



MARIANA ISABEL LAVAREDA FERNANDES

Licenciada em Ciências da Engenharia do Ambiente

ANÁLISE DE UTILIZAÇÃO DE CICLOS INTERMITENTES DE AREJAMENTO EM REATOR BIOLÓGICO COM ENQUADRAMENTO DE TARIFA ENERGÉTICA VARIÁVEL

CASO DE ESTUDO ETAR DO BARREIRO/MOITA

MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE, PERFIL
DE ENGENHARIA SANITÁRIA

Universidade NOVA de Lisboa
Outubro, 2023



ANÁLISE DE UTILIZAÇÃO DE CICLOS INTERMITENTES DE AREJAMENTO EM REATOR BIOLÓGICO COM ENQUADRAMENTO DE TARIFA ENERGÉTICA

CASO DE ESTUDO ETAR DO BARREIRO/MOITA

MARIANA ISABEL LAVAREDA FERNANDES

Licenciada em Ciências da Engenharia do Ambiente

Orientadora: Mestre Ana Cláudia Bárcia,
SIMARSUL, S.A.

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

Júri:

Presidente: Prof. Doutor António Pedro Macedo Coimbra Mano

Arguente: Eng.^o José Filipe de Almeida Aguiar Pacheco

Vogais: Prof.^a Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral
Doutor Sérgio Brasil Abreu

MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE, PERFIL DE ENGENHARIA SANITÁRIA

Universidade NOVA de Lisboa
Outubro, 2023

Análise de utilização de ciclos intermitentes de arejamento em reator biológico com enquadramento de tarifa energética variável.

Caso de estudo ETAR do Barreiro/Moita

Copyright © Mariana Isabel Lavareda Fernandes, 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.

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer à minha orientadora, Engenheira Ana Cláudia Bárcia da SIMARSUL, por todo o apoio prestado na realização deste trabalho, por me ter feito sempre sentir à vontade e pela sua dedicação e orientação.

Ao Engenheiro José Pacheco da SIMARSUL por me ter proporcionado a oportunidade de realizar esta dissertação e por todo o apoio e orientação ao longo desta experiência.

À Professora Leonor Amaral por vários anos de ensinamentos, conversas, por me ter apresentado esta oportunidade, pelo apoio incansável e pela orientação e revisão deste trabalho.

À equipa do laboratório central da SIMARSUL na ETAR da Quinta do Conde por todo o apoio, paciência, disponibilidade e pelo acolhimento incrível aquando da realização dos ensaios laboratoriais. À equipa da ETAR do Barreiro/Moita pela recolha e entrega das amostras. À equipa de operadores da ETAR da Quinta do Conde pelo acolhimento, companheirismo e diversão. À SIMARSUL por proporcionar estas oportunidades aos alunos.

À Faculdade de Ciências e Tecnologias por estes cinco anos de aprendizagem e ao corpo docente e não docente do DCEA, em especial os docentes do perfil de engenharia sanitária, pelo conhecimento transmitido, apoio e entusiasmo.

Aos meus pais pelas mudanças de continente para que estes cinco anos fossem possíveis, por todo o apoio, dedicação e por sempre me incentivarem a ir mais longe.

À minha irmã por estar lá todos os dias, e por ouvir com mais ou menos atenção as minhas lamentações e frustrações.

À Alhena por todas as frases que alterou neste trabalho, por todos os gráficos que apagou, ensinando-me que é importante ir guardando versões da dissertação.

Aos meus amigos fantásticos por estarem sempre lá prontos para ouvir as minhas lamentações, por todos os cafés, almoços, jantares, viagens e todas as gargalhadas.

À minha família de ambiente, Couchinho, Pedro, Filipa e Gascão por terem estado sempre lá ao longo destes anos, pelo apoio, incentivo para sair da minha zona de conforto, amizade e por todas as memórias.

Muito Obrigada!

“Lock up your libraries if you like; but there is no gate, no bolt that you can
set upon the freedom of my mind”
(Virginia Woolf).

RESUMO

A eficiência energética de uma ETAR tem vindo a tornar-se cada vez mais importante, não só porque cada ETAR consome uma quantidade significativa de energia, sendo normalmente a maior parcela dos custos operacionais, como devido à elevada volatilidade dos preços de energia. Este consumo de energia para além de ter um custo significativo contribui para a emissão de Gases com Efeito de Estufa (GEE), quando proveniente de fontes não renováveis e conseqüentemente para as alterações climáticas.

A ETAR do Barreiro/Moita, cujo tratamento secundário é materializado por um processo de lamas ativadas para remoção de matéria orgânica, consumiu 3 341 270 kWh de energia elétrica durante o ano 2021. Um consumo que corresponde a mais de 500 tep, enquadrando a ETAR no perfil de uma instalação consumidora intensiva de energia, de acordo com o Decreto-Lei nº 71/2008, de 15 de abril. A obrigatoriedade de tomar medidas para reduzir o consumo energético, e sabendo que o arejamento dos reatores biológicos representa mais de 50% do consumo de energia elétrica global da instalação, levou inevitavelmente a considerar esta etapa, como uma área de intervenção prioritária. Nesta perspetiva, surge este estudo em que foram realizadas três campanhas de amostragem para caracterização das cargas afluentes, levando à distinção de dois tipos de aflúências e posteriormente à criação de quatro cenários para avaliação das necessidades de oxigénio, culminando numa avaliação de consumos de energia e respectivos custos.

Com vista à redução de consumos energéticos, a presente dissertação procurou analisar a utilização de ciclos intermitentes de arejamento no processo de lamas ativadas da ETAR do Barreiro/Moita. A solução de arejamento intermitente proposta permite uma poupança de 29% relativamente à situação atual, demonstrando ser economicamente mais vantajosa, traduzindo-se num consumo mais responsável da energia e garantindo a qualidade do efluente final.

Palavras chave: Lamas ativadas, Arejamento intermitente, Eficiência energética

ABSTRACT

The energy efficiency of a WWTP has become increasingly important, not only because it consumes a significant amount of energy, which is usually the largest part of operating costs, but also because of the high volatility of energy prices. This energy consumption not only has a significant cost but also contributes to the emission of Greenhouse Gases (GHG) when it comes from non-renewable sources and consequently to climate change.

The Barreiro/Moita WWTP, whose secondary treatment is materialized by an activated sludge process to remove organic matter, consumed 3 341 270 kWh of electricity during 2021. This consumption corresponds to more than 500 tep, making the plant an intensive energy consumer, according to Decreto-Lei nº 71/2008, of 15 April. The obligation to take measures to reduce energy consumption, and with the aeration of the biological reactors accounting for more than 50 % of the facility's overall electricity consumption, inevitably led to this being considered a priority area for intervention. With this in mind, this study was carried out and three sampling campaigns were carried out to characterize the inflows, leading to the distinction of two types of inflows and subsequently to the creation of four scenarios to assess oxygen requirements, culminating in an assessment of consumption and cost.

With a goal of reducing energy consumption, this dissertation aimed to analyse the use of intermittent aeration cycles in the activated sludge process at the Barreiro/Moita WWTP. The proposed intermittent aeration solution enables savings of 29 % compared to the current situation, proving to be more economically advantageous, resulting in more responsible energy consumption and guaranteeing the quality of the final effluent.

Keywords: Activated Sludge, Intermittent aeration, Energy efficiency

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	Enquadramento e objetivos.....	1
1.2	Estrutura da Dissertação.....	2
2	ESTADO DE ARTE	5
2.1	Caracterização das águas residuais urbanas	5
2.2	Tratamento biológico de águas residuais urbanas	8
2.2.1	Remoção de matéria orgânica	9
2.2.2	Remoção de azoto	10
2.2.3	Remoção de fósforo.....	12
2.3	Processo de lamas ativadas.....	13
2.3.1	Principais parâmetros relacionados com o processo de lamas ativadas.....	14
2.3.2	Principais regimes do processo de lamas ativadas	17
2.4	Processos de remoção biológica de nutrientes.....	18
2.5	Arejamento	20
2.5.1	Arejamento e energia.....	23
2.5.2	Arejamento Intermitente	24
3	CASO DE ESTUDO - ETAR DO BARREIRO/MOITA	27
3.1	Caracterização geral da ETAR	27
3.2	Linha de tratamento da fase líquida	28
3.3	Linha de tratamento da fase sólida	28
3.4	Linha de tratamento fase gasosa.....	29
3.5	Reatores biológicos	29
3.6	Consumo energético.....	31
4	METODOLOGIA	35

4.1	Ensaio para quantificação da concentração de CQO na água residual afluyente ao reator biológico	35
4.2	Ensaio para quantificação da concentração de NH ₄ na água residual afluyente ao reator de biológico	37
4.3	Ensaio para quantificação da concentração de NO ₃ na água residual afluyente ao reator de biológico	38
4.4	Ensaio para quantificação da concentração de SST na água residual afluyente ao reator biológico	39
4.5	Determinação da concentração de CBO ₅	40
4.6	Determinação das necessidades de oxigénio	41
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
5.1	Resultados dos ensaios laboratoriais	42
5.2	Caudais e cargas orgânicas	45
5.3	Funcionamento atual do arejamento	49
5.3.1	Cenário 1	49
5.3.2	Cenário 2	55
5.4	Solução alternativa de arejamento	59
5.5	Análise de custos	61
5.5.1	Cenário 1	61
5.5.2	Cenário 2	63
6	CONCLUSÕES	66
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Fracionamento de CQO nas águas residuais	9
Figura 2.2 - Fracionamento do azoto nas águas residuais	10
Figura 2.3 - Transformações do azoto no tratamento biológico	11
Figura 2.4 - Fracionamento do fósforo nas águas residuais	13
Figura 2.5 - Representação esquemática do processo de lamas ativadas	14
Figura 2.6 - Representação esquemática do processo de Ludzack-Ettinger modificado.....	19
Figura 2.7 - Representação esquemática da sequência reator anaeróbio - reator anóxico - reator aeróbio (A ² O).....	20
Figura 2.8 - Distribuição dos consumos de energia numa ETAR de lamas ativadas convencional ...	24
Figura 3.1 - Horários das tarifas de ponta, cheia e vazio na opção de ciclo semanal para o verão e inverno.....	31
Figura 3.2 - Repartição de consumos de energia ativa por período tarifário.....	32
Figura 3.3 - Desagregação do consumo global de energia.....	33
Figura 5.1 - Evolução da concentração de CQO, em mg/L, à saída do decantador primário ao longo do dia de cada campanha de amostragem	43
Figura 5.2 - Evolução da concentração de SST, em mg/L, à saída do decantador primário ao longo do dia de cada campanha de amostragem	43
Figura 5.3 - Evolução da concentração de NH ₄ , em mg/L, à saída do decantador primário ao longo do dia de cada campanha de amostragem	44
Figura 5.4 - Evolução da concentração de NO ₃ , em mg/L, à saída do decantador primário ao longo do dia de cada campanha de amostragem	44
Figura 5.5 - Evolução do caudal afluente à ETAR, em m ³ /h, ao longo do dia de cada campanha de amostragem	45
Figura 5.6 - Evolução da concentração de CBO ₅ , em mg/L, ao longo do dia de cada campanha de amostragem	46
Figura 5.7 – Previsão da distribuição da carga orgânica do cenário 1, em kg CBO ₅ /h, pelos horários das tarifas de energia, conforme a hora legal de verão para os dias de semana.....	46
Figura 5.8 – Previsão da distribuição da carga orgânica do cenário 2, em kg CBO ₅ /h, pelos horários das tarifas de energia, conforme a hora legal de verão para os dias de semana.....	47
Figura 5.9 - Evolução da carga orgânica e do caudal, ao longo do dia para o cenário 1	47
Figura 5.10 - Evolução da carga orgânica e do caudal, ao longo do dia para o cenário 2	48

Figura 5.11 - Evolução dos objetivos de qualidade do tratamento, em mg/L, ao longo do dia	48
Figura 5.12 - Carga de CBO a remover, em kg, no cenário 1 e 2 ao longo do dia	49
Figura 5.13 - Necessidades de oxigênio de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, ao longo do dia para o cenário 1	50
Figura 5.14 - Razão de transferência de oxigênio de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, ao longo do dia no cenário 1	50
Figura 5.15 - Caudal de ar, em Nm ³ /h, a fornecer ao sistema para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, ao longo do dia no cenário 1	51
Figura 5.16 - Necessidades de oxigênio, em kg O ₂ /h, de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias com nitrificação, ao longo do dia no cenário 1	52
Figura 5.17 - Razão de transferência de oxigênio, em kg O ₂ /h, de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias com nitrificação, ao longo do dia no cenário 1	53
Figura 5.18 - Caudal de ar, em Nm ³ /h, a fornecer a um reator para uma idade de lamas de 9 a 12 dias com nitrificação, ao longo do dia no cenário 1	54
Figura 5.19 - Necessidades de oxigênio de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, ao longo do dia para o cenário 2	55
Figura 5.20 - Razão de transferência de oxigênio de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, ao longo do dia no cenário 2	56
Figura 5.21 - Caudal de ar, em Nm ³ /h, a fornecer ao sistema para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, ao longo do dia no cenário 2	56
Figura 5.22 - Necessidades de oxigênio, em kg O ₂ /h, de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias com nitrificação, ao longo do dia no cenário 2	57
Figura 5.23 - Razão de transferência de oxigênio, em kg O ₂ /h, de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias com nitrificação, ao longo do dia no cenário 2	58
Figura 5.24 - Caudal de ar, em Nm ³ /h, a fornecer a um reator para uma idade de lamas de 9 a 12 dias com nitrificação, ao longo do dia no cenário 2	58
Figura 5.25 – Custos do arejamento ao longo do dia para um reator com cenário 1 no funcionamento normal	61
Figura 5.26 - Custos do arejamento ao longo do dia para um reator com cenário 1 na solução de arejamento alternativa	62
Figura 5.27 - Custos do arejamento ao longo do dia para o cenário 2 no funcionamento atual	63
Figura 5.28 - Custos do arejamento ao longo do dia para o cenário 2 na solução de arejamento alternativa	64

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 - Constituintes nas águas residuais urbanas	5
Tabela 2.2 - Concentrações de microrganismos na água residual urbana (número de organismos por 100 mL)	6
Tabela 2.3 - Concentrações típicas de uma água residual urbana com pequenas contribuições industriais (g/m ³)	7
Tabela 2.4 - Valores limite de descarga conforme o Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho	7
Tabela 2.5 - Capacidade de sedimentação de lamas em referência ao SVI	16
Tabela 2.6 - Principais parâmetros associados ao processo de lamas ativadas para sistemas de baixa, média e alta carga	18
Tabela 3.1 - Objetivos de tratamento à saída da linha principal da instalação.....	27
Tabela 3.2 - Critérios de dimensionamento dos reatores biológicos da ETAR do Barreiro/Moita	30
Tabela 3.3 - Dimensões dos reatores biológicos da ETAR do Barreiro/Moita	30
Tabela 3.4 - Características dos supressores e dos difusores do arejamento dos reatores biológicos	30
Tabela 3.5 - Valor das tarifas de energia, no ciclo semanal, para alta e média tensão	32
Tabela 4.1 - Dados utilizados para a determinação de SOTR.....	41
Tabela 4.2 - Dados utilizados para a determinação do caudal de ar a fornecer ao sistema	41
Tabela 5.1 - Datas, dias de semana e horas de recolha das três campanhas de amostragem.....	42
Tabela 5.2 - Solução de arejamento para o cenário 1 do sistema sem remoção de azoto	59
Tabela 5.3 - Solução de arejamento para o cenário 1 do sistema com remoção de azoto	60
Tabela 5.4 - Solução de arejamento para o cenário 2 sem remoção de azoto	60
Tabela 5.5 - Solução de arejamento para o cenário 2 com remoção de azoto	60
Tabela 5.6 – Resumo dos custos anuais de energia para o cenário 1	62
Tabela 5.7 - Resumo dos custos anuais de energia para o cenário 2.....	64
Tabela A.1 – Concentração de CQO, em mg/L, determinada nos ensaios laboratoriais, nas 24 horas das três campanhas de amostragem.....	73
Tabela A.2 - Concentração de SST, em mg/L, determinada nos ensaios laboratoriais, nas 24 horas das três campanhas de amostragem	74
Tabela A.3 - Concentração de NH ₄ , em mg/L, determinada nos ensaios laboratoriais, nas 24 horas das três campanhas de amostragem	75

Tabela A.4 - Concentração de NO_3 , em mg/L, determinada nos ensaios laboratoriais, nas 24 horas das três campanhas de amostragem	76
Tabela A.5 - Caudal afluente à ETAR do Barreiro/Moita, em m^3/h , durante as campanhas de amostragem	77
Tabela A.6 - Histórico de concentrações de CQO e CBO_5 da ETAR do Barreiro/Moita, em $\text{mg O}_2/\text{L}$, e relação CQO/CBO	78
Tabela A.7 - Concentração de CBO_5 , em mg/L, obtida através da relação de CQO/CBO da ETAR do Barreiro/Moita e dos resultados laboratoriais da concentração de CQO	80

SIGLAS E ACRÓNIMOS

CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio
CQO	Carência Química de Oxigénio
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
F/M	Carga Mássica
H⁺	Ião Hidrogénio
IWA	<i>International Water Association</i>
k_{gep}	Quilograma Equivalente de Petróleo
K_{La}	Coefficiente Global de Transferência de Oxigénio
MLE	Ludzack-Ettinger Modificado
MS	Matéria em Suspensão
MVS	Matéria Volátil em Suspensão
NH₄	Azoto Amoniacal
NO₂⁻	Nitrito
NO₃⁻	Nitrato
N₂	Azoto Gasoso
N_{TOTAL}	Azoto Total
PAO	Microrganismos Acumuladores de Fósforo
PO₄³⁻	Ortofosfato
P_{TOTAL}	Fósforo Total
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SVI	Índice Volumétrico de Lamas

tep	Toneladas Equivalentes de Petróleo
TKN	Azoto Kjeldhal Total
TRH	Tempo de Retenção Hidráulico
θ	Idade de Lamas

INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento e objetivos

A água e energia são recursos que estão intrinsecamente ligados. A água é uma fonte de energia e a energia é necessária para a captação, tratamento, distribuição de água e drenagem e tratamento das águas residuais. Esta relação é denominada frequentemente por *nexus* água-energia (Copeland & Carter, 2017).

A água é um recurso importante e imprescindível para a vida na Terra. Esta tem um papel essencial na qualidade de vida da população por ser indispensável às atividades económicas, como serviços e produtos. O uso da água para diversos fins origina águas residuais que têm na sua composição vários compostos potencialmente prejudiciais para o ambiente e para a saúde pública.

O principal constituinte das águas residuais urbanas é a matéria orgânica que serve de substrato para a maioria dos microrganismos presentes nos meios recetores, o que resulta na diminuição da concentração de oxigénio dissolvido, devido à degradação microbiana da matéria orgânica, podendo levar à morte dos organismos aquáticos (Gray, 2004). As águas residuais também têm na sua constituição nutrientes que podem potenciar o crescimento de plantas aquáticas, que podem estar associadas à produção de compostos que podem não ser inócuos do ponto de vista ecotoxicológico. Sendo assim, o tratamento das águas residuais é extremamente importante para a proteção do ambiente e da saúde pública (Metcalf and Eddy, 2003).

O tratamento das águas residuais urbanas concretiza-se nas estações de tratamento de águas residuais (ETAR). As ETAR socorrem-se de operações unitárias e processos que são agrupados de forma a fornecer vários níveis de tratamento como o tratamento preliminar, primário, secundário e terciário. O tratamento preliminar corresponde à remoção de objetos de maiores dimensões tais como, trapos, areias e gorduras de forma a proteger os equipamentos das operações seguintes. No tratamento primário remove-se uma porção dos sólidos suspensos e matéria orgânica, enquanto no tratamento secundário processos biológicos e químicos são usados para remover a maior parte da matéria orgânica. O tratamento terciário normalmente inclui a remoção de sólidos suspensos residuais e a desinfecção da água residual (Metcalf and Eddy, 2003).

O tratamento secundário é frequentemente materializado pelo processo de lamas ativadas que se baseia na utilização dos microrganismos presentes nas lamas ativadas para a degradação da

matéria orgânica presente na água residual. Para tal é necessário o fornecimento de oxigénio através de dispositivos de arejamento.

Apesar das ETAR serem vitais para a saúde pública e proteção ambiental, estas são grandes consumidoras de energia. Numa ETAR convencional cerca de 25 a 40% dos custos de operação são atribuídos ao consumo de energia. Pelo que a otimização da eficiência energética das ETAR se torna muito importante no contexto das alterações climáticas. Num sistema de lamas ativadas convencional o arejamento é responsável por 50 a 60% do consumo de energia de uma instalação de tratamento (Gu et al., 2017).

A ETAR do Barreiro/Moita, uma instalação com lamas ativadas, dimensionada para um caudal médio diário de 64 790 m³/dia e que se encontra em funcionamento desde 2011. O arejamento dos reatores biológicos representa mais de 50% do consumo de energia elétrica global desta instalação. Considerando o aumento dos custos de energia e o regime de tarifas variável associado ao mecanismo de compensação ibérico, os custos operacionais da ETAR do Barreiro/Moita poderão sofrer um aumento significativo. Sendo assim os ciclos intermitentes de arejamento surgem como uma possível solução para a problemática do peso significativo do arejamento associado ao processo de lamas ativadas.

O principal objetivo do presente estudo consiste na caracterização da variação diária das cargas afluentes ao reator biológico, na análise da utilização de ciclos intermitentes de arejamento, com foco na otimização da carga mássica, tempo de retenção hidráulico e tempo de retenção de sólidos ao longo do dia.

Finalmente, estudar o potencial para relacionar os ciclos de arejamento com os ciclos tarifários dinâmicos, arejando menos nos períodos mais caros e mais nos períodos economicamente mais vantajosos.

1.2 Estrutura da Dissertação

A presente dissertação é constituída por 7 capítulos incluindo:

- Capítulo 1 – Introdução, no qual é apresentado o enquadramento geral da problemática em estudo e os objetivos da dissertação;
- Capítulo 2 – Estado de arte, no qual foi feita uma revisão bibliográfica acerca do tratamento biológico, nomeadamente o processo de lamas ativadas bem como os ciclos intermitentes de arejamento;
- Capítulo 3 – Descrição sumária da ETAR do Barreiro/Moita, onde é descrita a ETAR e o seu modo de funcionamento, assim como uma breve análise dos seus consumos energéticos e características relevantes para o desenvolvimento da dissertação;
- Capítulo 4 – Metodologia, no qual são detalhados os métodos utilizados nos ensaios laboratoriais de caracterização da água residual afluente ao reator biológico e métodos utilizados para a determinação das necessidades de oxigénio do mesmo;

- Capítulo 5 – Resultados e discussão, no qual se apresentam os resultados obtidos referentes ao funcionamento atual do arejamento e da solução de arejamento alternativa, assim como a análise de custos de ambas;
- Capítulo 6 – Síntese e conclusões, no qual se produzem recomendações e conclusões que poderão ser consideradas para melhorar o funcionamento do arejamento da ETAR do Barreiro/Moita.
- Capítulo 7 – Referências bibliográficas

ESTADO DE ARTE

2.1 Caracterização das águas residuais urbanas

Segundo a legislação em vigor, considera-se que águas residuais urbanas são as águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e/ou com águas pluviais (APA, 2021).

A água residual urbana tem uma grande variedade de constituintes, como se pode observar na Tabela 2.1, os metais pesados e substâncias tóxicas podem afetar a eficiência dos processos biológicos.

Tabela 2.1 - Constituintes nas águas residuais urbanas (adaptado de Volcke et al., 2023)

Constituintes da água residual	Exemplos
Microrganismos	Bactérias patogénicas e vírus
Matéria orgânica carbonatada facilmente biodegradável	
Nutrientes	Azoto e Fósforo
Compostos de enxofre	Gás sulfídrico e sulfato
Celulose	Maioritariamente proveniente de papel higiénico
Micropoluentes	Biocidas, pesticidas e fármacos
Metais	Hg, Pb, Cd, Cr, Cu e Ni
Outra matéria orgânica	Detergentes, gordura, óleos, fenóis
Outra matéria inorgânica	Ácidos e bases

Os microrganismos na água residual urbana provêm maioritariamente dos excrementos humanos e da indústria alimentícia, na Tabela 2.2 encontra-se uma aproximação da concentração de microrganismos na água.

Tabela 2.2 - Concentrações de microrganismos na água residual urbana (número de organismos por 100 mL)
(adaptado de Volcke et al., 2023)

Microrganismos	Baixa	Alta
<i>Escherichia coli</i>	10^6	$5 \cdot 10^8$
Coliformes	10^{11}	10^{13}
<i>Clostridium perfringens</i>	10^3	$5 \cdot 10^4$
<i>Streptococci</i>	10^6	10^8
<i>Salmonella</i>	50	300
<i>Campylobacter</i>	$5 \cdot 10^3$	10^5
<i>Listeria</i>	$5 \cdot 10^2$	10^4
<i>Staphylococcus aureus</i>	$5 \cdot 10^3$	10^5
Coliphages	10^4	$5 \cdot 10^5$
<i>Giardia</i>	10^2	10^3

A matéria orgânica é constituída por matéria biodegradável e não biodegradável e normalmente é caracterizada pelos seguintes parâmetros:

- Carência Química de Oxigénio (CQO) – indica a quantidade de oxigénio utilizada para oxidar quimicamente a matéria oxidável, orgânica e inorgânica, presente numa amostra de água residual. É normalmente expressa em mg/L;
- Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO) – representa a quantidade de oxigénio consumida por microrganismos na oxidação de matéria orgânica presente numa amostra de água residual. É normalmente expressa em mg/L e a sua determinação leva 5 dias, sendo por isso designada por CBO₅.

Com estes parâmetros é possível avaliar a biodegradabilidade da matéria orgânica, o que pode ser útil na avaliação dos tipos de processos de tratamento adequados para as águas residuais. A biodegradabilidade pode ser avaliada pela razão CBO₅/CQO (Monte et al., 2016):

- CBO/CQO > 0,5: a fração biodegradável é grande, sendo um bom indicador para o tratamento biológico;
- $0,3 < \text{CBO/CQO} < 0,5$: a fração inerte é elevada, sendo aconselhado estudos para determinar a viabilidade do tratamento biológico;
- CBO/CQO < 0,3: a fração inerte é muito elevada, limitando a possibilidade de aplicação de tratamento biológico.

