B., & Nascu, I. (2012). Wastewater treatment plant SCADA application. *2012 IEEE International Conference on Automation, Quality and Testing, Robotics, AQTR 2012 - Proceedings*, 575–580. <https://doi.org/10.1109/AQTR.2012.6237776>
- IBNet. (2022). 100.3 - Electricity Consumption per m3 of wastewater. *International Benchmarking Network for Water and Sanitation Utilities*. <https://database.ib-net.org/Reports/Indicators/HeatMap?itemId=108> (consultado a 01/09/2022)
- INE. (2014). 1.01 - População residente, população presente, famílias, núcleos familiares, alojamentos e edifícios, Censos 2011. Instituto Nacional de Estatística (INE). https://censos.ine.pt/xportal/xmain?xpid=CENSOS&xpgid=censos_quadros
- INE. (2022). *Plataforma de divulgação dos Censos 2021 – Resultados Provisórios*. Instituto Nacional de Estatística (INE). https://censos.ine.pt/scripts/db_censos_2021.html (consultado a 10/08/2022)
- Inocêncio, S. N. (2012). *Contribuição para o Estudo do Processo de Lamas Ativadas com vista à Redução de Custos de Operação*. [Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária]. https://run.unl.pt/bitstream/10362/8526/1/Inocencio_2012.pdf
- Jenkins, D., & Wanner, J. (2014). Activated Sludge – 100 Years and Counting. In D. Jenkins & J. Wanner (Eds.), *Water Intelligence Online* (Vol. 13). IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780404943>
- Jeong, B. G., Min Yoon, S., Ho Choi, C., Koang Kwon, K., Sik Hyun, M., Heui Yi, D., Soo Park, H., Kim, M., & Joo Kim, H. (2007). Performance of an electrochemical COD (chemical oxygen demand) sensor with an electrode-surface grinding unit. *Journal of Environmental Monitoring*, 9(12), 1352–1357. <https://doi.org/10.1039/B713393F>
- Jesus, V., & Falcão, F. (2014). *Modelação Dinâmica de Sistemas de Tratamento de Águas Residuais*. https://www.aquaporservicos.pt/uploads/attachments/576/vania_jesus.pdf
- Kern, P. (2016). *Computational Intelligence Techniques for Control and Optimization of Wastewater Treatment Plants* [Dissertação apresentada na National University of Ireland Maynooth para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia de Eletrotecnia]. https://mural.maynoothuniversity.ie/7586/1/kern_phd_thesis_2016_student_69250040.pdf
- Khatri, N., Khatri, K. K., & Sharma, A. (2020). Enhanced Energy Saving in Wastewater Treatment Plant using Dissolved Oxygen Control and Hydrocyclone. *Environmental Technology & Innovation*, 18, 100678. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2020.100678>
- Kiselev, A., Magaril, E., Panepinto, D., Rada, E. C., Ravina, M., & Zanetti, M. C. (2021). Sustainable energy management benchmark at wastewater treatment plant. *Sustainability (Switzerland)*, 13(22). <https://doi.org/10.3390/su132212885>

