



Controlo de um reator biológico aeróbio do tipo SBR de forma a otimizar a remoção da matéria carbonácea e controlar a matéria azotada.

SÓNIA CARINA SOUSA RODRIGUES

novembro de 2022

Controlo de um reator biológico aeróbio do tipo SBR de forma a otimizar a remoção da matéria carbonácea e controlar a matéria azotada

Dissertação submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de
Mestre em Engenharia Química, área de especialização Qualidade

Outubro 2022

AUTOR

Sónia Carina Sousa Rodrigues

ORIENTAÇÃO

Professor coordenador: Nídia Caetano

Professor adjunto: Sónia Figueiredo

Responsável de exploração - Douro e Sousa: Ricardo Couto

Coordenadora de exploração: Raquel Teixeira da Silva

Mestrado em Engenharia Química

EMPRESA ACOLHEDORA



Agradecimentos

À Engenheira Raquel Silva e ao Engenheiro Ricardo Couto por terem possibilitado a realização da minha dissertação na ETAR de Paço de Sousa e por todo o acompanhamento e preocupação ao longo destes meses.

A todos os funcionários da empresa pela disponibilidade, companheirismo e pelo conhecimento transmitido.

Às minhas orientadoras do ISEP, Doutora Nídia Caetano e Doutora Sónia Figueiredo pelo apoio e tempo disponibilizado.

Às minhas colegas com quem tive o prazer de estagiar, agradeço a partilha e companheirismo ao longo deste percurso.

Aos meus pais, às minhas irmãs e à restante família, pelo apoio incondicional e por nunca me deixarem desistir.

Ao meu namorado, por toda a paciência, apoio excepcional e por me fazer sempre acreditar que seria capaz.

Aos meus amigos, por ouvirem todos os meus desabafos e pela força que me deram.

O meu sincero obrigado a todos vocês.

Resumo

Esta dissertação realizou-se na Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Paço de Sousa e teve como objetivo controlar a remoção da matéria carbonácea e da matéria azotada em cada ciclo de tratamento. A matéria carbonácea é avaliada através da carência bioquímica de oxigénio, CBO_5 , e da carência química de oxigénio, CQO, e tem de ser removida de modo a cumprir a licença de descarga. Quanto à matéria azotada, embora a licença de descarga desta ETAR não estabeleça valores limite de emissão (VLE), pretende-se controlá-la nas suas várias formas, visto que em concentrações elevadas, pode ser prejudicial para o meio aquático. Para atingir o objetivo proposto, foi necessário compreender o funcionamento da ETAR, especialmente dos reatores biológicos do tipo reator sequencial por partidas (SBR, *sequencing batch reactor*), onde ocorre o tratamento secundário. Assim, foi feito o estudo dos parâmetros que influenciam o processo e o acompanhamento da operação destes reatores através da sala de comando instalada na ETAR. Adicionalmente foi feita a monitorização do processo, através do controlo analítico da linha líquida e da linha sólida da ETAR.

Através das determinações analíticas efetuadas no laboratório de processo, concluiu-se que a remoção da matéria carbonácea estava a ocorrer com eficiências de 82 e 91 % para a CQO e CBO_5 , respetivamente. No entanto, não se verificava remoção significativa da matéria azotada. Recolheram-se diversas amostras ao longo das etapas de enchimento e de arejamento com o objetivo de perceber como variavam as concentrações de nitratos, azoto amoniacal e total, ao longo destas etapas. Com base nos resultados obtidos, verificou-se que a concentração de azoto amoniacal praticamente não sofreu alterações, indicando que o processo de nitrificação não está a ocorrer de forma considerável, uma vez que o azoto amoniacal deveria ser oxidado a nitrato, resultando numa diminuição da concentração de azoto amoniacal e num aumento da concentração de nitrato. Fez-se ainda um estudo para avaliar as necessidades de oxigénio para a oxidação da matéria orgânica, respiração endógena e nitrificação. Determinou-se ainda o caudal de ar necessário para satisfazer as necessidades reais de oxigénio. Por fim, com base nas características dos sobrepressores da ETAR, verificou-se que seria possível aumentar o oxigénio dissolvido para uma concentração que permita a nitrificação, isto é, 2 mg O_2/L , correspondente a um custo acrescido de 19812 €/ano.

Palavras-chave: matéria azotada, matéria orgânica, nitrificação/desnitrificação, oxigénio dissolvido, SBR.

Abstract

The present dissertation was carried out at the Wastewater Treatment Plant (WWTP) of Paço de Sousa and aimed to control the removal of carbonaceous and nitrogenous matter in each treatment cycle. Carbonaceous matter is assessed by biochemical oxygen demand, BOD₅, and chemical oxygen demand, COD, and must be removed in order to comply with the discharge permit. As for the nitrogenous matter, although the discharge permit of this WWTP does not specify limits, it is intended to control it in its various forms, since in high concentrations it can be harmful to the aquatic environment. The purpose of the work developed over the last few months was to understand the functioning of the WWTP, especially the biological reactors from the sequencing batch reactor (SBR) type, where the secondary treatment takes place. Therefore, it was necessary to study the parameters that influence the operation process of a SBR. Thus, the parameters that influence the process and the monitoring of the operation of these reactors through the control room installed in the WWTP were carried out. Additionally, the process was monitored through the analytical control of the liquid line and the solid line of the WWTP.

After some analytical determinations carried out in the process laboratory, it was concluded that the removal of carbonaceous matter had efficiencies of 82 and 91% for COD and BOD, respectively. Nevertheless, the nitrogenous matter removal was not significant. Several samples were collected during the filling and aeration steps to monitor the concentrations of nitrates, ammonia, and total nitrogen along these steps. Based on the results obtained, it was found that the concentration of ammonia nitrogen did not change significantly, showing that the nitrification process is not taking place to a considerable extent, since during this process the ammonia nitrogen should be oxidized to nitrate, resulting in a decrease of the concentration of ammonia nitrogen and an increase of the concentration of nitrate. Additionally, a study was conducted to evaluate the oxygen requirements for the oxidation of organic matter, endogenous respiration and nitrification. Moreover, the air flowrate required to satisfy the real oxygen needs was determined. Finally, based on the characteristics of the WWTP suppressors, it was confirmed that it is possible to increase the dissolved oxygen to a concentration that favours nitrification, *i.e.*, 2 mg O₂/L, corresponding to an increased cost of 19812 €/year.

Keywords: carbonaceous matter, dissolved oxygen, nitrification/denitrification, nitrogenous matter, SBR.

Índice

1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento	1
1.2. Objetivos do trabalho	1
1.3. Organização da dissertação.....	1
2. ETAR de Paço de Sousa.....	3
2.1. Apresentação SIMDOURO	3
2.2. Tratamento da Fase Líquida	6
2.2.1. Tratamento preliminar	6
2.2.2. Tratamento primário	7
2.2.3. Tratamento secundário	7
2.2.4. Tratamento terciário	8
2.3. Tratamento da Fase Sólida.....	9
2.3.1. Espessamento gravítico	9
2.3.2. Espessamento mecânico	9
2.3.3. Digestão anaeróbia	10
2.3.4. Desidratação das lamas.....	11
2.4. Tratamento da Fase Gasosa	11
3. Tratamento biológico por lamas ativadas.....	13
3.1. Sistemas de baixa carga ou de arejamento prolongado	14
3.2. Sistemas de média carga ou de arejamento convencional	15
3.3. Sistemas de alta carga ou de arejamento rápido	15
3.4. Parâmetros com influência no processo.....	16
4. Tratamento por SBR.....	19
4.1. Descrição do processo	19
4.2. Descrição das etapas	19
5. Remoção de azoto	25
5.1. Nitrificação	25
5.1.1. Descrição do processo	25
5.1.2. Fatores que afetam a nitrificação.....	26
5.2. Desnitrificação	28
5.2.1. Descrição do processo	28
5.2.2. Fatores que afetam a desnitrificação	29

6.	Controlo de processo da ETAR.....	31
6.1.	Estratégia	31
6.2.	Controlo analítico	32
6.2.1.	Determinação do pH.....	34
6.2.2.	Determinação da condutividade	34
6.2.3.	Determinação do azoto total.....	34
6.2.4.	Determinação de nitratos.....	35
6.2.5.	Determinação do azoto amoniacal	35
6.2.6.	Determinação da carência química de oxigénio.....	35
6.2.7.	Determinação da carência bioquímica de oxigénio.....	36
6.2.8.	Determinação dos sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis	36
6.2.9.	Determinação do índice volumétrico de lamas	36
7.	Resultados e discussão	39
7.1.	Verificação de conformidade dos requisitos para descarga no meio recetor...	39
7.2.	Índice Volumétrico de lamas	41
7.3.	Ensaio na fase de enchimento-arejamento	42
7.4.	Concentração de nitratos, azoto amoniacal e total no efluente.....	46
7.5.	Necessidades de oxigénio para o tratamento biológico	46
8.	Conclusões e propostas para trabalhos futuros	55
	Referências	57
	Anexo A. Procedimentos Analíticos	61
	Anexo A.1. Determinação do azoto total.....	61
	Anexo A.2. Determinação dos nitratos	62
	Anexo A.3. Determinação do azoto amoniacal	62
	Anexo B. Eficiências de remoção no tratamento secundário	63
	Anexo C. Folha de características técnicas do difusor	65
	Anexo D. Folha de características técnicas dos sobreprensos	67

Índice de figuras

Figura 2.1. ETAR de Paço de Sousa (SIMDOURO, 2017b).	3
Figura 2.2. Gráfico representativo da energia consumida, energia produzida e respetiva autossuficiência energética na ETAR de Paço de Sousa, entre junho e setembro de 2021 (SIMDOURO, 2017a).	4
Figura 2.3. Diagrama de fluxos do processo da ETAR de Paço de Sousa.	5
Figura 2.4. Elevação do afluente por dois estágios de parafusos de Arquimedes.	6
Figura 2.5. Sistema de recolha de água tratada - toma CYKLAR.....	8
Figura 2.6. Descrição do processo de digestão anaeróbia.	11
Figura 2.7. Edifício de desodorização da ETAR de Paço de Sousa.	12
Figura 3.1. Esquema geral do tratamento por lamas ativadas (Von Sperling & Chernicharo, 2005).	13
Figura 4.1. Esquema de funcionamento de um SBR: a) fase de enchimento; b) fase de arejamento; c) fase de decantação; d) fase de esvaziamento; e) fase de espera.	21
Figura 4.2. Principais características de uma célula.	22
Figura 4.3. Difusores de bolha fina dispostos na superfície do reator.....	23
Figura 5.1. Sequência de reações da etapa de desnitrificação	28
Figura 6.1. Representação de um reator biológico na sala de comando.....	32
Figura 6.2. Gráfico representativo da evolução de SST, oxigénio e potencial redox, no reator ao longo do ciclo, em que: verde- SST; azul- oxigénio dissolvido; rosa- potencial redox.	32
Figura 7.1. Representação gráfica dos valores médios de CQO, CBO ₅ e SST obtidos e dos respetivos valores limite de emissão.	39
Figura 7.2. Representação gráfica da concentração de azoto total entre janeiro e maio e do limite de descarga previsto.	40
Figura 7.3. Representação gráfica das concentrações de azoto amoniacal, azoto total e nitratos, no efluente.	46
Figura A.1. Procedimento para a determinação do azoto total na gama de 0,5-15 mg/L de N.	61
Figura A.2. Procedimento para a determinação do azoto total na gama de 10-150 mg/L de N.	61
Figura A.3. Procedimento para a determinação de nitratos na gama de 0,5-25,0 mg/L de NO ₃ ⁻ -N.	62

Figura A.4. Procedimento para a determinação do azoto amoniacal na gama de 0,5-16,0 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$	62
Figura A.5. Procedimento para a determinação do azoto amoniacal na gama de 4,0-80,0 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$	62
Figura C.1. Folha de características técnicas do difusor.	65
Figura D.1. Folha de características técnicas dos sobrepressores.	67

Índice de tabelas

Tabela 5.1. Impacto da concentração de oxigénio dissolvido na nitrificação (Gerardi, 2010).....	27
Tabela 6.1. Instrumentação aplicada nos reatores biológicos e respetiva função.	31
Tabela 6.2. Plano de controlo operacional relativo à linha líquida.	33
Tabela 6.3. Valores de IVL e respetiva decantabilidade. (Soares da Costa, 2015).....	37
Tabela 7.1. Valores limite de emissão para a descarga do efluente final.	39
Tabela 7.2. Eficiências de remoção no tratamento secundário.....	41
Tabela 7.3. Valores de IVL obtidos para os 4 reatores da ETAR, no período de janeiro a julho de 2022.	41
Tabela 7.4. Descrição da fase de enchimento-arejamento.....	42
Tabela 7.5. Resultados do ensaio realizado ao longo da fase de enchimento-arejamento.	43
Tabela 7.6. Resultados do ensaio mais detalhado realizado ao longo da fase de enchimento-arejamento.	44
Tabela 7.7. Idade média das lamas referentes aos 4 reatores biológicos.....	45
Tabela 7.8. Necessidades de oxigénio para a oxidação da matéria orgânica.	47
Tabela 7.9. Necessidades de oxigénio para a respiração endógena.....	48
Tabela 7.10. Necessidades de oxigénio para a nitrificação.	49
Tabela 7.11. Valores médios das necessidades de oxigénio (OD=1 mg/L) e respetivo desvio padrão.....	49
Tabela 7.12. Dados necessários para o cálculo das necessidades reais de oxigénio, SOTR.	50
Tabela 7.13. Necessidades de oxigénio médias, em ponta e reais.....	51
Tabela 7.14. Variações nas necessidades de oxigénio reais e no caudal de ar necessário, devido à alteração da concentração de oxigénio dissolvido no reator.....	52
Tabela B.1. Eficiências de remoção obtidas para o tratamento secundário.	63

Lista de abreviaturas

AOTR- *Actual Oxygen Transfer Rate*

CBO₅- Carência Bioquímica de Oxigênio (após 5 dias) (mg O₂/L)

CQO- Carência Química de Oxigênio (mg O₂/L)

ETAR- Estação de Tratamento de Águas Residuais

IVL- Índice Volumétrico de Lamas (mL/g)

MO- Matéria orgânica

ROU- *Ratio of Oxygen Utilisation*

SBR- *Sequencing Batch Reactor*

SOTE- *Standard Oxygen Transfer Efficiency*

SOTR- *Standard Oxygen Transfer Rate*

SST- Sólidos Suspensos Totais (mg/L)

SSV- Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)

UV- Ultravioleta

VLE- Valor Limite de Emissão

1. Introdução

1.1. Enquadramento

A presente dissertação realizou-se no âmbito da unidade curricular Dissertação/Estágio do Mestrado em Engenharia Química do Instituto Superior de Engenharia do Porto, na Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Paço de Sousa.

Uma ETAR corresponde a uma infraestrutura extremamente importante, que trata as águas residuais de origem doméstica ou industrial, para que estas possam ser descarregadas no mar ou rio com um nível de poluição aceitável, seguindo a legislação em vigor, para o meio ambiente recetor.

Caracterizam-se como águas residuais domésticas, as águas residuais de serviços e instalações residenciais, provenientes de atividades domésticas e do metabolismo humano.

1.2. Objetivos do trabalho

Os principais objetivos desta dissertação foram controlar a remoção da matéria carbonácea e da matéria azotada em cada ciclo de tratamento. O plano de trabalho a desenvolver incluiu o acompanhamento da operação dos SBR (*Sequencing Batch Reactor*) na ETAR, de modo a conhecer, caracterizar e otimizar os parâmetros com influência no processo.

1.3. Organização da dissertação

A presente dissertação encontra-se dividida em 8 capítulos.

No primeiro capítulo está presente um pequeno enquadramento e os objetivos do trabalho realizado.

O capítulo 2 contém a apresentação da empresa, um fluxo do processo e a descrição do tratamento efetuado à fase líquida, sólida e gasosa.

No capítulo 3 introduz-se o tratamento por lamas ativadas, descrevendo os sistemas de baixa carga, média carga e alta carga e os parâmetros com influência no processo.

No capítulo 4 aborda-se o tratamento por SBR, referindo as suas vantagens e desvantagens.

No capítulo 5 descrevem-se os processos de nitrificação e desnitrificação, assim como os fatores que os influenciam.

No capítulo 6 apresenta-se a estratégia de controlo de processo da ETAR e o plano de controlo operacional da linha líquida, juntamente com a descrição de alguns dos parâmetros analisados.

No capítulo 7 encontram-se os resultados obtidos e a discussão dos mesmos.

Por fim, no capítulo 8 apresentam-se as conclusões retiradas e as propostas de trabalho futuro.

2. ETAR de Paço de Sousa

2.1. Apresentação SIMDOURO

A SIMDOURO, S.A. é uma sociedade anónima de capitais exclusivamente públicos, fundada pelo Decreto-Lei nº 16/2017, de 1 de fevereiro, responsável pela construção, gestão e concessão do sistema multimunicipal de saneamento do grande Porto, em regime exclusivo e por um período de 50 anos (SIMDOURO, 2017c).