O azoto na água residual urbana provém maioritariamente de excrementos humanos, do qual 75% é na forma de ureia, que é quase imediatamente hidrolisada a azoto amoniacal, sendo o restante azoto orgânico. As formas inorgânicas constituem a maior parte dos componentes de azoto na água residual urbana, como o azoto amoniacal (NH₃) e amónia (NH₄⁺), as formas nitrato (NO₃⁻) e nitrito (NO₂⁻) são normalmente desprezáveis em águas residuais urbanas (Volcke et al., 2023).

De forma semelhante, o fósforo também pode ser categorizado na água residual em frações orgânicas e inorgânicas. Sendo que uma água residual urbana contém cerca de 6-25 mg P/L, dos quais

aproximadamente 60 a 70% é inorgânico, estando maioritariamente presente na forma de ortofosfatos (Volcke et al., 2023).

Os sólidos presentes nas águas residuais são bastante importantes para o controlo dos processos de tratamento físicos e biológicos. Estes podem estar dissolvidos e, ou em suspensão. Os sólidos em suspensão são medidos pelo parâmetro sólidos suspensos totais (SST), que têm também na sua constituição sólidos suspensos voláteis (SSV) (Monte et al., 2016).

Na Tabela 2.3 encontram-se valores de concentração típicos de águas residuais urbanas com pequenas contribuições de águas residuais industriais, onde alta corresponde ao tempo seco e baixa ao tempo húmido.

Tabela 2.3 - Concentrações típicas de uma água residual urbana com pequenas contribuições industriais (g/m^3)
(adaptado de Volcke et al., 2023)

Parâmetro	Baixa	Média	Alta
CQO	500	750	1200
CBO	230	350	560
N _{TOTAL}	30	60	100
P _{TOTAL}	6	15	25
SST	250	400	600
SSV	200	320	480

A qualidade pretendida para as águas residuais tratadas é a que consta na licença de descarga da ETAR, que tem por base a legislação relativa à descarga no meio recetor, o Decreto-Lei n.º 152/97, ou outra legislação caso o objetivo seja a reutilização (Monte et al., 2016).

O Decreto-Lei n.º 152/97 define quais são as zonas sensíveis e os valores limite de descarga. Os valores referentes ao azoto e fósforo são definidos para as zonas sensíveis sujeitas a eutrofização e tendo em conta a dimensão da população, tal como se pode observar na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 - Valores limite de descarga conforme o Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho

Parâmetro	Concentração
CBO ₅	25 mg/L O ₂
CQO	125 mg/L O ₂
SST	35 mg/L
N _{TOTAL}	15 mg/L N (10 000 a 100 000 e.p.) 10 mg/L N (> 100 000 e.p.)
P _{TOTAL}	2 mg/L P (10 000 a 100 000 e.p.) 1 mg/L P (> 100 000 e.p.)

2.2 Tratamento biológico de águas residuais urbanas

O tratamento biológico baseia-se no ciclo natural dos elementos (C, N, O, P e S). Neste processo os microrganismos convertem a matéria orgânica e os nutrientes presentes na água residual em compostos mais simples que são facilmente incorporados na biomassa ou oxidados, levando à produção de compostos gasosos (metano, dióxido de carbono e azoto gasoso) e água, para além do crescimento da comunidade microbiana, a que vulgarmente designamos biomassa (Weissbrodt et al., 2023). Os microrganismos utilizam a matéria orgânica e os nutrientes para garantir o funcionamento das suas atividades celulares essenciais (metabolismo), os compostos orgânicos e inorgânicos também podem ser referidos como substratos devido ao papel que as enzimas desempenham no metabolismo microbiano (Grady et al., 1999).

O processo é promovido por comunidades mistas com uma grande variedade de microrganismos, como bactérias, protozoários, fungos e rotíferos. No entanto, alguns objetivos de tratamento só podem ser alcançados na presença de espécies microbianas específicas tais como, por exemplo, as responsáveis pela remoção de azoto ou de compostos de enxofre (Metcalf and Eddy, 2003).

As condições de temperatura e pH são relevantes para a seleção, sobrevivência e crescimento dos microrganismos. Temperaturas abaixo da gama ótima normalmente têm um efeito mais significativo na taxa de crescimento do que temperaturas acima da gama. O pH é um fator chave no crescimento dos organismos, a maioria das bactérias não tolera níveis de pH acima de 9,5 ou abaixo de 4,0. Na generalidade o pH ótimo para o crescimento bacteriano está entre 6,5 e 7,5 (Metcalf and Eddy, 2003; Weissbrodt et al., 2023).

É extremamente importante uma compreensão das atividades bioquímicas dos microrganismos. Diferentes microrganismos podem usar uma ampla gama de recetores de eletrões, sendo os principais o oxigénio, compostos orgânicos e dióxido de carbono (Metcalf and Eddy, 2003).

Para se continuar a reproduzir e funcionar adequadamente os microrganismos necessitam de fontes de energia e carbono para a síntese de novo material celular e elementos inorgânicos como azoto, fosforo, enxofre, potássio e cálcio (Metcalf and Eddy, 2003; Weissbrodt et al., 2023).

Os microrganismos obtêm o carbono para o crescimento celular a partir de dióxido de carbono (autotróficos) ou da matéria orgânica (heterotróficos).

Relativamente à energia necessária para a síntese celular, esta pode ser fornecida pela luz ou por uma reação química de oxidação, onde a energia é produzida através de reações de oxidação-redução que envolvem a transferência de eletrões de um dador de eletrões para um recetor de eletrões, ficando o primeiro oxidado e o último reduzido. Se o recetor de eletrões for o oxigénio a reação é aeróbia, o crescimento é geralmente mais eficiente neste ambiente e a quantidade de biomassa formada por unidade de resíduo destruído é alta. As operações aeróbias tendem a sustentar cadeias alimentares completas (Grady et al., 1999; Metcalf and Eddy, 2003).

2.2.1 Remoção de matéria orgânica

O objetivo principal do tratamento das águas residuais urbanas é a remoção da matéria orgânica, que é representada pelos parâmetros CBO₅ e/ou CQO. Ao contrário da CBO a CQO não é toda biodegradável ou pelo menos facilmente biodegradável. Pelo que a CQO é dividida em compostos biodegradáveis e não biodegradáveis (ou inertes), que são subdivididos em componentes solúveis e particuladas (Metcalf and Eddy, 2003). Na Figura 2.1 encontra-se o resumo do fracionamento da CQO.

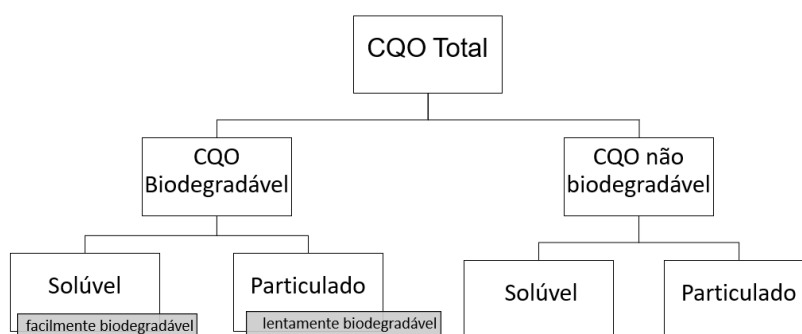


Figura 2.1 - Fracionamento de CQO nas águas residuais (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

A maior parte da matéria orgânica solúvel no efluente do reator biológico é de origem microbiana, sendo produzida pelos microrganismos enquanto degradam o substrato (Ekama & Wentzel, 2023).

No que concerne a matéria orgânica biodegradável, os microrganismos apenas conseguem degradar facilmente substrato solúvel de baixo peso molecular. A restante matéria biodegradável, com maior peso molecular, necessita da ação de enzimas extracelulares, através de reações de hidrólise. A hidrólise é muito relevante num reator biológico, por um lado por ser a reação responsável pela solubilização de componentes libertados na lise celular, evitando assim a sua acumulação no sistema; por outro lado, a hidrólise é essencial para a biodegradação da matéria orgânica particulada (Grady et al., 1999; Metcalf and Eddy, 2003).

As bactérias heterotróficas oxidam a matéria orgânica, na presença de oxigénio molecular, libertando energia e matéria inerte, através da respiração aeróbia. A respiração aeróbia pode ser descrita pela equação 2.1, onde a glicose (C₆H₁₂O₆) é utilizada para representar a matéria orgânica (Jurtschuck Jr, 1996).



A concentração de CQO não biodegradável particulada afeta a acumulação de lamas no reator biológico e a produção de lamas, enquanto a solúvel fixa a concentração de CQO do efluente filtrado

do sistema. A matéria orgânica não biodegradável particulada é separada da água por ação da gravidade, enquanto a solúvel permanece no efluente tratado (Ekama & Wentzel, 2023).

2.2.2 Remoção de azoto

O azoto Kjeldahl total (TKN) corresponde ao azoto orgânico e amoniacal. De forma semelhante à matéria orgânica, o azoto orgânico encontra-se dividido em material biodegradável e não biodegradável, que são subdivididos em componentes solúveis e particuladas (Metcalf and Eddy, 2003). Na Figura 2.2 encontra-se um esquema do fracionamento do TKN.

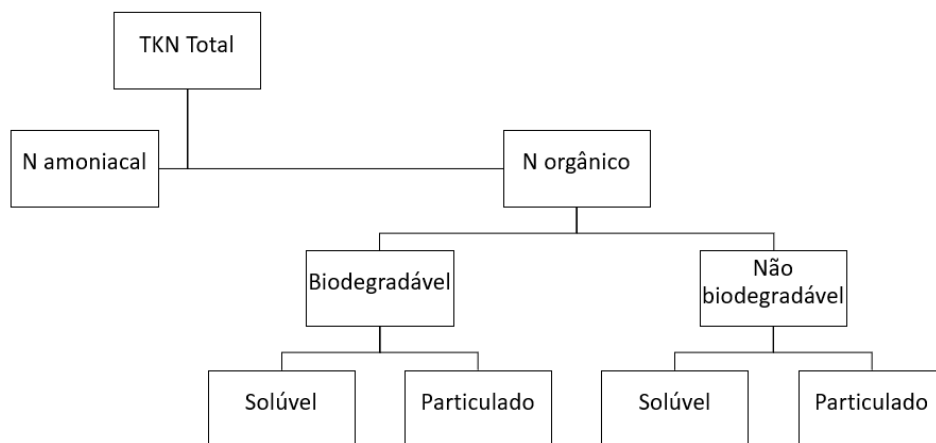


Figura 2.2 - Fracionamento do azoto nas águas residuais (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

O azoto é um nutriente fundamental para o crescimento dos microrganismos, visto que é fulcral nas estruturas dos tecidos proteicos. Existe na natureza sob a forma de diferentes compostos, cuja transformação é realizada através de reações oxidação-redução e caracterizada pelo ciclo do azoto (Mano, 2021; Monte et al., 2016). Na Figura 2.3 encontram-se as transformações do azoto que ocorrem no tratamento biológico.

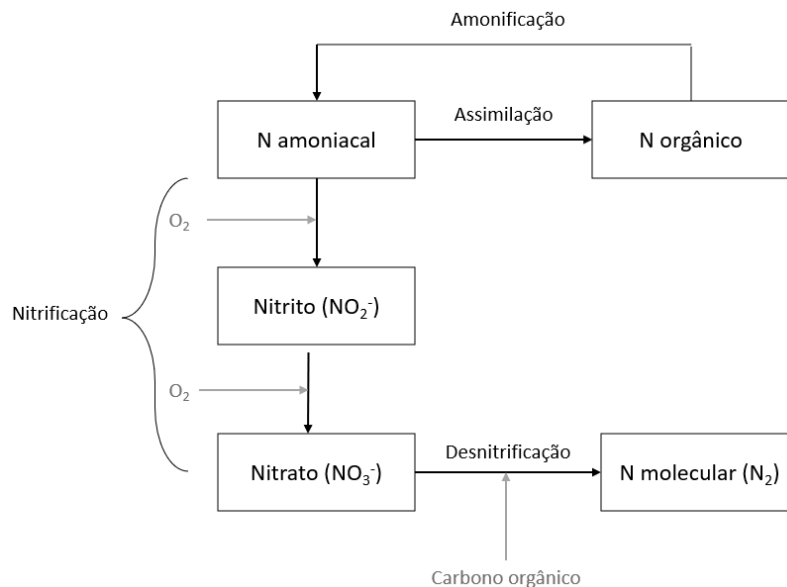
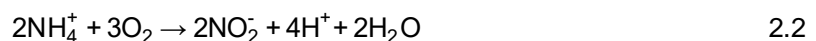


Figura 2.3 - Transformações do azoto no tratamento biológico (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

A amonificação consiste na libertação de azoto amoniacal durante a biodegradação do azoto orgânico biodegradável. A taxa de amonificação depende da utilização do substrato e da razão C/N do mesmo. Esta conversão é bastante importante para o controlo do tratamento das águas residuais, visto que as bactérias nitrificantes não oxidam o azoto orgânico (Grady et al., 1999).

A nitrificação consiste na oxidação sequencial de azoto amoniacal (NH₄-N) em nitrito (NO₂-N) e em nitrato (NO₃-N). Nas lamas ativadas as bactérias autotróficas aeróbias são responsáveis pela nitrificação. A nitrificação envolve duas etapas sucessivas. Na primeira etapa o azoto amoniacal é oxidado a nitrito conforme a equação 2.2. Algumas das bactérias responsáveis por esta etapa são as *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosorobrio* (Metcalf and Eddy, 2003).



Finalmente, a segunda etapa da nitrificação consiste na oxidação de nitrito a nitrato, conforme a equação 2.3, pelas bactérias do género *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira*, *Nitrospina* e *Nitroeystis* (Metcalf and Eddy, 2003).



A oxidação completa do azoto amoniacal ocorre conforme a equação 2.4. E com base na mesma o oxigénio necessário para a oxidação completa do azoto amoniacal é 4,57 g O₂/g N. Para a reação da equação 2.4 ser possível é necessária alcalinidade, expressa em carbonato de cálcio (CaCO₃), sendo estimado que por cada grama de azoto amoniacal oxidado sejam necessários 7,14 g de CaCO₃ (Metcalf and Eddy, 2003).



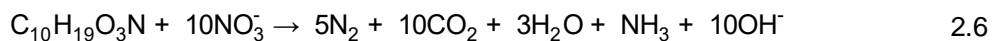
A redução do azoto sob a forma de nitrato (NO_3) a maioritariamente azoto molecular (N_2), mas também a outros compostos azotados como óxido nitroso (N_2O) ou óxido nítrico (NO), é denominada desnitrificação (Metcalf and Eddy, 2003).

As bactérias desnitrificantes são aeróbias facultativas, pelo que as enzimas para redução de nitrito ou nitrato precisam da ausência de oxigénio molecular (O_2) (Weissbrodt et al., 2023). As bactérias desnitrificantes mais importantes são as *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Achromobacter* e *Thiobacillus desnitificans* (Monte et al., 2016).

A desnitrificação envolve a oxidação biológica do substrato orgânico presente na água residual usando nitrato e nitrito como o recetor de eletrões em vez do oxigénio. A redução de nitrato envolve o seguinte processo sequencial apresentado na equação 2.5 (Metcalf and Eddy, 2003):



O dador de eletrões é uma fonte de carbono, que pode ser o carbono presente na água residual ou uma fonte de carbono externa, como por exemplo o acetato ou etanol. Normalmente no tratamento de águas residuais opta-se pela primeira e a reação ocorre conforme a equação 2.6 (Metcalf and Eddy, 2003).



Sendo assim, é possível observar que a eficiência da desnitrificação está relacionada com a razão C/N. Estequiometricamente, a redução de 1g de nitrato a azoto molecular requer 4 g de CBO e recupera 3,57 g de alcalinidade, em CaCO_3 (Metcalf and Eddy, 2003).

2.2.3 Remoção de fósforo

De forma semelhante ao azoto, na água residual, o fósforo também é subdividido em frações, sendo o fracionamento relevante para sistemas que removem fósforo quer por via biológica ou química (Ekama, 2011). Na Figura 2.4 encontra-se o fracionamento do fósforo.

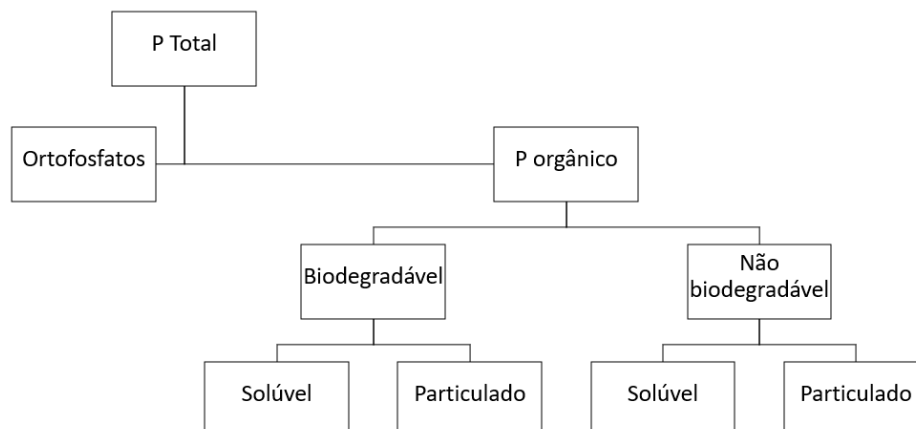


Figura 2.4 - Fracionamento do fósforo nas águas residuais (adaptado de Ekama, 2011)

De forma semelhante ao azoto particulado, o fósforo particulado é removido pela ação da gravidade ou seja por sedimentação (Curtin et al., 2011).

A remoção biológica do fósforo solúvel requer a presença de microrganismos heterotróficos denominados por microrganismos acumuladores de fósforo (PAO) (Seviour & McIlroy, 2008).

Em condições anaeróbias, fontes de carbono, nomeadamente ácidos gordos voláteis (AGV), são absorvidos e armazenados sob a forma de Polihidroxialcanoatos (PHA) através da libertação de fósforo e degradação de glicogénio (Carvalho et al., 2007).

Em condições aeróbias, os PAO absorvem ortofosfatos. A remoção de ortofosfatos é acompanhada pela oxidação aeróbia dos PHA armazenados, usando o oxigénio como aceitador de eletrões, alternativamente podem ser usados os nitratos e nitritos em vez do oxigénio (Carvalho et al., 2007).

A remoção “exacerbada” de fósforo (*Luxury uptake*) corresponde ao facto de a acumulação de fósforo ser substancialmente superior ao fósforo libertado. A remoção do fósforo é realizada quando os microrganismos com fósforo armazenado são retirados do reator biológico na forma de lamas (Curtin et al., 2011; Mano, 2021).

2.3 Processo de lamas ativadas

O processo de lamas ativadas, que atualmente é das tecnologias mais utilizadas no tratamento de águas residuais urbanas e industriais, tem antecedentes que datam do início da década de 1880 com o trabalho do Dr. Angus Smith, que investigou o arejamento de água residual. Nos anos seguintes vários investigadores estudaram este tema, incluindo Edward Arden e William Lockett, que em 1914 desenvolveram o processo de lamas ativadas, pois verificaram que o processo envolvia a produção de uma massa de microrganismos ativa, com capacidade para estabilizar aerobiamente matéria orgânica existente nas águas residuais (Metcalf and Eddy, 2003).

Este processo é essencialmente constituído por um reator biológico, onde se encontra um sistema de arejamento que fornece o oxigénio necessário à degradação da matéria orgânica e que mantém os microrganismos em suspensão, garantindo a mistura; uma operação de separação sólido-

líquido, usualmente uma decantação secundária; um sistema de recirculação de lamas, que mantém uma determinada concentração de microrganismos no reator biológico. Na Figura 2.5 é possível observar-se uma representação esquemática do processo.

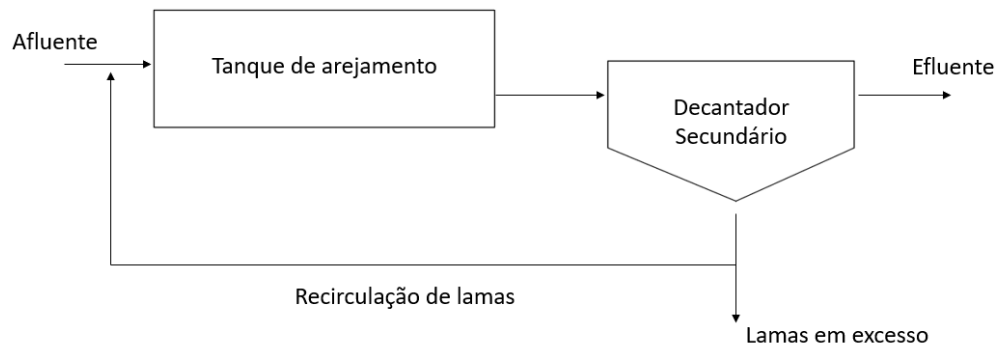


Figura 2.5 - Representação esquemática do processo de lamas ativadas (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

O processo socorre-se da introdução de oxigénio numa mistura de água residual com lamas ativadas, a qual se denomina de licor misto e cuja concentração, em termos de sólidos suspensos totais, é indicada pelo parâmetro matéria suspensa (MS). Enquanto a concentração de biomassa ativa é determinada pela matéria volátil suspensa (MVS).

2.3.1 Principais parâmetros relacionados com o processo de lamas ativadas

Para um bom funcionamento do processo de lamas ativadas é necessário conhecimento relativamente aos parâmetros que influenciam as condições e eficiência do processo.

2.3.1.1 MS e MVS

A concentração de matéria em suspensão (MS), habitualmente medida em kg/m^3 ou mg/L , é um parâmetro essencial para a operação do reator biológico, pois é utilizada para a determinação da carga mássica e idade de lamas. A matéria volátil suspensa (MVS), indica a concentração de biomassa ativa presente no licor misto e geralmente constitui 75 a 80% da MS (Mano, 2021).

2.3.1.2 Tempo de retenção hidráulico

O tempo de retenção hidráulico (TRH) corresponde ao tempo que a água residual permanece no reator biológico e é calculado através da equação 2.7.

$$TRH = \frac{V}{Q + Q_R} \quad 2.7$$

Onde:

TRH - tempo de retenção hidráulico;

V - Volume do reator, em m³;

Q - Caudal afluente à ETAR, em m³/d;

Q_R – Caudal recirculado, em m³/d.

2.3.1.3 Carga mássica (F/M)

A carga mássica (F/M - *Food to Microorganisms ratio*) representa a quantidade de substrato (CBO₅) disponível para a biomassa ativa. Este parâmetro pode ser calculado através da equação 2.8 (Ekama & Wentzel, 2023).

$$\frac{F}{M} = \frac{QS}{MVS \cdot V} \quad 2.8$$

Onde:

F/M - Carga mássica, em kg CBO₅ / kg MVS.dia;

S - Concentração de substrato, em kg/m³;

Q - Caudal afluente à ETAR, em m³/d;

MVS - Concentração de matéria volátil suspensa no reator, em kg/m³;

V – Volume do tanque de arejamento, em m³.

2.3.1.4 Idade de lamas

A idade de lamas corresponde ao tempo médio, (usualmente em dias), durante o qual a biomassa permanece no sistema (Metcalf and Eddy, 2003). Ao refletir a taxa de crescimento específico da lama, a idade de lamas pode ser usada para o controlo da biomassa. Esta é controlada através da purgas de lamas do sistema e pode ser calculada através da equação 2.9 (Gray, 2004).

$$\theta = \frac{V \cdot MS}{\text{Lamas em excesso}} \quad 2.9$$

Onde:

V - Volume do tanque de arejamento;

MS – Matéria em suspensão.

Tanto a idade de lamas como o tempo de retenção hidráulico estão relacionados com o tempo de permanência no sistema. Num processo de lamas ativadas a idade de lamas é bastante superior ao TRH. Apesar de aumentarem ou diminuírem em simultâneo, a relação entre os dois parâmetros não obedece a nenhuma equação específica (Ekama & Wentzel, 2023).

2.3.1.5 Índice volumétrico de lamas (SVI)

O índice volumétrico de lamas (SVI) define-se como o volume, expresso em ml, ocupado por 1 grama de sólidos em suspensão totais (SST) contidos no líquido do reator, após um período de sedimentação de 30 minutos e é calculado a partir da equação 2.10 (APHA, 1998; Metcalf and Eddy, 2003).

$$SVI \text{ (ml.g}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Volume de lama sedimentada (ml.L}^{-1}\text{)}}{\text{SST (g.L}^{-1}\text{)}} \quad 2.10$$

Onde:

SVI – índice volumétrico de lamas, em ml/g;

SST – Sólidos suspensos totais, em g/L.

Este parâmetro é utilizado para avaliar as características de sedimentação das lamas, sendo relevante para a operação do decantador secundário. Na Tabela 2.5 encontram-se as faixas de valores de SVI associadas à capacidade de sedimentação das lamas segundo Gray (2004).

Tabela 2.5 - Capacidade de sedimentação de lamas em referência ao SVI (adaptado de Gray,2004)

Sedimentabilidade das lamas	SVI (ml/g)
Excelente	≤ 80
Boa	80 -120
Fraca	> 120

2.3.1.6 Oxigénio dissolvido

O controlo do parâmetro oxigénio dissolvido é essencial para o bom funcionamento do processo de lamas ativadas, visto que é necessário para a oxidação da matéria orgânica.

De um modo geral a concentração de oxigénio dissolvido em todas as áreas do reator biológico deve ser mantida entre 1,5 e 2 mg/L, concentrações superiores aos 2 mg/L podem melhorar a taxa de nitrificação. No entanto, valores acima dos 4 mg/L não melhoram o desempenho do processo significativamente, mas aumentam os custos substancialmente (Metcalf and Eddy, 2003). Apesar de

em alguns casos uma concentração de oxigénio dissolvido de 2 mg/L não ser suficiente e noutros casos ser excessiva, visto que a concentração necessária depende de outros fatores como a carga mássica e a taxa de consumo específico de oxigénio (Grady et al., 1999).