- Lee, I., Lim, H., Jung, B., Colosimo, M. F., & Kim, H. (2015). Evaluation of aeration energy saving in two modified activated sludge processes. *Chemosphere*, 140, 72–78. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2014.03.086>
- Lee, K. H., Ishikawa, T., McNiven, S. J., Nomura, Y., Hiratsuka, A., Sasaki, S., Arikawa, Y., & Karube, I. (1999). Evaluation of chemical oxygen demand (COD) based on coulometric determination of electrochemical oxygen demand (EOD) using a surface oxidized copper electrode. *Analytica Chimica Acta*, 398(2–3), 161–171. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(99\)00417-1](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(99)00417-1)
- Lopes, L. R. S. (2017). *Modelação Matemática do Sistema de Lamas Ativadas da ETAR de Ílhavo* [Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, na área de Especialização em Território e Gestão de Ambiente]. [https://estudogeral.uc.pt/bitstream/10316/82918/1/Modelação matemática do sistema de lamas ativadas da ETAR de Ílhavo.pdf](https://estudogeral.uc.pt/bitstream/10316/82918/1/Modelação%20matemática%20do%20sistema%20de%20lamas%20ativadas%20da%20ETAR%20de%20Ílhavo.pdf)
- Machineni, L. (2019). Review on biological wastewater treatment and resources recovery: attached and suspended growth systems. *Water Science and Technology : A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 80(11), 2013–2026. <https://doi.org/10.2166/WST.2020.034>
- Masłoń, A. (2017). Analysis of energy consumption at the Rzeszów Wastewater Treatment Plant. *E3S Web of Conferences*, 22, 00115. <https://doi.org/10.1051/E3SCONF/20172200115>
- Masłoń, A., Czarnota, J., Szaja, A., Szulzyk-Cieplak, J., & Łagód, G. (2020). The Enhancement of Energy Efficiency in a Wastewater Treatment Plant through Sustainable Biogas Use: Case Study from Poland. *Energies 2020*, Vol. 13, Page 6056, 13(22), 6056. <https://doi.org/10.3390/EN13226056>
- Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse* (4th ed.). Mc Graw Hill India.
- Metcalf & Eddy. (2014). *Wastewater Engineering. Treatment and Resource Recovery* (5th ed.). McGraw-Hill Education.
- Molinos-Senante, M., Hanley, N., & Sala-Garrido, R. (2015). Measuring the CO₂ shadow price for wastewater treatment: A directional distance function approach. *Applied Energy*, 144, 241–249. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2015.02.034>
- Moran, S. (2018). An Applied Guide to Water and Effluent Treatment Plant Design. In *An Applied Guide to Water and Effluent Treatment Plant Design*. Joe Hayton. <https://doi.org/10.1016/C2016-0-01092-6>
- Oliveira, V. M., & Navega, F. (2017). *Relatório nacional sobre a implementação da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável*. https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/15771Portugal2017_PT_REV_FINAL_28_06_2017.pdf
- Pluciennik-Koropczuk, E., & Myszograj, S. (2019). New Approach in COD Fractionation Methods. *Water 2019*, Vol. 11, Page 1484, 11(7), 1484. <https://doi.org/10.3390/W11071484>
- Regulamento n.º 785/2021, de 23 de agosto. Diário da República n.º 163/2021, Série II. Entidade Reguladora dos Serviços Energéticos. Lisboa.
- Riffat, R. (2012). *Fundamentals of Wastewater Treatment and Engineering*. IWA Publishing. https://site.ucas.edu.ps/Portals/2017/fundamentals_of_wastewater_treatment_and_engineering.pdf
- Salles, N. A., & Souza, T. S. O. de. (2020). Activated Sludge Model No. 1 (ASM1) applicability for simulation of sanitary sewage and landfill leachate co-treatment in aerated lagoons. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 25(2), 293–301. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020188723>
- Siatou, A., Manali, A., & Gikas, P. (2020). Energy Consumption and Internal Distribution in Activated Sludge Wastewater Treatment Plants of Greece. *Water 2020*, Vol. 12, Page 1204, 12(4), 1204. <https://doi.org/10.3390/W12041204>