Esta empresa tem como objetivo a recolha, o tratamento e a rejeição final das águas residuais urbanas provenientes dos municípios de Arouca, Baião, Castelo de Paiva, Cinfães, Paredes, Vila Nova de Gaia e uma parte de Penafiel, abrangendo uma área de 1300 km². Deste modo, a SIMDOURO, pertencente ao grupo Águas de Portugal, é responsável pela ETAR de Campelo, Cinfães, Orvida-Fermedo, Santa Marinha do Zêzere, Lever, Crestuma, Febros, Areinho, Gaia Litoral, Paço de Sousa e Fornos (SIMDOURO, 2017c).

A missão da SIMDOURO, S.A. passa por gerir o sistema de saneamento, garantido a eficiência, fiabilidade, qualidade do serviço e o respeito por valores sociais e ambientais (SIMDOURO, 2017d).

A ETAR de Paço de Sousa, representada na Figura 2.1, localiza-se no município de Penafiel e está dimensionada para tratar um caudal de 10725 m³/d de águas residuais domésticas. Apresenta a capacidade de servir um equivalente populacional de cerca de 65000 habitantes, dos municípios de Lousada, Paredes e Penafiel (SIMDOURO, 2017b).



Figura 2.1. ETAR de Paço de Sousa (SIMDOURO, 2017b).

As características do afluente e o local destinado à descarga final do efluente, o rio Sousa, influenciam a escolha dos tratamentos a implementar.

A ETAR mencionada, é uma das maiores infraestruturas de tratamento de águas residuais da SIMDOURO, sendo uma grande consumidora de energia elétrica (SIMDOURO, 2017a). Contudo, recorrendo ao biogás produzido no processo de tratamento, a ETAR de Paço de Sousa torna-se um exemplo de sinergia industrial e de criação de valor na economia circular, contribuindo para a redução da pegada de carbono. Em setembro de 2021, como representado na Figura 2.2, esta ETAR atingiu um novo recorde de autossuficiência energética (SIMDOURO, 2017a).

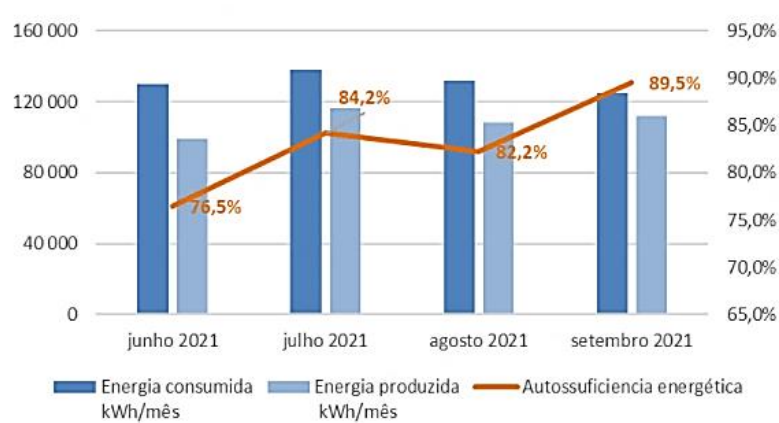


Figura 2.2. Gráfico representativo da energia consumida, energia produzida e respetiva autossuficiência energética na ETAR de Paço de Sousa, entre junho e setembro de 2021 (SIMDOURO, 2017a).

Na Figura 2.3, está representado o diagrama de fluxos do processo referente a esta infraestrutura, em que se pode observar a sequência de processos aplicados no tratamento da fase líquida e da fase sólida.

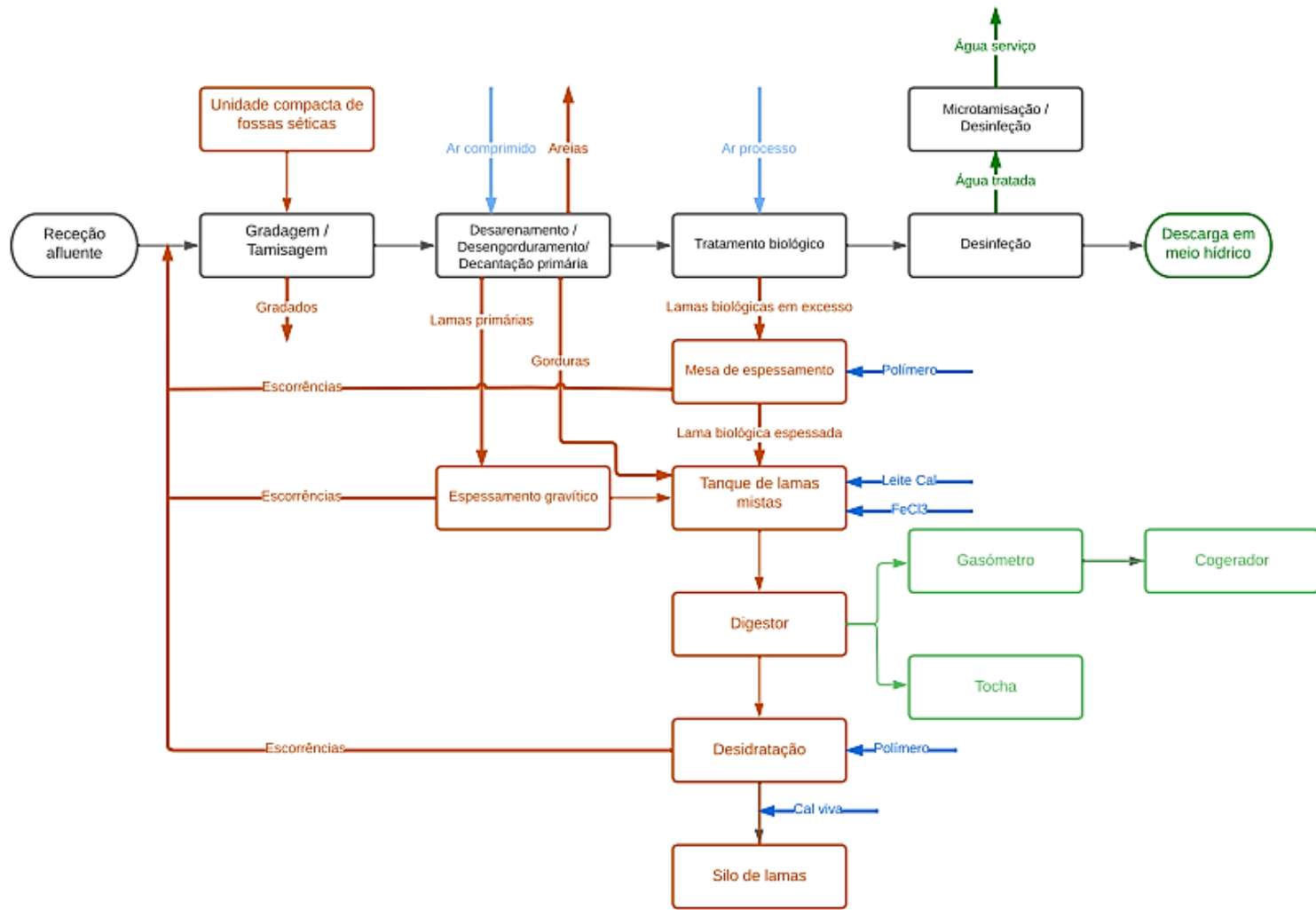


Figura 2.3. Diagrama de fluxos do processo da ETAR de Paço de Sousa.

2.2. Tratamento da Fase Líquida

A linha de tratamento da fase líquida na ETAR inclui quatro etapas, nomeadamente o tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

Primeiramente, ocorre a elevação inicial por dois estágios de parafusos de Arquimedes, como representado na Figura 2.4.



Figura 2.4. Elevação do afluente por dois estágios de parafusos de Arquimedes.

2.2.1. Tratamento preliminar

O tratamento preliminar consiste na gradagem dos sólidos grosseiros, ou seja, na remoção de sólidos suspensos de maiores dimensões, de matéria mineral ou de matéria orgânica. As grades utilizadas na gradagem, geralmente de aço, são constituídas por barras dispostas no canal de modo a intercetar o fluxo (Pinheiro, 2015). Após a gradagem, os gradados, isto é, os sólidos retidos nas grades são encaminhados para aterros e os detritos são retirados para recipientes adequados.

Para além da gradagem, no tratamento preliminar ocorre a tamisagem em tamisadores de tambor filtrante rotativo, com um espaçamento de malha de 3 mm, com o intuito de remover os sólidos suspensos de menores dimensões (Pinheiro, 2015). O objetivo deste tratamento é evitar que ocorra a passagem de resíduos que possam provocar entupimentos das condutas e bloqueios de equipamentos mecânicos (Barreto, 2014).

O desarenamento, desengorduramento e decantação primária ocorrem num único órgão, o *Sedipac 3D*. Este órgão caracteriza-se pela grande inércia às variações de carga e caudal, pelos rendimentos elevados de cada etapa de tratamento, pela boa qualidade da água tratada e por ocupar uma menor área comparativamente a outros órgãos tradicionais

(Soares da Costa, 2015). Embora ocorram no mesmo órgão, o desarenamento e desengorduramento fazem parte do tratamento preliminar e a decantação primária do tratamento primário.

No desarenamento pretende-se separar de forma eficiente as areias da matéria orgânica que as envolve, através da injeção de ar comprimido por difusores de bolha média do tipo Vibrair (Soares da Costa, 2015).

O desengorduramento realiza-se com o intuito de remover óleos e gorduras do afluente, através da injeção de ar que provoca a acumulação da gordura na superfície (Oliveira, 2017). As gorduras acumuladas na superfície são conduzidas para uma caleira pivotante de recolha automática, que as encaminha para um poço existente em cada órgão (Soares da Costa, 2015). Posteriormente, estas são bombeadas para um concentrador de gorduras situado junto ao tanque de lamas mistas para posteriormente serem alimentadas ao digestor.

2.2.2. Tratamento primário

A decantação primária lamelar baseia-se na utilização da força da gravidade para separar e concentrar os sólidos sedimentáveis contidos na água residual. A utilização das lamelas permite aumentar a área de decantação e conseqüentemente diminuir a área de implantação mantendo a mesma eficiência de remoção (Soares da Costa, 2015).

De salientar que o afluente permanece no *Sedipac 3D* o tempo necessário para que a sedimentação dos sólidos suspensos seja o mais eficiente possível, passando de seguida para o tratamento secundário.

2.2.3. Tratamento secundário

Nesta ETAR, o tratamento secundário baseia-se num sistema de tratamento biológico por lamas ativadas, que opera em regime de arejamento convencional, efetuado em quatro reatores biológicos do tipo SBR (*Sequencing Batch Reactor*), em que o arejamento é concretizado através de difusores de bolha fina (SIMDOURO, 2017b). Este sistema de tratamento garante elevadas eficiências de remoção. De realçar que após a fase da decantação, a água clarificada sobrenadante é descarregada através do sistema de recolha de água por descarregador flutuante, a toma *CYKLAR*, presente em cada um dos reatores.

A toma *CYKLAR*, encontra-se representada na Figura 2.5 e é composta pelos seguintes componentes (Soares da Costa, 2015):

- um mecanismo flutuante;
- um descarregador com um sifão sob o flutuador;
- uma tubagem rígida de evacuação de água tratada (escoamento gravítico).



Figura 2.5. Sistema de recolha de água tratada - toma CYKLAR.

Este sistema de recolha de água tratada apresenta como requisitos básicos que nenhum floco deve entranhar-se na toma durante as fases de enchimento-arejamento e decantação e que durante a fase de esvaziamento o manto de lamas não deve ser aspirado e eventuais espumas não devem penetrar no sistema (Soares da Costa, 2015).

A originalidade deste método de recolha da água tratada consiste no sistema de bloqueio pneumático. No decorrer das fases de enchimento-arejamento e decantação há a formação de um manto de ar sob o flutuador que mantém o descarregador flutuante e estanque. Durante o esvaziamento, o manto de ar desaparece fazendo com que a toma desça automaticamente, acompanhando o plano da água e permitindo uma descarga controlada.

2.2.4. Tratamento terciário

O tratamento terciário consiste numa desinfeção do efluente por UV, recorrendo a módulos eletrónicos equipados com lâmpadas ultravioleta. A desinfeção das águas residuais visa a desativação de microrganismos patogénicos que possam existir no efluente após o tratamento. Este método de desinfeção da água por radiação UV constitui uma solução ecológica, uma vez que não necessita de produtos químicos e não provoca toxicidade na fauna e flora do meio recetor (Soares da Costa, 2015).

A água proveniente dos tratamentos referidos anteriormente após sofrer um tratamento adicional por microfiltração e desinfecção UV é armazenada num depósito de água de serviço. Posteriormente, é reutilizada para rega de espaços verdes, lavagem de equipamentos, entre outros, evitando deste modo gastos adicionais desnecessários.

2.3. Tratamento da Fase Sólida

As lamas surgem do tratamento primário e secundário mencionados, resultado da remoção da matéria orgânica do afluente e do crescimento dos microrganismos, respetivamente. A importância do tratamento das lamas está relacionada com a sua composição complexa, com elevados teores de matéria orgânica, inúmeros nutrientes, diversos contaminantes, microrganismos patogénicos e compostos orgânicos biologicamente instáveis (Ariscrisnã, 2012). Quando não são tratadas, estas podem causar problemas ambientais, produção de odores desagradáveis e um impacto visual negativo.

2.3.1. Espessamento gravítico

O espessamento gravítico baseia-se na acumulação da lama no fundo de um tanque circular semelhante a um decantador convencional, dando origem a um manto de lamas (Ariscrisnã, 2012). O peso dos sólidos provoca a compactação das lamas, provocando a libertação da água que estas contêm. A água sobe à superfície sendo posteriormente retirada dos espessados e retornando à obra de entrada, onde as escurências entram de novo no processo de tratamento juntamente com o afluente. Após o espessamento, as lamas são retiradas do espessador gravítico por bombas de parafuso e encaminhadas para o tanque de mistura de lamas.

2.3.2. Espessamento mecânico

As lamas biológicas em excesso, provenientes do tratamento secundário, são encaminhadas para um tanque de armazenamento. A função deste tanque é permitir a homogeneização destas, através de um agitador submersível, antes de serem espessadas nas mesas de espessamento (Soares da Costa, 2015).

O espessamento mecânico inicia-se com o acondicionamento das lamas biológicas num floculador estático integrado na mesa de espessamento, que assegura o tempo de contacto necessário com o polímero de floculação, um polieletrólito. De seguida, as lamas floculadas dispõem-se uniformemente sobre uma tela de poliéster montada sobre rolagamentos, que promove um espessamento gradual. As lamas resultantes do

espessamento mecânico são descarregadas de forma gravítica para a cisterna de lamas espessadas (Soares da Costa, 2015).

2.3.3. Digestão anaeróbia

As lamas provenientes do espessamento gravítico e do espessamento mecânico são encaminhadas para um tanque de lamas mistas, para posteriormente serem alimentadas ao digestor.

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico baseado na degradação de matéria orgânica complexa, na ausência de oxigénio. Nesta etapa, a matéria orgânica das lamas sofre ação das bactérias hidrolisantes e das bactérias mesófilas, que degradam as cadeias moleculares e conduzem à decomposição dos ácidos gordos voláteis formados, em metano e gás carbónico, respetivamente (Soares da Costa, 2015).

Nos processos de digestão anaeróbia, a temperatura, o pH e a composição das lamas são alguns dos fatores que devem ser considerados. Para que a temperatura durante a digestão anaeróbia seja constante, operando entre os 38 e os 42 °C, é necessário proceder-se ao aquecimento das lamas (Martins, 2019). O sistema de aquecimento consiste na recirculação de lamas num permutador de calor de placas.

A mistura das lamas no interior do digestor é um dos pontos cruciais para assegurar uma boa digestão das mesmas. Deste modo é necessário garantir a sua agitação, através de um agitador de eixo vertical, para que as condições de operação no digestor sejam as mais homogéneas possíveis, a fim de evitar a ocorrência de estratificação de lamas (Soares da Costa, 2015).

O processo de digestão anaeróbia divide-se em quatro fases (Martins, 2019):

- Hidrólise: ocorre a hidrólise de macromoléculas como as proteínas, hidratos de carbono e lípidos, gerando-se compostos mais simples que possam ser assimilados pelas bactérias fermentativas;
- Acidogénese: produzem-se compostos orgânicos solúveis e ácidos orgânicos de cadeia curta, como o ácido valérico, acético e propiónico;
- Acetogénese: as bactérias acetogénicas, utilizam os produtos da fase de acidogénese para produzir ácido acético, dióxido de carbono e hidrogénio;
- Metanogénese: ocorre a conversão dos ácidos orgânicos voláteis em metano e dióxido de carbono, formando-se o biogás.

A digestão anaeróbia, cujo processo está representado na Figura 2.6, é um dos processos mais utilizados na estabilização de lamas, visto que possibilita a produção de biogás, satisfazendo grande parte das necessidades energéticas da ETAR.