2.3.1.7 Recirculação de lamas

A recirculação de lamas consiste no retorno das lamas sedimentadas no decantador secundário ao reator biológico, procurando garantir uma concentração de microrganismos elevada e constante no interior do mesmo, ou no limite garantir o F/M que se pretende (Metcalf and Eddy, 2003).

A razão de recirculação é obtida através do quociente do caudal recirculado (Q_R) pelo caudal afluente ao reator biológico (Q) (Monte et al., 2018), conforme a equação 2.11.

$$R = \frac{Q_R}{Q} \quad 2.11$$

O caudal de recirculação estipula a acumulação de lamas no decantador secundário, e com um bom controlo pode ser evitada a perda de sólidos para o efluente tratado (Metcalf and Eddy, 2003).

2.3.2 Principais regimes do processo de lamas ativadas

Geralmente são considerados três regimes de funcionamento de reatores biológicos de lamas ativadas: baixa carga ou arejamento prolongado, média carga ou arejamento convencional e alta carga ou arejamento rápido (Monte et al., 2018).

O regime da alta carga é caracterizado pela abundância de alimento, este possui uma taxa de consumo de oxigénio elevada assim como a taxa de remoção de matéria orgânica. A eficiência de remoção de CBO_5 é relativamente baixa, normalmente é usado para pré-tratamento de efluentes industriais (Gray, 2004; Monte et al., 2018).

A baixa carga pode não incluir na linha de tratamento uma decantação primária. Este regime é caracterizado por idade de lamas e tempo de retenção hidráulico elevados. Existe uma escassez de alimento, conseqüentemente os microrganismos consomem o seu próprio material celular, atingindo a fase endógena. Assim, as lamas em excesso têm um elevado grau de estabilização, sendo dispensável a estabilização de lamas (digestor) na linha de tratamento (Monte et al., 2018).

O arejamento convencional tem menor disponibilidade de alimento quando comparado com um sistema de alta carga, limitando o desenvolvimento dos microrganismos. Quando comparado com um sistema de baixa carga, a média carga produz uma maior quantidade de lamas, que não se encontram estabilizadas sendo necessária a existência de um órgão onde se promova a estabilização das lamas.

A Tabela 2.6 apresenta os valores dos parâmetros associados ao processo de lamas ativadas para os diferentes regimes.

Tabela 2.6 - Principais parâmetros associados ao processo de lamas ativadas para sistemas de baixa, média e alta carga (adaptado de Amaral, 2021)

Sistemas	MS (kg/m ³)	MVS (kg/m ³)	F/M (kg CBO ₅ / /kg MVS.d)	Idade de lamas (dias)	Razão de recirculação (%)
Baixa carga	4 – 8	3 – 5	0,03 – 0,135	≥ 30	100 – 300
Média carga	2 – 4	1,5 – 3	0,2 – 0,5	4 – 12	30 – 100
Alta Carga	0,2 – 0,5	0,14 – 0,35	1,5 - 5	2 – 4	30 – 100

No que concerne ao regime hidráulico do reator biológico, pode haver tanques cujo modelo se aproxime mais de mistura completa ou de fluxo pistão.

Num reator de mistura completa o efluente proveniente da decantação primária é introduzido no reator, assumindo que a mistura completa ocorre uniformemente ao longo do mesmo. Consequentemente, a carga orgânica, necessidades de oxigénio e a concentração do substrato são uniformes em todas as partes do reator (Loosdrecht et al., 2023). Esta configuração tem tendência a baixas concentrações de substrato orgânico, o que estimula o crescimento de bactérias filamentosas, que prejudicam a sedimentabilidade das lamas (Metcalf and Eddy, 2003).

Num reator de fluxo pistão a mistura longitudinal é mínima, pelo que as partículas saem do reator na mesma sequência com que entram. Consequentemente permanecem dentro do tanque de arejamento um período igual ao tempo de retenção (Metcalf and Eddy, 2003). O sistema de arejamento é instalado de forma a satisfazer as necessidades de oxigénio ao longo do reator. Visto que os reatores de fluxo pistão possuem uma elevada carga orgânica à cabeça, o arejamento é mais elevado no início do tanque e vai diminuindo ao longo do mesmo. O consumo de oxigénio na zona terminal do reator é essencialmente devido à respiração endógena (WEF, 2003).

2.4 Processos de remoção biológica de nutrientes

O fósforo e o azoto são nutrientes essenciais para a maioria dos organismos aquáticos, podendo ser limitantes. A acumulação destes nutrientes nas massas de água tem consequências negativas para o ambiente, como por exemplo, a potenciação do processo de eutrofização (Smith, 2009).

Uma das fontes de nutrientes das massas de água são as águas residuais tratadas. Pelo que a remoção de nutrientes no tratamento das águas residuais surge como medida importante para a proteção das massas de água (Preisner et al., 2021).

O processo de remoção biológica de azoto mais utilizado é o de Ludzack-Ettinger modificado (MLE), representado na Figura 2.6. Nesta configuração o reator anóxico antecede o aeróbio, por forma a que as bactérias desnitrificantes consigam utilizar em primeiro lugar o carbono orgânico afluente ao tratamento biológico. A remoção de azoto no sistema MLE depende fortemente da recirculação interna de nitratos, que são encaminhados do reator aeróbio para o reator anóxico, sendo a característica que assegura a desnitrificação (Oleszkiewicz et al., 2015). No entanto, apenas é possível recircular 3 ou 4 vezes o caudal médio diário, recirculações superiores introduzem grandes quantidades de oxigénio o que afeta a anoxia no primeiro compartimento (Mano, 2021).

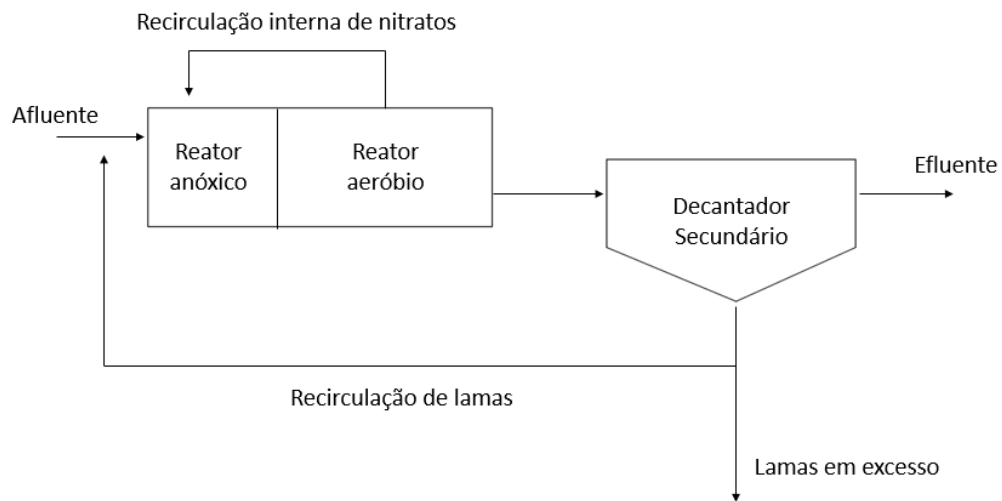


Figura 2.6 - Representação esquemática do processo de Ludzack-Ettinger modificado

A remoção biológica simultânea de fósforo e azoto pode ser materializada através duma sequência reator anaeróbio – reator anóxico – reator aeróbio (configuração A²O), representada na Figura 2.7, tratando-se da configuração mais frequentemente usada. Como o próprio nome indica, o reator anóxico é colocado entre o reator anaeróbio e o reator aeróbio, sendo que também existe uma recirculação interna de nitratos. No entanto, a recirculação de lamas tem na sua constituição nitratos o que pode afetar a remoção de fósforo (Oleszkiewicz et al., 2015).

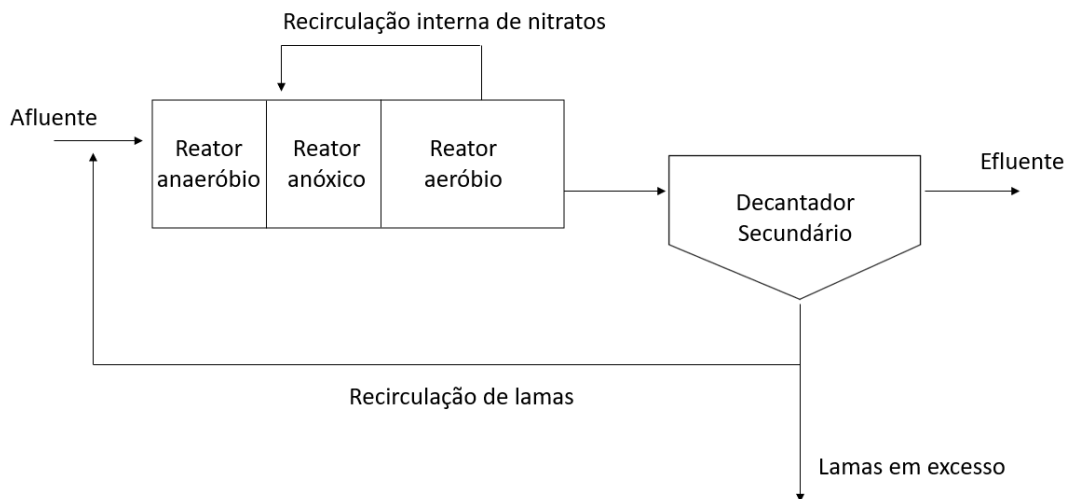


Figura 2.7 - Representação esquemática da sequência reator anaeróbio - reator anóxico - reator aeróbio (A²O)

2.5 Arejamento

O processo de lamas ativadas convencional tem provado a sua eficácia e adaptabilidade no tratamento de águas residuais. No entanto, é um processo com elevados consumos de energia e com os consequentes impactes ambientais significativos (Canals et al., 2023).

De forma a cumprir as necessidades de oxigénio dos microrganismos, a transferência de oxigénio para o líquido é essencial. Sistemas de arejamento transferem oxigénio para o líquido presente no reator biológico através da libertação de ar atmosférico por orifícios ou poros, ou através do cisalhamento da superfície do líquido com um dispositivo mecânico, por exemplo uma turbina, ou através do contacto direto entre o ar e uma grande superfície de água (Rosso et al., 2023).

Sistemas de arejamento de superfície cisalham a superfície da água residual produzindo gotas finas que em apenas alguns segundos “aterram” na superfície da água. Enquanto os difusores são superfícies porosas que são instaladas no fundo do tanque de arejamento, que libertam bolhas que se deslocam em direção à superfície do tanque (Rosso & Stenstrom, 2006).

Por razões económicas o equipamento utilizado para transferir oxigénio no processo de lamas ativadas, normalmente tem também a função de fornecer a turbulência necessária para manter os sólidos em suspensão (Grady et al., 1999).

Relativamente às bolhas, estas podem ser classificadas como (WEF, 1991):

- Bolhas finas, cujo diâmetro é inferior a 5 mm;
- Bolhas grossas, cujo diâmetro varia de 6 a 50 mm.

Os difusores de bolha fina tornaram-se bastante comuns no tratamento de águas residuais urbanas, devido à elevada eficiência por unidade de energia consumida. No entanto, estes necessitam de uma limpeza periódica (Rosso et al., 2008). Para além de fornecer oxigénio, as bolhas provocam

movimento que contribui para a mistura. Visto que 4/5 do ar atmosférico correspondem a azoto, pelo menos 80% da energia dedicada ao arejamento contribui apenas para a mistura (Rosso et al., 2023).

O oxigénio é um gás pouco solúvel, segundo a teoria dos dois filmes existe uma interface entre a fase gasosa e a fase líquida, com um filme de cada lado, pelo que o oxigénio encontra resistência à sua passagem (Metcalf and Eddy, 2003; Rosso et al., 2023). A transferência de oxigénio pode ser descrita pela equação 2.12.

$$\frac{dC}{dt} = k_L \cdot a \cdot (C_S - C) \quad 2.12$$

Onde:

$\frac{dC}{dt}$ - Taxa de transferência de oxigénio ($ML^{-3}T^{-1}$);

$K_L a$ - Coeficiente global de transferência de oxigénio (T^{-1});

C_S - Concentração de saturação de oxigénio dissolvido no líquido (ML^{-3});

C - Concentração de oxigénio dissolvido no líquido (ML^{-3}).

Sendo assim, a eficiência da transferência de oxigénio, de gás para líquido é relativamente baixa, o que implica que apenas uma parte do oxigénio fornecido esteja disponível para os microrganismos. Quando o oxigénio limita o crescimento dos microrganismos pode dar-se a proliferação de organismos filamentosos, que fazem com que a sedimentabilidade e qualidade da biomassa sejam fracas (Gray, 2004; Metcalf and Eddy, 2003).

O coeficiente de correção da transferência de oxigénio numa água residual é representado pelo fator α . Normalmente, a transferência de oxigénio nas águas residuais urbanas é inferior à que se verifica numa água limpa, correspondendo a um fator α entre 0 e 1 (Fan et al., 2017; Henkel, 2010). Este fator pode ser determinado através da equação 2.13 e representa a razão de transferência entre água limpa e água residual (Rosso et al., 2023).

$$\alpha = \frac{(k_L a)_{\text{água residual}}}{(k_L a)_{\text{água limpa}}} \quad 2.13$$

Onde:

$(K_L a)_{\text{água residual}}$ - Coeficiente global de transferência de oxigénio na água residual;

$(K_L a)_{\text{água limpa}}$ - Coeficiente global de transferência de oxigénio na água.

A transferência de oxigénio e o coeficiente α , durante a operação de um sistema de lamas ativadas, podem ser afetados por diversos fatores:

- O aumento da concentração de MS leva à diminuição do fator α , devido à inibição da transferência de oxigénio provocada pelo aumento da viscosidade do líquido no interior do reator biológico (Germain et al., 2007);
- O aumento da idade de lamas resulta numa melhor degradação de surfactantes, que afetam negativamente a transferência de oxigénio. Sendo assim, com uma idade de lamas superior o α também aumenta (Gillot & Héduit, 2008);

- Alterações na temperatura da água alteram a concentração de saturação do oxigênio na água, esta diminui com o aumento da temperatura. Consequentemente diminui a solubilidade do oxigênio e a capacidade de arejamento dos difusores (Rosso et al., 2023);
- Ao longo da operação de um sistema de arejamento de difusores a eficiência de transferência de oxigênio diminui devido à colmatação dos orifícios dos difusores (Gillot & Héduit, 2008).

A necessidade de oxigênio para a biodegradação da matéria carbonatada é determinada através de um balanço de massa da concentração de CQO na água residual tratada e a quantidade de biomassa purgada do sistema por dia. As bactérias oxidam uma porção de CQO para produzir energia, sendo o restante usado para crescimento celular. O oxigênio também é consumido para a respiração endógena, sendo que a quantidade dependerá da idade de lamas do sistema. A necessidade de oxigênio para remoção de CBO sem nitrificação pode ser determinada pela equação 2.14 (Metcalf and Eddy, 2003).

$$R_o = Q(S_o - S) - 1.42 P_{x,bio} \quad 2.14$$

Onde:

R_o – Necessidade de oxigênio (g/dia);

Q – Caudal (m³/dia);

S_o – Concentração de substrato no afluente (g/m³);

S – Concentração de substrato no efluente (g/m³);

$P_{x,bio}$ – Biomassa purgada do sistema (g/dia).

Quando no sistema é incluída a nitrificação, a necessidade de oxigênio vai também incluir o oxigênio necessário para a oxidação do azoto amoniacal e nitrito a nitrato conforme a equação 2.15 (Metcalf and Eddy, 2003).

$$R_o = Q(S_o - S) - 1.42 P_{x,bio} + 4.33Q(NO_x) \quad 2.15$$

Onde:

R_o – Necessidade de oxigênio (g/dia);

Q – Caudal (m³/dia);

S_o – Concentração de substrato no afluente (g/m³);

S – Concentração de substrato no efluente (g/m³);

$P_{x,bio}$ – Biomassa purgada do sistema (g/dia);

NO_x – Concentração de NH₄ no afluente que é nitrificada (g/m³).

Para determinar a capacidade de oxigenação a fornecer ao tratamento biológico, nas condições operacionais, há que afetar o primeiro valor de diversas correções. O coeficiente que permite a conversão será o produto de três em que, o primeiro depende do sistema de arejamento e é o resultado

da experiência do fornecedor do equipamento (rendimento de oxigenação), o segundo é função da pressão de saturação do oxigênio, da altura a que se encontra a implantação da estação de tratamento, da temperatura e da concentração de oxigênio dissolvido a manter na zona de arejamento (fator de déficit) e, finalmente, o terceiro coeficiente está relacionado com as características das próprias águas residuais (fator α).

Sendo assim, a razão de transferência de oxigênio (SOTR) é calculada conforme a equação 2.16.

$$SOTR = \frac{1}{\alpha} * \frac{C_{STD}}{\beta * (C_T - C_L)} * \theta^{STD-t} * R_0 * \frac{1}{t} \quad 2.16$$

Onde:

SOTR – Razão de transferência de oxigênio;

α – Razão de transferência entre água limpa e água residual;

β – Razão da concentração de O₂ de saturação de oxigênio de saturação entre água limpa e água residual;

STD – Temperatura Standard;

C_{STD} - Concentração de saturação de O₂ dissolvido em água limpa, à temperatura standard, à pressão atmosférica standard e salinidade 0 ppm;

C_L – Concentração de O₂ no tanque de arejamento;

C_T – Concentração média de saturação de O₂ dissolvido em água limpa, à temperatura processual, à altitude H e salinidade 0 ppm;

θ – Coeficiente de correção de temperatura;

t – Tempo de arejamento (h/dia);

R₀ – Necessidade de oxigênio.

2.5.1 Arejamento e energia

O consumo de energia é um aspeto crucial no tratamento de águas residuais urbanas para os municípios e empresas, principalmente no panorama das alterações climáticas, onde a diminuição dos consumos de energia tem um papel imprescindível. Para além disto, o consumo de energia constitui um grande custo para os prestadores deste serviço (Sean et al., 2020; Siatou et al., 2020).

Estima-se que cerca de 1 a 2% do uso de energia global de um país é atribuído ao tratamento de águas residuais urbanas. O consumo de energia das ETAR europeias representa cerca de 0,8% da energia elétrica gerada nos EU-28 em 2015 (Gandiglio et al., 2017; Ganora et al., 2019; Santos et al., 2022).

A energia elétrica é a fonte principal de energia de uma ETAR, representando cerca de 25 a 50% dos custos de operação de uma ETAR convencional com processo de lamas ativadas (Foladori et al., 2015). Como se pode observar na Figura 2.8, 50 a 60% do consumo total de energia de uma instalação pode ser atribuído ao arejamento do processo de lamas ativadas.

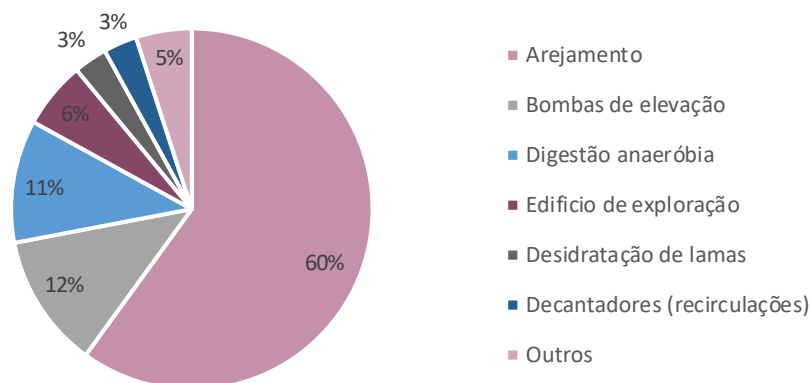


Figura 2.8 - Distribuição dos consumos de energia numa ETAR de lamas ativadas convencional (adaptado de Fan et al., 2017)

Uma operação cuidadosa tendo em conta as especificidades e variabilidades dos processos pode ser muito relevante para a diminuição dos custos de operação. No futuro espera-se que os objetivos de qualidade de águas residuais tratadas sejam cada vez mais exigentes, pelo que a otimização de custos de operação se torna de grande importância para as ETAR (Gandiglio et al., 2017).

2.5.2 Arejamento Intermitente

O sistema de lamas ativadas com arejamento intermitente geralmente consiste num único tanque de arejamento onde as condições aeróbias-anaeróbias são alternadas apenas ligando ou desligando o fornecimento de ar (Chai & Lie, 2008). Este modo tem vindo a mostrar ser a estratégia mais eficiente, tanto do ponto de vista de qualidade como dos custos operacionais, para o tratamento biológico (Miao et al., 2022). Uma das características aliantes do arejamento intermitente é a flexibilidade no controlo, que faz com que o processo se adapte melhor às condições variáveis de carga afluente.

Durante o período aeróbio, ocorre a nitrificação, que como já foi referido anteriormente, requer 4,57 mg de oxigénio por cada mg de azoto oxidado, enquanto no período anaeróbio, ocorre a desnitrificação, onde ficam disponíveis 2,86 mg de oxigénio por cada mg de nitrato. Ao realizar a nitrificação e desnitrificação no mesmo reator torna-se possível a utilização do oxigénio proveniente da desnitrificação para oxidar a matéria orgânica. Sendo assim, para uma água residual que contem cerca de 200 mg/L de CBO e cerca de 45 mg/L de azoto amoniacal, é esperada uma diminuição das necessidades de oxigénio em cerca de 30% (Ip et al., 1987).

No entanto, a diminuição do consumo de energia pode ser superior à referida no parágrafo anterior, visto que a eficiência de transferência de oxigénio diminui conforme a concentração de oxigénio dissolvido no reator aumenta. Sendo assim, no final de um período anaeróbio a concentração

de oxigénio dissolvido é zero e a concentração de CBO é elevada, o que vai suprimir os valores de oxigénio dissolvido durante um período considerável após o arejamento, conseqüentemente a transferência de oxigénio estará próxima do máximo (Ip et al., 1987).

No que concerne ao controlo e operação do arejamento intermitente, é necessária uma combinação de vários fatores como monitorização em tempo real e automação, sendo que a estratégia a implementar irá sempre depender dos recursos disponíveis na instalação, características do afluente e objetivos de qualidade da licença de descarga. Podem ser usadas durações de arejamento predefinidas. Sabendo que um período aeróbio longo vai aumentar o consumo de energia e causar acumulação de nitrato, e um período anaeróbio curto vai diminuir a eficiência de desnitrificação, sendo preciso ponderação na definição da duração dos períodos aeróbios e anaeróbios (Sun et al., 2017).

Num estudo de Zhang et al. (2021) foi usado um modo de controlo baseado numa estratégia de tempos fixos, nomeadamente 60 minutos de arejamento e 60 minutos sem arejamento, tendo sido obtida uma remoção de CQO superior a 90% e uma remoção de Azoto total de 72,8%.

Outra estratégia pode ser a monitorização e controlo online através do uso de sondas e medidores. O uso de sondas de concentração de oxigénio dissolvido, fornece dados em tempo real, permitindo o ajuste do arejamento tendo em conta a variação das condições no interior do reator (Miao et al., 2022).

Pode recorrer-se também ao potencial redox (ORP – *Oxidatio-Reduction Potential*) e/ou pH. Os valores de pH diminuem significativamente durante a oxidação do azoto amoniacal devido ao consumo de alcalinidade e libertação de H^+ . Sendo assim, no período aeróbio o pH reduz continuamente até que a oxidação do azoto amoniacal é completa e depois aumenta gradualmente devido à remoção de CO_2 . O valor de pH mais baixo indica a conclusão da oxidação o que pode ser usado para controlo do arejamento (WANG et al., 2008; Zeng et al., 2008).

Recentemente o arejamento controlado por sensores de amónia (NH_4^+) têm ganho popularidade, sendo que este se baseia em arejar para nitrificar apenas o azoto amoniacal necessário para cumprir a legislação, o que poupa energia e aumenta a capacidade para a desnitrificação (Regmi et al., 2015).

Outra vantagem do arejamento intermitente é o facto de ao serem criados longos períodos sem fornecimento de ar, é favorecido o crescimento de microrganismos com rendimentos superiores e com uma menor produção de biomassa, o que leva a uma diminuição da produção de lamas em excesso e conseqüentemente a uma diminuição dos custos de envio das lamas para destino final (Ip et al., 1987).

CASO DE ESTUDO - ETAR DO BARREIRO/MOITA

3.1 Caracterização geral da ETAR

A ETAR do Barreiro/Moita foi dimensionada para o tratamento da água residual proveniente dos subsistemas do Barreiro e Moita, correspondendo, no ano de horizonte de projeto, a um equivalente populacional de 295 000 hab. eq. e capacidade nominal de 7 800 m³/h, e em termos médios 64 790 m³/dia. A grande maioria do afluente é doméstico, no entanto, recebe também contribuições significativas de afluente industrial, nomeadamente de empresas como a SGLCarbon que representa cerca de 10% do caudal afluente; o aterro da Amarsul, que representa cerca de 1% e o Parque industrial Baía do Tejo, que representa cerca de 3% do caudal afluente à ETAR.

O efluente final é descarregado no Estuário do Tejo, classificado como zona sensível pelo Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho. Os objetivos de tratamento à saída da linha principal da instalação para os principais parâmetros encontram-se na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Objetivos de tratamento à saída da linha principal da instalação

Parâmetro	Unidades	Valor
CBO	mg / l O ₂	25
CQO	mg / l O ₂	125
SST	mg/ l	35
Óleos e Gorduras	mg/ l	15
CF	CF / 100 mL	2 000

3.2 Linha de tratamento da fase líquida

A linha de tratamento da fase líquida da ETAR do Barreiro/Moita é constituída por uma linha principal e uma secundária.

A linha principal da fase líquida é constituída pelo pré-tratamento, tratamento primário, secundário e terciário:

- Gradagem grossa manual;
- Elevação inicial com grupos eletrobombas submersíveis;
- Gradagem fina automática com transporte, compactação e lavagem de gradados;
- Gradagem fina manual reserva;
- Desarenamento/Desengorduramento e classificação de areias/tratamentos de gorduras;
- Decantação primária em 4 decantadores lamelares;
- Tanques de contacto (seletores);
- Tratamento biológico constituído por 4 reatores biológicos retangulares em regime convencional (média carga). O arejamento é realizado por difusores de bolha fina;
- Decantação secundária constituída por 4 decantadores retangulares;
- Desinfeção final do efluente;
- Reutilização do efluente tratado.