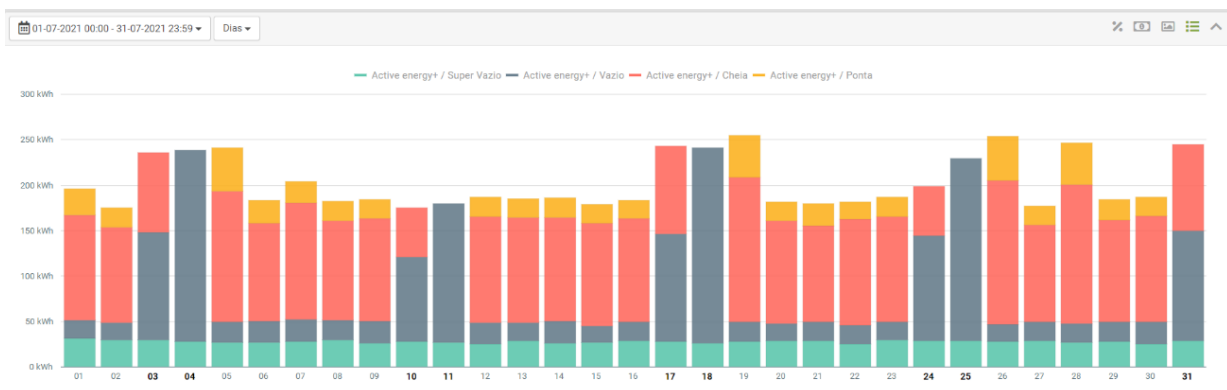
- Silva, A. (2014). *Otimização da Amostragem e Estudo de Viabilidade da Monitorização de Sondas na ETAR de Rabada* [Dissertação apresentada no Instituto Superior de Engenharia do Porto do Instituto Politécnico do Porto para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Química - Técnicas de Protecção Ambiental]. <https://recipp.ipp.pt/handle/10400.22/5600>
- Silva, C., Loureiro, D., Mamade, A., Marabuto, M., & Rosa, M. J. (2020). *Consumo de energia nos serviços urbanos de água em Portugal Continental. Resultados 2004-2017*. <https://doi.org/10.22181/aer.2020.0901>
- Silva, C., & Rosa, M. J. (2022). A Comprehensive Derivation and Application of Reference Values for Benchmarking the Energy Performance of Activated Sludge Wastewater Treatment. *Water* 2022, Vol. 14, Page 1620, 14(10), 1620. <https://doi.org/10.3390/W14101620>
- Sun, Y., Lu, M., Sun, Y., Chen, Z., Duan, H., & Liu, D. (2019). Application and evaluation of energy conservation technologies in wastewater treatment plants. *Applied Sciences (Switzerland)*, 9(21). <https://doi.org/10.3390/APP9214501>
- Thomas, O., & Pouet, M.-F. (2006). Industrial Wastewater Quality Monitoring. In P. Quevauviller, O. Thomas, & A. van der Beken (Eds.), *The Handbook of Environmental Chemistry* (pp. 266–267). Water Quality Measurements Series. <https://www.wiley.com/en-us/Wastewater+Quality+Monitoring+and+Treatment-p-9780471499299>
- Tønning, E., Sapelnikova, S., Christensen, J., Carlsson, C., Winther-Nielsen, M., Dock, E., Solna, R., Skladal, P., Nørgaard, L., Ruzgas, T., & Emnéus, J. (2005). Chemometric exploration of an amperometric biosensor array for fast determination of wastewater quality. *Biosensors and Bioelectronics*, 21(4), 608–617. <https://doi.org/10.1016/J.BIOS.2004.12.023>
- Vaccari, M., Foladori, P., Nembrini, S., & Vitali, F. (2018). Benchmarking of energy consumption in municipal wastewater treatment plants – a survey of over 200 plants in Italy. In *Water Science and Technology* (Vol. 77, Issue 9). IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/WST.2018.035>
- van Haandel, A. C., & van der Lubbe, J. G. M. (2012). Handbook of Biological Wastewater Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems. In *Water Intelligence Online* (2nd ed., Vol. 11). IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780400808>
- Vanrolleghem, P. A., Spanjers, H., Petersen, B., Ginestet, P., & Takacs, I. (1999). Estimating (combinations of) Activated Sludge Model No. 1 parameters and components by respirometry. *Water Science and Technology*, 39(1), 195–214. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00786-0](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00786-0)
- Vivas, E., Leite, P., & Pinto, S. (2021). *Potencial de Otimização de Sistemas de Arejamento em Estações de Tratamento de Águas Residuais*. https://www.aprh.pt/congressoagua2021/docs/15ca_89.pdf
- von Sperling, M. (2007). Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors. In *Biological Wastewater Treatment Series* (Vol. 5, p. 21). IWA Publishing. <https://library.oapen.org/bitstream/handle/20.500.12657/31039/640169.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- von Sperling, M., & Chernicharo, C. A. L. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*. IWA Publishing. www.iwapublishing.com
- Wang, H., Yang, Y., Keller, A. A., Li, X., Feng, S., Dong, Y. nan, & Li, F. (2016). Comparative analysis of energy intensity and carbon emissions in wastewater treatment in USA, Germany, China and South Africa. *Applied Energy*, 184, 873–881. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2016.07.061>
- Wang, L. K., Pereira, N. C., & Hung, Y.-T. (2009). Biological treatment processes. In *Handbook of Environmental Engineering* (1st ed., Vol. 8, p. 175). Humana Press. <https://doi.org/10.1007/978-1-60327-156-1>
- Yang, L., Zeng, S., Chen, J., He, M., & Yang, W. (2010). Operational energy performance assessment system of municipal wastewater treatment plants. *Water Science and Technology : A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 62(6), 1361–1370. <https://doi.org/10.2166/WST.2010.394>