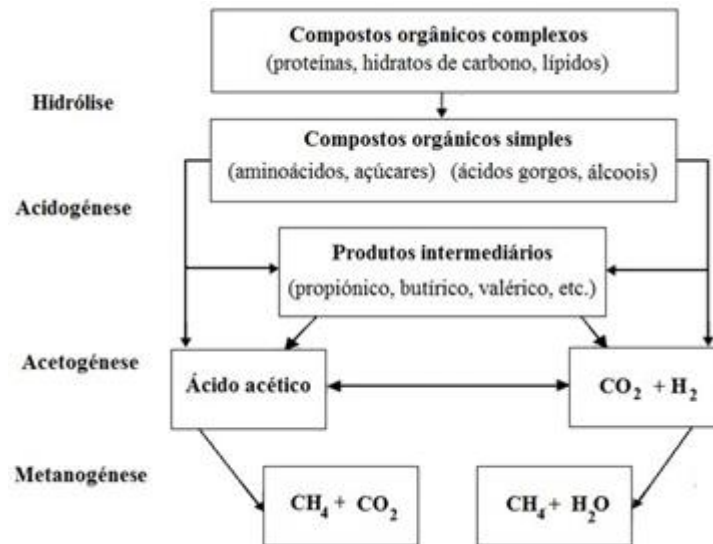


Figura 2.6. Descrição do processo de digestão anaeróbia.

2.3.4. Desidratação das lamas

A lama decorrente da digestão anaeróbia é direcionada para a centrífuga, onde se dá a remoção de grande parte da água presente (Oliveira, 2017). Este processo é efetuado com o objetivo de reduzir o volume de lamas, reduzindo os custos associados ao seu transporte, dado que este apresenta diferentes custos consoante o volume/peso das lamas (Ariscrisnã, 2012).

As lamas desidratadas são armazenadas em silos e posteriormente transportadas para aterros, ou podem ser estabilizadas através de um processo de co-compostagem.

2.4. Tratamento da Fase Gasosa

O tratamento da fase gasosa compreende todo o processo que se dá desde a produção de biogás a partir da digestão anaeróbia, até à produção de energia elétrica e térmica por um grupo de cogeração (Oliveira, 2017).

O biogás é constituído maioritariamente por metano e dióxido de carbono, com percentagens entre 40 e 65 % e 60 e 35 %, respetivamente. Depois de ser produzido nos digestores, o biogás é encaminhado para um gasómetro do tipo insuflável de dupla

membrana, onde é armazenado. Quando o gasómetro se encontra cheio, o excesso de biogás é queimado na tocha.

Uma estação de tratamento de águas residuais revela-se uma fonte de odores com origem nos gases ou vapores emanados por determinados produtos contidos nas águas residuais ou resultantes de transformações ocorridas no decurso do tratamento. Deste modo, é necessário proceder à ventilação dos espaços para impedir a difusão de poluentes atmosféricos para o exterior.

Na ETAR de Paço de Sousa procedeu-se à instalação de um processo de biodesodorização, que consiste em fazer atravessar os gases recolhidos por uma rede de aspiração apropriada, um leito de origem biológica (biofiltro), no qual se desenvolvem microrganismos capazes de remover os agentes causadores de odores (Soares da Costa, 2015). Este processo apresenta a vantagem de não ser necessária a adição de reagentes de neutralização, que são bastante dispendiosos (Soares da Costa, 2015).

Na Figura 2.7, está representado o edifício de desodorização da ETAR de Paço de Sousa.



Figura 2.7. Edifício de desodorização da ETAR de Paço de Sousa.

3. Tratamento biológico por lamas ativadas

O tratamento biológico por lamas ativadas é amplamente utilizado para o tratamento de efluentes domésticos e industriais. Este tipo de tratamento secundário baseia-se maioritariamente em processos aeróbios que utilizam os microrganismos para decompor a matéria orgânica (Von Sperling & Chernicharo, 2005).

Fundamentalmente, em qualquer tratamento em fluxo contínuo por lamas ativadas é necessário um reator, um decantador secundário, um sistema de recirculação de lamas e a remoção do excesso de lamas. Na Figura 3.1, é possível visualizar o esquema geral do tratamento biológico por lamas ativadas.

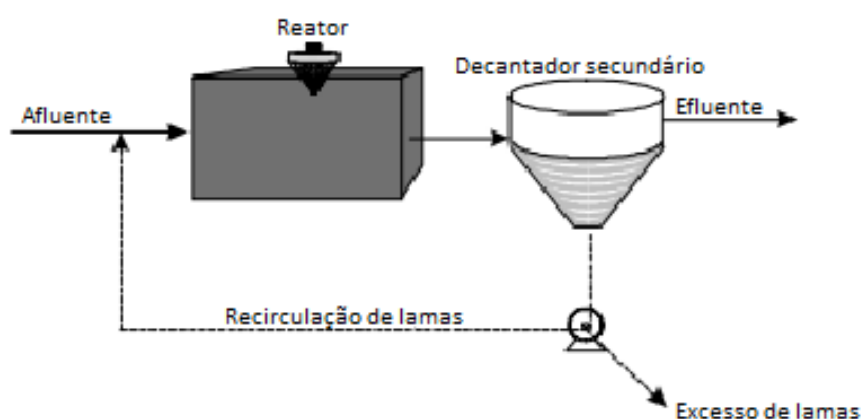


Figura 3.1. Esquema geral do tratamento por lamas ativadas (Von Sperling & Chernicharo, 2005).

No reator biológico ocorrem as reações bioquímicas associadas à remoção da matéria orgânica e, sob determinadas condições, da matéria nitrogenada. De salientar que o reator biológico tem de conter arejamento, visto que o oxigénio é imprescindível à respiração dos microrganismos aeróbios. No entanto, a quantidade de oxigénio tem de ser controlada, dado que demasiado oxigénio adiciona custos desnecessários, e pouco oxigénio, diminui o metabolismo dos microrganismos e consequentemente a eficiência do processo (Moura, 2012).

No decantador secundário separa-se a biomassa, obtendo-se um efluente final clarificado. Dos sólidos depositados no decantador secundário, uma parte sofre recirculação, voltando novamente ao reator, com o intuito de manter uma concentração adequada de microrganismos para tratar a carga alimentada. A recirculação das lamas faz com que os sólidos permaneçam no sistema por um período de tempo superior ao líquido,

o que garante a maior eficiência do tratamento biológico, visto que os microrganismos têm tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica (Moura, 2012).

Para manter o sistema em equilíbrio é essencial retirar a lama em excesso, que pode ser extraída diretamente do reator ou da linha de recirculação de lamas (Von Sperling & Chernicharo, 2005).

Os sistemas de lamas ativadas podem ser classificados em sistemas de baixa carga ou arejamento prolongado, média carga ou arejamento convencional e alta carga ou arejamento rápido, tendo em conta a razão alimento/microrganismos (razão A/M) (Sousa, 2011).

3.1. Sistemas de baixa carga ou de arejamento prolongado

Os sistemas de baixa carga caracterizam-se pelos valores reduzidos da relação A/M no reator biológico arejado e pelo elevado período que os microrganismos e a água residual são submetidos ao arejamento (Von Sperling & Chernicharo, 2005). A carência de alimento obriga os microrganismos a metabolizarem o seu próprio material celular (Moura, 2012).

Em arejamento prolongado, a biomassa permanece no sistema por períodos mais longos, na ordem dos 18 a 30 dias. Neste sistema, a quantidade de biomassa, o volume do reator biológico e o tempo de retenção, de 16 a 24 horas, revelam-se superiores aos valores do sistema convencional (Moura, 2012).

Nos sistemas de arejamento prolongado, as lamas em excesso caracterizam-se por um elevado grau de estabilização, sendo apenas submetidas a uma operação de secagem. Por esta razão, os sistemas de arejamento prolongado não possuem decantadores primários, evitando a geração de outro tipo de lamas que exigiria uma estabilização separada (Von Sperling & Chernicharo, 2005).

Este é um dos processos mais eficientes no tratamento de efluentes para a remoção de CBO_5 , devido à reduzida disponibilidade de substrato e à assimilação praticamente total por parte dos microrganismos. Todavia, um mau desempenho do decantador secundário comprometerá a eficiência do processo e causará deterioração do efluente final, ainda que a remoção de CBO_5 no reator biológico seja satisfatória (Moura, 2012).

Neste sistema verifica-se um aumento do consumo de energia para o arejamento, uma vez que a lama é estabilizada aerobicamente no reator biológico. Deste modo, apesar de ser um processo bastante eficiente não é muito utilizado para sistemas de grandes dimensões devido ao elevado custo energético associado a este tipo de arejamento.

3.2. Sistemas de média carga ou de arejamento convencional

No sistema convencional, antes de entrar no reator biológico, o afluente é submetido a uma decantação primária, que visa a remoção de 50 a 70 % e 30 a 40 % de sólidos suspensos sedimentáveis e de CBO_5 , respetivamente (Qasim, 1999). Esta operação permitirá uma redução das necessidades de oxigénio no reator biológico, e consequentemente uma diminuição dos consumos energéticos fundamentais para a oxidação da matéria orgânica.

Em virtude dos valores mais baixos da relação A/M no reator arejado, os sistemas de média carga quando comparados com os de alta carga, limitam a multiplicação dos microrganismos (Moura, 2012).

A idade das lamas neste sistema geralmente está compreendida entre 4 e 10 dias e o tempo de retenção no reator é da ordem de 6 a 8 horas (Von Sperling & Chernicharo, 2005). Como consequência da baixa idade das lamas, a biomassa que é retirada do sistema nas lamas em excesso ainda possui um elevado teor de matéria orgânica biodegradável, necessitando de estabilização. A estabilização ocorre no digester e de modo a reduzir o volume necessário para este, a lama é previamente espessada com o intuito de remover parte do teor de água, diminuindo deste modo o volume de lama a ser tratado (Von Sperling & Chernicharo, 2005).

3.3. Sistemas de alta carga ou de arejamento rápido

Os sistemas que apresentam uma razão A/M muito elevada no reator biológico e um tempo de permanência dos microrganismos e da água residual a tratar reduzido, designam-se por sistemas de alta carga ou de arejamento rápido.

Em virtude da abundância de alimento, as taxas de absorção e síntese de matéria orgânica, tal como a taxa de multiplicação dos microrganismos e do consumo de oxigénio são elevadas (Moura, 2012).

Relativamente às lamas em excesso, nos sistemas de alta carga, exibem elevada atividade biológica, sendo imprescindível submetê-las a um processo de estabilização (Moura, 2012).

3.4. Parâmetros com influência no processo

Dos parâmetros que afetam a operação, destacam-se a temperatura, o pH, o oxigénio dissolvido, a razão A/M e a idade das lamas (Sousa, 2011).

O crescimento e a sobrevivência dos microrganismos são significativamente afetados pela temperatura, sendo estes classificados de acordo com a sua temperatura ótima de crescimento em psicrófilos, mesófilos e termófilos (Sousa, 2011). Este parâmetro revela ainda um grande impacto na concentração de oxigénio dissolvido, visto que a solubilidade do oxigénio na água depende da temperatura.

O pH no tratamento biológico é geralmente neutro e afeta a atividade das enzimas microbianas exercendo um papel importante no transporte de nutrientes e químicos tóxicos para as células (Sousa, 2011). Embora existam microrganismos que provocam o aumento do pH do meio, frequentemente o crescimento microbiano resulta numa diminuição deste à custa da libertação de metabolitos ácidos, como o ácido sulfídrico e ácidos orgânicos (Sousa, 2011).

Outro fator importante para a atividade microbiana é o oxigénio dissolvido, sendo o seu consumo um indicador do estado da biomassa. Deste modo, para avaliar a atividade microbiana no meio pode recorrer-se à monitorização do oxigénio dissolvido (Sousa, 2011).

A razão A/M expressa a relação entre a quantidade de substrato disponível, em termos de carência bioquímica de oxigénio, e a concentração de massa microbiana.

Através do parâmetro do índice volumétrico de lamas, IVL, vários autores correlacionam a razão A/M com as características de sedimentação das lamas ativadas. Visto que para condições de sedimentação ótimas o IVL deve ser reduzido, constata-se que a razão A/M ótima corresponde aos valores mínimos de IVL (Sousa, 2011).

A idade das lamas é um parâmetro que reflete a taxa de crescimento específico e calcula-se pela razão entre a quantidade total de lamas do sistema, em kg, e o fluxo de lamas produzidas, em kg/d. Uma idade de lamas reduzida corresponde a uma elevada taxa de crescimento, característica dos sistemas de alta carga, enquanto uma idade elevada

indica uma taxa de crescimento baixa, característica dos sistemas de baixa carga (Sousa, 2011). A composição microbiana das lamas e a sua decantabilidade também são afetadas pela idade das mesmas. Regra geral, os microrganismos flagelados são predominantes numa lama jovem e os rotíferos e ciliados vão-se tornando mais comuns à medida que a lama envelhece (Sousa, 2011).

4. Tratamento por SBR

4.1. Descrição do processo

Os SBR são reatores biológicos de biomassa suspensa e de funcionamento em regime sequencial, onde as operações de tratamento como a degradação da matéria orgânica e decantação de sólidos se processam no mesmo reator, num sistema compacto, ao invés dos sistemas convencionais, em que diferentes operações ocorrem em diferentes reatores. Deste modo, as etapas de tratamento são separadas com base no tempo e não no espaço.

Este tipo de reator biológico opera em condições de caudal baixo e descontínuo, funcionando de forma cíclica e pode ser utilizado para a remoção de nutrientes como o azoto e o fósforo, de CBO₅ e CQO ou de sólidos suspensos totais (Costa, 2011).

Para caracterizar um processo de tratamento em SBR é necessário ter em conta a duração das diferentes fases, o tempo total do ciclo, tempo de retenção hidráulico e a taxa de troca volumétrica (Sampaio, 2014).

O sistema implementado na ETAR de Paço de Sousa inclui um seletor biológico, colocado na parte anterior do tanque, que diferencia esta tecnologia dos SBR clássicos. Deste modo, a versão enchimento + enchimento anóxico com agitação é substituída por uma versão mais simples, enchimento-arejamento, facilitando a operação do processo e assegurando a seleção biológica dos microrganismos formadores de flocos (Soares da Costa, 2015).

As principais funções do seletor são controlar o desenvolvimento dos microrganismos causadores de *bulking*, melhorar a decantabilidade das lamas e facilitar a eliminação da contaminação mais rapidamente biodegradável, através de mecanismos de transferência enzimática (Soares da Costa, 2015).

O princípio de funcionamento de um SBR consiste em diversas fases, nomeadamente a fase de enchimento e arejamento, decantação, esvaziamento e, quando necessário, tempo de espera.

4.2. Descrição das etapas

Geralmente, no ciclo padrão de operação, a fase de enchimento e arejamento tem a duração de 130 minutos, e as fases de decantação e esvaziamento de 65 minutos, resultando num tempo total de ciclo de 4 horas e 20 minutos. Contudo, estes valores são

influenciados por diversos fatores, podendo ser adaptados para um funcionamento com durações de por exemplo 6 horas e 20 minutos.

O enchimento-arejamento efetua-se alimentando ar simultaneamente com o caudal de entrada para a oxidação da matéria carbonácea e para a nitrificação. A regulação do caudal de ar é feita por um sistema de controlo que permite a monitorização do nível de oxigénio dissolvido no tanque e o arejamento processa-se através de difusores de bolha fina (Soares da Costa, 2015).

No decorrer da fase de enchimento-arejamento, executa-se uma recirculação de licor misto, do tanque de arejamento até ao seletor, com o objetivo de manter uma correta relação alimento/microrganismos que selecione as bactérias floculantes em detrimento das filamentosas. Nesta tecnologia, a taxa de recirculação situa-se entre os 20 e os 30 %, revelando-se inferior à de uma estação de lamas ativadas convencional (Soares da Costa, 2015).

O arejamento tem como objetivo proporcionar condições favoráveis ao desenvolvimento da biomassa, promovendo a oxidação da matéria orgânica e a nitrificação (Prazeres, 2016). Deste modo, é nesta fase que ocorrem grande parte das reações de remoção da carga poluente (Anjo, 2008). A sua duração deve ser temporizada, ocorrendo até que se atinja o limite de tempo definido e/ou os valores dos parâmetros do processo sejam os previamente selecionados (Marques, 2007).

Na fase de decantação, o ambiente estático gerado pela paragem do sistema de agitação e/ou arejamento promove a separação sólido/líquido, ocorrendo a sedimentação das lamas (Prazeres, 2016). Assim, obtém-se progressivamente uma zona com sobrenadante clarificado. A velocidade de decantação é função de parâmetros como a concentração inicial da biomassa, a natureza biológica dos flocos, o fluxo de sólidos, a profundidade do tanque e a temperatura. De realçar que durante a fase de decantação as condições anóxicas prevalecem, favorecendo a fase de desnitrificação.

A fase de esvaziamento caracteriza-se pela recolha do efluente clarificado através de uma toma descarregadora móvel localizada numa das extremidades do tanque. A toma flutua sobre a superfície da água desde a sua fase inicial, superior ao nível máximo, até à posição de nível mínimo. De salientar que o processo de esvaziamento não deve interferir com as lamas anteriormente decantadas e tem de se assegurar que no reator é mantido o nível mínimo de líquido desejado (Marques, 2007).