A linha paralela é constituída pelas seguintes etapas:

- Gradagem grossa, elevação inicial, gradagem fina automática, desarenamento/desengorduramento e classificação de areias/tratamento de gorduras em comum com a linha de tratamento principal;
- Coagulação em câmara de mistura rápida;
- Floculação em 4 câmaras em série de mistura lenta;
- Decantação em 4 decantadores lamelares;
- Desinfeção final comum com a linha principal.

3.3 Linha de tratamento da fase sólida

- Espessamento gravítico das lamas primárias e das lamas produzidas na linha de tratamento paralela à linha de tratamento principal;
- Condicionamento e espessamento mecânico de lamas biológicas em excesso;
- Tanque de homogeneização das lamas primárias e biológicas;
- Estabilização das lamas mistas em digestor anaeróbio em regime de alta carga com cogeração;
- Tanque de equalização de lamas digeridas;
- Desidratação mecânica de lamas digeridas recorrendo a centrífugas;
- Higienização por via química com recurso a cal viva (CaO) para emergências;
- Armazenamento de lamas desidratadas em silos de armazenamento.

3.4 Linha de tratamento fase gasosa

Tratamento de odores (desodorização):

- Desodorização da câmara de chegada;
- Desodorização da EE inicial;
- Desodorização do edifício da obra de entrada e da coagulação/floculação;
- Desodorização das caleiras de alimentação, distribuição e recolha do efluente nos decantadores lamelares;
- Desodorização dos espessadores gravíticos;
- Desodorização do edifício de espessamento e desidratação de lamas;
- Desodorização dos silos de armazenamento de lamas desidratadas.

Circuito de Biogás:

- Dispositivos corta chamas;
- Gasómetro;
- Tocha;
- Potes de purga de condensados;
- Tratamento do biogás com hidróxido de sódio (NaOH);
- Compressor de biogás;
- Cogenerator.

3.5 Reatores biológicos

Na ETAR do Barreiro/Moita o tratamento secundário é materializado pelo processo de lamas ativadas que tem por objetivo a remoção de poluição carbonácea (expressa sob a forma de CQO e CBO₅).

O fornecimento de oxigénio é assegurado por um sistema de difusores de bolha fina. A agitação necessária à manutenção da suspensão da massa bacteriana é garantida pelo sistema de arejamento, quando este se encontrar parado, pelos agitadores submersíveis.

Esta etapa foi dimensionada tendo em conta os critérios apresentados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Critérios de dimensionamento dos reatores biológicos da ETAR do Barreiro/Moita (adaptado de Memória descritiva e justificativa da ETAR do Barreiro/Moita)

Critérios de dimensionamento	Valores
Carga mássica (kg CBO ₅ /kg MVS/d)	0.2 – 0.4
Temperatura mínima das águas residuais (°C)	15
Concentração de MS (kg/m ³)	4.0
Fração de MVS (%)	70

As características fundamentais dos reatores biológicos desta instalação encontram-se na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Dimensões dos reatores biológicos da ETAR do Barreiro/Moita (adaptado de Memória descritiva e justificativa da ETAR do Barreiro/Moita)

Parâmetro	Valor
N.º de reatores	4
Comprimento unitário (m)	38.3
Largura unitária (m)	12.8
Altura útil (m)	6.0
Volume unitário (m ³)	2 941

O arejamento é materializado por difusores de bolha fina, aos quais se encontram associados supressores de arejamento, cujas características se encontram na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Características dos supressores e dos difusores do arejamento dos reatores biológicos (adaptado de Memória descritiva e justificativa da ETAR do Barreiro/Moita)

Supressor de arejamento	
Tipo de Supressor	Êmbolos rotativos c/ variação de velocidade
N.º de unidades	4 (+1)
Caudal de ar por supressor (Nm ³ /h)	1 333 – 4 000
ΔP (mbar)	650
Potência unitária do motor (kW)	132
Difusores	
Tipo de difusores	Membrana
Caudal de ar por difusor (Nm ³ /h/m _{dif})	2.78 – 8.33
N.º de difusores por reator	480
N.º total de difusores	1 920

3.6 Consumo energético

A eletricidade é cobrada em função do horário de consumo. As opções horárias são: simples, bi-horária e tri-horária; estas podem obedecer a um ciclo diário ou semanal:

- Ciclo diário – os períodos horários são iguais para todos os dias da semana;
- Ciclo semanal – os períodos horários diferenciam-se conforme os dias da semana.

Na opção tri-horária o consumo pode ser cobrado à tarifa de vazio, fora de vazio (cheias) ou ponta:

- Horas de vazio – corresponde às horas onde o consumo de eletricidade é mais barato, sendo horas onde os níveis de consumo são mais baixos;
- Horas de cheias – horas em que o consumo de eletricidade é cobrado a um preço intermédio;
- Horas de ponta – são as horas onde o consumo de eletricidade é mais caro devido aos níveis de consumo serem mais elevados.

Na ETAR do Barreiro/Moita o ciclo horário é semanal e tri-horário, pelo que na Figura 3.1 se encontra a distribuição das tarifas ao longo do dia e conforme o dia da semana.

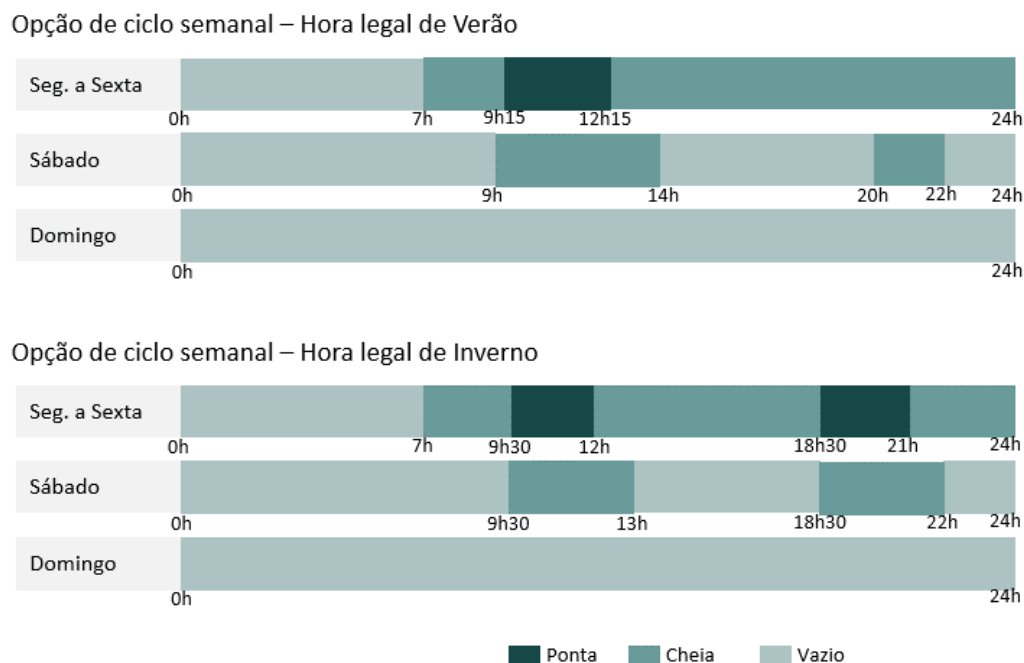


Figura 3.1 - Horários das tarifas de ponta, cheia e vazio na opção de ciclo semanal para o verão e inverno (adaptado de edp)

O valor das tarifas de energia depende da potência contratada, pelo que na Tabela 3.5 encontram-se os valores das tarifas praticadas.

Tabela 3.5 - Valor das tarifas de energia, no ciclo semanal, para alta e média tensão

Nível de tensão	En. Ativa Horas Ponta (€/kWh)	En. Ativa Horas Cheias (€/kWh)	En. Ativa Horas Vazio (€/kWh)
Alta tensão	0,1249	0,1150	0,1009
Média tensão	0,1308	0,1201	0,1042

Segundo uma auditoria energética realizada na ETAR do Barreiro/Moita, durante o ano de 2021 a instalação consumiu três formas de energia: a energia elétrica, o gás natural e o biogás. A ETAR também vendeu energia elétrica, proveniente da central de cogeração. Sendo que foram consumidos 3 341 270 kWh de energia elétrica, o custo de Energia Ativa foi de 253 861,01€ no período de referência. Na Figura 3.2 encontra-se a repartição de consumos por período tarifário, onde é possível observar que 11,45% do consumo de energia ativa é realizado nas horas de ponta, tendo no ano de referência correspondido a 382 441 kWh.

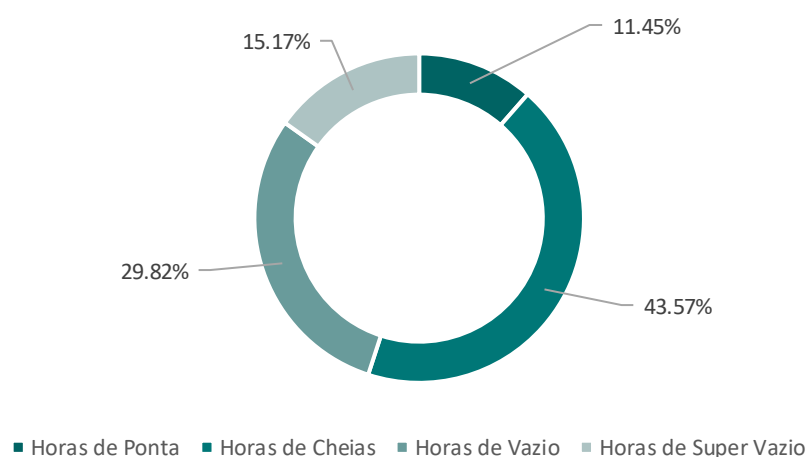


Figura 3.2 - Repartição de consumos de energia ativa por período tarifário

O consumo específico de energia (CEE) é um indicador bastante relevante para a avaliação dos consumos energéticos da instalação, visto que corresponde à razão entre o consumo de energia e a quantidade de efluente tratado, indicando a quantidade de energia primária consumida para tratar 1 m³ de água residual. No ano de 2021 a ETAR tratou um total de 9 019 684 m³ tendo sido obtido na auditoria energética um consumo específico de 0,072 kgep/m³.

A ETAR recebe energia elétrica em Média Tensão, para uma potência contratada de 799 kW, alimentando um posto de transformação com 2 transformadores de 2500 e 800 kVA. O quadro geral faz a distribuição para os diversos consumidores internos, nomeadamente o tratamento secundário da instalação.

Como já foi referido anteriormente, o tratamento secundário consiste num sistema de lamas ativadas com 4 reatores biológicos com sistemas de agitação submersíveis e de arejamento por difusão

de bolha fina, estando atualmente em funcionamento 2 reatores. Os sistemas de difusores de bolha fina têm associada uma central de produção de ar, composta por 4 (+1) supressores de caudal variável. A flexibilidade deste sistema de arejamento encontra-se materializada na possibilidade de se proceder à regulação automática do caudal de ar fornecido pelos supressores e no tipo de ligação do sistema de arejamento aos supressores, efetuada por válvulas de borboleta manuais, instaladas na compressão dos supressores e por válvulas de borboleta motorizadas instaladas na admissão de ar a cada grelha de difusão.

O sistema de arejamento deveria funcionar, de acordo com a conceção adotada, de forma automática, em função dos valores de oxigénio dissolvido, lidos de forma contínua por sondas de OD. No entanto, algumas sondas encontram-se avariadas pelo que o funcionamento dos supressores é temporizado, com velocidade fixa, controlado através do sistema de automação da instalação. Contudo este não é o método de funcionamento que possa ser o mais eficiente.

Sendo assim, atualmente o arejamento é realizado por meio de 2 dos 5 supressores instalados na ETAR.

Na última auditoria energética da ETAR do Barreiro/Moita foi realizada a desagregação de consumos de energia, apresentada na Figura 3.3, que permite conhecer os consumos associados a cada secção da instalação e a cada conjunto de equipamentos.

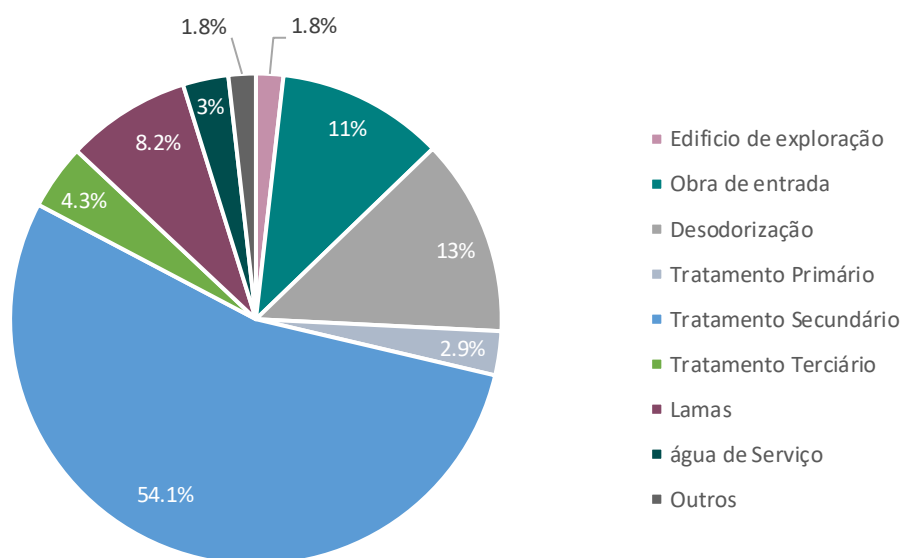


Figura 3.3 - Desagregação do consumo global de energia

Sendo possível concluir que o maior consumidor de energia da ETAR é o tratamento secundário, que representa cerca de 54,1% do consumo total.

METODOLOGIA

Com este capítulo pretende-se apresentar os métodos utilizados no desenvolvimento do presente estudo.

A metodologia proposta assentou na realização de ensaios laboratoriais por forma a possibilitar a caracterização da água residual afluyente ao reator biológico, tendo sido planeadas três campanhas de amostragem em diferentes semanas para o que se instalou um amostrador à saída do decantador primário, o qual coletou amostras de hora a hora durante 24 horas.

Para a problemática em estudo foi necessário analisar os seguintes parâmetros nas amostras recolhidas:

- CQO
- CBO₅
- NH₄
- NO₃
- SST

4.1 Ensaios para quantificação da concentração de CQO na água residual afluyente ao reator biológico

Material e equipamento

- Balança analítica
- Espátula metálica
- Copos Graduados
- Termoreator
- Espectrofotómetro visível
- Balões volumétricos
- Pipetas volumétricas
- Micropipeta de 1-5 mL

- Pontas descartáveis

Reagentes

- Testes para a determinação de CQO:
Gama intermédia, 15-150 mg/L, Lange LCK 314
Gama alta, 100-2000 mg/L, Lange LCK 1014

Os testes à pequena escala são constituídos por tubos de vidro que contêm no seu interior uma solução aquosa para a digestão (tubo de reação).

- Solução padrão de hidrogenoformato de potássio de 1000 mg/l CQO Hach Lange;
- Hidrogenoformato de potássio, $\text{HOOC}_6\text{H}_4\text{COOK}$: dissolver 1,7 g previamente seco a 100°C durante 2h, em água desionizada e diluir a 1000 ml, para obter uma solução padrão com um CQO teórico de 2000 mg/L. O padrão deve ser guardado a cerca de 4°C e renovado mensalmente.
- Água desionizada

Método

Tendo em conta a turvação das amostras selecionou-se o *kit* de gama alta, Lange LCK 1014.

Homogeneizou-se a amostra por forma a permitir a dispersão completa da matéria em suspensão. Com uma micropipeta pipetaram-se 2 mL de amostra para um tubo de reação devidamente identificado. De seguida fechou-se o tubo e inverteu-se suavemente algumas vezes para homogeneizar;

Ligou-se o termoreator HT200S e colocaram-se os tubos no mesmo. Selecionou-se o programa "HT" e depois "15 min". A digestão decorreu a 170°C durante 15 minutos, seguido por um arrefecimento durante cerca de 20 minutos. Após o sinal sonoro, retirou-se cuidadosamente os tubos do termoreator e deixou-se arrefecer à temperatura ambiente.

Finalmente ligou-se o espectrofotómetro, cuja autocalibração é iniciada automaticamente. Com um pano macio procedeu-se à limpeza do exterior do tubo por forma a eliminar impressões digitais e outras marcas. Colocou-se o tubo no suporte do espectrofotómetro, onde automaticamente são efetuadas 10 leituras e resultado médio é apresentado no ecrã expresso em mg O_2 /L.

Controlo de Qualidade

Para testar a precisão do método, substituiu-se, no procedimento, o volume de amostra pela mesma quantidade de padrão com valores teóricos de acordo com o Plano de Controlo de Qualidade do laboratório central da SIMARSUL da ETAR da Quinta do Conde.

4.2 Ensaios para quantificação da concentração de NH_4 na água residual afluyente ao reator de biológico

Material e equipamento

- Espectrofotómetro visível
- Balões volumétricos
- Pipetas graduadas e volumétricas
- Micropipetas de 0,1-1 e de 1- 5 mL

Reagentes

- *Kit's* para a determinação de NH_4 :

Gama alta 2,5-60 mg/L NH_4 , Hach Lange LCK 303

Os *kit's* são constituídos por tubos de vidro, que contém no seu interior uma solução aquosa, e respetiva tampa DosiCapZip contendo reagente incorporado.

- Soluções padrão de NH_4
- Água desionizada

Método

Primeiro procedeu-se à filtragem das amostras. De seguida removeu-se cuidadosamente a película de alumínio da tampa DosiCapZip e retirou-se a mesma do tubo de vidro. Diluiu-se a amostra com um fator de diluição de 2, de seguida com uma micropipeta adicionou-se 0,2 mL de amostra diluída para o respetivo tubo. Inverteu-se a tampa e tapou-se o tubo, agitando algumas vezes por forma a dissolver o reagente presente na tampa.

Após 15 minutos de repouso limpou-se o exterior do tubo e colocou-se este no suporte do espectrofotómetro, automaticamente são efetuadas 10 leituras e o resultado médio é visualizado no ecrã. Registou-se o valor e respetivo fator de diluição.

Os resultados apresentados no ecrã aparecem em unidades de mg NH_4 -N/L. Por forma a convertê-los em unidades de mg/L NH_4 multiplicou-se o resultado pelo valor absoluto de 1,287. Multiplicou-se ainda pelo respetivo fator de diluição.

Controlo de qualidade

Para testar a precisão do método, substituiu-se, no procedimento, o volume de amostra pela mesma quantidade de padrão com valores teóricos de acordo com o Plano de Controlo de Qualidade do laboratório central da SIMARSUL da ETAR da Quinta do Conde.

4.3 Ensaios para quantificação da concentração de NO_3 na água residual afluyente ao reator de biológico

Material e equipamento

- Espectrofotómetro ultravioleta-visível
- Balões volumétricos
- Pipetas volumétricas
- Micropipeta de 0,1-1 mL
- Pontas descartáveis para micropipeta

Reagentes

- *Kit's* para a determinação de NO_3 :
Gama 0,23-13,5 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$, Hach Lange LCK 339;
O *kit* é constituído por: tubos de vidro que contêm no seu interior uma solução ácida e uma solução reagente A.
- Soluções padrão de Nitratos:
- Água desionizada

Método

Com uma micropipeta pipetou-se 1 mL de amostra filtrada para o respetivo tubo previamente identificado. De seguida adicionaram-se 0,2 mL de solução reagente A e tapou-se imediatamente o tubo de vidro, por forma a dissolver o reagente adicionado inverteu-se algumas vezes o tubo.

Após 15 minutos limpou-se o exterior do tubo e colocou-se no suporte do espectrofotómetro, automaticamente são efetuadas 10 leituras e o resultado médio é visualizado no ecrã. Registou-se o valor obtido.

Os resultados apresentados no ecrã aparecem em unidades de mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$. Por forma a convertê-los em unidades de mg/L NO_3 multiplicou-se o resultado pelo valor absoluto de 4,427.

Controlo de Qualidade

Para testar a precisão do método, substituiu-se, no procedimento, o volume de amostra pela mesma quantidade de padrão com valores teóricos de acordo com o Plano de Controlo de Qualidade do laboratório central da SIMARSUL da ETAR da Quinta do Conde.

4.4 Ensaio para quantificação da concentração de SST na água residual afluyente ao reator biológico

Material e equipamento

- Sistema de filtração por vácuo
- Discos de filtro de fibra de vidro
- Bomba de vácuo
- Cápsulas de porcelana/alumínio (20 mL)
- Provetas graduadas
- Pipetas Pasteur de plástico
- Pinças de pontas finas
- Espátula metálica
- Estufa de secagem (103-105°C)
- Mufla (550°C)
- Balança analítica
- Exsicador

Reagentes

- Solução padrão de Avicel pH-101

Método

Preparação das Taras

Preparou-se o número de cápsulas necessário e foram devidamente taradas. Colocou-se um disco de filtro de fibra de vidro na membrana do aparelho de filtração; aplicando vácuo, procedeu-se a três lavagens sucessivas do disco com cerca de 20 mL de água desionizada. Continuou-se a aplicar o vácuo depois da água ter passado. De seguida colocou-se o filtro numa cápsula numerada.

Para a determinação de SST, levou-se as cápsulas contendo os filtros à estufa durante 1 hora a 103-105°C.

Retiraram-se e deixaram-se arrefecer completamente no exsicador até à temperatura ambiente. Pesaram-se as cápsulas numa balança analítica e registaram-se os valores obtidos. Repetiu-se os passos de secagem na estufa, arrefecimento no exsicador e pesagem, até que se verificou peso constante, ou seja, cuja variação seja inferior a 0,5 mg.

Seleção do volume de amostra

O volume de amostra a filtrar foi escolhido em função da quantidade de matéria existente em suspensão na amostra, pelo que foi necessário um maior volume para amostras contendo uma menor matéria suspensa. O volume de amostra usado teve de produzir um resíduo seco entre 2,5 a 200mg.

Determinação dos Sólidos Suspensos Totais

Montou-se o aparelho de filtração e iniciou-se a sucção; humedeceu-se o filtro com um pouco de água desionizada por forma a aderir melhor ao suporte; mediu-se um volume adequado de amostra bem homogeneizada. Filtrou-se por vácuo;

Lavou-se a proveta e o filtro três vezes com porções de 10 mL de água desionizada;

Deixou-se o vácuo funcionar cerca três minutos após filtração da última água de lavagem;

Retirou-se, cuidadosamente, o filtro do suporte, colocou-se na cápsula. Levou-se a cápsula contendo o filtro com a amostra à estufa durante 1 hora a 103-105°C. Após 1 hora na estufa retirou-se a cápsula deixou-se arrefecer completamente no exsiccador até à temperatura ambiente.

As cápsulas foram pesadas numa balança analítica e registou-se o valor obtido. Repetiram-se os passos de secagem na estufa, arrefecimento no exsiccador e pesagem, até que se verificou peso constante, ou seja, cuja variação seja inferior a 0,5 mg.

Os sólidos suspensos totais são obtidos através da equação 4.1.

$$SST \left(\frac{mg}{l} \right) = \frac{(P_1 - P_0) \times 1000}{V} \quad 4.1$$

Onde:

V - Volume da amostra (mL);

P₀- Peso do papel de filtro após preparação (mg);

P₁ - Peso do papel de filtro com resíduo seco (estufa 103-105°C) (mg).

Controlo de Qualidade

Para testar a precisão do método, substituiu-se, no procedimento, o volume de amostra pela quantidade equivalente de solução padrão de acordo com o Plano de Controlo de Qualidade do laboratório central da SIMARSUL da ETAR da Quinta do Conde.

4.5 Determinação da concentração de CBO₅

Por questão de otimização de tempo, optou-se por não realizar ensaios laboratoriais de quantificação da concentração de CBO₅ nas amostras, pelo que se recorreu ao coeficiente CQO/CBO₅ para obter os valores de CBO₅ na água residual.

Sendo assim, recorreu-se ao histórico das análises realizadas no ano 2022 para os parâmetros de CBO₅ e CQO de 2022 na ETAR do Barreiro/Moita por forma a obter um coeficiente médio, tendo-se obtido o valor de 1,95.

Para obter o valor de CBO₅ dividiram-se os resultados obtidos relativamente à CQO pelo coeficiente de biodegradabilidade de 1,95.

4.6 Determinação das necessidades de oxigénio

Primeiramente recorreu-se aos dados dos caudais afluente à ETAR do Barreiro/Moita para determinar a carga orgânica, em kg CBO₅/h, afluente ao reator biológico e a carga a remover tendo em conta os objetivos de qualidade.

De seguida procedeu-se à determinação das necessidades de oxigénio e da razão de transferência de oxigénio (SOTR), na qual foram usados os dados utilizados na memória descritiva da ETAR do Barreiro/Moita, que se encontram apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Dados utilizados para a determinação de SOTR

Parâmetro	Unidade	Valor
α	-	0,65
β	-	0,95
STD	°C	20
C _{STD}	mg/L	9,08
C _L	mg/L	2
C _T	mg/L	8,08
θ	-	1,024
t	h/dia	24

Com a determinação do SOTR compreende-se a capacidade de oxigenação a fornecer ao tratamento biológico e é possível determinar o caudal de ar a fornecer ao sistema tendo em conta os dados utilizados na memória descritiva da ETAR do Barreiro/Moita, apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Dados utilizados para a determinação do caudal de ar a fornecer ao sistema

Parâmetro	Unidade	Valor
Profundidade líquida no reator biológico	m	6,0
Altura de instalação dos difusores	m	0,25
Rendimento específico de oxigenação	g O ₂ /Nm ³ /m	15
Capacidade de arejamento necessária	Nm ³ /h	7 404

RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Resultados dos ensaios laboratoriais

Após os ensaios laboratoriais reuniram-se os dados obtidos para cada um dos parâmetros analisados: CQO, SST, NH_4 e NO_3 .