ANEXOS

Anexo 1 Consumo energético da ETAR de Valdigem em kWh/dia por tarifário no mês de julho de 2021

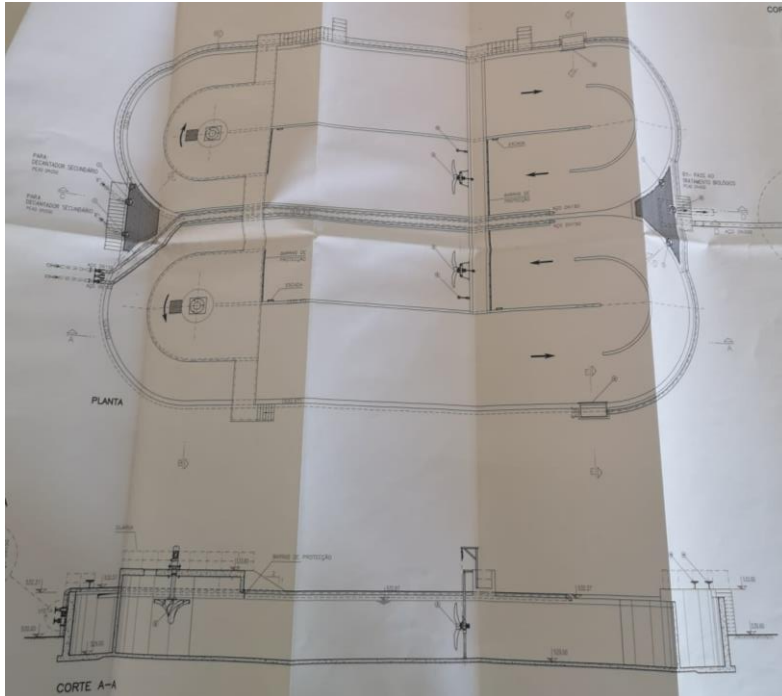


Anexo 2 Consumo energético da ETAR de Vilar em kWh/dia por tarifário no mês de julho de 2021

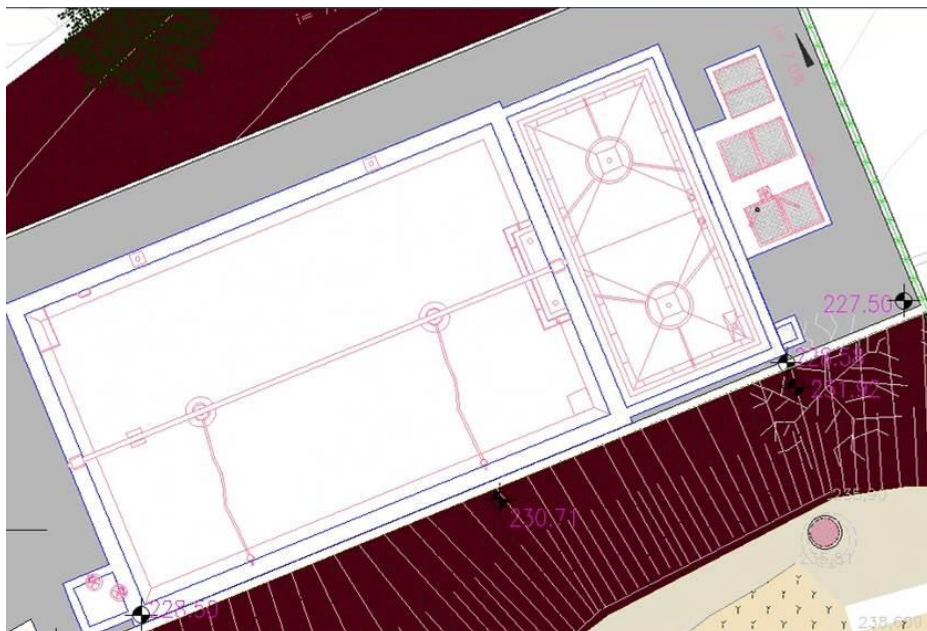


Anexo 3 Desenho de pormenor das valas de oxidação da ETAR de Vilar (vista de cima e corte longitudinal)