Visto que durante o período de esvaziamento as condições que prevalecem também são anóxicas, a fase de desnitrificação continua a ocorrer.

A fase de espera é facultativa e tem como principal objetivo restituir as variações de tempo que possam ocorrer nas outras etapas do ciclo.

Na Figura 4.1, encontram-se representadas as diferentes fases descritas anteriormente, correspondentes ao funcionamento de um reator do tipo SBR.

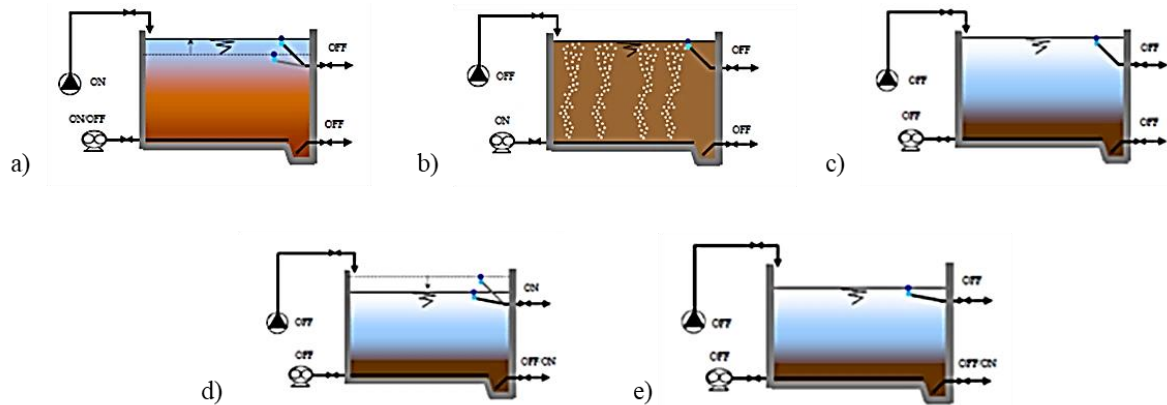


Figura 4.1. Esquema de funcionamento de um SBR: a) fase de enchimento; b) fase de arejamento; c) fase de decantação; d) fase de esvaziamento; e) fase de espera.

Os processos de tratamento por SBR podem dividir-se em dois grandes grupos, processo de nível variável e processo de nível fixo, tendo em conta a forma como os reatores são alimentados.

No processo de nível variável existem diversas células independentes alimentadas de modo sequencial, onde há alternância de fases arejada, não arejada e decantação. No processo descrito, os reatores funcionam com nível variável e não existe mistura de lamas entre reatores.

No processo de nível fixo os reatores são alimentados alternadamente sendo o reator que está a ser alimentado o reator biológico, e o reator de saída o órgão de decantação. Neste tipo de processo verifica-se continuamente entrada e saída de efluente, há transferência de lamas entre células (*single-sludge*) e como tal o nível nos reatores é constante e fixo. Estes tipos de sistemas são frequentemente denominados por “falsos SBR”.

Relativamente aos sistemas de nível variável os sistemas de nível fixo apresentam como desvantagens a maior sensibilidade à variação significativa de caudais e o facto de

não incluírem o seletor. A ausência de seletor é referida como uma desvantagem uma vez que este serve para o controlo dos microrganismos causadores de *bulking* e para a melhoria da decantabilidade das lamas.

Na ETAR de Paço de Sousa o sistema implementado é um sistema de nível variável, constituído por 4 células independentes com as seguintes características, representadas na Figura 4.2:

- nível de água variável;
- seletor à cabeça;
- sistema de recolha de água tratada;
- rede de difusores de ar no fundo;
- bomba submersível (recirculação + extração).

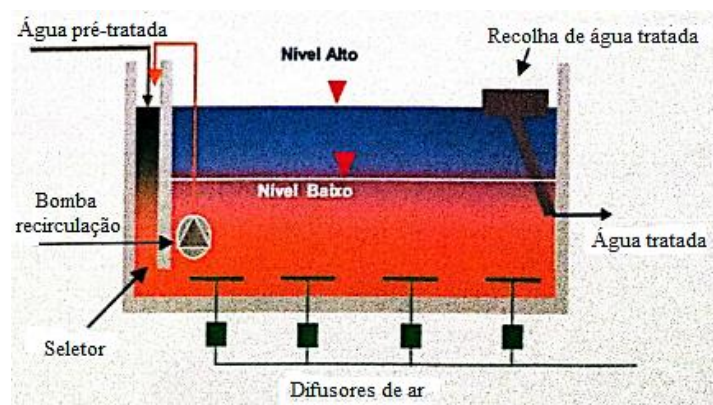


Figura 4.2. Principais características de uma célula.

Quando comparado com o sistema convencional de lamas ativadas, o sistema SBR permite obter uma maior flexibilidade de operação, além de garantir boas eficiências de remoção (Marques, 2007). Os SBR possibilitam uma fácil adaptação a diferentes objetivos do tratamento alterando a duração das diferentes fases do seu funcionamento (Ascensão, 2014).

Como referido anteriormente, todas as fases ocorrem no mesmo reator e deste modo não são utilizados decantadores secundários nem equipamentos de recirculação de lamas, permitindo uma menor ocupação do espaço e custos mais reduzidos (Sampaio, 2014).

Devido ao elevado nível de automação, os reatores do tipo SBR permitem uma redução na quantidade de operadores necessários. Por último, neste sistema pode ocorrer

nitrificação e desnitrificação, ajustando a intensidade de arejamento, e remoção de fósforo.

Embora apresente diversas vantagens, este sistema de tratamento também possui limitações como o elevado consumo de energia dos equipamentos, o maior custo de manutenção devido aos controlos automatizados e o elevado nível de sofisticação necessário à operação que requer uma maior especialização dos operadores (Wilderer et al., 2014). No decorrer do processo de tratamento, durante a fase de decantação pode ocorrer perda de lamas em suspensão ou sedimentadas.

Nos reatores biológicos da ETAR a injeção de ar efetua-se através de grelhas de difusores de bolha fina, distribuídos de maneira uniforme por todo o tanque, como representado na Figura 4.3.



Figura 4.3. Difusores de bolha fina dispostos na superfície do reator.

A agitação da lama e a transferência de oxigénio realizam-se de forma simultânea, não sendo necessário um órgão mecânico de agitação adicional.

No fundo dos reatores, a injeção de ar efetua-se por meio de unidades com membranas em elastómero, que se revelaram uma alternativa bastante interessante face aos discos porosos utilizados antigamente. As principais vantagens da alternativa referida são o facto das membranas serem mais resistentes mecanicamente e menos sujeitas a colmatação (Soares da Costa, 2015).

A central de ar situa-se num edifício próprio contíguo aos reatores, de modo a minimizar os comprimentos das tubagens de ar. Esta central está equipada com cinco sobreprensos tipo “roots”, sendo um deles de reserva, para alimentar o tratamento biológico.

A operação da central é controlada pelo sistema de supervisão instalado na ETAR, que permite adaptar o caudal de ar às necessidades do sistema. Em cada um dos coletores de ar realiza-se a medição em contínuo da quantidade de ar afluente às células.

5. Remoção de azoto

O azoto é um elemento químico essencial para os seres vivos, integrando as proteínas e os ácidos nucleicos. Este elemento pode estar presente nas águas residuais de diversas formas, desde a mais reduzida, amoníaco, à mais oxidada, nitrato (Neto, 2011).

Os fertilizantes sintéticos, os resíduos de processamento de alimentos, a degradação de material vegetal e animal, bem como a excreção de aminoácidos, ureia, ácido úrico, purinas e pirimidinas são dos principais responsáveis pela contaminação da água residual com azoto (Paredes *et al.*, 2007).

O azoto presente nas águas residuais cria problemas de toxicidade à flora e fauna aquática, eutrofização e problemas que afetam a saúde humana (Zoppas *et al.*, 2016).

A remoção biológica de azoto das águas residuais compreende essencialmente processos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação consiste na oxidação do azoto amoniacal a ião nitrato, em condições aeróbias. Na desnitrificação, o nitrato produzido no processo de nitrificação é reduzido a azoto molecular em condições anóxicas (Alves, 2005).

O lento crescimento das bactérias nitrificantes, o baixo rendimento celular e a elevada necessidade de oxigénio são alguns dos motivos que permitem explicar o facto do processo de nitrificação ser a etapa limitante da remoção de azoto das águas residuais (Zoppas *et al.*, 2016).

5.1. Nitrificação

5.1.1. Descrição do processo

No processo de nitrificação, em que o azoto amoniacal é oxidado a nitrato, há a formação de nitrito como intermediário (Alves, 2005).

A equação 5.1 representa a conversão a nitritos e a equação 5.2 a conversão a nitratos, envolvendo espécies de bactérias autotróficas específicas, as *Nitrossomas* e as *Nitrobacter*. As *Nitrossomas* e as *Nitrobacter* obtêm energia a partir de compostos inorgânicos como o azoto amoniacal e os nitritos, respetivamente (Brown *et al.*, 2005).



Devido ao crescimento específico das *Nitrobacter* ser maior que o das *Nitrossomas*, não ocorre acumulação de nitritos nos sistemas de tratamento, caso as condições sejam adequadas para o crescimento das *Nitrobacter* (Eckenfelder et al., 1989). Assim, a velocidade de crescimento das *Nitrossomas* geralmente controla a reação global de nitrificação.

A taxa de crescimento das bactérias heterotróficas, responsáveis pela degradação da poluição carbonácea, é elevada comparativamente à das bactérias autotróficas nitrificantes, sendo fundamental privilegiar o desenvolvimento destas últimas. Desta forma, deve evitar-se a sua extração excessiva do reator biológico, prevendo um tempo de retenção de lamas superior à velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes (Soares da Costa, 2015).

A cinética de nitrificação traduz a capacidade das lamas ativadas para nitrificar o azoto da água bruta e expressa-se em kg de nitratos formados por kg de matérias voláteis e por hora. Esta velocidade possibilita o cálculo da quantidade mínima de sólidos voláteis a prever nos reatores biológicos para permitir a nitrificação (Soares da Costa, 2015).

5.1.2. Fatores que afetam a nitrificação

A temperatura, o pH e alcalinidade, o oxigénio dissolvido, os inibidores e a idade das lamas são fatores que afetam o crescimento das bactérias nitrificantes e consequentemente a nitrificação.

- **Temperatura**

A temperatura afeta a velocidade de crescimento e a constante de saturação de oxigénio, sendo um parâmetro extremamente importante no processo de nitrificação. A temperatura ótima de crescimento dos microrganismos nitrificantes varia entre 28 e 36 °C, embora estes cresçam num intervalo entre 4 e 50 °C (Alves, 2005). Quando a temperatura é inferior a 4 °C a velocidade de crescimento é praticamente nula (Alves, 2005).

Nas condições de operação, a temperatura não sofre alterações significativas e está sempre compreendida entre 4 e 50 °C. Deste modo, este fator não interfere consideravelmente no processo de nitrificação.

- **Alcalinidade e pH**

O intervalo de valores de pH adequado para que se obtenha um desempenho satisfatório no processo de nitrificação é relativamente amplo, no entanto o valor ótimo de pH está compreendido entre 7,5 e 8,5 (Alves, 2005).

A nitrificação consome 7,14 gramas de alcalinidade, sob a forma de carbonato de cálcio, por grama de azoto amoniacal removido (Neto, 2011).

Relativamente a meios com baixa alcalinidade, a oxidação do azoto amoniacal poderá provocar uma redução significativa do pH do meio, resultando na inibição do processo de nitrificação (Alves, 2005).

- **Oxigénio dissolvido**

As bactérias nitrificantes só crescem na presença de oxigénio dissolvido, isto é, são estritamente aeróbias. Deste modo, a velocidade de nitrificação depende deste parâmetro, sendo recomendado um nível de oxigénio dissolvido igual ou superior a 2,0 mg O₂/L, para que ocorra nitrificação significativa (Metcalf & Eddy, 1991). Na Tabela 5.1 é possível verificar como a concentração de oxigénio dissolvido influencia a nitrificação.

Tabela 5.1. Impacto da concentração de oxigénio dissolvido na nitrificação (Gerardi, 2010).

Concentração de oxigénio dissolvido (mg/L)	Impacto na nitrificação
<0,5	Pouca ou nenhuma nitrificação
0,5-0,9	Nitrificação geralmente insuficiente
2,0-2,9	Nitrificação significativa
3,0	Taxa máxima de nitrificação

- **Inibidores**

Os compostos tóxicos como a tiourea, o cianeto, os fenóis e a anilina podem inibir as bactérias nitrificantes ou ter um efeito letal (Alves, 2005). As consequências causadas pelos compostos tóxicos dependem de fatores como a concentração destes e o tempo de

exposição. Para além da inibição da atividade nitrificante por compostos tóxicos, existe a inibição por iões metálicos, nomeadamente o Ni^{2+} , Cr^{3+} e Cu^{2+} (Alves, 2005).

- **Idade das lammas**

A idade das lammas, como referido anteriormente, representa o tempo de retenção da biomassa no reator. Para a realização da remoção do azoto, a idade mínima da lama deve ser de cerca de 8 dias (Soares da Costa, 2015).

5.2. Desnitrificação

5.2.1. Descrição do processo

A desnitrificação é o processo em que ocorre, de forma sequencial, a redução do nitrato a azoto molecular, em condições anóxicas, por microrganismos heterotróficos, através da sequência de reações representadas na Figura 5.1 (Gerardi, 2010).



Figura 5.1. Sequência de reações da etapa de desnitrificação

Das formas de azoto representadas na Figura 5.1, as últimas três são gasosas, podendo ser libertadas para a atmosfera.

A equação 5.3 traduz a redução do nitrato, utilizando o acetato como fonte de energia.



Na desnitrificação biológica, as bactérias aeróbias facultativas têm a capacidade de utilizar o nitrato e nitrito como aceitadores finais de eletrões, oxidando a matéria orgânica. A oxidação da matéria orgânica ocorre em condições limitantes de oxigénio (Alves, 2005).

As enzimas envolvidas na desnitrificação situam-se na membrana celular e são responsáveis pelas reduções sequenciais que ocorrem no processo de desnitrificação. A nitrato redutase é a enzima responsável pela redução do nitrato a nitrito, enquanto a redução do nitrito a óxido nítrico é feita pela nitrito redutase, a óxido nítrico redutase catalisa a redução do óxido nítrico a óxido nitroso e por último a óxido nitroso redutase é responsável pela redução de óxido nitroso a azoto molecular (Alves, 2005).

Quando o reator biológico é dimensionado para a eliminação do azoto, os nitratos formados na fase de nitrificação podem ser eliminados na fase de desnitrificação por três vias diferentes.

A primeira via consiste na eliminação dos nitratos recirculados a partir da zona de arejamento durante os períodos de alimentação, no seletor agitado. Por esta via não serão eliminados mais do que 5 % dos nitratos formados no reator biológico, uma vez que a taxa de recirculação é de apenas 30 % (Soares da Costa, 2015).

A segunda via resulta do grande afluxo de água bruta e da grande carência de oxigénio dos microrganismos, numa fase inicial do enchimento e arejamento, normalmente nos primeiros 15 a 20 minutos, que criam condições favoráveis a uma boa eliminação dos nitratos. Esta via de desnitrificação dita “desnitrificação simultânea” é responsável pela eliminação de 25 a 30 % dos nitratos. Durante os períodos de decantação e esvaziamento ocorre a desnitrificação dita “endógena”, que corresponde à terceira via de desnitrificação. Neste período serão eliminados os restantes nitratos de forma a atingir os objetivos da descarga (Soares da Costa, 2015).

5.2.2. Fatores que afetam a desnitrificação

O processo de desnitrificação é afetado por diversos fatores, nomeadamente a temperatura, o pH, concentração de oxigénio dissolvido, potencial redox, fonte de carbono orgânico e substâncias tóxicas.

- **Temperatura**

A velocidade de desnitrificação aumenta com o aumento da temperatura até se atingirem os valores ótimos de temperatura e diminui acentuadamente para valores de temperatura inferiores a 5 °C (Neto, 2011). A gama de temperatura considerada como ótima para o processo de desnitrificação está compreendida entre 25 e 35 °C (Halling-Sorensen & Jorgensen, 1993).

- **Alcalinidade e pH**

O processo de desnitrificação ocorre para valores de pH compreendidos entre 4,0 e 11,0, contudo o valor ótimo de pH está compreendido na gama de 7,0 a 8,0 (Alves, 2005). Este parâmetro influencia o produto final da desnitrificação uma vez que para valores de pH superiores a 7,3 o produto final é o N₂, para valores inferiores obtém-se o N₂O e para pH igual a 4 o N₂O é o produto maioritário (Alves, 2005).

- **Oxigénio dissolvido**

O oxigénio interfere na atividade enzimática das diferentes espécies microbianas, sendo considerado como o principal regulador da atividade desnitrificante (Alves, 2005). Geralmente o O₂, em função da sua concentração, inibe a desnitrificação, suprimindo a formação da enzima responsável pela redução do nitrato a nitrito (Neto, 2011).