Foram realizadas três campanhas de amostragem e na Tabela 5.1 encontram as datas e horas de início de cada uma delas.

Tabela 5.1 - Datas, dias de semana e horas de recolha das três campanhas de amostragem

Campanha	Datas		Dias da semana		Horas de recolha	
	1ª amostra	24ª amostra	1ª amostra	24ª amostra	1ª amostra	24ª amostra
1	20/06/2023	21/06/2023	Terça-feira	Quarta-feira	10h	9h
2	26/06/2023	27/06/2023	Segunda-feira	Terça-feira	11h	10h
3	03/07/2023	04/07/2023	Segunda-feira	Terça-feira	12h	11h

Na Figura 5.1, apresenta-se a evolução da CQO no efluente da saída do decantador primário, em mg/L, ao longo das 24h de cada campanha. Correspondendo CQO 1, CQO 2 e CQO 3 aos resultados das campanhas 1, 2 e 3, respetivamente.

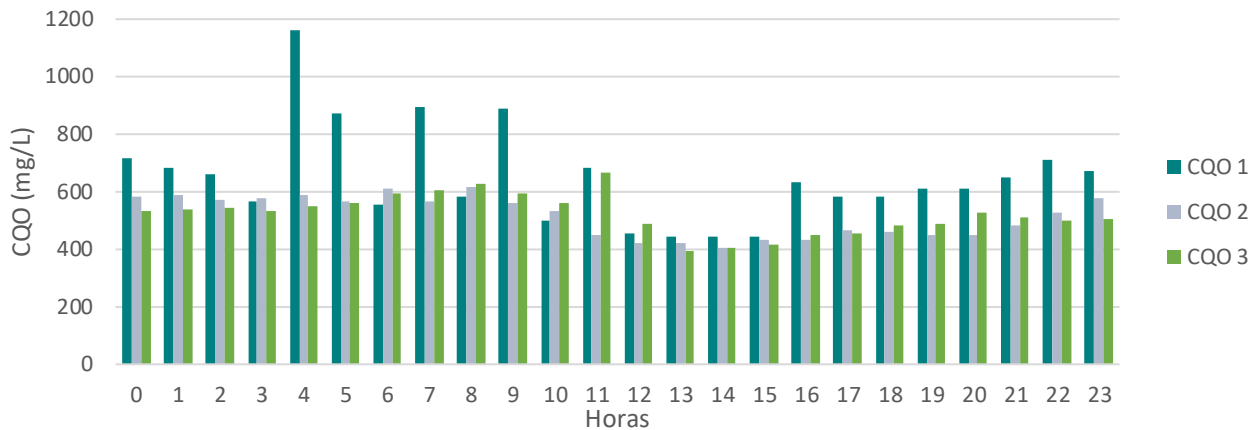


Figura 5.1 - Evolução da concentração de CQO, em mg/L, à saída do decantador primário ao longo do dia de cada campanha de amostragem

Da análise da Figura 5.1, verifica-se que a faixa de valores varia entre 390 mg/L e 720 mg/L, sendo que ocorrem valores pontuais mais elevados na campanha de amostragem 1, (três valores acima de 800 mg/L, sendo um deles correspondente a 1160 mg/L). Estes valores mais elevados poderão ser justificados por descargas industriais na rede de drenagem, o que é descrito pelos responsáveis da ETAR como um problema frequente. Os valores médios nas campanhas de amostragem 1, 2 e 3 são 650 mg/L, 514 mg/L e 522 mg/L, respetivamente.

Na Figura 5.2, apresenta-se a evolução da concentração de SST no efluente da saída do decantador primário, em mg/L, ao longo das 24h de cada campanha. Correspondendo SST 1, SST 2 e SST 3 aos resultados das campanhas 1, 2 e 3, respetivamente.

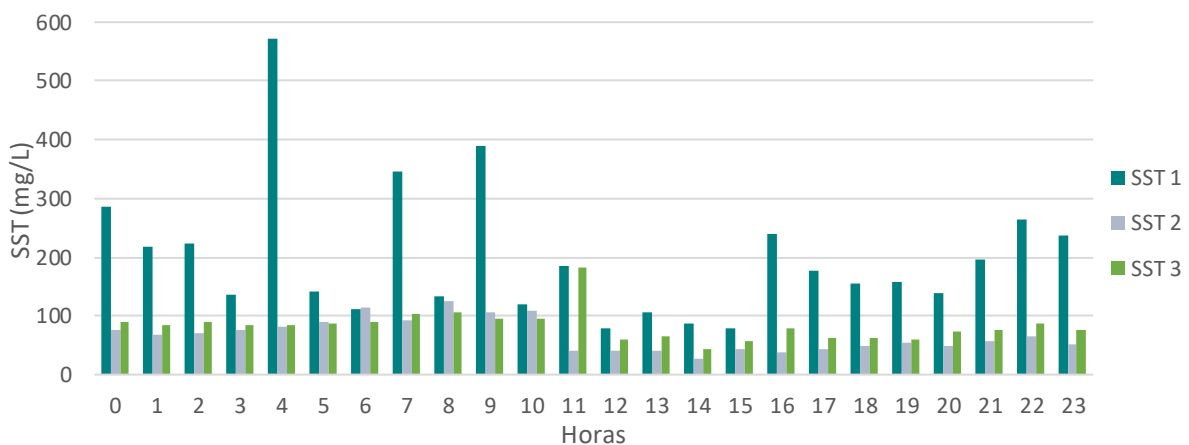


Figura 5.2 - Evolução da concentração de SST, em mg/L, à saída do decantador primário ao longo do dia de cada campanha de amostragem

Através da análise da Figura 5.2, é possível verificar que a faixa de valores da concentração de SST varia entre 27 mg/L e 386 mg/L, ocorrendo valores pontuais mais elevados na campanha 1, (três valores acima dos 300 mg/L, correspondendo um deles a 573 mg/L). Estes picos de concentração de SST coincidem com os picos de concentração de CQO, e poderão ser justificados pela mesma causa.

Os valores médios de concentração de SST nas campanhas de amostragem 1, 2 e 3 são 199 mg/L, 67 mg/L e 83 mg/L, respetivamente.

Na Figura 5.3 apresenta-se a evolução da concentração de NH_4 no efluente da saída do decantador primário, em mg/L, ao longo das 24h de cada campanha. Correspondendo NH_4 1, NH_4 2 e NH_4 3 aos resultados das campanhas 1, 2 e 3, respetivamente.

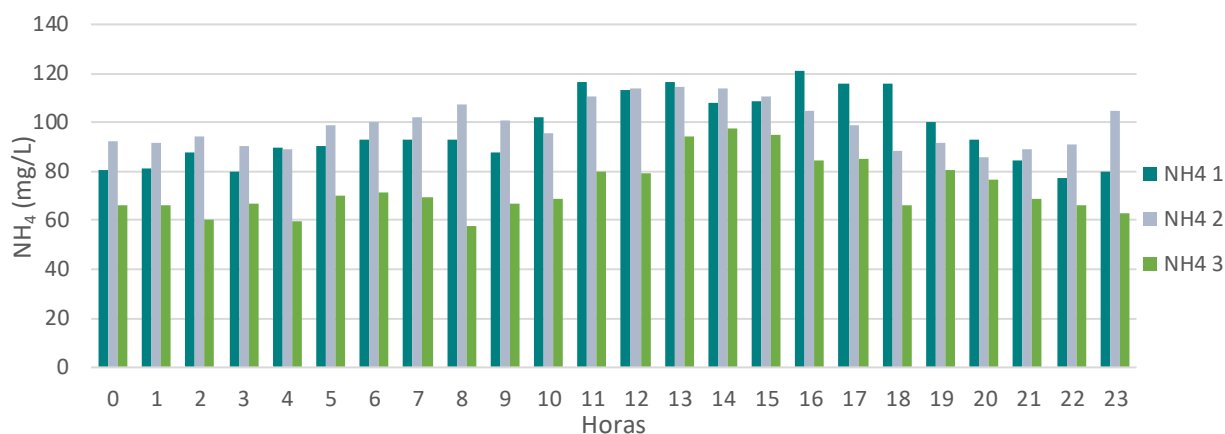


Figura 5.3 - Evolução da concentração de NH_4 , em mg/L, à saída do decantador primário ao longo do dia de cada campanha de amostragem

Analisando a Figura 5.3 é possível determinar que a faixa de valores de concentração de azoto amoniacal varia entre 58 mg/L e 121 mg/L. Sendo que o valor mais elevado corresponde às 16h da campanha de amostragem 1. Os valores médios de concentração de NH_4 nas campanhas de amostragem 1, 2 e 3 são 97 mg/L, 99 mg/L e 73 mg/L, respetivamente

Na Figura 5.4 apresenta-se a evolução da concentração de NO_3 no efluente da saída do decantador primário, em mg/L, ao longo das 24h de cada campanha. Correspondendo NO_3 1, NO_3 2 e NO_3 3 aos resultados das campanhas 1, 2 e 3, respetivamente.

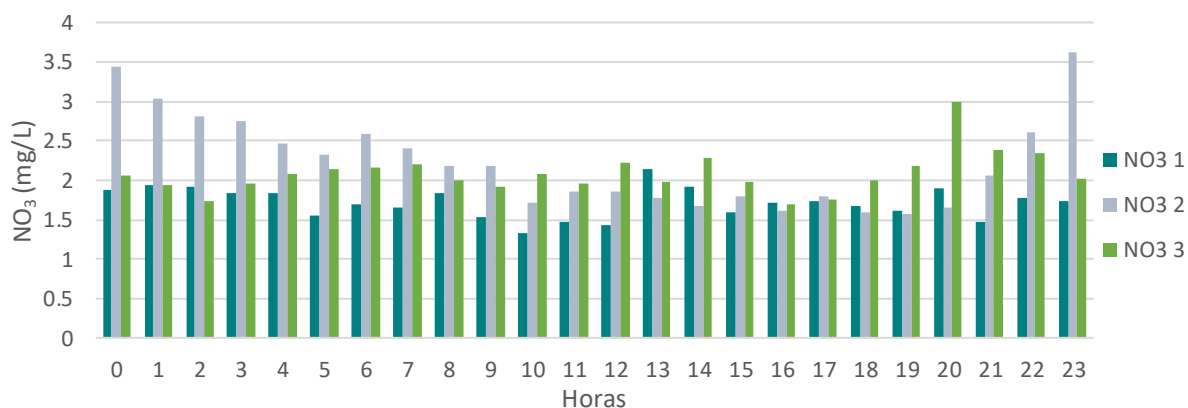


Figura 5.4 - Evolução da concentração de NO_3 , em mg/L, à saída do decantador primário ao longo do dia de cada campanha de amostragem

Como seria expectável, pela Figura 5.4 é possível observar que a concentração de nitrato não é muito elevada, neste sentido a faixa de valores varia entre 1.3 mg/L e 3.6 mg/L.

5.2 Caudais e cargas orgânicas

Foi realizada a recolha dos dados relativos aos caudais afluentes à ETAR do Barreiro/Moita durante as campanhas de amostragem. Na Figura 5.5 encontra-se a evolução dos caudais afluentes à ETAR do Barreiro/Moita, em m³/h, ao longo das 24 h de cada campanha. Correspondendo Caudal 1, Caudal 2 e Caudal 3 aos resultados das campanhas 1, 2 e 3, respetivamente.

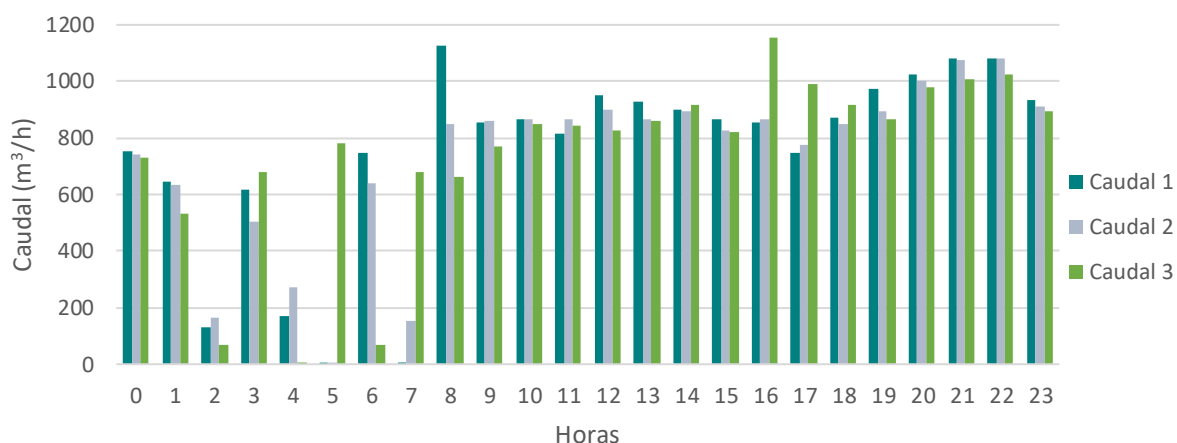


Figura 5.5 - Evolução do caudal afluente à ETAR, em m³/h, ao longo do dia de cada campanha de amostragem

Realizou-se a recolha do histórico de valores das concentrações de CQO e CBO₅ da ETAR do Barreiro/Moita, por forma a determinar o coeficiente CQO/CBO₅ que corresponde a 1,95.

De seguida calculou-se uma aproximação dos valores de concentração de CBO₅ através do coeficiente CQO/CBO₅. Na Figura 5.6 apresenta-se a aproximação da evolução da CBO₅ no efluente da saída do decantador primário, em mg/L, ao longo das 24h de cada campanha. Correspondendo CBO1, CBO2 e CBO 3 aos resultados das campanhas 1, 2 e 3, respetivamente.

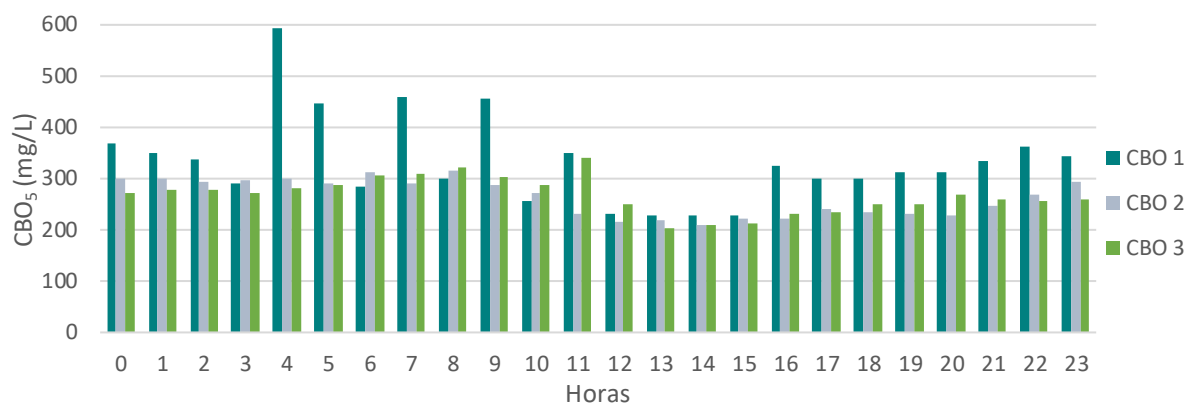


Figura 5.6 - Evolução da concentração de CBO₅, em mg/L, ao longo do dia de cada campanha de amostragem

Através da análise da Figura 5.6 é possível observar que a faixa de valores de concentração de CBO₅ varia entre 202 mg/L e 368 mg/L ocorrendo valores pontuais mais elevados na campanha 1, (três valores acima dos 400 mg/L, correspondendo um deles a 595 mg/L). Visto que os valores de CBO₅ foram determinados a partir dos valores de CQO, a evolução da CBO₅ segue um padrão idêntico ao da CQO.

Para efeitos dos objetivos desta dissertação e para poder dispor de conjuntos de dados que pudessem configurar maior diversidade, optou-se por definir dois cenários:

- Cenário 1 assente nos valores recolhidos para o primeiro dia de amostragem e que corresponde a maiores valores de carga orgânica;
- Cenário 2 assente nos valores recolhidos para o segundo e terceiro dia de amostragem e que correspondem a situações médias de afluência.

Na Figura 5.7 encontra-se a distribuição da carga orgânica do cenário 1 ao longo das horas do dia, tendo em conta os horários das tarifas de energia do ciclo semanal na hora legal de verão, para os dias de semana.

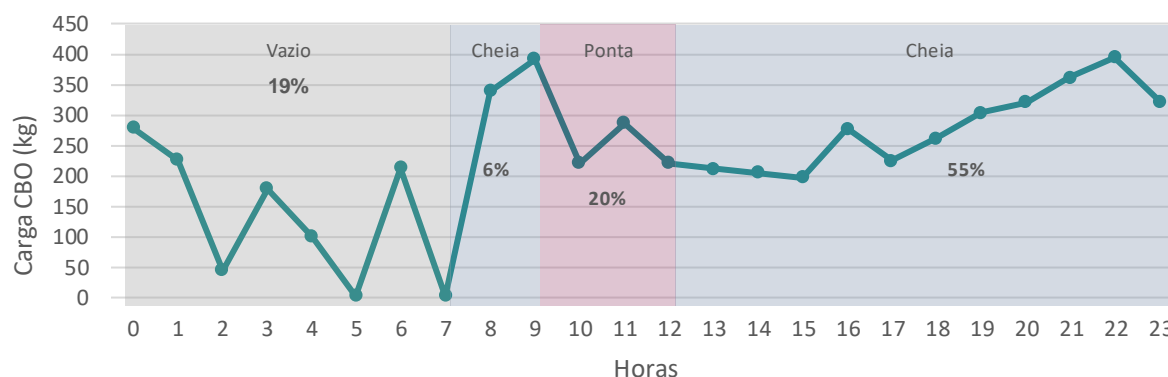


Figura 5.7 – Previsão da distribuição da carga orgânica do cenário 1, em kg CBO₅/h, pelos horários das tarifas de energia, conforme a hora legal de verão para os dias de semana

Através da análise da Figura 5.7 é possível observar que 55% da carga orgânica afluente aos reatores biológicos entra do 12h15 às 0h, que corresponde a horas de cheias. As horas de ponta representam 20% da carga afluente aos reatores. Das 0h às 7h, horas de vazio, entra 18% da carga afluente.S

De forma semelhante, na Figura 5.8 encontra-se a distribuição da carga orgânica do cenário 2 ao longo das horas do dia, tendo em conta os horários das tarifas de energia do ciclo semanal na hora legal de verão, para os dias de semana.

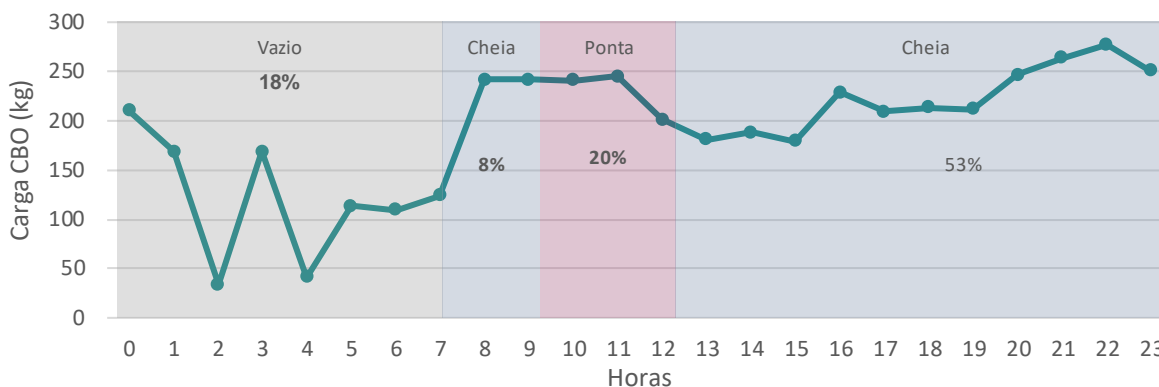


Figura 5.8 – Previsão da distribuição da carga orgânica do cenário 2, em kg CBO₅/h, pelos horários das tarifas de energia, conforme a hora legal de verão para os dias de semana

Relativamente à distribuição da carga orgânica do cenário 2, esta é bastante semelhante à do cenário 1 visto que do 12h15 às 0h encontra-se 53% da carga afluyente aos reatores biológicos. Tal como no cenário 1 as horas de ponta representam 20% da carga orgânica afluyente ao tratamento secundário.

A evolução da carga orgânica afluyente à instalação e do respetivo caudal apresentam-se nas Figura 5.9 e Figura 5.10 respetivamente para os cenários 1 e 2.

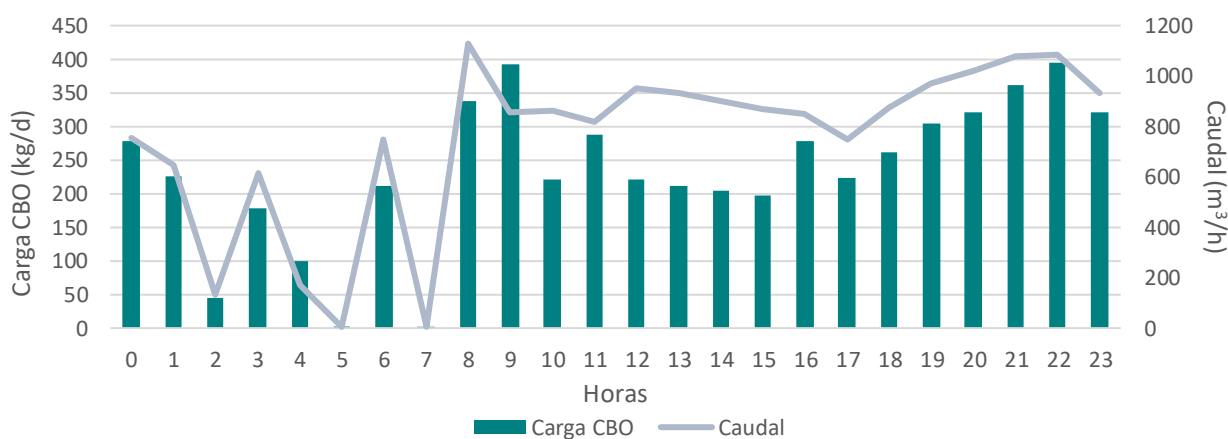


Figura 5.9 - Evolução da carga orgânica e do caudal, ao longo do dia para o cenário 1

Através da Figura 5.9 é possível observar que, como seria expectável, maioritariamente a evolução da carga orgânica acompanha a evolução do caudal. No entanto, existem alguns picos de caudal que não são correspondidos a nível de carga e vice-versa, o que nos permite constatar que a evolução diária das concentrações e dos caudais não seguem sempre a mesma tendência.

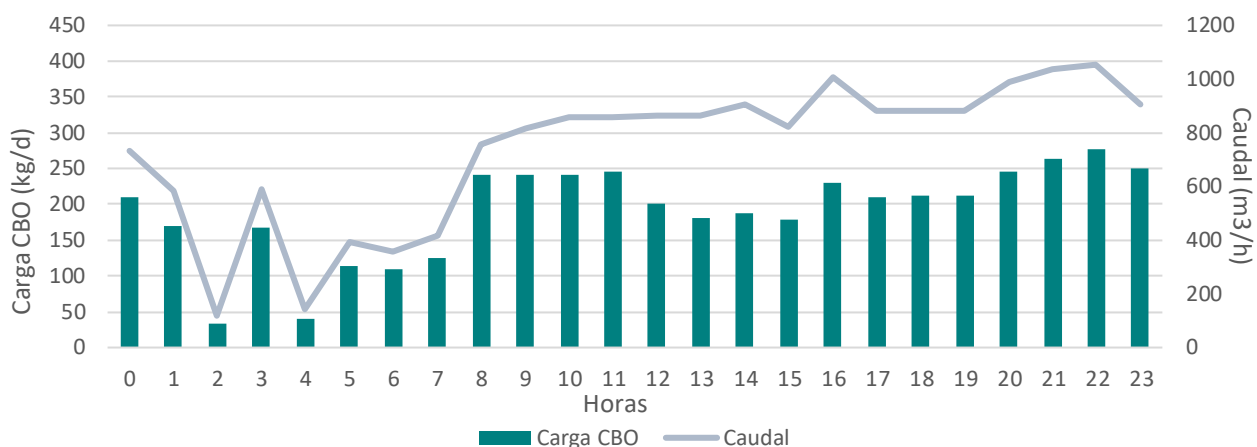


Figura 5.10 - Evolução da carga orgânica e do caudal, ao longo do dia para o cenário 2

Comparando com o cenário 1, é possível observar que as evoluções da carga e caudal são ainda mais distintas para o cenário 2 significando que as horas de maiores concentrações não coincidem com as de maiores caudais, demonstrando inclusive a pertinência deste tipo de análise mais detalhado do que a simples observação dos valores totais diários, ou os valores médios diários ou apenas a análise dos valores das concentrações de forma não relacionada com os caudais afluentes.

As recolhas de amostras para a conformidade legal devem ser realizadas com o objetivo de maximizar a representatividade da amostra. Sendo assim, todas as amostras devem ser amostras compostas de 24h de laboração normal da ETAR. Tendo estes aspetos em consideração torna-se legítimo remover mais carga orgânica nos períodos economicamente mais vantajosos e menos nos períodos mais caros, fazendo com que a amostra composta esteja dentro dos limites de descarga.

Por conseguinte, para o âmbito deste estudo, definiu-se que nas simulações do funcionamento do reator biológico, o objetivo de qualidade do tratamento varia de acordo com os horários das tarifas de energia, sendo que na amostra composta final o parâmetro de CBO_5 não deverá ultrapassar os 20 mg/L, valor este confortavelmente abaixo do valor limite de descarga, conforme apresentado na Figura 5.11.