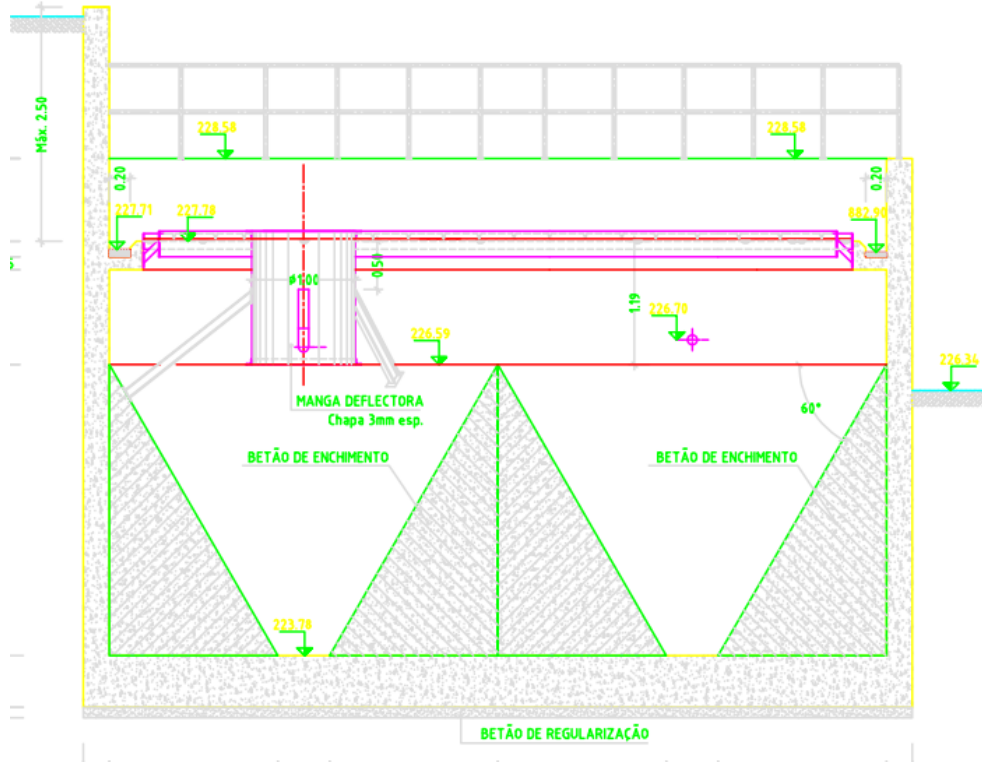
(Adaptado de FBO CONSULTORES & Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro, 2003)



Anexo 4 Desenho de pormenor do tanque aeróbio e do decantador da ETAR de Valdigem (vista de cima)