- **Potencial redox**

O valor do potencial obtido no processo de desnitrificação, relaciona-se com o estado de oxidação-redução que se verifica no decorrer das reações. Deste modo, para valores inferiores a -200 mV, é possível aferir que a desnitrificação ocorre na totalidade, isto é, o nitrato reduz-se totalmente a azoto molecular sem que existam produtos intermédios (Alves, 2005).

- **Fonte de carbono orgânico**

Usualmente, a desnitrificação é efetuada por microrganismos heterotróficos que necessitam de uma fonte de eletrões, proveniente de compostos orgânicos (Alves, 2005). A quantidade de carbono orgânico que é necessária para o processo de desnitrificação depende das concentrações de nitrato, nitrito e oxigénio na água residual (Alves, 2005). O carbono é obtido através de um processo designado por respiração endógena em que, devido às carências nutricionais no reator, os microrganismos são obrigados a consumir o próprio protoplasma. A eficiência da desnitrificação é afetada pela diminuição da velocidade de desnitrificação, resultado de uma razão carbono/azoto insuficiente (Alves, 2005). A adição de uma fonte de carbono facilmente biodegradável será vantajosa para o processo de desnitrificação (Neto, 2011).

- **Substâncias tóxicas**

O amoníaco, o metanol e o nitrito são classificados como substâncias tóxicas para a atividade desnitrificante, assim como a elevada concentração de metais pesados ou a presença de determinados pesticidas também interferem no processo de desnitrificação (Alves, 2005).

Após a descrição dos processos de nitrificação e desnitrificação e dos fatores que os influenciam será apresentada a estratégia de controlo de processo e o plano de controlo operacional da linha líquida da ETAR, realçando alguns dos parâmetros analisados.

6. Controlo de processo da ETAR

6.1. Estratégia

Para assegurar um funcionamento eficiente da estação de tratamento de águas residuais, uma das ferramentas mais importantes na gestão da instalação é uma estratégia de controlo de processo, PCS, de tratamento adequada. O controlo das diferentes etapas de tratamento realiza-se maioritariamente por operações de controlo manual local, manual remoto e automático remoto.

A ETAR é controlada recorrendo a controladores lógicos programáveis, PLC, com a combinação de software de comunicação entre o PLC e o sistema de supervisão.

A centralização de toda a informação e a interface entre o campo e o operador é feita ao nível do sistema de supervisão, através dos computadores instalados na sala de comando do edifício de exploração da ETAR. O sistema de automação/supervisão da instalação está preparado para permitir o envio de informação relevante, como avarias ou problemas de funcionamento dos diversos equipamentos ou operações unitárias, aos operadores e responsáveis da ETAR. Na sala de comando é possível visualizar todas as etapas do tratamento e ter acesso a diversas informações relevantes em tempo real.

No caso do tratamento biológico, para que seja possível obter informação acerca de diversos parâmetros relevantes, é necessário que os quatro reatores da ETAR contenham a instrumentação referida na Tabela 6.1.

Tabela 6.1. Instrumentação aplicada nos reatores biológicos e respetiva função.

Instrumentação	Função
Sonda de oxigénio dissolvido	Controlo da capacidade de oxigenação
Sonda de potencial redox	Monitorização das condições anóxicas nos ciclos de tratamento
Medidor de sólidos em suspensão	Monitorização da concentração de biomassa no reator
Medidor de nível por pressão hidrostática	Medição de nível no reator, do volume de águas residuais alimentadas, controlo das válvulas de alimentação e descarga de efluente e lamas

Na Figura 6.1 encontra-se um esquema de um dos reatores da ETAR, retirado da sala de comando, onde é possível observar a informação adquirida em tempo real, como

por exemplo os sólidos em suspensão e o oxigénio dissolvido, e a forma como esta é exibida.

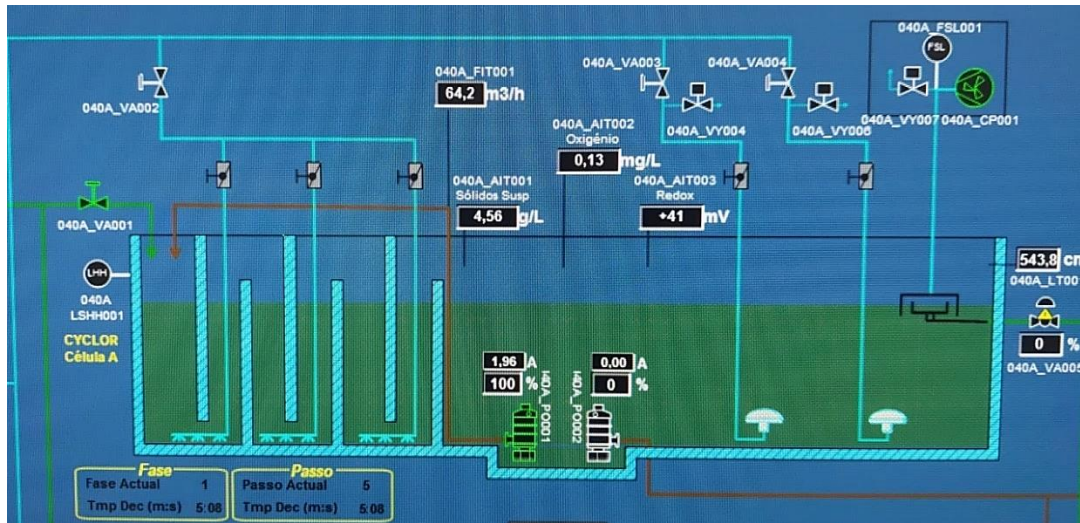


Figura 6.1. Representação de um reator biológico na sala de comando.

Para além do mencionado, na sala de comando é possível obter gráficos, como o representado na Figura 6.2, com as informações recolhidas relativamente aos SST, oxigénio e potencial redox, ao longo do ciclo de tratamento no reator.

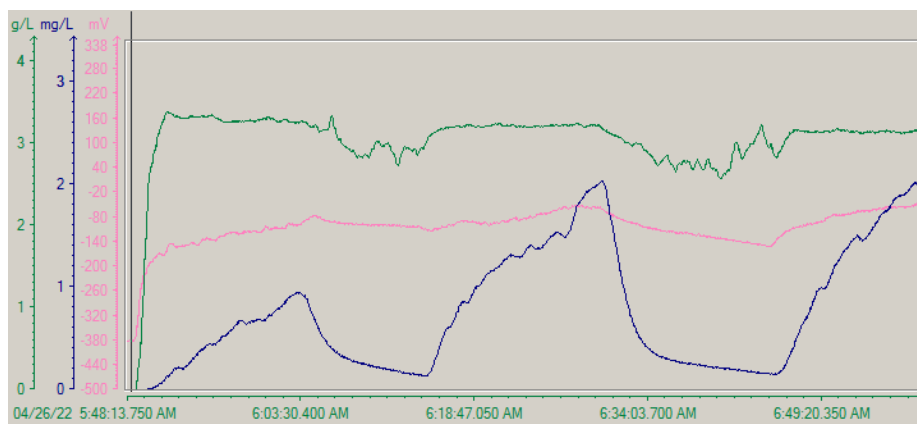


Figura 6.2. Gráfico representativo da evolução de SST, oxigénio e potencial redox, no reator ao longo do ciclo, em que: verde- SST; azul- oxigénio dissolvido; rosa- potencial redox.

6.2. Controlo analítico

O controlo analítico é extremamente importante para avaliar o funcionamento da ETAR e saber onde atuar, quando necessário. De modo a controlar o processo realizam-se análises laboratoriais à fase líquida e à fase sólida em diferentes etapas do tratamento.

No decorrer do estágio foi possível acompanhar e posteriormente efetuar o controlo de ambas as linhas, líquida e sólida, no entanto apenas será descrito o plano de

controle operacional da linha líquida uma vez que é sobre esta que incide o tema desta dissertação.

A Tabela 6.2 contém o tipo de amostras analisadas, as análises efetuadas a cada amostra e a respectiva frequência de amostragem.

Tabela 6.2. Plano de controle operacional relativo à linha líquida.

Tipo de amostra	Parâmetro	Frequência
Afluente	pH	3 x Semana
	Condutividade	
	CQO	
	CBO ₅	
	SST	
	SSV	Semanal
	N-Total	
	P-Total	
	NH ₄ ⁺ -N	
	NO ₃ ⁻ -N	
Óleos e gorduras	Mensal	
Sedipac	pH	3 x Semana
	CQO	
	SST	
	CBO ₅	
	SSV	
	N-Total	Semanal
	P-Total	
	NH ₄ ⁺ -N	
Reator biológico	pH	3 x Semana
	SST	Semanal
	SSV	
Efluente	pH	3 x Semana
	Condutividade	
	CQO	
	SST	
	CBO ₅	
	SSV	Semanal
	N-Total	
	P-Total	
	NH ₄ ⁺ -N	
	NO ₃ ⁻ -N	

Os parâmetros analisados, de acordo com a Tabela 6.2, foram o pH, a condutividade, o azoto total, os nitratos, o azoto amoniacal, a carência química de oxigénio, a carência bioquímica de oxigénio, os sólidos suspensos totais e voláteis, o fósforo e os óleos e gorduras. Posteriormente será feita uma breve descrição sobre alguns dos parâmetros mencionados e sobre a sua determinação.

6.2.1. Determinação do pH

O pH é um fator crucial para o crescimento dos microrganismos e como tal é necessário controlar o seu valor nas diferentes etapas do processo de tratamento, recorrendo ao método potenciométrico.

O princípio básico da medição potenciométrica é determinado pela atividade do ião H^+ utilizando um elétrodo padrão de hidrogénio e um de referência.

No reator biológico o valor deste parâmetro, definido pela Escala de Sorensen, é ótimo entre 7,0 e 8,5 (Soares da Costa, 2015). Visto que a temperatura é um fator que afeta o pH, deve ser registada aquando da leitura do mesmo.

6.2.2. Determinação da condutividade

A condutividade é uma medida da capacidade de uma solução aquosa conduzir corrente elétrica, dependente da presença de iões, da sua concentração total, mobilidade e valência e da temperatura da determinação (SIMDOURO, 2022). Para esta determinação utiliza-se um condutímetro devidamente calibrado.

6.2.3. Determinação do azoto total

O azoto é um elemento químico essencial para os seres vivos, no entanto em grandes quantidades pode ser nocivo para o homem e provocar problemas no meio aquático. Deste modo, é fundamental analisar este parâmetro para não comprometer o meio hídrico recetor do efluente.

Na determinação do azoto total, os compostos de azoto orgânicos e inorgânicos são transformados em nitratos pelo método de *Koroleff*, por reação com um oxidante num termoreator. Em solução acidificada com ácido fosfórico e sulfúrico, o nitrato reage com o 2,6-dimetilfenol formando 4-nitro-2,6-dimetilfenol, que se determina fotometricamente (SIMDOURO, 2022).

O procedimento laboratorial a seguir e o respetivo kit são diferentes consoante a gama de concentração de azoto da amostra. No laboratório as gamas que podem ser lidas diretamente no espectrofotómetro são de 0,5 a 15 e 10 a 150 mg N/L, sendo necessário efetuar diluições quando os valores das amostras não estão compreendidos nas referidas gamas. Os procedimentos referentes às gamas de 0,5 a 15 e 10 a 150 mg N/L, encontram-se no Anexo A na Figura A.1 e na Figura A.2, respetivamente.

6.2.4. Determinação de nitratos

Os nitratos favorecem o desenvolvimento das algas, provocando um crescimento excessivo das mesmas, denominado de eutrofização. Este fenómeno provoca uma diminuição do oxigénio dissolvido presente na água, uma vez que este é consumido pelas algas, e conseqüentemente uma diminuição da vida aquática.

O princípio do método consiste no seguinte: em meio sulfúrico e fosfórico, os iões nitrato reagem com o 2,6-dimetilfenol formando o composto 4-nitro-2,6-dimetilfenol, que é determinado fotometricamente (SIMDOURO, 2022).

O procedimento utilizado para a determinação dos nitratos encontra-se no Anexo A, na Figura A.3.

6.2.5. Determinação do azoto amoniacal

O azoto amoniacal apresenta-se sob a forma de ião amónio e amoníaco, sendo o equilíbrio entre as duas formas dependente do pH.

Em solução fortemente alcalina, o azoto está presente quase inteiramente como amoníaco, que reage com iões hipoclorito e se transforma em monocloramina. A monocloramina reage com um fenol substituído formando um derivado azul de indofenol que é determinado fotometricamente. Este ensaio permite determinar a concentração de iões amónio e de amoníaco dissolvido (SIMDOURO, 2022).

Os procedimentos para a determinação do amónio na gama de 0,5 a 16,0 e 4,0 a 80,0 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/L}$ encontram-se no Anexo A, na Figura A.4 e na Figura A.5, respetivamente.

6.2.6. Determinação da carência química de oxigénio

A carência química de oxigénio, CQO, indica a quantidade de oxigénio com origem na reação do dicromato de potássio com os compostos oxidáveis contidos num litro de amostra (SIMDOURO, 2022).

O princípio do método baseia-se em oxidar a amostra com uma solução sulfúrica quente de dicromato de potássio, utilizando sulfato de prata como catalisador (SIMDOURO, 2022). Os cloretos são complexados com sulfato de mercúrio evitando o consumo do catalisador na precipitação sob a forma de cloreto de prata. A concentração de ião dicromato não consumido é determinada fotometricamente (SIMDOURO, 2022).

Deste modo, este ensaio quantifica os compostos orgânicos (e inorgânicos) oxidáveis pelo dicromato e os resultados são expressos em mg O₂/L.

6.2.7. Determinação da carência bioquímica de oxigénio

A carência bioquímica de oxigénio (CBO₅) permite determinar a quantidade de oxigénio consumida pelos microrganismos para degradar bioquimicamente a matéria orgânica na amostra de água em estudo. O ensaio tem a duração de 5 dias e durante este tempo a amostra é incubada no escuro a uma temperatura de 20 °C (Volcke et al., 2020).

O método utilizado para este propósito foi desenvolvido por Caldwell e Langelier e baseia-se no decréscimo de pressão em consequência do oxigénio consumido pelos microrganismos que oxidam a matéria orgânica (Oliveira, 2017). O dióxido de carbono produzido é removido por reação com hidróxido de sódio.

6.2.8. Determinação dos sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis

A análise dos sólidos suspensos totais e voláteis é feita por filtração e mede a fração da matéria sólida em suspensão na água residual. Os sólidos suspensos totais (SST) obtêm-se filtrando a amostra através de um filtro de fibra de vidro previamente preparado que será colocado na estufa a 105 °C (SIMDOURO, 2022). O aumento do peso do filtro representa a quantidade de sólidos suspensos totais.

Esta análise é bastante relevante uma vez que os SST estão relacionados com aspetos como o dimensionamento e controlo da ETAR, estimativa de volume de lamas, operação de unidades de tratamento biológico e padrões de qualidade de efluentes.

Relativamente aos sólidos suspensos voláteis (SSV), a sua determinação realiza-se depois da determinação dos SST, incinerando a amostra na mufla a 550 °C (SIMDOURO, 2022).

6.2.9. Determinação do índice volumétrico de lamas

O índice volumétrico de lamas permite avaliar a decantabilidade das mesmas e obtêm-se fazendo decantar uma amostra de licor misto, recolhida na fase de enchimento com arejamento, numa proveta de 1000 mL durante um período de 30 minutos. Ao fim do tempo referido, regista-se o volume decantado e efetua-se o seguinte cálculo, de acordo com a equação 6.1.

$$IVL (mL/g) = \frac{\text{Volume decantado (mL/L)}}{\text{Concentração de licor misto (g/L)}} \quad (6.1)$$

A Tabela 6.3 mostra como os valores do índice volumétrico de lamas influenciam a decantabilidade. Analisando a informação apresentada na Tabela 6.3, constata-se que para valores de IVL superiores a 200 mL/g, já se verificam problemas de decantação do licor misto, contido no reator biológico.

Tabela 6.3. Valores de IVL e respetiva decantabilidade. (Soares da Costa, 2015)

Valores de IVL (mL/g)	Decantabilidade
IVL < 100	Muito boa decantabilidade.
100 < IVL < 200	Decantabilidade correta.
200 < IVL < 300	Lama leve. Problemas de decantação.
IVL > 300	A lama não pode decantar corretamente. Fuga de lamas.

7. Resultados e discussão

7.1. Verificação de conformidade dos requisitos para descarga no meio recetor

De acordo com a legislação em vigor, resultante da conjugação do Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de julho, do Decreto-Lei nº 198/2009 de 8 de outubro e do Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de agosto, surgem os valores limite de emissão (VLE), apresentados na Tabela 7.1, para descarga no meio recetor.

Tabela 7.1. Valores limite de emissão para a descarga do efluente final.

Parâmetro	Unidade	VLE
CBO ₅	mg O ₂ /L	25
CQO	mg O ₂ /L	125
SST	mg/L	35

Caso seja ultrapassado o valor limite de emissão definido pela licença de descarga, o responsável da ETAR tem de reportar à Agência Portuguesa do Ambiente (APA).