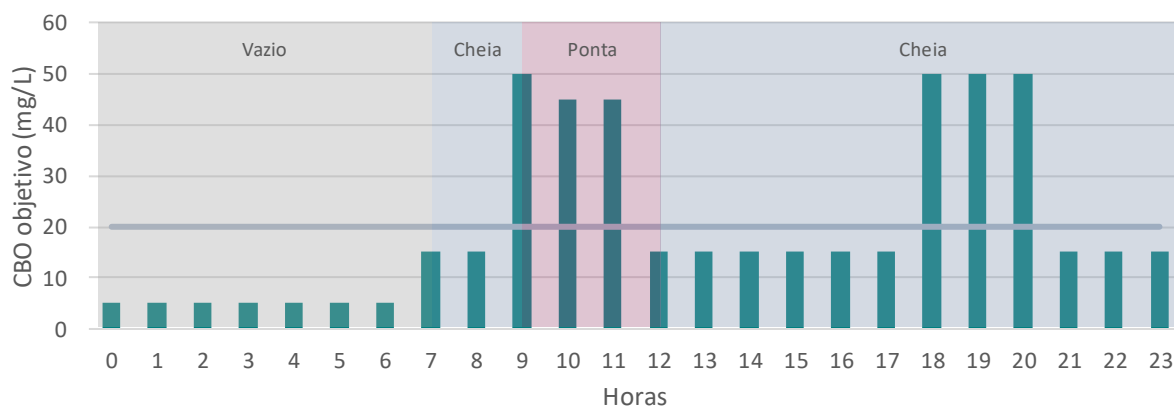


Figura 5.11 - Evolução dos objetivos de qualidade do tratamento, em mg/L, ao longo do dia

Sendo assim, na Figura 5.12 encontra-se a carga orgânica a remover nos efluentes industrial e urbano ao longo do dia, de forma a cumprir os objetivos de qualidade definidos.

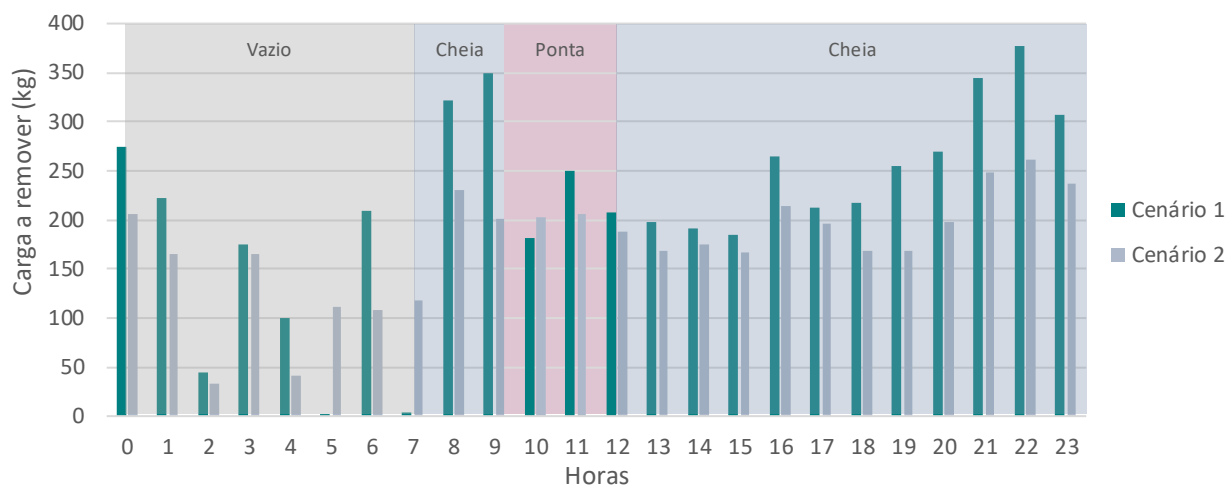


Figura 5.12 - Carga de CBO a remover, em kg, no cenário 1 e 2 ao longo do dia

Pela elaboração da Figura 5.12 conclui-se que a eficiência de remoção de carga orgânica exigida ao sistema é de 92,5% e 91,9% para os cenários 1 e 2, respetivamente.

5.3 Funcionamento atual do arejamento

Como já foi referido anteriormente, de acordo com o responsável da ETAR do Barreiro/Moita os resultados laboratoriais da campanha de amostragem 1 diferenciam-se consideravelmente dos resultados das restantes campanhas de amostragem e do dia-a-dia da instalação. Sendo assim, para o presente estudo, conforme já referido, optou-se por definir que a campanha de amostragem 1 representa um cenário 1 e que as campanhas de amostragem 2 e 3 representam o cenário 2.

Posto isto, decidiu-se estudar vários cenários para cada um dos efluentes. Procurou-se analisar o efeito de idade de lamas de 9 e 12 dias no arejamento assim como a repercussão que a remoção de azoto poderia ter no arejamento.

5.3.1 Cenário 1

Procedeu-se à determinação das necessidades de oxigénio ao longo do dia para um reator em funcionamento com idade de lamas de 9 e 12 dias com a distribuição de carga correspondente ao cenário 1.

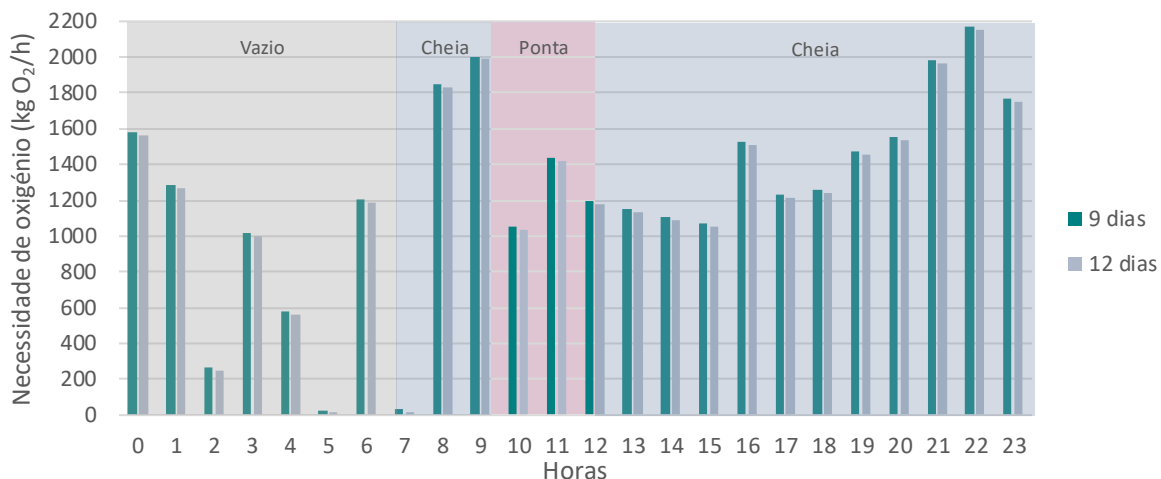


Figura 5.13 - Necessidades de oxigénio de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, ao longo do dia para o cenário 1

É possível observar que a faixa de valores das necessidades de oxigénio para uma idade de lamas de 9 dias varia entre 29 kg/h e 2171 kg/h, sendo o valor máximo correspondente às 22h, período com afluência de carga orgânica elevada. Os valores para uma idade de lamas de 12 dias variam de 12 kg/h e 2154 kg/h, sendo assim, em termos de necessidades de oxigénio a idade de lamas de 9 ou 12 dias resulta numa diferença percentual de 1,4%, na medida em que as necessidades de oxigénio para um reator com uma idade de lamas de 12 dias é inferior às necessidades do reator com idade de lamas de 9 dias.

Relativamente à razão de transferência de oxigénio (SOTR), na Figura 5.14 encontram-se os valores obtidos, que exprimem a capacidade de oxigenação a fornecer ao tratamento biológico.

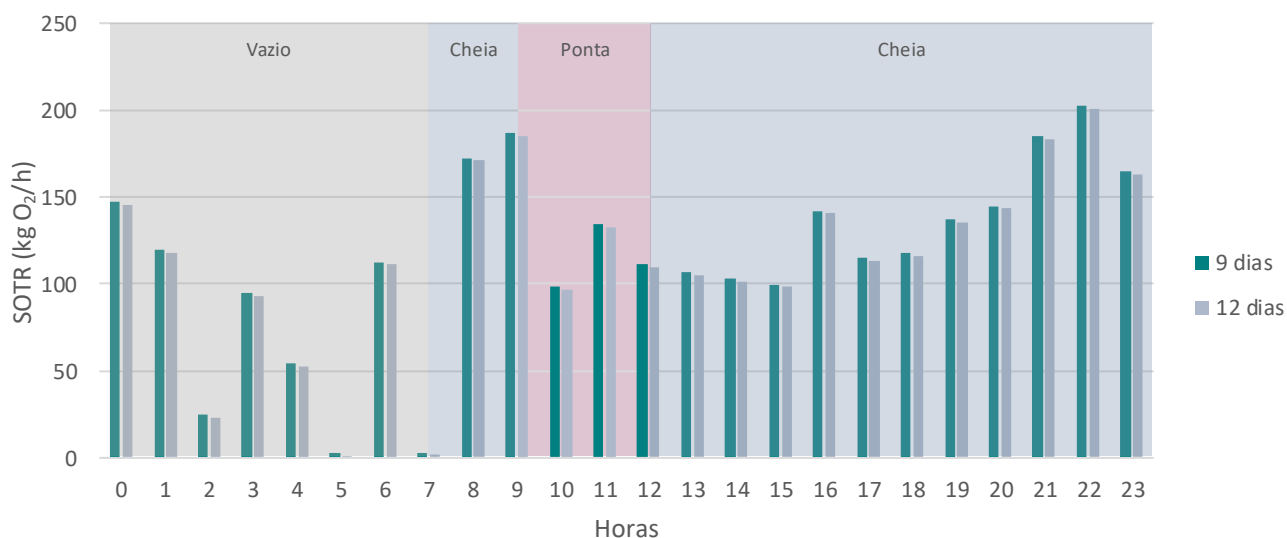


Figura 5.14 - Razão de transferência de oxigénio de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, ao longo do dia no cenário 1

Através da Figura 5.14 é possível observar que de forma semelhante às necessidades de oxigénio, não existe uma diferença significativa no SOTR para a idade de lamas de 9 e 12 dias. Visto que a faixa de valores de SOTR para idade de lamas de 9 dias varia entre 3 kg O₂/h e 202 kg O₂/h e para uma idade de lamas de 12 dias varia entre 1 kg O₂/h e 201 kg O₂/h. Sendo o SOTR, de um reator, 2783 kg O₂/dia e 2744 kg O₂/dia, para 9 e 12 dias respetivamente. Considerando uma eficiência de oxigenação padrão para difusores de bolha fina de 1,5 kg O₂/kWh e consumo médio do supressor de 102,31 kWh, constata-se que é possível desligar o arejamento cerca de 6 horas por dia.

Atualmente, em face de um incêndio num dos supressores, estes equipamentos deixaram de funcionar em automático e de estarem conectados às sondas de oxigénio. Os supressores funcionam em manual, isto é, funcionam sempre à mesma frequência e conseqüentemente à mesma potência, 24 horas por dia.

Na Figura 5.15 encontram-se os caudais de ar a fornecer ao sistema ao longo do dia com a forma de arejamento proposta.

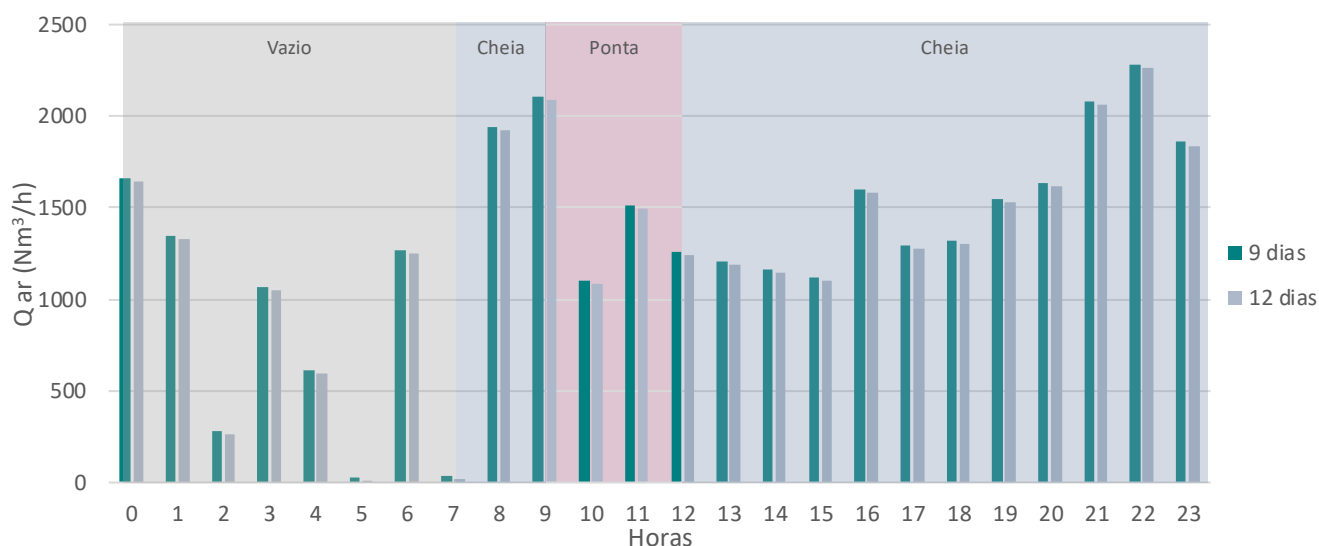


Figura 5.15 - Caudal de ar, em Nm³/h, a fornecer ao sistema para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, ao longo do dia no cenário 1

Através da Figura 5.15 é possível observar que não existe uma diferença significativa no caudal de ar para a idade de lamas de 9 e 12 dias. Visto que a faixa de valores de caudal para idade de lamas de 9 dias varia entre 31 Nm³/h e 2279 Nm³/h, sendo em média 1305 Nm³/h e para uma idade de lamas de 12 dias varia entre 13 Nm³/h e 2261 Nm³/h, sendo em média 1287 Nm³/h. Sendo possível constatar que o caudal de ar a fornecer a um reator com idade de lamas de 12 dias é inferior ao de um reator com idade de lamas de 9 dias.

Espera-se que futuramente os objetivos de qualidade exigidos à ETAR sejam cada vez mais restritivos. De momento a ETAR do Barreiro/Moita não tem um valor limite de descarga de azoto, mas é expectável que venha a ter. Nesta base, determinaram-se as necessidades de oxigénio para a idade de lamas de 9 e 12 dias, com o objetivo de 15 mg/L de Azoto total no efluente tratado, conforme apresentado na Figura 5.16.

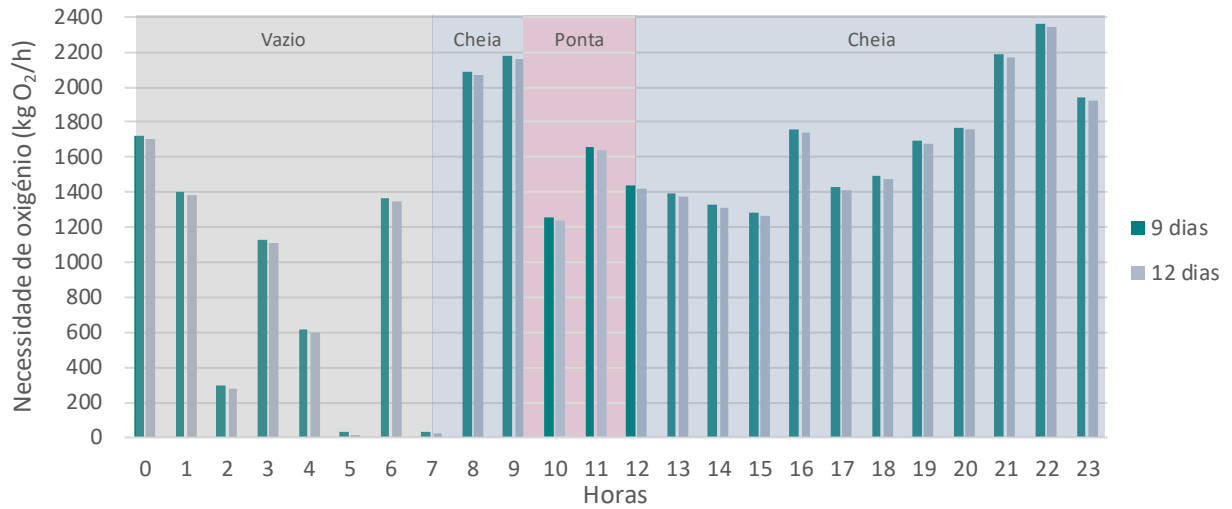


Figura 5.16 - Necessidades de oxigénio, em kg O₂/h, de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias com nitrificação, ao longo do dia no cenário 1

Para o cenário com nitrificação, é possível observar que a faixa de valores das necessidades de oxigénio para uma idade de lamas de 9 dias varia entre 30 kg/h e 2363 kg/h, sendo o valor máximo correspondente às 22h, período com afluência de carga orgânica elevada. Os valores para uma idade de lamas de 12 dias variam de 13 kg/h e 2345 kg/h. De forma semelhante ao cenário sem nitrificação, em termos de necessidades de oxigénio a idade de lamas de 9 ou 12 dias resulta numa diferença percentual de 1,2%. Sendo possível mais uma vez evidenciar que as necessidades de oxigénio para a idade de lamas de 12 dias são inferiores quando comparadas com as de 9 dias.

No que concerne a razão de transferência de oxigénio (SOTR), na Figura 5.17 apresentam-se os valores obtidos para um reator com uma idade de lamas de 9 e 12 dias com remoção de azoto.

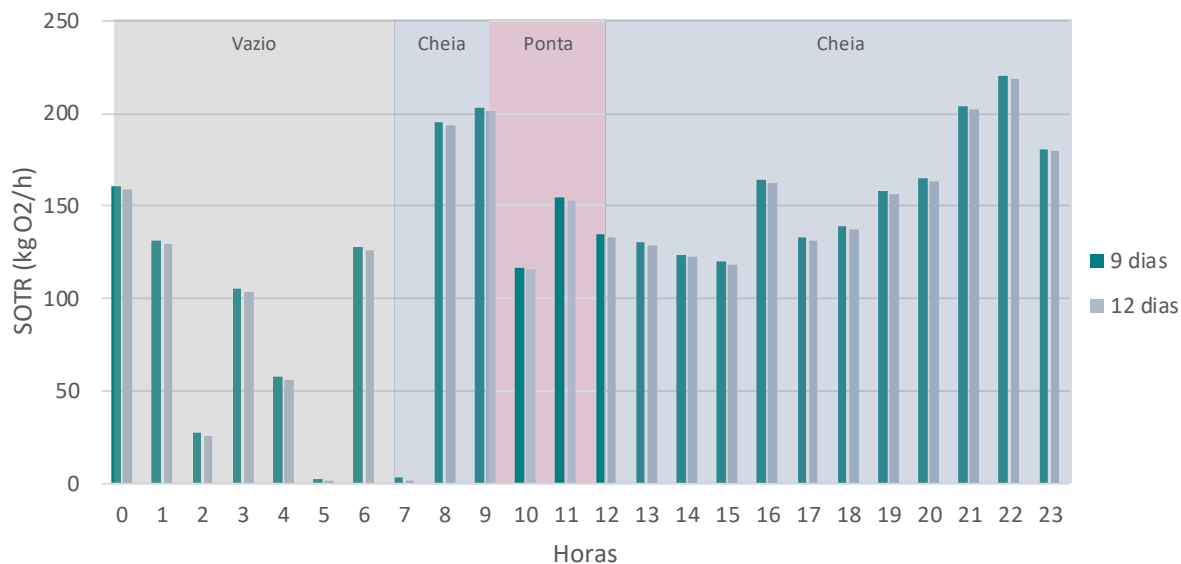


Figura 5.17 - Razão de transferência de oxigênio, em kg O₂/h, de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias com nitrificação, ao longo do dia no cenário 1

Através da Figura 5.17 é possível observar que de forma semelhante às necessidades de oxigênio, não existe uma diferença significativa no SOTR para a idade de lamas de 9 e 12 dias. Visto que a faixa de valores de SOTR para idade de lamas de 9 dias varia entre 3 kg O₂/h e 220 kg O₂/h e para uma idade de lamas de 12 dias varia entre 1 kg O₂/h e 219 kg O₂/h. Sendo o SOTR 3159 kg O₂/dia e 3120 kg O₂/dia, para 9 e 12 dias respectivamente. Considerando uma eficiência de oxigenação padrão para difusores de bolha fina de 1,5 kg O₂/kWh e consumo médio do supressor de 102,31 kWh, constata-se que é possível desligar o arejamento cerca de 4 horas por dia.

Na Figura 5.18 encontram-se os caudais de ar a fornecer ao sistema ao longo do dia com a forma de arejamento proposto.

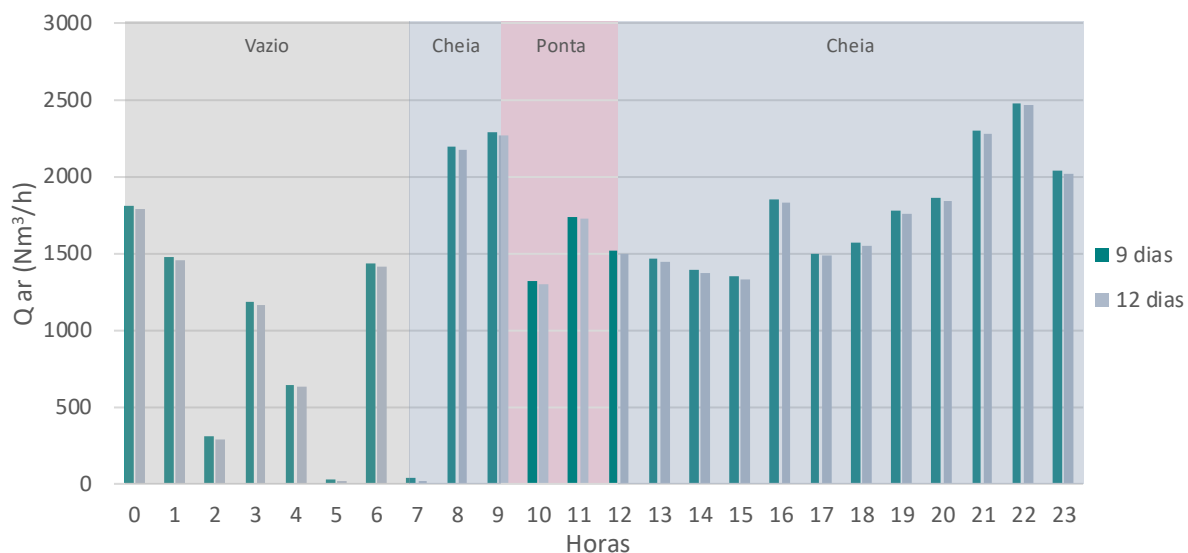


Figura 5.18 - Caudal de ar, em Nm³/h, a fornecer a um reator para uma idade de lamas de 9 a 12 dias com nitrificação, ao longo do dia no cenário 1

Através da Figura 5.18 é possível observar que a faixa de valores de caudal de ar a fornecer ao sistema para uma idade de lamas de 9 dias varia entre 32 Nm³/h e 2480 Nm³/h, sendo em média 1463 Nm³/h e para uma idade de lamas de 12 dias varia entre 14 Nm³/h e 2462 Nm³/h, sendo em média 1481 Nm³/h. Uma vez mais, é possível referir que o caudal de ar a fornecer a um sistema de lamas ativadas com uma idade de lamas de 12 dias é inferior ao de um sistema com idade de lamas de 9 dias.

A diferença percentual do caudal de ar a fornecer ao sistema entre remover azoto e não remover azoto é de 12,7%, sendo possível concluir que, como seria expectável, remover azoto requer mais oxigénio do que apenas remover a matéria orgânica.

5.3.2 Cenário 2

Procedeu-se à determinação das necessidades de oxigénio ao longo do dia para um reator em funcionamento com idade de lamas de 9 e 12 dias com a distribuição de carga do cenário 2.

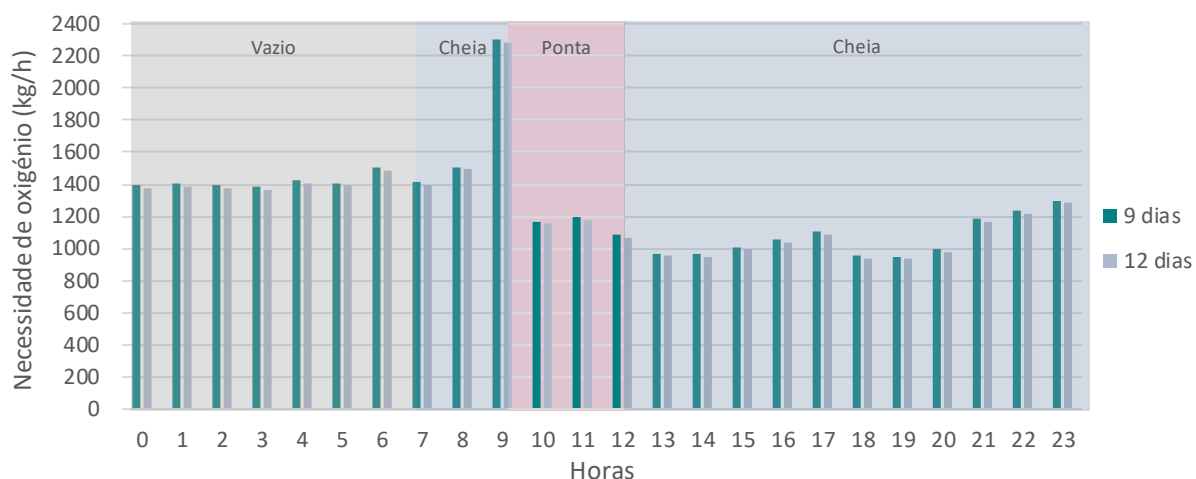


Figura 5.19 - Necessidades de oxigénio de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, ao longo do dia para o cenário 2

Através da Figura 5.19 é possível observar que a faixa de valores das necessidades de oxigénio para uma idade de lamas de 9 dias varia entre 950 kg/h e 2304 kg/h. Os valores para uma idade de lamas de 12 dias variam de 933 kg/h e 1491 kg/h. Sendo assim, em termos de necessidades de oxigénio a idade de lamas de 9 ou 12 dias resulta numa diferença percentual de 1,4%. Portanto, de forma idêntica ao cenário 1, um reator biológico com idade de lamas de 12 dias requer menos oxigénio do que um com idade de lamas de 9 dias.