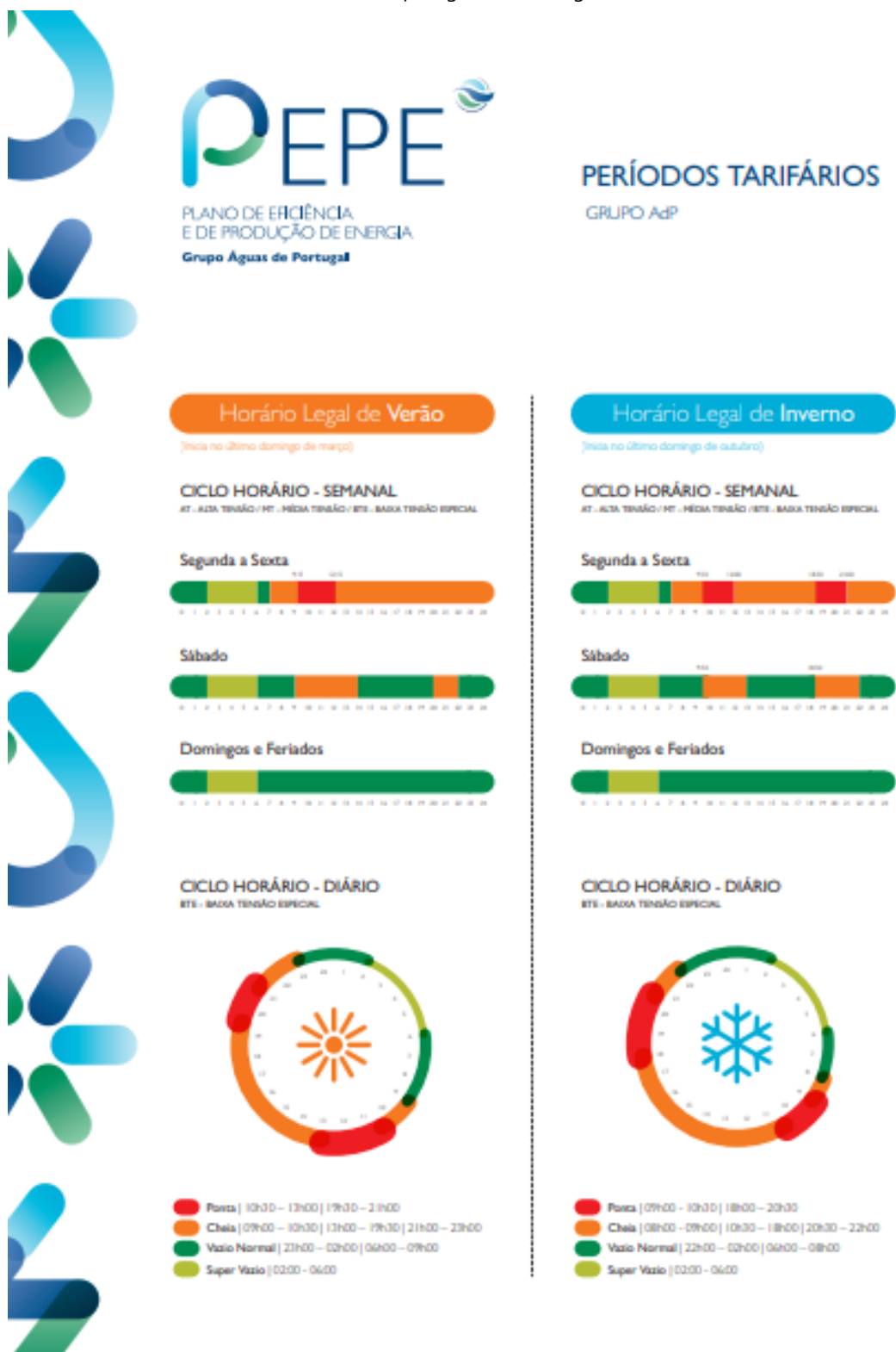
Anexo 5 Desenho de pormenor do decantador da ETAR de Valdigem (corte transversal)



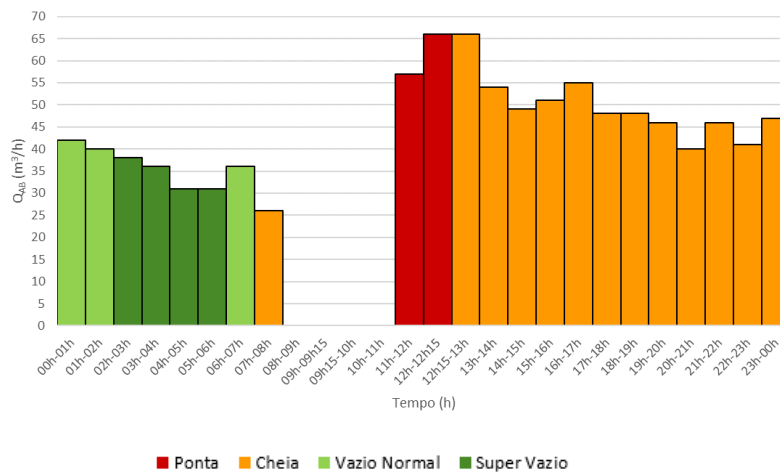
Anexo 6 Amostrador da *WaterSam*® utilizado na recolha de amostras horárias de caudal