Na Figura 7.1 estão representados os valores médios mensais de CQO, CBO₅ e SST do efluente, obtidos na ETAR de Paço de Sousa de janeiro a junho de 2022, tal como os respetivos VLE de cada um destes parâmetros.

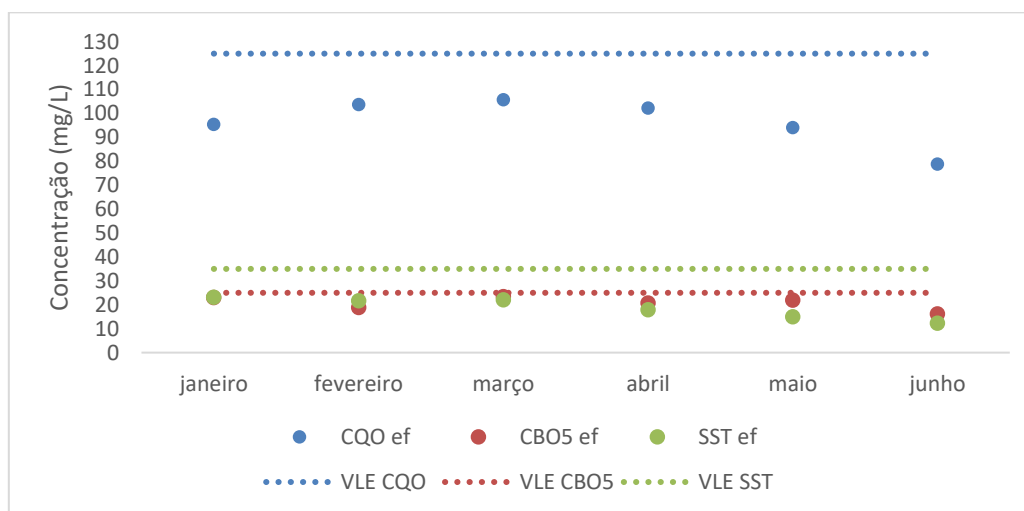


Figura 7.1. Representação gráfica dos valores médios de CQO, CBO₅ e SST obtidos e dos respetivos valores limite de emissão.

Como é possível verificar pela análise da Figura 7.1, para todos os meses representados, os valores médios obtidos foram inferiores aos valores limite de emissão

em todos os parâmetros, o que revela que o tratamento praticado está a ser eficiente e a cumprir a legislação em vigor para a descarga.

Atualmente estes são os únicos parâmetros com valores limite de emissão definidos para a descarga, embora a APA já tenha alertado para a necessidade de controlo do azoto total que futuramente terá de cumprir o VLE de 15 mg N/L. Por este motivo, é necessário observar os valores de azoto registados para o efluente e analisar se são próximos do que será exigido.

Na Figura 7.2, encontram-se as concentrações de azoto total no efluente, registadas entre janeiro e maio de 2022, assim como o limite que terá de ser cumprido quando a nova legislação entrar em vigor.

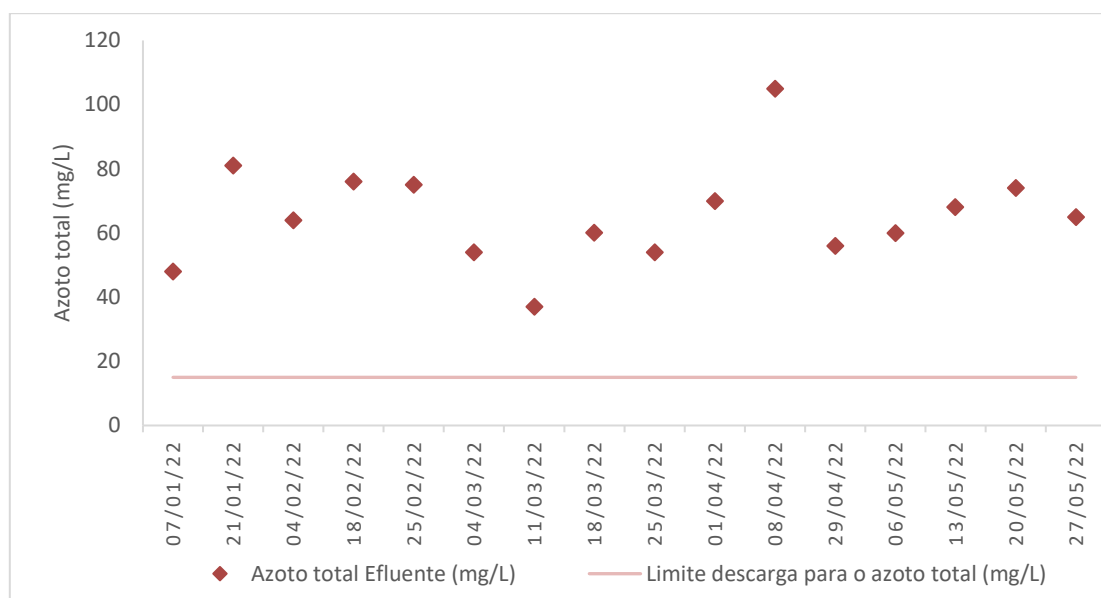


Figura 7.2. Representação gráfica da concentração de azoto total entre janeiro e maio e do limite de descarga previsto.

Analisando a Figura 7.2, verifica-se que todos os valores registados são bastante superiores ao valor de 15 mg N/L. O valor mais próximo registado foi de 37 mg N/L, que corresponde a mais do dobro, e o valor mais afastado do limite, foi de 105 mg N/L. De salientar que a concentração média de azoto total antes do tratamento biológico, no Sedipac, é de 100 mg N/L e no efluente apresenta o valor de 61 mg N/L.

Com base nos resultados apresentados é necessário perceber que tipo de alterações se podem fazer no decorrer do tratamento biológico para se obterem valores mais baixos de concentração de azoto no efluente, sem comprometer os valores de CQO, CBO₅ e SST.

Na Tabela 7.2, encontram-se as eficiências médias de remoção relativas ao tratamento biológico, calculadas com base no Anexo B, e os respetivos desvios padrão.

Tabela 7.2. Eficiências de remoção no tratamento secundário.

	Eficiência média de remoção (%)
CQO	82 ± 6
CBO₅	91 ± 5
SST	87 ± 6
Azoto total	39 ± 9

Pelos valores apresentados, verifica-se que a eficiência de remoção é bastante satisfatória no caso da CQO, CBO₅ e SST. Quanto à eficiência de remoção de azoto total, o valor é significativamente inferior aos restantes, o que revela que o tratamento biológico não está a ser suficientemente eficaz na remoção de azoto.

7.2. Índice Volumétrico de lamas

O valor do índice volumétrico de lamas é registado diariamente ao longo de todo o ano nos 4 reatores, designados de A a D. Os valores médios do IVL referentes ao período entre janeiro e julho do ano 2022, para os diferentes reatores, encontram-se na Tabela 7.3.

Tabela 7.3. Valores de IVL obtidos para os 4 reatores da ETAR, no período de janeiro a julho de 2022.

	Valores médios do IVL no ano 2022 (mL/g)
Reator biológico A	225
Reator biológico B	227
Reator biológico C	237
Reator biológico D	211

Pela análise da Tabela 7.3, constata-se que em todos os reatores da ETAR de Paço de Sousa, o índice volumétrico de lamas obtido se situa ligeiramente acima dos 200 mL/g, podendo-se verificar problemas na decantabilidade.

7.3. Ensaio na fase de enchimento-arejamento

Como referido anteriormente, a fase de enchimento-arejamento tem uma duração total de 130 minutos. No entanto, durante este tempo há alternância entre enchimento sem arejamento e enchimento com arejamento, representados como fase 1 e 3, respetivamente.

Atualmente, a fase de enchimento-arejamento está dividida de acordo com a Tabela 7.4, em 4 fases de enchimento e 4 fases de enchimento com arejamento com as durações correspondentes, compreendidas entre 10 e 24 minutos.

Tabela 7.4. Descrição da fase de enchimento-arejamento.

Fase	Duração (min)	Tempo desde início até fim da fase (min)
1	15	15
3	15	30
1	10	40
3	16	56
1	15	71
3	24	95
1	15	110
3	20	130

Com o intuito de perceber o que acontece com os diferentes parâmetros ao longo desta fase, inicialmente retiraram-se 3 amostras pontuais de um dos reatores biológicos e efetuaram-se diferentes análises, como o pH, azoto total, azoto amoniacal, nitratos, etc.

As amostras analisadas foram colhidas aos 20, 66 e 126 minutos de enchimento, de modo a haver amostras relativas à fase de enchimento com arejamento, fase 3, e somente ao enchimento, fase 1.

Os valores consultados na sala de comando correspondentes ao oxigénio dissolvido e os resultados obtidos para as análises laboratoriais efetuadas, encontram-se na Tabela 7.5.

Tabela 7.5. Resultados do ensaio realizado ao longo da fase de enchimento-arejamento.

	20 min (3)	66 min (1)	126 min (3)
O₂ (mg/L)	1,0	0,0	1,2
pH	7,0 (22,7 °C)	7,3 (22,8 °C)	7,1 (23,0 °C)
Azoto total (mg N/L)	82	82	86
Azoto amoniacal (mg NH₄⁺-N/L)	70	73	78
Nitratos (mg NO₃⁻- N/L)	< 0,5	< 0,5	< 0,5
SST (mg/L)	3030	650	3370
SSV (mg/L)	2780	520	2950

Analisando os resultados apresentados na Tabela 7.5, constata-se que à exceção dos SST e SSV os valores não sofreram grandes variações ao longo do enchimento-arejamento. Os SST e SSV, como expectável, apresentam valores bastante inferiores na amostra colhida aos 66 minutos, dado que na ausência de arejamento a quantidade de partículas em suspensão é muito menor.

Observando os valores de azoto total, amoniacal e nitratos, percebe-se que os valores de concentração de azoto total se mantêm e a concentração de azoto amoniacal aumentou ligeiramente devido à conversão de azoto orgânico em amoniacal, e os nitratos ainda que praticamente inexistentes, mantêm a sua concentração.

Consistindo a nitrificação na oxidação do azoto amoniacal a nitrato, caso este processo estivesse a ocorrer, verificar-se-ia uma diminuição da concentração de azoto amoniacal e um aumento da concentração de nitratos. Deste modo, conclui-se que não está a ocorrer nitrificação eficaz no reator e conseqüentemente desnitrificação, dado que para ocorrer desnitrificação é imprescindível que primeiro ocorra nitrificação.

Dos parâmetros contidos na Tabela 7.5, o pH e o oxigénio dissolvido fazem parte dos fatores com influência no processo de nitrificação. Embora a gama de pH para um

bom desempenho seja alargada, o valor ótimo está compreendido entre 7,5 e 8,5, revelando-se ligeiramente superior aos que foram registados para o reator em estudo.

Quanto ao oxigénio dissolvido, para que ocorra nitrificação significativa, teoricamente o seu valor deve ser igual ou superior a 2,0 mg O₂/L, o que não se verifica nesta situação (Metcalf & Eddy, 1991).

A fim de corroborar os resultados anteriormente apresentados e fazer uma análise mais detalhada da fase de enchimento-arejamento recolheram-se 7 amostras, sendo a primeira colheita feita em condições arejadas, a segunda na ausência de oxigénio e assim sucessivamente. De salientar que todas as amostras foram colhidas no fim das respetivas fases, para garantir que eram representativas desse mesmo período.

As análises efetuadas foram novamente o pH, azoto total, azoto amoniacal, nitratos, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis.

Na Tabela 7.6, encontram-se os valores referentes a este ensaio, cujas amostras foram colhidas aos 27, 37, 53, 68, 92, 107 e 127 minutos da fase de enchimento-arejamento.

Tabela 7.6. Resultados do ensaio mais detalhado realizado ao longo da fase de enchimento-arejamento.

	27 min (3)	37 min (1)	53 min (3)	68 min (1)	92 min (3)	107 min (1)	127 min (3)
O₂ (mg/L)	0,3	0,0	1,1	0,0	1,0	0,0	1,1
pH	7,0 (16,8 °C)	7,0 (16,7 °C)	7,1 (16,4 °C)	7,0 (16,4 °C)	7,1 (17,7 °C)	7,1 (17,2 °C)	7,1 (17,6 °C)
Azoto total (mg N/L)	83	84	87	87	85	86	85
Azoto amoniacal (mg NH₄⁺-N/L)	75	71	71	70	72	70	72
Nitratos (mg NO₃⁻-N/L)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
SST (mg/L)	3020	2860	2720	2910	2940	2770	2370
SSV (mg/L)	2620	2470	2410	2540	2550	2430	2110

Averiguando os valores da Tabela 7.6, constata-se que o comportamento deste ensaio é muito semelhante ao apresentado anteriormente. Conclui-se que ao longo desta fase do ciclo, praticamente não se verificam diferenças em termos de azoto total, amoniacal e nitratos.

Pela análise dos valores, depreende-se que o processo de nitrificação não ocorreu de forma eficiente, uma vez que o azoto amoniacal no fim desta fase de tratamento corresponde a 85 % do valor de azoto total, e mantém um valor muito próximo do registado no início desta mesma fase.

Tal como já foi referido, o oxigénio dissolvido é um fator de extrema importância no processo de nitrificação e os valores registados para este parâmetro rondam 1 mg/L, cerca de metade do que é indicado na teoria, para que se observe uma nitrificação significativa (Metcalf & Eddy, 1991). Deste modo, o oxigénio dissolvido pode ser um dos fatores limitantes deste processo, na ETAR de Paço de Sousa. Para confirmar esta possibilidade, seria fundamental realizar pelo menos um ensaio com maior arejamento. Embora tenha sido proposto, não foi possível efetuar o ensaio com uma maior concentração de oxigénio no reator, devido a problemas com os sobreprensos da ETAR.

Para além do pH e do oxigénio dissolvido existem outros fatores que influenciam o processo de nitrificação, como por exemplo a idade das lamas contidas no reator. Este fator calcula-se de acordo com a equação 7.1.

$$Idade\ das\ lamas\ (dias) = \frac{V_{reator} \times [SST]_{reator}}{Q_{lamas\ extraídas} \times [ST]_{lamas\ extraídas}} \quad (7.1)$$

Com base na equação 7.1, determinou-se o valor médio para a idade das lamas dos 4 reatores presentes na ETAR, entre janeiro e maio de 2022 e os resultados obtidos encontram-se na Tabela 7.7.

Tabela 7.7. Idade média das lamas referentes aos 4 reatores biológicos.

	Idade das lamas (dias)
Reator biológico A	26
Reator biológico B	23
Reator biológico C	27
Reator biológico D	26

Pelos valores apresentados na Tabela 7.7 é possível aferir que em todos os reatores a idade média das lammas é significativamente superior à idade mínima recomendada, de 8 dias, para que ocorra nitrificação. Concluindo-se que este fator não está a comprometer o processo de nitrificação.

7.4. Concentração de nitratos, azoto amoniacal e total no efluente

De modo a visualizar as variações ocorridas nas concentrações de azoto amoniacal, azoto total e nitratos no efluente, entre janeiro e maio de 2022, traçou-se o gráfico representado na Figura 7.3.

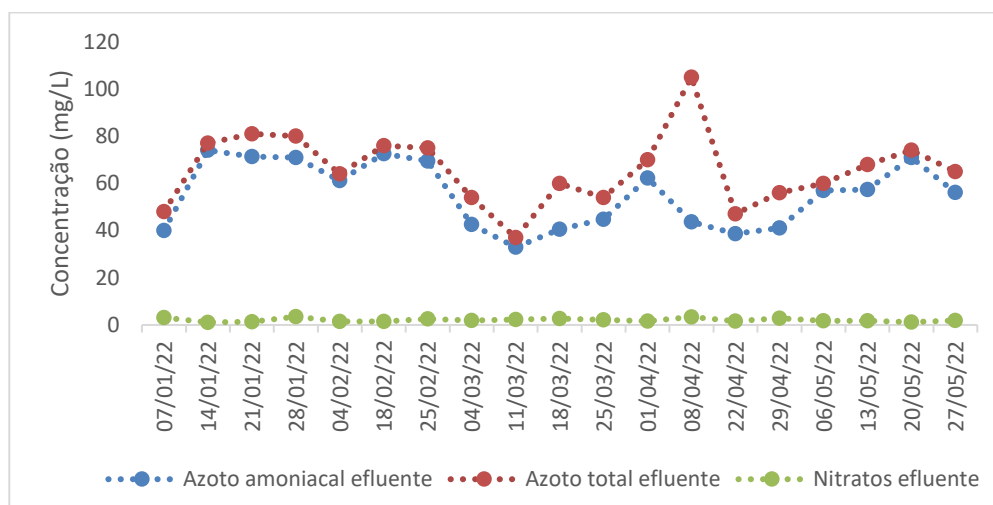


Figura 7.3. Representação gráfica das concentrações de azoto amoniacal, azoto total e nitratos, no efluente.