Relativamente à razão de transferência de oxigénio (SOTR), na Figura 5.20 encontram-se os valores obtidos, que exprimem a capacidade de oxigenação a fornecer ao tratamento biológico.

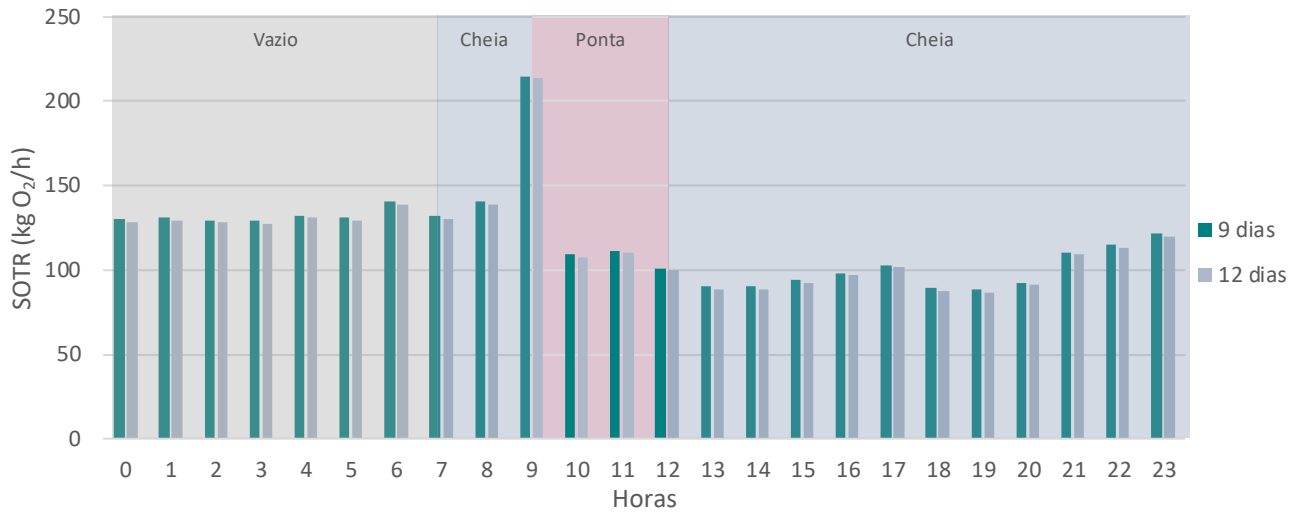


Figura 5.20 - Razão de transferência de oxigênio de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, ao longo do dia no cenário 2

Através da Figura 5.20 é possível observar que de forma semelhante às necessidades de oxigênio, não existe uma diferença significativa no SOTR para a idade de lamas de 9 e 12 dias. Visto que a faixa de valores de SOTR para idade de lamas de 9 dias varia entre 89 kg O₂/h e 215 kg O₂/h e para uma idade de lamas de 12 dias varia entre 87 kg O₂/h e 139 kg O₂/h. Sendo o SOTR 2827 kg O₂/dia e 2788 kg O₂/dia, para 9 e 12 dias respectivamente. Considerando uma eficiência de oxigenação padrão para difusores de bolha fina de 1,5 kg O₂/kWh e consumo médio do supressor de 102,31 kWh, constata-se que é possível desligar o arejamento cerca de 5 horas por dia.

Na Figura 5.21 encontram-se os caudais de ar a fornecer ao sistema ao longo do dia com a forma de arejamento proposto.

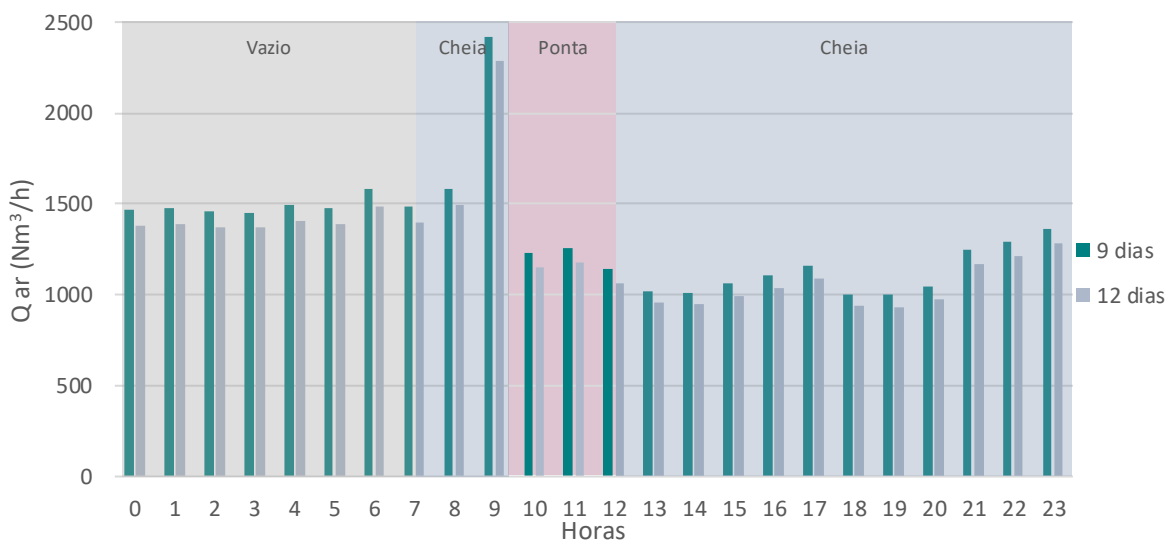


Figura 5.21 - Caudal de ar, em Nm³/h, a fornecer ao sistema para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, ao longo do dia no cenário 2

Através da Figura 5.21 é possível observar que a faixa de valores de caudal de ar a fornecer ao sistema para idade de lamas de 9 dias varia entre 997 Nm³/h e 2419 Nm³/h, sendo em média 1326 Nm³/h e para uma idade de lamas de 12 dias varia entre 979 Nm³/h e 1565 Nm³/h, sendo em média 1308 Nm³/h.

De forma análoga ao cenário 1, determinaram-se as necessidades de oxigénio para a idade de lamas de 9 e 12 dias, com o objetivo de 15 mg/L de Azoto total no efluente tratado, conforme apresentado na Figura 5.22.

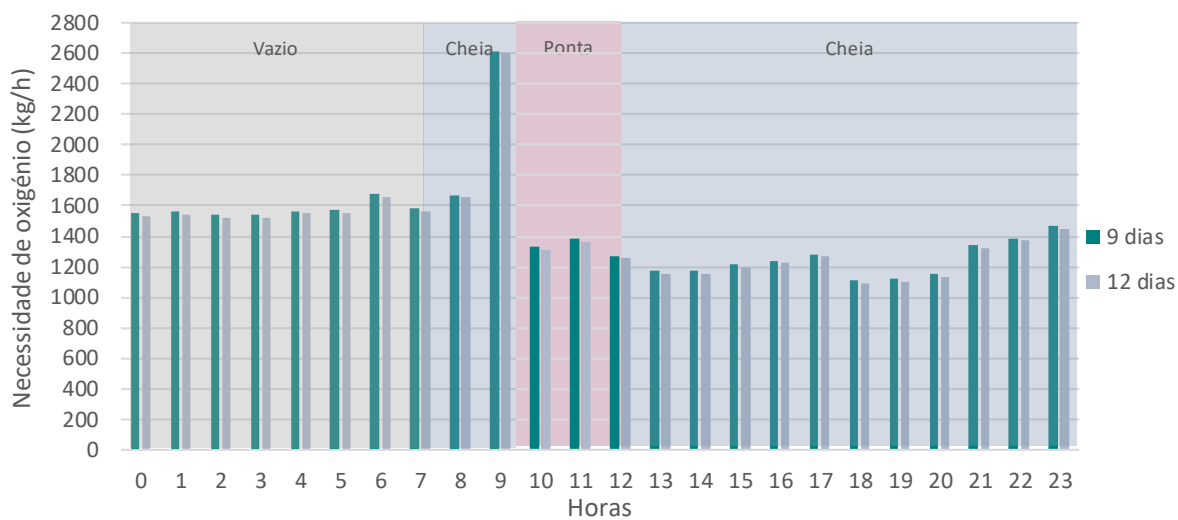


Figura 5.22 - Necessidades de oxigénio, em kg O₂/h, de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias com nitrificação, ao longo do dia no cenário 2

Para o cenário 2 com nitrificação, é possível através da Figura 5.22 observar que a faixa de valores das necessidades de oxigénio para uma idade de lamas de 9 dias varia entre 1109 kg/h e 2616 kg/h. Os valores para uma idade de lamas de 12 dias variam de 1092 kg/h e 2599 kg/h. sendo assim, em termos de necessidades de oxigénio a idade de lamas de 9 ou 12 dias resulta numa diferença percentual de 1,2%.

Relativamente à razão de transferência de oxigénio (SOTR), na Figura 5.23 encontram-se os valores obtidos, que exprimem a capacidade de oxigenação a fornecer ao tratamento biológico.

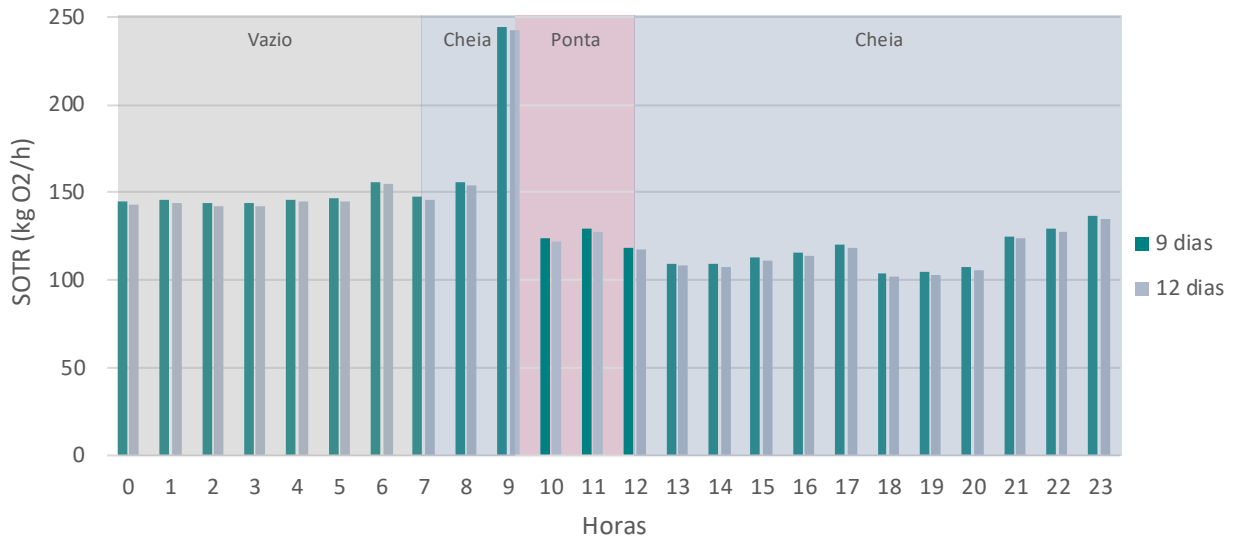


Figura 5.23 - Razão de transferência de oxigênio, em kg O₂/h, de um reator para uma idade de lamas de 9 e 12 dias com nitrificação, ao longo do dia no cenário 2

Através da Figura 5.23 é possível observar que a faixa de valores de SOTR para idade de lamas de 9 dias varia entre 103 kg O₂/h e 244 kg O₂/h e para uma idade de lamas de 12 dias varia entre 102 kg O₂/h e 242 kg O₂/h. Sendo o SOTR 3219 kg O₂/dia e 3181 kg O₂/dia, para 9 e 12 dias respectivamente. Considerando uma eficiência de oxigenação padrão para difusores de bolha fina de 1,5 kg O₂/kWh e consumo médio do supressor de 102,31 kWh, constata-se que é possível desligar o arejamento cerca de 3 horas por dia.

Na Figura 5.24 encontram-se os caudais de ar a fornecer ao sistema ao longo do dia com a forma de arejamento proposto.

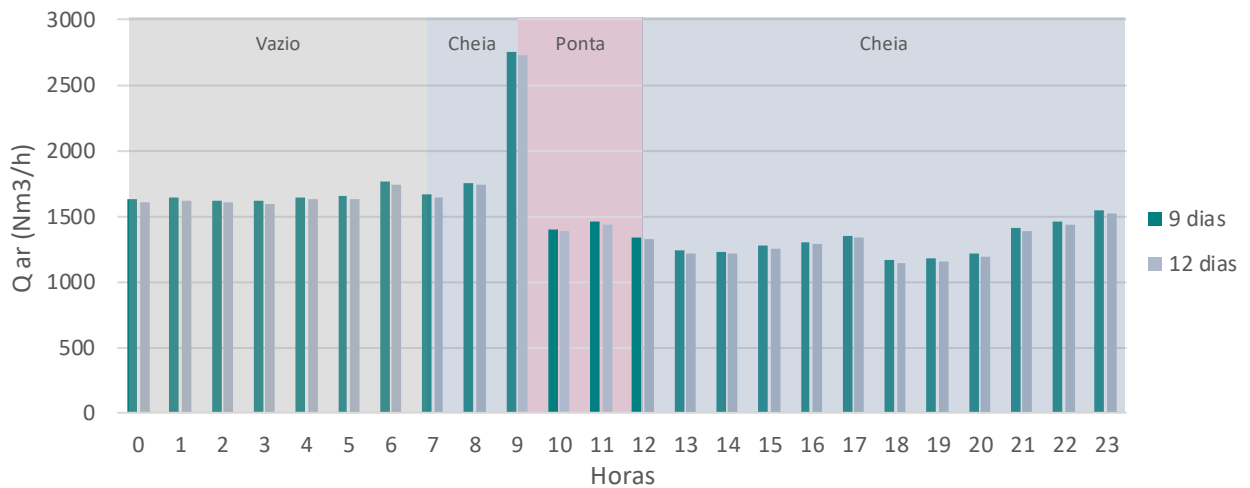


Figura 5.24 - Caudal de ar, em Nm³/h, a fornecer a um reator para uma idade de lamas de 9 a 12 dias com nitrificação, ao longo do dia no cenário 2

Pela observação da Figura 5.24 é possível verificar que a faixa de valores de caudal de ar a fornecer ao sistema para uma idade de lamas de 9 dias varia entre 1164 Nm³/h e 2746 Nm³/h, sendo em média 1510 Nm³/h e para uma idade de lamas de 12 dias varia entre 1146 Nm³/h e 2728 Nm³/h, sendo em média 1492 Nm³/h. Para além disso, a diferença percentual do caudal de ar a fornecer ao sistema entre remover azoto e não remover azoto é de 13,0%.

Tendo em conta os resultados apresentados ao longo do subcapítulo 5.3, é possível constatar que tanto para o cenário 1 como para o cenário 2, um sistema de lamas ativadas com idade de lamas de 12 dias representa menores necessidades de oxigénio e conseqüentemente menores caudais de ar a fornecer ao sistema. Relativamente à remoção de azoto, é possível reconhecer que a nitrificação resulta em necessidades de oxigénio e caudais de ar a fornecer ao reator superiores.

5.4 Solução alternativa de arejamento

Atualmente a ETAR do Barreiro/Moita não possui uma sonda de oxigénio dissolvido funcional, e não tem sondas de potencial *redox* nem de amónia. Sendo assim, a única estratégia de arejamento intermitente possível é a predefinição dos períodos de *air-on* e *air-off*.

Relativamente ao cenário 1, através dos resultados apresentados no subcapítulo 5.3 no que respeita o funcionamento atual do arejamento, foi possível demonstrar que é possível parar o fornecimento de ar durante 6 e 4 horas, para o sistema de lamas ativadas sem e com remoção de azoto, respetivamente. Tendo em consideração que o tempo de retenção hidráulico é de 6 horas, optou-se pela solução de arejamento apresentada na Tabela 5.2 para o sistema sem remoção de azoto.

Tabela 5.2 - Solução de arejamento para o cenário 1 do sistema sem remoção de azoto

Horário	Funcionamento
09h – 12h	<i>Air-off</i>
12h – 21h	<i>Air-on</i>
21h – 24h	<i>Air-off</i>
24h – 09h	<i>Air-on</i>

Para o sistema de lamas ativadas com remoção de azoto, optou-se pela solução de arejamento apresentada, onde se interrompe o arejamento durante 4 horas.

Tabela 5.3 - Solução de arejamento para o cenário 1 do sistema com remoção de azoto

Horário	Funcionamento
09h - 10h	<i>Air-off</i>
10h - 11h	<i>Air-on</i>
11h - 12h	<i>Air-off</i>
12h - 21h	<i>Air-on</i>
21h - 23h	<i>Air-off</i>
23h - 09h	<i>Air-on</i>

Relativamente ao cenário 2, através dos resultados apresentados no subcapítulo 5.3 no que respeita o funcionamento atual do arejamento, foi possível demonstrar que é possível parar o fornecimento de ar durante 5 e 3 horas, para o sistema de lamas ativadas sem e com remoção de azoto, respetivamente. Tendo em consideração que o tempo de retenção hidráulico é de 6 horas, optou-se pela solução de arejamento apresentada na Tabela 5.4 para o sistema sem remoção de azoto.

Tabela 5.4 - Solução de arejamento para o cenário 2 sem remoção de azoto

Horário	Funcionamento
09h - 12h	<i>Air-off</i>
12h - 21h	<i>Air-on</i>
21h - 23h	<i>Air-off</i>
23h - 09h	<i>Air-on</i>

Para o sistema de lamas ativadas com remoção de azoto, optou-se pela solução de arejamento apresentada na onde se interrompe o arejamento durante 3 horas.

Tabela 5.5 - Solução de arejamento para o cenário 2 com remoção de azoto

Horário	Funcionamento
09h - 10h	<i>Air-off</i>
10h - 11h	<i>Air-on</i>
11h - 12h	<i>Air-off</i>
12h - 23h	<i>Air-on</i>
23h - 24h	<i>Air-off</i>
24h - 09h	<i>Air-on</i>

5.5 Análise de custos

5.5.1 Cenário 1

Tendo em conta o ciclo semanal na hora legal de verão e os preços das tarifas do contrato de energia da ETAR do Barreiro/Moita, realizou-se uma análise dos custos de energia consumida pelo arejamento ao longo do dia para o funcionamento atual dos supressores, conforme a Figura 5.25.

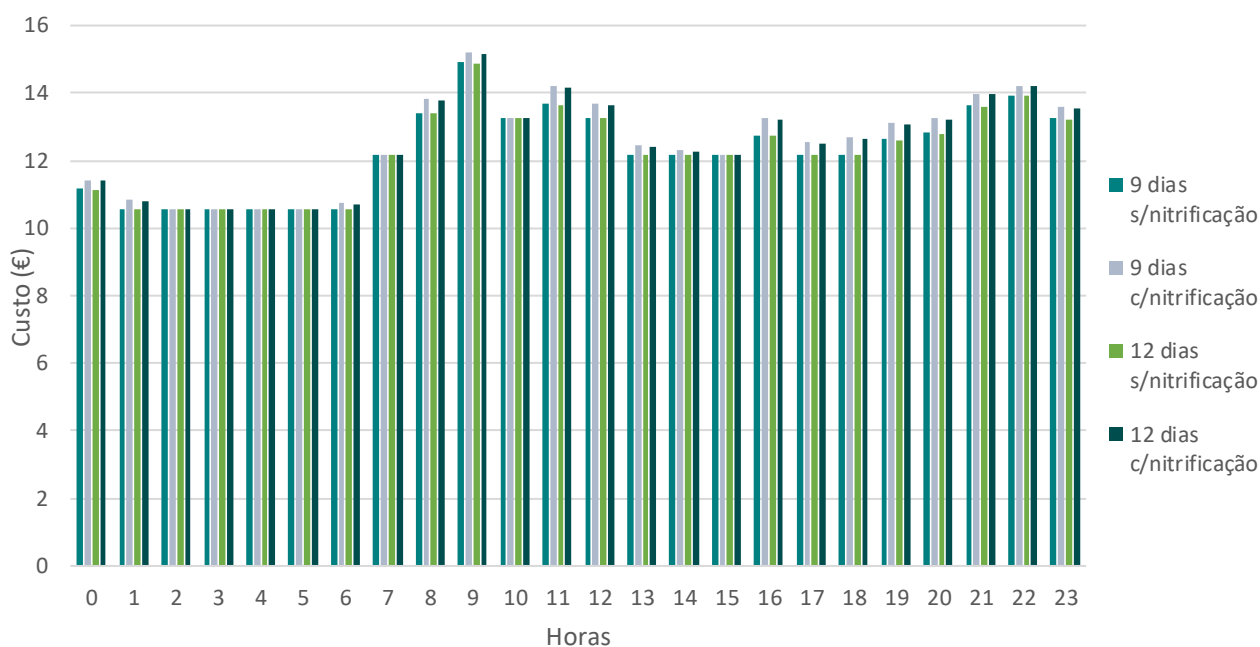


Figura 5.25 – Custos do arejamento ao longo do dia para um reator com cenário 1 no funcionamento normal

É possível observar que a diferença de custos entre a idade de lamas de 9 e 12 dias não é muito significativa, visto que representa uma diferença percentual de 0,1% e 0,2% para o cenário sem e com remoção de azoto, respetivamente. Relativamente às diferenças de custo entre remover azoto e não remover, a diferença percentual é de 2,0%. A estratégia de arejamento atual, sem remoção de azoto, para os 2 reatores em funcionamento representa um custo anual de cerca de 215 400€ e 215 122€, para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, respetivamente. Com remoção de azoto, a estratégia de arejamento atual representa um custo anual de 219 834€ e 219 388€, para uma idade de lamas de 9 e 12 dias.

Com a implementação da solução alternativa de arejamento apresentada no subcapítulo 5.4 obteve-se a seguinte figura dos custos de energia ao longo do dia.

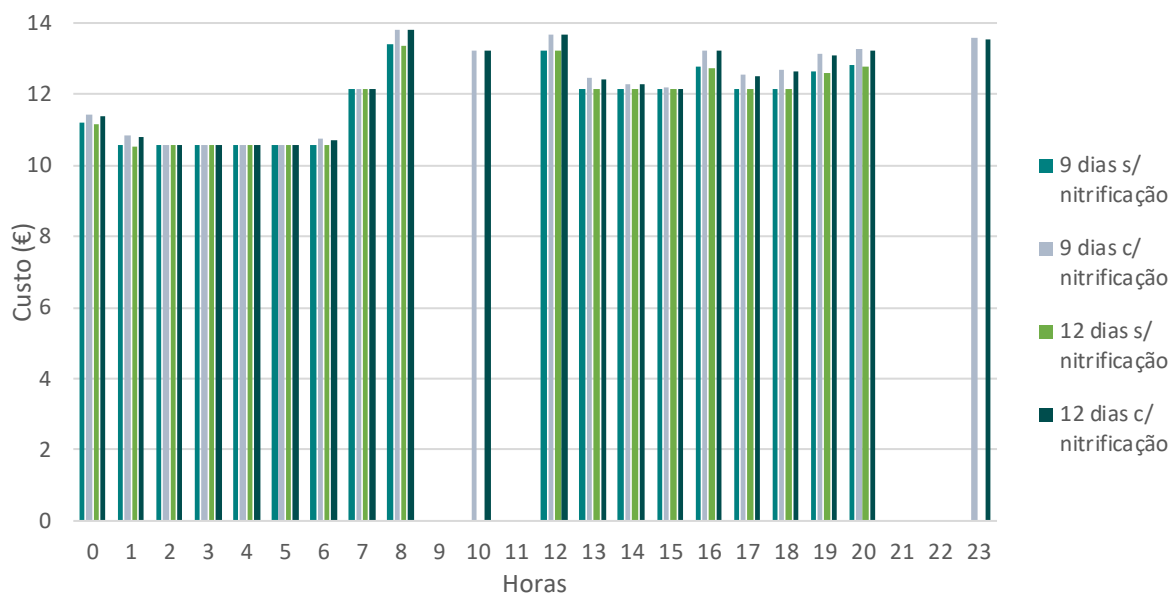


Figura 5.26 - Custos do arejamento ao longo do dia para um reator com cenário 1 na solução de arejamento alternativa

A solução de arejamento sugerida sem remoção de azoto, para os 2 reatores em funcionamento, representa um custo anual de cerca de 155 036 € e 154 878 €, para uma idade de lamas de 9 e 12 dias. Com remoção de azoto, a estratégia de arejamento atual representa um custo anual de cerca de 177 776 € e 177 416 €, para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, conforme resumido na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 – Resumo dos custos anuais de energia para o cenário 1

Idade de lamas de 9 dias			
Sem nitrificação		Com nitrificação	
Funcionamento Atual	Solução proposta	Funcionamento Atual	Solução Proposta
215 400 €	155 036 €	219 834 €	177 776 €

Idade de lamas de 12 dias			
Sem nitrificação		Com nitrificação	
Funcionamento Atual	Solução proposta	Funcionamento Atual	Solução Proposta
215 122 €	154 878 €	219 388 €	177 416 €

Sendo assim, independentemente da idade de lamas e da remoção de azoto é possível observar que em termos de custos de energia a solução de arejamento alternativa é muito mais vantajosa do que o funcionamento atual.

5.5.2 Cenário 2

De forma semelhante ao cenário 1, realizou-se uma análise dos custos de energia ao longo do dia para o funcionamento atual dos supressores, conforme apresentado na Figura 5.27.