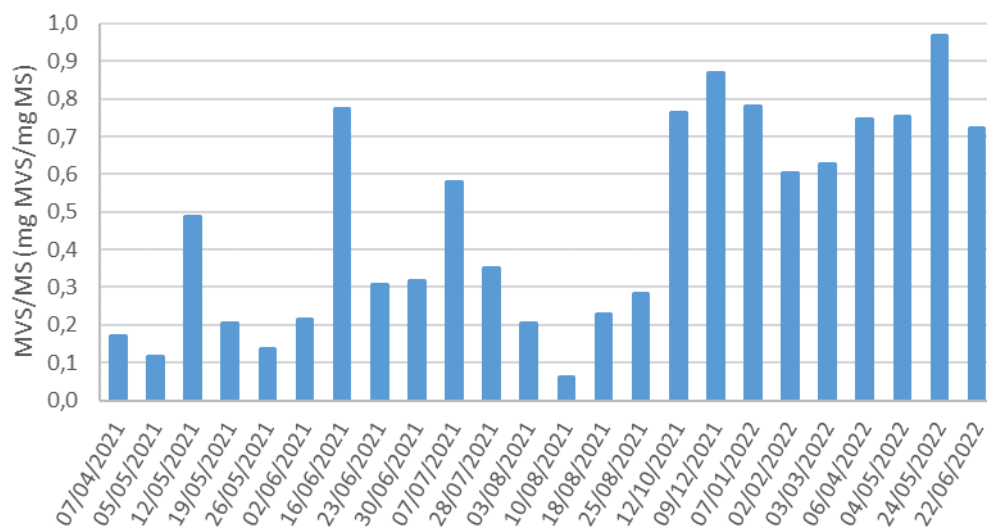
(Fonte: Grupo Águas de Portugal, 2018)



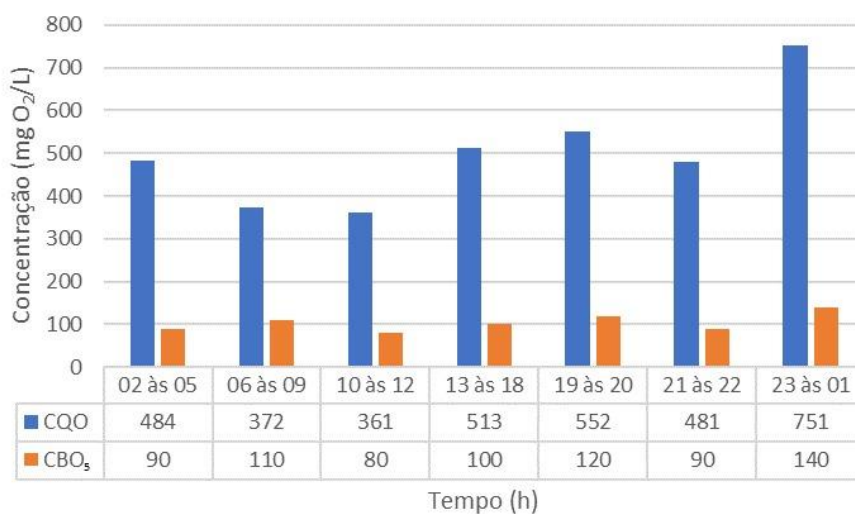
Anexo 8 Caudal horário do afluente bruto na ETAR de Vilar na campanha 1)



Anexo 9 Histórico da razão entre MVS e MS da ETAR de Vilar



Anexo 10 Concentração de CQO e CBO₅ ao longo do dia na ETAR de Vilar na campanha 2)



Anexo 11 Estimativa dos habitantes da freguesia de Ferreirim

Freguesia	População (hab)	Referência bibliográfica
Ferreirim	457	INE, 2014
Macieira	124	
Ferreirim e Macieira	614	INE, 2022
Ferreirim	483	-
Macieira	131	