Com base no gráfico da Figura 7.3, percebe-se que embora a concentração de azoto amoniacal seja semelhante à concentração de azoto total na maioria dos dias analisados, está presente algum azoto orgânico. Quanto à concentração de nitratos todos os valores obtidos ao longo dos meses foram muito baixos.

Como já foi referido anteriormente, estes resultados têm a ver com um processo de nitrificação insuficiente, que resulta em altas concentrações de azoto amoniacal no efluente.

7.5. Necessidades de oxigénio para o tratamento biológico

O tratamento biológico é extremamente dependente do oxigénio que é fornecido durante a fase de arejamento. Este oxigénio é indispensável para a oxidação da matéria orgânica, para a respiração endógena e para a nitrificação.

Para calcular o oxigénio necessário para a oxidação da matéria orgânica recorreu-se à equação 7.2, onde a' representa o coeficiente de consumo para o crescimento celular e toma o valor de 0,668 kg O₂/kg CBO₅.

$$\text{Necessidades de O}_2 \text{ (kg O}_2\text{/d)} = a' \times Q_{\text{alimentado}} \times (\text{CBO}_5\text{Sed} - \text{CBO}_5\text{Ef}) \times 10^{-3} \quad (7.2)$$

A Tabela 7.8 contém as necessidades de oxigénio para a oxidação da matéria orgânica, bem como os valores necessários ao cálculo das mesmas.

Tabela 7.8. Necessidades de oxigénio para a oxidação da matéria orgânica.

	Caudal alimentado ao reator (m³/d)	CBO₅ Sedipac (mg O₂/L)	CBO₅ Efluente (mg O₂/L)	Necessidade de O₂ (kg O₂/d)
07/01/22	1 780	208	19	225
21/01/22	1 760	200	17	215
04/02/22	1 856	190	16	216
18/02/22	1 996	100	18	109
25/02/22	1 400	200	46	144
04/03/22	1 554	180	48	137
11/03/22	1 711	100	11	102
18/03/22	1 470	211	24	184
25/03/22	1 383	214	13	186
01/04/22	2 074	270	32	330
08/04/22	2 022	250	36	289
29/04/22	1 979	220	11	276
06/05/22	2 011	270	19	337
13/05/22	1 456	280	20	253
20/05/22	1 902	260	25	299
27/05/22	1 868	248	11	296

Para obter as necessidades de oxigénio para a respiração endógena, é fundamental recorrer às equações 7.3 e 7.4, em que b' corresponde ao coeficiente de consumo para a respiração endógena, em kg O₂/kg SSV. O volume biológico representado na equação 7.3, corresponde ao volume no fim da fase de esvaziamento, isto é, equivale ao nível mínimo de água no reator. Os valores dos volumes biológico e total são de 2576 e 3484 m³, respetivamente.

$$\text{Necessidades de } O_2 \text{ com } V_{\text{biológico}} \text{ (kg } O_2/\text{d)} = b' \times SSV_{\text{reator}} \times V_{\text{biológico}} \times 10^{-3} \quad (7.3)$$

$$\text{Necessidades de } O_2 \text{ com } V_{\text{total}} \text{ (kg } O_2/\text{d)} = b' \times SSV_{\text{reator}} \times V_{\text{total}} \times 10^{-3} \quad (7.4)$$

De modo a obter as necessidades de oxigénio para a respiração endógena, apresentadas na Tabela 7.9, considera-se um valor médio entre as necessidades calculadas com o volume biológico e com o volume total.

Tabela 7.9. Necessidades de oxigénio para a respiração endógena.

	SSV reator (mg/L)	Cálculo com volume biológico (kg O ₂ /d)	Cálculo com volume total (kg O ₂ /d)	Necessidade de O ₂ (kg O ₂ /d)
07/01/22	2 440	666	901	784
21/01/22	2 100	573	776	674
04/02/22	1 840	502	680	591
18/02/22	2 390	653	883	768
25/02/22	2 600	710	960	835
04/03/22	2 430	664	897	780
11/03/22	2 560	699	945	822
18/03/22	2 640	721	975	848
25/03/22	2 570	702	949	825
01/04/22	2 500	683	923	803
08/04/22	2 630	718	971	845
29/04/22	2 400	655	886	771
06/05/22	2 600	710	960	835
13/05/22	2 550	696	942	819
20/05/22	2 690	735	993	864
27/05/22	2 640	721	975	848

As necessidades de oxigénio para a nitrificação foram calculadas com base no azoto removido. O azoto removido é calculado segundo a equação 7.5.

$$N_{\text{removido}} \text{ (kg/d)} = N_{\text{afluente ao reator}} - N_{\text{assimilado}} - (NH_4 - N)_{\text{efluente}} \quad (7.5)$$

O oxigénio necessário à nitrificação e o oxigénio recuperado na desnitrificação determinam-se com base nas equações, 7.6 e 7.7, respetivamente.

$$\text{Necessidade de } O_2 \text{ nitrificação (kg } O_2/\text{d)} = A \times N_{\text{removido}} \quad (7.6)$$

$$\text{Recuperação de } O_2 \text{ desnitrificação (kg } O_2/\text{d)} = B \times N_{\text{removido}} \quad (7.7)$$

Sendo:

A- Consumo específico para a nitrificação (4,57 kg O₂/kg N)

B- Recuperação específica para a nitrificação (2,86 kg O₂/kg N)

As necessidades de O₂ para os processos de nitrificação-desnitrificação obtém-se subtraindo o oxigénio recuperado na desnitrificação ao oxigénio necessário para a nitrificação. Na Tabela 7.10, encontram-se os valores das necessidades de oxigénio para a nitrificação.

Tabela 7.10. Necessidades de oxigénio para a nitrificação.

	N Sedipac (kg/d)	N assimilado (kg/d)	NH ₄ ⁺ -N Efluente (kg/d)	N removido (kg/d)	O ₂ nitrificação (kg O ₂ /d)	Recuperação O ₂ desnitrificação (kg O ₂ /d)	Necessidades de O ₂ (kg O ₂ /d)
07/01/22	169	17	71	81	371	232	139
21/01/22	174	16	126	32	148	93	56
04/02/22	180	16	113	50	231	144	86
18/02/22	174	8	145	21	94	59	35
25/02/22	150	11	97	42	191	120	72
04/03/22	146	10	66	70	318	199	119
11/03/22	89	8	56	25	115	72	43
18/03/22	135	14	60	62	282	177	106
25/03/22	120	14	62	44	203	127	76
01/04/22	193	25	129	39	178	111	67
08/04/22	220	22	88	111	505	316	189
29/04/22	182	21	81	80	366	229	137
06/05/22	215	25	115	75	344	215	129
13/05/22	173	19	84	71	323	202	121
20/05/22	219	22	138	58	265	166	99
27/05/22	209	22	105	82	375	235	140

As médias das necessidades de oxigénio para a oxidação da matéria orgânica, para a respiração endógena e para a nitrificação encontram-se na Tabela 7.11. De realçar que estes valores foram calculados nas condições de operação, com cerca de 1 mg/L de oxigénio dissolvido (OD) no reator, que correspondem a uma remoção de azoto reduzida.

Tabela 7.11. Valores médios das necessidades de oxigénio (OD=1 mg/L) e respetivo desvio padrão.

	Necessidades médias de O ₂ (kg O ₂ /d)
Oxidação da matéria orgânica	225 ± 76
Respiração endógena	795 ± 71
Nitrificação	101 ± 42

Averiguando os resultados apresentados na Tabela 7.11, constata-se que na ETAR de Paço de Sousa a atividade que requer mais oxigénio é a respiração endógena, seguida

da oxidação da matéria orgânica e por fim a nitrificação. O facto de os valores obtidos para a nitrificação serem reduzidos deve-se à elevada carga de azoto amoniacal no efluente, que revela uma nitrificação insuficiente pois nas atuais condições operacionais o oxigénio disponível para esta atividade é reduzido.

Partindo das necessidades médias totais de oxigénio, é necessário calcular as necessidades de oxigénio em ponta, para finalmente conseguir calcular as necessidades reais de oxigénio, SOTR.

As necessidades de oxigénio em ponta foram calculadas segundo a equação 7.8, em que cp(carbono) e cp(azoto) tomam o valor de 1,4 e correspondem ao fator de ponta horário para carbono e azoto, respetivamente.

$$\text{Necessidades de } O_2 \text{ em ponta (kg } O_2/d) = O_2 \text{ Oxidação MO} \times cp(\text{carbono}) + O_2 \text{ R. End.} + O_2 \text{ Nitrificação} \times cp(\text{azoto}) - O_2 \text{ Recuperado na desnitrificação} \quad (7.8)$$

As necessidades de oxigénio reais, SOTR, calculam-se de acordo com a equação 7.9 e representam o oxigénio que efetivamente terá de ser fornecido.

$$SOTR = AOTR \times \frac{1}{\alpha} \times \frac{C_{S,20}}{\beta \times C_{S,T} - C_L} \times \theta^{20-T} \quad (7.9)$$

Na Tabela 7.12, é possível visualizar o significado da nomenclatura utilizada na equação 7.9, e os valores que foram utilizados para o cálculo das necessidades reais de oxigénio. É de notar que se utilizou uma concentração de oxigénio dissolvido no reator de 1 mg O₂/L, uma vez que corresponde aproximadamente à média dos valores registados na sala de comando para este parâmetro.

Tabela 7.12. Dados necessários para o cálculo das necessidades reais de oxigénio, SOTR.

α	Fator de correção de transferência de O ₂ que depende do tipo de arejamento, geometria do reator, do grau de mistura e das características da água residual.	0,8
β	Fator de correção da tensão superficial (salinidade).	0,95
T (°C)	Temperatura do processo (água).	23
θ	Coefficiente de correlação da temperatura.	1,024
C _{s,20} (mg/L)	Concentração de saturação do oxigénio dissolvido em água limpa, à temperatura de 20 °C, à pressão atmosférica standard (101,3 kPa) e salinidade 0 ppm.	9,08
C _L (mg/L)	Concentração de oxigénio no tanque de arejamento.	1
C _{s,T} (mg/L)	Concentração de saturação de oxigénio dissolvido em água limpa para a temperatura processual.	8,09

A Tabela 7.13 contém as necessidades médias totais de oxigénio, resultado da soma das necessidades para a oxidação da matéria orgânica, respiração endógena e nitrificação, as necessidades de oxigénio em ponta e as necessidades de oxigénio reais, SOTR, para as condições de operação mencionadas.

Tabela 7.13. Necessidades de oxigénio médias, em ponta e reais.

	Necessidades médias de O₂ (kg O₂/d)	Necessidades de O₂ em ponta (kg O₂/d)	Necessidades de O₂ reais (SOTR) (kg O₂/d)
07/01/22	1 147	1 385	2 352
21/01/22	945	1 091	1 852
04/02/22	893	1 072	1 819
18/02/22	912	993	1 687
25/02/22	1 051	1 185	2 011
04/03/22	1 036	1 218	2 069
11/03/22	967	1 053	1 788
18/03/22	1 137	1 324	2 247
25/03/22	1 087	1 243	2 110
01/04/22	1 199	1 402	2 381
08/04/22	1 322	1 639	2 783
29/04/22	1 184	1 441	2 446
06/05/22	1 301	1 573	2 671
13/05/22	1 193	1 423	2 416
20/05/22	1 262	1 487	2 525
27/05/22	1 284	1 552	2 635

Recorrendo às 3 equações apresentadas, 7.10, 7.11 e 7.12, é possível calcular o caudal de ar necessário, Q_{ar} para satisfazer as necessidades de oxigénio reais (Von Sperling & Chernicharo, 2005).

Para tal, consultou-se o valor da eficiência de transferência de oxigénio, SOTE (*Standard Oxygen Transfer Efficiency*), de 35,4 %, na folha de características técnicas do difusor, apresentada no Anexo C. Através do SOTE e da concentração de oxigénio no ar, C_{ar} , obteve-se o ROU (*Ratio of Oxygen Utilisation*). Por fim, com as necessidades de oxigénio reais e a proporção de utilização de oxigénio, ROU, obteve-se o caudal de ar diário.

$$C_{ar} (g O_2/m^3) = 0,2095 \times \frac{32}{0,0224} \quad (7.10)$$

$$SOTE = 100 \times \frac{ROU}{C_{ar}} \quad (7.11)$$

$$ROU = \frac{SOTR}{Q_{ar}} \quad (7.12)$$

Para converter o caudal diário de ar num caudal de ar por hora basta dividir o caudal correspondente a um dia pelo número de horas de arejamento diário, que são aproximadamente 6,9 horas.

Na Tabela 7.14, estão presentes os valores das necessidades de oxigénio reais e dos caudais de ar necessários por dia e por hora, para as diferentes concentrações de oxigénio dissolvido no reator biológico.

Tabela 7.14. Variações nas necessidades de oxigénio reais e no caudal de ar necessário, devido à alteração da concentração de oxigénio dissolvido no reator.

Concentração de oxigénio dissolvido no reator (mg O₂/L)	Necessidades de oxigénio reais (SOTR) (kg O₂/d)	Caudal de ar necessário (Nm³ar/d)	Caudal de ar necessário (Nm³ar/h)
1,5	2 418	22 844	3 323
2	2 631	24 853	3 615
2,5	2 884	27 250	3 964
3	3 192	30 158	4 387

Analisando os valores da Tabela 7.14, verifica-se que quanto maior a concentração de oxigénio dissolvido no reator maiores são as necessidades de oxigénio reais e consequentemente maior é o caudal de ar necessário e o custo associado à operação.

Para uma concentração de oxigénio dissolvido que em teoria favoreça o processo de nitrificação, ou seja, igual ou superior a 2 mg O₂/L é necessário um caudal de ar de 3615 m³ ar/h. Entre janeiro e junho de 2022, período em que foram calculadas as necessidades de oxigénio, o caudal de ar fornecido pelos sobreprensos ao reator em análise apresentou o valor médio de 3019 m³/h. Comparando este valor com o caudal de ar necessário para manter uma concentração de oxigénio dissolvido no reator de 2 mg O₂/L, verifica-se que teria de existir um aumento no caudal de ar fornecido ao reator de 596 m³/h.

Com base na folha de características técnicas do sobrepessor, apresentada no Anexo D, é possível calcular o caudal máximo de ar que os sobrepessores instalados na ETAR são capazes de fornecer. Um sobrepessor, em condições normais, consegue fornecer um caudal máximo de 1957 Nm³/h. Visto que a alimentação ao reator é feita através de 2 sobrepessores, o caudal máximo que é possível fornecer toma o valor de 3914 m³/h de ar.

Deste modo, é possível concluir que os sobrepessores instalados na ETAR são capazes de fornecer um caudal de ar, que permita manter uma concentração de oxigénio dissolvido no reator de 2 mg O₂/L, que em teoria favoreça a nitrificação.

Esta alteração das condições de operação da ETAR representa um custo acrescido de 13,57 € por dia, para cada um dos reatores, resultando num custo total de mais 54,28 € por dia no total, uma vez que a ETAR tem 4 reatores biológicos em funcionamento. Estes valores foram calculados com base na tarifa de $0,11 \frac{\text{€}}{\text{kWh}}$, considerando uma razão de $0,03 \frac{\text{kW}}{\text{m}^3}$ e 6,9 horas de funcionamento diário dos sobrepessores.

Assim, verifica-se que ao fim de um ano o aumento da concentração de oxigénio dissolvido para 2 mg O₂/L, representará para a empresa um custo acrescido de 19812 €.

8. Conclusões e propostas para trabalhos futuros

Ao longo do estágio curricular realizado, foi possível adquirir diversos conhecimentos sobre o funcionamento da ETAR de Paço de Sousa e acompanhar todo o processo de tratamento, desde a receção do afluente até à descarga do efluente no meio recetor, o rio Sousa.

Este trabalho teve como principal objetivo controlar a remoção da matéria carbonácea e da matéria azotada. Para tal, analisaram-se parâmetros como a CBO₅, CQO, SST, nitratos, azoto amoniacal e total, antes e após o tratamento biológico, de modo a calcular as eficiências de remoção e avaliar o desempenho do SBR.

Os valores médios das eficiências de remoção para a CQO, CBO₅, SST, e azoto total no tratamento biológico, foram de 82, 91, 87 e 39%, respetivamente. Estes valores permitem concluir que o tratamento biológico não é eficaz na remoção de azoto total, resultando em concentrações elevadas de azoto no efluente.

De modo a verificar o que acontecia às concentrações de azoto amoniacal, azoto total e nitratos nas etapas de tratamento com e sem arejamento, efetuaram-se ensaios de caracterização de amostras recolhidas durante a fase de enchimento-arejamento.

Os resultados obtidos nestes ensaios foram semelhantes e mostraram que ao longo da fase de enchimento-arejamento as concentrações de nitratos, azoto amoniacal e total não sofreram alterações significativas. Conclui-se que devido à baixa concentração de oxigénio dissolvido no reator, não está a ocorrer nitrificação de forma significativa. Esperar-se-ia uma diminuição da concentração de azoto amoniacal, resultado da sua oxidação a nitritos que posteriormente são oxidados para nitratos, se o processo de nitrificação tivesse sido eficiente.