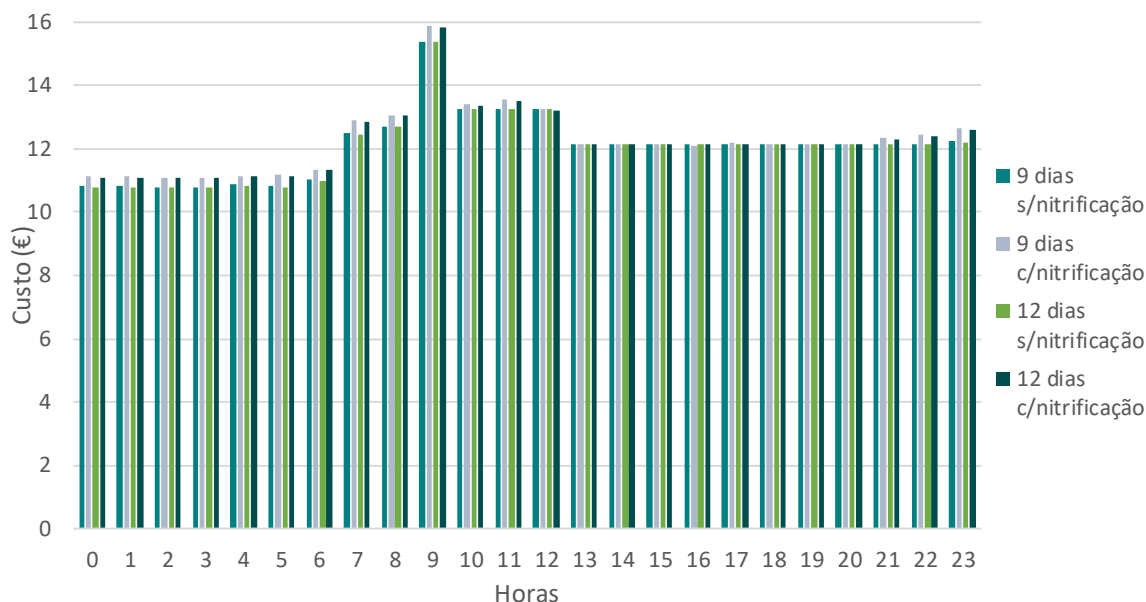


Figura 5.27 - Custos do arejamento ao longo do dia para o cenário 2 no funcionamento atual

É possível observar que a diferença de custos entre a idade de lamas de 9 e 12 dias não é muito significativa, visto que representa uma diferença percentual de 0,1% e 0,2% para o cenário sem e com remoção de azoto, respetivamente. Relativamente às diferenças de custo entre remover azoto e não remover, a diferença percentual é de 2,0%. A estratégia de arejamento atual, sem remoção de azoto, representa um custo anual de cerca de 211 862€ e 211 570€, para uma idade de lamas de 9 e 12 dias. Com remoção de azoto, a estratégia de arejamento atual representa um custo anual de 215 186€ e 214 804€, para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, respetivamente.

Implementando a solução alternativa de arejamento apresentada no subcapítulo 5.4 obteve-se a Figura 5.28 dos custos de energia ao longo do dia.

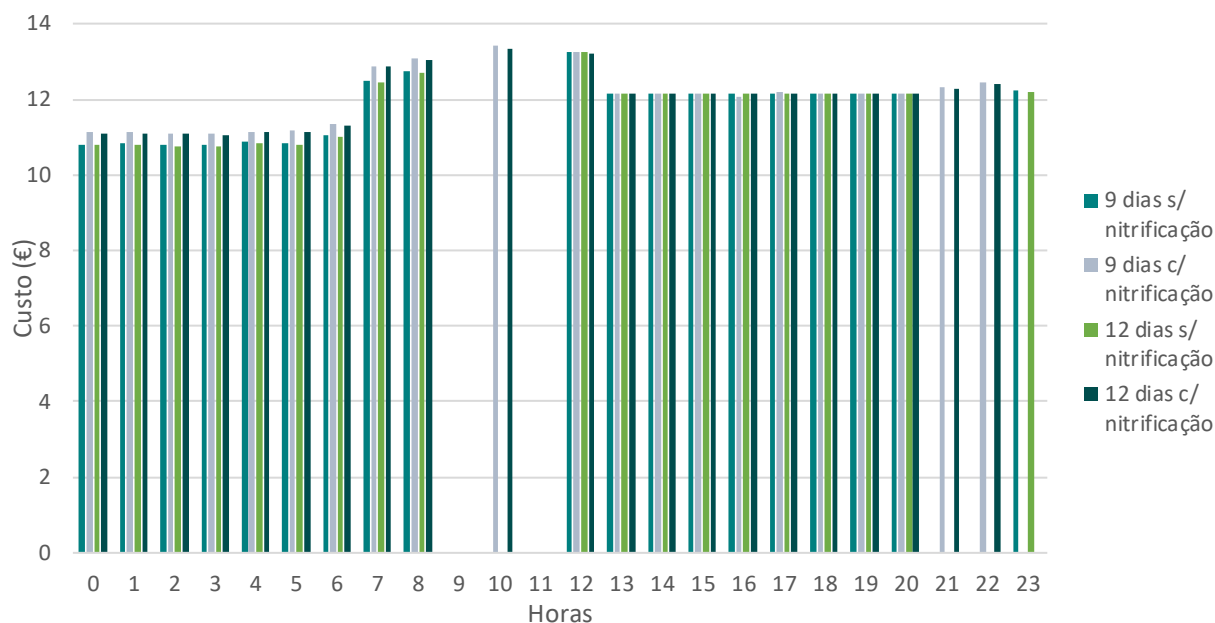


Figura 5.28 - Custos do arejamento ao longo do dia para o cenário 2 na solução de arejamento alternativa

Através da elaboração da Figura 5.28 foi possível observar que a diferença de custos entre a idade de lamas de 9 e 12 dias não é muito significativa, visto que representa uma diferença percentual de 0,1% e 0,2% para o cenário sem e com remoção de azoto, respetivamente. A solução de arejamento sugerida sem remoção de azoto representa um custo anual de cerca de 163 518€ e 163 246€, para uma idade de lamas de 9 e 12 dias. Com remoção de azoto, a estratégia de arejamento atual representa um custo anual de cerca de 184 496€ e 184 192€, para uma idade de lamas de 9 e 12 dias, conforme resumido na Tabela 5.7. Portanto em termos de custos de energia a solução de arejamento alternativa é muito mais vantajosa do que o funcionamento normal.

Tabela 5.7 - Resumo dos custos anuais de energia para o cenário 2

Idade de lamas de 9 dias			
Sem nitrificação		Com nitrificação	
Funcionamento Atual	Solução proposta	Funcionamento Atual	Solução Proposta
211 862 €	163 518 €	215 186 €	184 496€
Idade de lamas de 12 dias			
Sem nitrificação		Com nitrificação	
Funcionamento Atual	Solução proposta	Funcionamento Atual	Solução Proposta
211 570 €	163 246 €	214 804 €	184 192€

Tendo em conta os resultados apresentados ao longo do subcapítulo 5.5 é possível notar que, como seria de esperar, no funcionamento normal o tratamento do cenário 1 é mais caro do que o cenário 2, visto que o primeiro tem mais carga orgânica.

Comparando as soluções de arejamento, para ambos os cenários, a implementação da solução de arejamento sugerida resulta numa poupança de 29% e 18% para o sistema sem e com remoção de azoto, respetivamente.

CONCLUSÕES

A água é um recurso essencial à vida na terra e o seu uso para diversos fins origina águas residuais que têm na sua composição vários compostos potencialmente prejudiciais para o ambiente e para a saúde pública. As estações de tratamento de águas residuais são vitais para a saúde pública e proteção ambiental, no entanto são grandes consumidoras de energia.

Na ETAR do Barreiro/Moita o arejamento do processo de lamas ativadas representa mais de 50% do consumo de energia elétrica global desta instalação.

Considera-se que a presente dissertação veio contribuir com aumento de informação e conhecimento na análise da utilização de ciclos intermitentes de arejamento no tratamento secundário da ETAR do Barreiro/Moita.

Da análise efetuada nos capítulos anteriores foi possível caracterizar a água residual afluente ao reator biológico, concluindo-se que existem descargas industriais que dificultam a operação da instalação, não implicando, no entanto, um acréscimo significativo nas necessidades de arejamento.

Atualmente, o arejamento funciona continuamente 24h por dia, este modo de funcionamento representa um custo anual de energia de cerca de 214 000€. Com a solução proposta na presente dissertação o custo anual de energia passaria para cerca de 160 000€.

Futuramente os objetivos de qualidade exigidos à ETAR serão cada vez mais restritivos. De momento a ETAR do Barreiro/Moita não é obrigada a cumprir um valor limite de descarga de azoto, mas é expectável que venha a ser. Sendo assim, realizou-se a análise de um cenário onde se remove azoto na instalação. Com a estratégia de arejamento atual este cenário teria um custo anual de energia de cerca de 218 000€, sendo cerca de 4 000 € mais dispendioso do que a remoção de apenas matéria orgânica. Aplicando a solução de arejamento alternativa o custo anual de energia seria de cerca de 180 000€.

Sendo assim, é possível concluir que a solução de arejamento desenvolvida na presente dissertação seria economicamente mais vantajosa do que a estratégia atual, representando uma diminuição dos custos de cerca de 29%. Pelo que o arejamento intermitente pode realmente ser a resposta para a problemática do peso do arejamento nos custos de operação das ETAR.

Para um aumento da eficiência energética, sugere-se a substituição dos supressores, por outro de classe energética mais eficiente e a substituição e instalação de sondas de oxigénio de forma que seja possível o funcionamento em automático.

No decurso do trabalho realizado, verificou-se que seria interessante o estudo do arejamento intermitente controlado por uma sonda de potencial redox. Caso a remoção de azoto venha a ser exigida, seria pertinente o estudo do controlo do arejamento intermitente através da sonda de amónia, assim como, o estudo da nitrificação e desnitrificação no mesmo reator.

Maiores níveis de exigência da qualidade como se espera, decorrente da aplicação da nova Diretiva das Águas Residuais, irão exigir, seguramente, muito trabalho de investigação, quer de carácter técnico, quer científico, por forma a garantir o sucesso e a sustentabilidade do sector urbano da água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amaral, L. (2021). *Folhas de apoio às aulas de Drenagem e Tratamento de Águas Residuais*.
- APA. (2021). *Águas residuais urbanas | Relatório do Estado do Ambiente*. <https://rea.apambiente.pt/content/águas-residuais-urbanas>
- APHA. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20th ed.).
- Canals, J., Cabrera-Codony, A., Carbó, O., Torán, J., Martín, M., Baldi, M., Gutiérrez, B., Poch, M., Ordóñez, A., & Monclús, H. (2023). High-rate activated sludge at very short SRT: Key factors for process stability and performance of COD fractions removal. *Water Research*, 231, 119610. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2023.119610>
- Carvalho, G., Lemos, P. C., Oehmen, A., & Reis, M. A. M. (2007). Denitrifying phosphorus removal: Linking the process performance with the microbial community structure. *Water Research*, 41(19), 4383–4396. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.065>
- Chai, Q., & Lie, B. (2008). Predictive control of an intermittently aerated activated sludge process. *Proceedings of the American Control Conference*, 2209–2214. <https://doi.org/10.1109/ACC.2008.4586820>
- Copeland, C., & Carter, N. T. (2017). *Energy-Water Nexus: The Water Sector's Energy Use*.
- Curtin, K., Duerre, S., Fitzpatrick, B., Meyer, P., & Ellefson, N. (2011). *Biological Nutrient Removal* (Issue August). www.pca.state.mn.us/wq-wwtp8-21
- Ekama, G. A. (2011). Biological Nutrient Removal. *Treatise on Water Science*, 4, 409–526. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00094-4>
- Ekama, George A., & Wentzel, M. C. (2023). Organic matter removal. In *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design* (2nd ed., pp. 109–140). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789062304_0109
- Fan, H., Qi, L., Liu, G., Zhang, Y., Fan, Q., & Wang, H. (2017). Aeration optimization through operation at low dissolved oxygen concentrations: Evaluation of oxygen mass transfer dynamics in different activated sludge systems. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 55, 224–235. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.08.008>
- Foladori, P., Vaccari, M., & Vitali, F. (2015). Energy audit in small wastewater treatment plants: Methodology, energy consumption indicators, and lessons learned. *Water Science and Technology*, 72(6), 1007–1015. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.306>
- Gandiglio, M., Lanzini, A., Soto, A., Leone, P., & Santarelli, M. (2017). Enhancing the energy efficiency of wastewater treatment plants through co-digestion and fuel cell system. *Frontiers in Environmental Science*, 5, 1–21. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00070>
- Ganora, D., Hospido, A., Husemann, J., Krampe, J., Loderer, C., Longo, S., Moragas Bouyat, L., Obermaier, N., Piraccini, E., Stanev, S., Váci, L., & Pistocchi, A. (2019). Opportunities to improve

- energy use in urban wastewater treatment: A European-scale analysis. *Environmental Research Letters*, 14(4). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab0b54>
- Germain, E., Nelles, F., Drews, A., Pearce, P., Kraume, M., Reid, E., Judd, S. J., & Stephenson, T. (2007). *Biomass effects on oxygen transfer in membrane bioreactors*. 41, 1038–1044. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.10.020>
- Gillot, S., & Héduit, A. (2008). Prediction of alpha factor values for fine pore aeration systems. *Water Science & Technology*, 57(8), 1265–1270. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.222>
- Grady, C. P. L., Daigger, G. T., & Lim, H. C. (1999). *Biological Wastewater Treatment* (2nd ed.). Marcel Dekker.
- Gray, N. F. (2004). *Biology of Wastewater Treatment* (2nd ed.). Imperial College Press.
- Gu, Y., Li, Y., Li, X., Luo, P., Wang, H., Wang, X., Wu, J., & Li, F. (2017). Energy Self-sufficient Wastewater Treatment Plants: Feasibilities and Challenges. *Energy Procedia*, 105, 3741–3751. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.868>
- Henkel, J. (2010). *Oxygen Transfer Phenomena in Activated Sludge*. Technischen Universität Darmstadt.
- Ip, S. Y., Bridger, J. S., & Mills, N. F. (1987). Effect of alternating aerobic and anaerobic conditions on the economics of the activated sludge system. *Water Science and Technology*, 19(5–6), 911–918. <https://doi.org/10.2166/wst.1987.0269>
- Jurtshuck Jr, P. (1996). Bacterial Metabolism. In *Medical Microbiology* (4th ed.). University of Texas Medical Branch.
- Loosdrecht, M. C. M. Van, Ekama, G. A., Lopez, C. M., Meijer, S. C. F., & Hooijmans, C. M. (2023). Modelling activated sludge processes. In *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design* (pp. 613–666). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789060362_0613
- Mano, A. P. (2021). *Remoção de Nutrientes em Estações de Tratamento de Água Residual Urbana*.
- Metcalf and Eddy. (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse* (4th ed.). McGraw-Hill.
- Miao, Y., Zhang, L., Yu, D., Zhang, J., Zhang, W., Ma, G., Zhao, X., & Peng, Y. (2022). Application of intermittent aeration in nitrogen removal process: development, advantages and mechanisms. *Chemical Engineering Journal*, 430. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133184>
- Monte, H. M., Santos, M. T., Barreiros, A. M., & Albuquerque, A. (2016). *Tratamento de Águas Residuais - Operações e Processos de Tratamento Físico e Químico*. www.ersar.pt
- Monte, M. H. M., Santos, M. T. L., & Barreiros, A. M. (2018). *Tratamento de Águas Residuais: Processos de Tratamento Biológico* (ERSAR & ISEL (eds.)).
- Oleszkiewicz, J., Kruk, D. J., Devlin, T., Lashkarizadeh, M., & Yuan, Q. (2015). Options for Improved Nutrient Removal and Recovery from Municipal Wastewater in the Canadian Context. *Environmental Technology*, 20(7)(March), 681–695. <http://www.cwnrce.ca/assets/resources/pdf/Oleszkiewicz-Nutrients/Oleszkiewicz-KI-Report-March-2015.pdf>
- Preisner, M., Neverova-Dziopak, E., & Kowalewski, Z. (2021). Mitigation of eutrophication caused by wastewater discharge: A simulation-based approach. *Ambio*, 50(2), 413–424. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01346-4>
- Regmi, P., Bunce, R., Miller, M. W., Park, H., Chandran, K., Wett, B., Murthy, S., & Bott, C. B. (2015). Ammonia-based intermittent aeration control optimized for efficient nitrogen removal. *Biotechnology and Bioengineering*, 112(10), 2060–2067. <https://doi.org/10.1002/bit.25611>
- Rosso, D., Larson, L. E., & Stenstrom, M. K. (2008). Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: State of the art. *Water Science and Technology*, 57(7), 973–978. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.218>
- Rosso, D., & Stenstrom, M. K. (2006). Surfactant effects on α -factors in aeration systems. *Water Research*, 40(7), 1397–1404. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.01.044>

- Rosso, D., Stenstrom, M. K., & Garrido-baserba, M. (2023). Aeration and mixing. In *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design* (2nd ed., pp. 419–474). IWA Publishing. [https://doi.org/10.1016/S0079-6352\(06\)80064-0](https://doi.org/10.1016/S0079-6352(06)80064-0)
- Santos, E., Albuquerque, A., Lisboa, I., Murray, P., & Ermis, H. (2022). Economic Assessment of Energy Consumption in Wastewater Treatment Plants: Applicability of Alternative Nature-Based Technologies in Portugal. *Water*, *14*(2042). <https://doi.org/10.3390/w14132042>
- Sean, W., Chu, Y., Mallu, L. L., Chen, J., & Liu, H. (2020). Energy consumption analysis in wastewater treatment plants using simulation and SCADA system: Case study in northern Taiwan. *Journal of Cleaner Production*, *276*(124248). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124248>
- Seviour, R. J., & McIlroy, S. (2008). The microbiology of phosphorus removal in activated sludge processes-the current state of play. *Journal of Microbiology*, *46*(2), 115–124. <https://doi.org/10.1007/s12275-008-0051-0>
- Siatou, A., Manali, A., & Gikas, P. (2020). Energy Consumption and Internal Distribution in Activated Sludge Wastewater Treatment Plants of Greece. *Water*, *12*(1204). <https://doi.org/10.3390/w12041204>
- Smith, V. H. (2009). Eutrophication. *Encyclopedia of Inland Waters*, 61–73. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00234-9>
- Sun, Y., Guan, Y., Pan, M., Zhan, X., Hu, Z., & Wu, G. (2017). Enhanced biological nitrogen removal and N₂O emission characteristics of the intermittent aeration activated sludge process. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, *16*(4), 761–780. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9444-z>
- Volcke, E. I. P., Solon, K., & Comeau, Y. (2023). Wastewater characteristics. In *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design* (2nd ed., pp. 77–110). IWA Publishing.
- WANG, S., ZHANG, S., PENG, C., & AKIO, T. (2008). Intercross real-time control strategy in alternating activated sludge process for short-cut biological nitrogen removal treating domestic wastewater. *Journal of Environmental Sciences*, *20*(8), 957–963. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62193-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62193-2)
- WEF- Water Environment Federation. (1991). Design of Municipal Wastewater Treatment Plants. In *WEF Manual of Practice No. 8*. WEF.
- WEF- Water Environment Federation. (2003). *Wastewater Treatment Plant Design*. IWA.
- Weissbrodt, D. G., Laurenzi, M., Van, M. C. M., & Comeau, Y. (2023). Basic microbiology and metabolism. In *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design* (2nd ed., pp. 11–76). IWA Publishing.
- Zeng, W., Peng, Y., Wang, S., & Peng, C. (2008). Process control of an alternating aerobic-anoxic sequencing batch reactor for nitrogen removal via nitrite. *Chemical Engineering and Technology*, *31*(4), 582–587. <https://doi.org/10.1002/ceat.200700468>
- Zhang, Q., Huang, R., Jiang, L., Lu, Z., Wu, G., Lei, J., Liao, S., Liu, G., Li, B., & Wang, J. (2021). Enhancing nitrogen removal and reducing aeration energy for wastewater treatment with intermittent Modified Ludzack-Ettinger process: A field demonstration. *Journal of Water Process Engineering*, *43*. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102303>

A.1 Dados dos ensaios laboratoriais

Tabela A.1 – Concentração de CQO, em mg/L, determinada nos ensaios laboratoriais, nas 24 horas das três campanhas de amostragem

Concentração de CQO (mg/L)			
Hora	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3
10	497	531	562
11	684	449	666
12	454	421	487
13	445	424	394
14	442	406	407
15	444	432	417
16	634	435	450
17	585	467	457
18	585	459	485
19	610	449	489
20	611	447	525
21	652	481	508
22	709	526	500
23	671	575	505
0	718	584	533
1	681	586	540
2	660	571	542
3	564	578	531
4	1160	586	551
5	871	568	559
6	553	609	596
7	897	566	604
8	585	616	630
9	891	560	594

Tabela A.2 - Concentração de SST, em mg/L, determinada nos ensaios laboratoriais, nas 24 horas das três campanhas de amostragem

Concentração de SST (mg/L)			
Hora	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3
10	121	108	95
11	186	40	183
12	79	40	61
13	107	42	64
14	88	27	44
15	80	44	56
16	240	38	80
17	176	44	63
18	155	49	63
19	159	54	59
20	139	48	74
21	197	58	76
22	264	65	88
23	237	51	77
0	286	77	89
1	219	68	85
2	223	70	89
3	135	76	83
4	573	81	85
5	142	90	86
6	111	114	89
7	347	92	102
8	133	124	107
9	390	105	95

Tabela A.3 - Concentração de NH₄, em mg/L, determinada nos ensaios laboratoriais, nas 24 horas das três campanhas de amostragem

Concentração de NH₄ (mg/L)			
Hora	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3
10	102	96	69
11	116	111	80
12	113	114	79
13	116	115	94
14	108	114	97
15	109	111	95
16	121	105	85
17	116	99	85
18	116	88	66
19	100	92	80
20	93	86	77
21	84	89	69
22	78	91	66
23	80	105	63
0	81	92	66
1	81	91	66
2	88	94	60
3	80	90	67
4	90	89	60
5	91	99	70
6	93	100	71
7	93	102	70
8	93	107	58
9	88	101	67

Tabela A.4 - Concentração de NO₃, em mg/L, determinada nos ensaios laboratoriais, nas 24 horas das três campanhas de amostragem

Concentração de NO₃ (mg/L)			
Hora	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3
10	1.32	1.71	2.08
11	1.46	1.86	1.96
12	1.42	1.85	2.22
13	2.14	1.78	1.97
14	1.92	1.68	2.28
15	1.59	1.8	1.97
16	1.72	1.62	1.69
17	1.74	1.8	1.76
18	1.68	1.6	1.99
19	1.61	1.58	2.19
20	1.9	1.65	2.99
21	1.47	2.06	2.38
22	1.78	2.61	2.34
23	1.74	3.63	2.01
0	1.87	3.44	2.06
1	1.94	3.03	1.94
2	1.92	2.81	1.74
3	1.83	2.74	1.95
4	1.84	2.47	2.08
5	1.56	2.32	2.14
6	1.7	2.59	2.16
7	1.66	2.4	2.21
8	1.83	2.19	1.99
9	1.54	2.19	1.91

A.2 Caudais, relação CQO/CBO₅ e concentração de CBO₅

Tabela A.5 - Caudal afluente à ETAR do Barreiro/Moita, em m³/h, durante as campanhas de amostragem

Hora	Caudal (m ³ /h)		
	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3
10	865	867	851
11	817	868	844
12	950	899	828
13	930	865	862
14	903	893	916
15	868	829	818
16	852	864	1155
17	747	776	989
18	872	847	915
19	971	892	867
20	1024	1001	979
21	1079	1073	1006
22	1084	1083	1024
23	934	914	895
0	755	739	730
1	647	635	534
2	132	166	71
3	618	505	681
4	168	273	9
5	5	5	779
6	749	638	71
7	7	150	677
8	1128	850	664
9	857	859	772

Tabela A.6 - Histórico de concentrações de CQO e CBO₅ da ETAR do Barreiro/Moita, em mg O₂/L, e relação CQO/CBO

Datas	CBO₅ (mg O₂ /L)	CQO (mg O₂ /L)	CQO/CBO
04/01/2022	620	1117	1.80
12/01/2022	660	1143	1.73
20/01/2022	400	775	1.94
26/01/2022	500	1002	2.00
01/02/2022	1250	1484	1.19
09/02/2022	600	973	1.62
15/02/2022	560	859	1.53
23/02/2022	400	811	2.03
02/03/2022	310	637	2.05
08/03/2022	660	1387	2.10
16/03/2022	540	911	1.69
24/03/2022	210	522	2.49
30/03/2022	360	754	2.09
05/04/2022	500	901	1.80
11/04/2022	560	1080	1.93
02/06/2022	540	856	1.59
08/06/2022	554	1140	2.06
13/06/2022	580	717	1.24
21/06/2022	520	926	1.78
29/06/2022	440	767	1.74
05/07/2022	370	624	1.69
13/07/2022	360	964	2.68
21/07/2022	412	924	2.24
27/07/2022	420	957	2.28
02/08/2022	440	844	1.92
10/08/2022	540	1089	2.02
16/08/2022	420	758	1.80
24/08/2022	330	566	1.72
01/09/2022	540	1158	2.14

Datas	CBO₅ (mg O₂ /L)	CQO (mg O₂ /L)	CQO/CBO
08/09/2022	600	1041	1.74
14/09/2022	340	667	1.96
20/09/2022	380	656	1.73
28/09/2022	480	1071	2.23
04/10/2022	250	561	2.24
12/10/2022	460	747	1.62
18/10/2022	500	1094	2.19
26/10/2022	220	479	2.18
03/11/2022	440	898	2.04
17/11/2022	340	868	2.55
22/11/2022	270	552	2.04
29/11/2022	420	786	1.87
05/12/2022	320	571	1.78
14/12/2022	260	518	1.99
20/12/2022	160	439	2.74
28/12/2022	190	381	2.01
		Média	1.95

Tabela A.7 - Concentração de CBO₅, em mg/L, obtida através da relação de CQO/CBO da ETAR do Barreiro/Moita e dos resultados laboratoriais da concentração de CQO

Concentração de CBO₅ (mg/L)			
Hora	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3
10	255	272	288
11	351	230	342
12	233	216	250
13	228	217	202
14	227	208	209
15	228	222	214
16	325	223	231
17	300	239	234
18	300	235	249
19	313	230	251
20	313	229	269
21	334	247	261
22	364	270	256
23	344	295	259
0	368	299	273
1	349	301	277
2	338	293	278
3	289	296	272
4	595	301	283
5	447	291	287
6	284	312	306
7	460	290	310
8	300	316	323
9	457	287	305