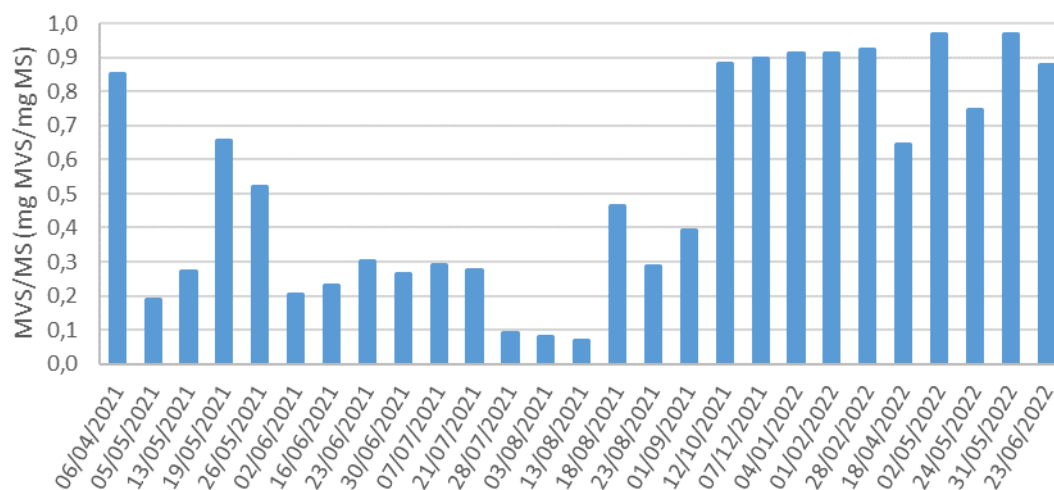
Anexo 12 Estimativa dos habitantes da freguesia de Fonte Arcada

Freguesia	População (hab)	Referência bibliográfica
Fonte Arcada	270	INE, 2014
Escurquela	138	
Fonte Arcada e Escurquela	424	INE, 2022
Estimativa		
Fonte Arcada	281	-
Escurquela	143	

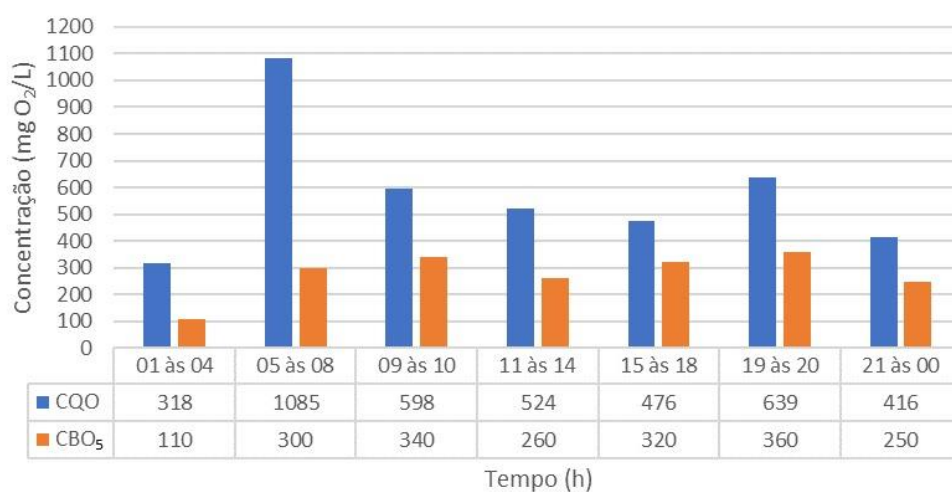
Anexo 13 Habitantes de cada freguesia que encaminham as suas águas residuais para a ETAR de Vilar

Concelho	Freguesia	População (hab)
Moimenta da Beira	Vilar	316
	Vila da Rua	510
	Caria	406
Sernancelhe	União de freguesias de Sernancelhe e Sarzeda	1755
	União de freguesias de Penso e Freixinho	364
	Ferreirim da União de freguesias de Ferreirim e Macieira	483
	Fonte Arcada da União de freguesias de Fonte Arcada e Escurquela	281
	Faia	160
	Carregal	420
	Granjal	282
	Vila da Ponte	468
Total		5445

Anexo 14 Histórico da razão entre MVS e MS da ETAR de Valdigem



Anexo 15 Concentração de CQO e CBO₅ ao longo do dia na ETAR de Valdigem na campanha 2)



Anexo 16 Estimativa dos habitantes da freguesia de Valdigem

Freguesia	População (hab)	Referência bibliográfica
Parada do Bispo	149	INE, 2014
Valdigem	890	
Parada do Bispo e Valdigem	891	INE, 2022
Estimativa		
Parada do Bispo	128	-
Valdigem	764	



2023

CÁTIA PATRÃO

OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE AREJAMENTO
EM ETAR DE LAMAS ATIVADAS