Durante os ensaios, o pH e a concentração de oxigénio dissolvido no reator também foram registados, por se tratarem de fatores com influência no processo de nitrificação. Quanto ao pH, os valores encontravam-se dentro da gama de valores ótimos de pH para a nitrificação. Para a concentração de oxigénio dissolvido, foi obtido um valor médio, no decorrer dos ensaios, de 1 mg O₂/L, inferior ao valor teórico a partir do qual se considera uma nitrificação significativa, 2 mg O₂/L. Assim, a concentração de oxigénio dissolvido parece ser o fator que está a limitar o processo de nitrificação.

Para avaliar o impacto que o aumento da concentração de oxigénio dissolvido no reator teria no caudal de ar necessário para satisfazer as necessidades de oxigénio reais, calculou-se o caudal de ar necessário para diferentes concentrações de oxigénio dissolvido e concluiu-se que este aumenta significativamente com o aumento da concentração de oxigénio. Comparando o caudal de ar necessário para manter no reator uma concentração de 2 mg O₂/L com o caudal de ar médio que foi fornecido no período em análise, verifica-se que é necessário um aumento de 596 m³/h de ar. De realçar que os sobreprensos instalados na ETAR são capazes de satisfazer estas necessidades de ar. A alteração das condições de operação para 2 mg O₂/L nos 4 reatores, terá o custo acrescido de 19812 € por ano.

Concluindo, embora as condições de operação em vigor não favoreçam a remoção de azoto permitem cumprir os limites da descarga.

Com base nos resultados obtidos, sugere-se um aumento da concentração de oxigénio dissolvido no reator para um valor igual ou superior a 2 mg O₂/L e a monitorização das diferentes formas de azoto para avaliar o impacto desta alteração.

Sugere-se ainda a instalação de sondas nos reatores biológicos, que permitam ter acesso na sala de comando às concentrações de azoto total e nitratos, de forma a conseguir monitorizar e controlar o processo de remoção de azoto mais facilmente.

Referências

- Alves, C. T. F. (2005). *Modelação da cinética biológica e optimização de reactores SBR para a nitrificação e desnitrificação de efluentes limitados em carbono* (Issue v). Tese de Doutoramento. Universidade do Minho.
- Anjo, S. N. C. (2008). *Desempenho de reactores SBR para o tratamento de efluentes vínicos*. Tese de Mestrado. Universidade de Aveiro.
- Ariscrisnã, P. M. (2012). *Simulação Numérica Aplicada ao Tratamento de Efluentes*. Tese de Mestrado. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa.
- Ascensão, V. R. F. (2014). *Arranque e Exploração de ETAR*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Coimbra.
- Barreto, J. M. P. N. (2014). *Estudo de ETAR*. Relatório de Estágio. Instituto Politécnico deTomar.
- Brown, J., Koch, C., & Barnard, J. (2005). *Biological nutrient removal (BNR) Operation in wastewater treatment plants* (1st ed.). McGraw-Hill.
- Costa, D. C. (2011). *Caracterização e tratamento de efluentes resultantes da actividade de produção de queijo*. Universidade Nova de Lisboa.
- Eckenfelder, W. W., Ford, D., & England, A. (1989). *Industrial Water Pollution Control*. In L. Hager (Ed.), *McGraw Hill Higher Education* (4th ed.).
- Gerardi, M. (2010). *Troubleshooting the Sequencing Batch Reactor* (Gerardi Michael (ed.); 1st ed., p. 56). Wiley.
- Halling-Sorensen, B., & Jorgensen, S. (1993). *The removal of nitrogen compounds from wastewater* (1st ed., p. 443).
- Marques, R. M. S. P. (2007). *Águas residuais da lavagem dos camiões de recolha de resíduos sólidos urbanos Rita Maria Sequeira Pombo Marques Águas residuais da lavagem dos camiões de recolha de resíduos sólidos urbanos*. Tese de Mestrado. Universidade de Aveiro.
- Martins, J. (2019). *Estudo de reator de digestão anaeróbia de lamas de ETAR* (Issue 1141163). Tese de Mestrado. Instituto Superior de Engenharia do Porto.

- Metcalf, & Eddy. (1991). *Wastewater Engineering-Treatment, Disposal, Reuse* (3rd ed., pp. 694–698). McGraw-Hill.
- Moura, I. (2012). *Opções de tratamento de águas residuais por sistemas clássicos de lamas activadas numa perspectiva de minimização de recursos aplicados*. Tese de Mestrado. Universidade Nova de Lisboa.
- Neto, I. F. F. (2011). *Estudo dos processos de nitrificação e desnitrificação numa Estação de Tratamento de Águas Residuais*. Tese de Mestrado. Universidade Nova de Lisboa.
- Oliveira, B. D. L. (2017). *Controlo e avaliação do sistema de tratamento de águas residuais da ETAR de Gaia Litoral e ETAR de Febros*. Tese de Mestrado. Universidade do Porto.
- Paredes, D., Kuschik, P., Mbwette, T. S. A., Stange, F., Müller, R. A., & Köser, H. (2007). New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review. *Engineering in Life Sciences*, 7(1), 13–14. <https://doi.org/10.1002/elsc.200620170>
- Pinheiro, C. (2015). *Projeto de uma ETAR para a freguesia de Canelas, Penafiel*. Tese de Mestrado. Instituto Superior de Engenharia do Porto.
- Prazeres, P. (2016). *Estudo de fatores que potenciam o desenvolvimento de biomassa granular em reatores do tipo SBR (Sequencing Batch Reactor)*. Tese de Mestrado. Universidade de Coimbra.
- Qasim, S. R. (1999). *Wastewater Treatment Plants* (2nd ed.). Routledge. <https://doi.org/10.1201/9780203734209>
- Sampaio, J. (2014). *Aplicação e Otimização da Tecnologia de Grânulos Aeróbios no Tratamento de Águas Residuais : Ensaios à escala piloto*. Universidade do Minho.
- SIMDOURO. (2017a). *ETAR de Paço de Sousa atinge novo recorde de autossuficiência energética*. <https://www.simdouro.pt/noticia.php?cod=126>
- SIMDOURO. (2017b). *ETAR Paço de Sousa*. <https://www.simdouro.pt/dados.php?ref=etar-pacodesousa>
- SIMDOURO. (2017c). *Quem Somos*. <https://www.simdouro.pt/dados.php?ref=quem->

somos

SIMDOURO. (2017d). *Visão, Missão e Política de Responsabilidade Empresarial*.

https://www.simdouro.pt/dados.php?ref=visao-missao-politica_responsabilidade_empresarial

SIMDOURO. (2022). *Instrução de trabalho - ETAR de Paço de Sousa*.

Soares da Costa. (2015). *Empreitada de Conceção- Construção da ETAR de Paço de Sousa Memória descritiva e justificativa*.

Sousa, J. P. (2011). *Caracterização da decantabilidade das lamas ativadas da ETAR de Sobreiras, Porto, via determinação fisiológica global através da monitorização de SOUR*. [Tese de Mestrado. Universidade do Porto]. <http://www.fe.up.pt>

Volcke, E. I. P., Solon, K., & Comeau, Y. (2020). Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design. In G. Chen, G. A. Ekama, M. C. M. van Loosdrecht, & D. Brdjanovic (Eds.), *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design* (pp. 77–110). IWA Publishing.
<https://doi.org/10.2166/9781789060362>

Von Sperling, M., & Chernicharo, C. A. D. L. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions* (C. Andreoli & F. Fernandes (eds.); 2nd ed., pp. 839–851). London Seattle.

Wilderer, P., Irvine, R., & Goronszy, M. (2014). *Sequencing Batch Reactor*.

Zoppas, F. M., Bernardes, A. M., & Meneguzzi, Á. (2016). Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogénio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 21(1), 29–42.
<https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134682>

Anexo A. Procedimentos Analíticos

No Anexo A encontram-se descritos alguns dos procedimentos analíticos efetuados no laboratório de controlo de processo da ETAR de Paço de Sousa.

Anexo A.1. Determinação do azoto total

Na Figura A.1 descreve-se o procedimento analítico para a determinação do azoto total na gama de 0,5-15 mg/L de N.

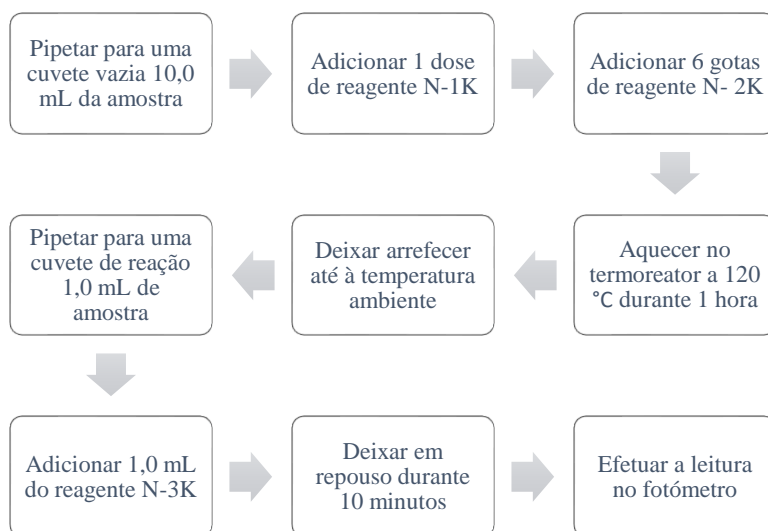


Figura A.1. Procedimento para a determinação do azoto total na gama de 0,5-15 mg/L de N.

Na Figura A.2, encontra-se o procedimento analítico para a determinação do azoto total na gama de 10-150 mg/L de N.

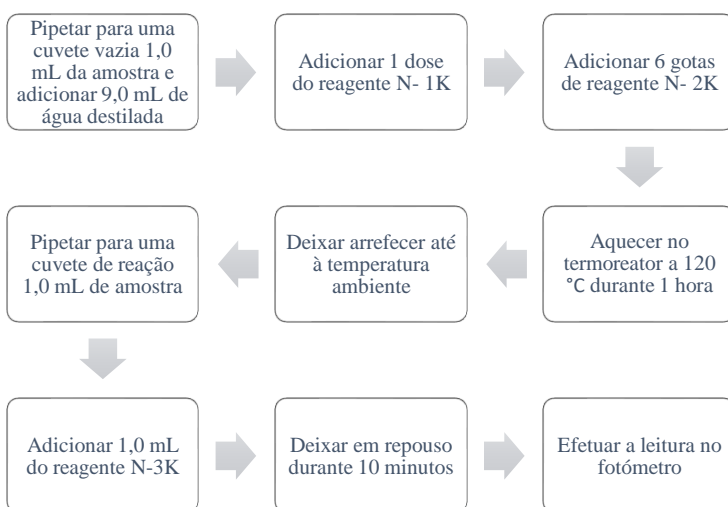


Figura A.2. Procedimento para a determinação do azoto total na gama de 10-150 mg/L de N.

Anexo A.2. Determinação dos nitratos

A Figura A.3 contém o procedimento laboratorial para a determinação de nitratos nas amostras.



Figura A.3. Procedimento para a determinação de nitratos na gama de 0,5-25,0 mg/L de NO_3^- -N.

Anexo A.3. Determinação do azoto amoniacal

A determinação do azoto amoniacal na gama de 0,5-16 mg/L NH_4^+ -N segue o procedimento apresentado na Figura A.4.



Figura A.4. Procedimento para a determinação do azoto amoniacal na gama de 0,5-16,0 mg/L NH_4^+ -N.

O procedimento para a determinação do azoto amoniacal na gama de 4-80 mg/L NH_4^+ -N está descrito na Figura A.5.



Figura A.5. Procedimento para a determinação do azoto amoniacal na gama de 4,0-80,0 mg/L NH_4^+ -N.

Anexo B. Eficiências de remoção no tratamento secundário

Na Tabela B.1 apresentam-se as eficiências de remoção correspondentes ao tratamento secundário, para diferentes parâmetros avaliados entre janeiro e maio de 2022.

Tabela B.1. Eficiências de remoção obtidas para o tratamento secundário.

Dias	Eficiência remoção tratamento secundário (%)			
	Azoto total	CQO	CBO ₅	SST
07/01/22	53	86	91	95
21/01/22	26	82	92	90
04/02/22	38	72	92	83
18/02/22	19	85	83	93
25/02/22	35	81	86	84
04/03/22	45	73	77	72
11/03/22	37	74	90	82
18/03/22	40	81	89	82
25/03/22	41	83	94	93
01/04/22	28	74	90	89
08/04/22	36	82	89	80
29/04/22	42	90	95	92
06/05/22	47	87	95	84
13/05/22	46	86	94	89
20/05/22	39	87	94	90
27/05/22	45	87	97	90

Anexo C. Folha de características técnicas do difusor

Na Figura C.1, encontra-se a folha de características técnicas dos difusores utilizados na ETAR.



FOLHA DE CARACTERÍSTICAS TÉCNICAS EQUIPAMENTO ELECTROMECHANICO E HIDROMECHANICO	
<i>Posição:</i>	Difusores
<i>Local instalação:</i>	Tanques Arejamento
<i>Equipamento:</i>	DIFUSORES DE AR TANQUE AREJAMENTO
<i>Ref:</i>	B000544-ETAA-002 Rev.0

OBJECTIVO / CONDIÇÕES DE FUNCIONAMENTO

• Tag	040A/B/C/D_AA001
• Objectivo.....	difusão de oxigénio (bolha fina) em reactores biológicos
• cota instalação.....	120 m
• T° efluente.....	14-22 °C
• Efluente.....	Lamas activadas até 4,5 g/l
• quantidade de reactores.....	4
• quantidade de difusores	1136/tanque
• total difusores.....	4544
• Caudal de ar a injectar	3.914 Nm ³ /h / tanque

FABRICO

• marca de referência.....	SANITAIRE
• modelo	Difusor membrana 9" - WE-Silver Series II

CARACTERÍSTICAS TÉCNICAS

• tipo	difusores de disco
• diâmetro da membrana.....	9" (aprox. 230 mm)
• caudal de ar máximo permitido pelo difusor	8,4 Nm ³ /h
• caudal considerado.....	2,66 – 3,42 Nm ³ /h
• profundidade média de submersão (à soleira)	5,79 m
• densidade difusores.....	2,34 / m ²
• SOTE considerado	35,4 %
• diâmetro rede distribuição de ar.....	200 mm

MATERIAIS

• membrana	EPDM
• suporte da membrana	PVC
• peça de ligação tubagem/difusor.....	PVC
• rampas de condução de ar.....	PVC-U
• suportes	INOX 304

ACESSÓRIOS

- sistema de purga

Figura C.1. Folha de características técnicas do difusor.

Anexo D. Folha de características técnicas dos sobrepresores

Na Figura D.1 encontra-se a folha de características técnicas dos sobrepresores instalados na ETAR.



FOLHA DE CARACTERÍSTICAS TÉCNICAS	
EQUIPAMENTO ELECTROMECÂNICO E HIDROMECHANICO	
<i>Posição:</i>	Sobrepresores e Compressores
<i>Local instalação:</i>	Produção de ar para os reactores biológicos "Cyclor®"
<i>Equipamento:</i>	SOBREPRESSOR TIPO ROOTS
<i>Ref:</i>	B000544-ETK-006 Rev.0

OBJECTIVO / CONDIÇÕES DE FUNCIONAMENTO

• Tag	040_K001A/B/C/D/E
• Função.....	Fornecimento do ar de arejamento dos reactores biológicos
• gás	ar
• ambiente.....	instalação interior
• condições de serviço:	
• altura de água no tanque de arejamento	6,65 m
• altura de água sobre os difusores.....	6,41 m
• quantidade.....	4+1 (instalados)
• instalação	"side by side", em sala fechada e ventilada
• funcionamento	24 h/dia

FABRICO

• marca de referência.....	AERZEN
• modelo	GM 35S

CARACTERÍSTICAS TÉCNICAS

• tipo	sobrepresor de êmbolos rotativos
• variação de caudal.....	por variador de frequência
• caudal nas condições normais (máx / min.).....	1957 Nm ³ /h / 778 Nm ³ /h
• caudal de aspiração (máx / min.)	2274 m ³ /h / 940 m ³ /h
• pressão diferencial	780 mbar
• pressão na aspiração.....	1,0 bar
• pressão na compressão	1,78 bar
• densidade na aspiração.....	1,112
• temperatura na aspiração	40 °C
• temperatura na compressão (máx / min.).....	132 / 119 °C
• velocidades de rotação de sobrepresor (máx / min.) ..	3760 rpm / 1760 rpm
• potência absorvida (máx / min.).....	64 kW / 27 kW
• transmissão	por correias
• direcção do fluxo de ar.....	de cima para baixo
• rotação dos êmbolos.....	anti- horário
• lubrificação	por óleo (chapinhagem)
• arrefecimento	por ar
• peso do sobrepresor (sem motor)	664 kg
• peso da canópia.....	400 kg

Especificações Técnicas de Equipamentos e Instalações Electricas – ETAR de Paço de Sousa

TELAS FINAIS

Figura D.1. Folha de características técnicas dos sobrepresores.