

# **PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DAS LAMAS DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS: MODELAÇÃO E SIMULAÇÃO**

**Larissa de Freitas Silva**

Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental no âmbito da dupla diplomação com a Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Orientado por

**Manuel Feliciano**

**Claudio Costa**

**Ticiane Sauer Pokrywieck**

**Bragança**

**2020**

## **Agradecimentos**

Agradeço primeiramente a Deus, por me proporcionar essa conquista, me ajudando e renovando minhas forças todos os dias.

Aos meus pais, José Raimundo da Silva e Laudicéia de Freitas Silva, e a minha irmã, Laís de Freitas Silva, pelo incentivo, ajuda e força nos bons e maus momentos, por acreditarem em mim e não me deixarem desistir. Por todo investimento tanto financeiro quanto em amor, mesmo longe, pela confiança e inspiração a cada dia.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Doutor Manuel Sabença Feliciano, pela paciência, confiança, orientação e apoio prestado durante a realização do trabalho. À minha co-orientadora Ticiane Sauer Pokrywieck, professora da UTFPR pela auxílio, paciência e apoio sempre que possível.

Ao Engenheiro Cláudio Costa, da empresa Tratave, pela disponibilidade e ajuda na realização do trabalho.

Aos meus amigos e familiares do Brasil pelo apoio e incentivo. Aos amigos de instituição que viveram esta experiência comigo aqui em Portugal agradeço pelo apoio e auxílio.

À Universidade Federal do Paraná – Campus Francisco Beltrão por me proporcionar essa possibilidade e por todo empenho dos mestres que participaram da minha trajetória até aqui, pois sem o conhecimento partilhado por vocês isso seria muito difícil.

Ao Instituto Politécnico de Bragança, pelo apoio a mim, quanto aluna brasileira, durante a realização e conclusão do Programa de Dupla Diplomação. Aos doutoures da instituição que neste período contribuíram para acrescentar conhecimento à minha trajetória acadêmica.

## **Resumo**

Um dos resíduos/subprodutos do tratamento de águas residuais é a lama. A gestão deste output mássico dos sistemas de tratamento é altamente complexa e dispendiosa que, se mal realizada, pode comprometer as vantagens ambientais e sanitárias do próprio tratamento. De acordo com a Agenda 21, da ONU, sendo este tipo lamas um problema a resolver pela estrutura de gestão de resíduos sólidos, existe uma necessidade crescente de reduzir a sua produção, de aumentar as suas taxas de reutilização e reciclagem, de promover a sua valorização e de encontrar os locais de deposição mais adequados. Neste estudo, procurou-se construir um modelo computacional do tratamento global de uma ETAR de águas residuais urbanas, incluindo as operações/processos de tratamento das fases líquida e sólida. Além disso, procedeu-se ainda à utilização do modelo para avaliar alguns cenários com vista a reduzir a produção de lamas, sem diminuir a qualidade final da água residual tratada, estimar o incremento de lamas causado pelo atual uso de coagulantes. Para a construção do modelo dinâmico utilizou-se do software SUMO e todos os dados primários foram fornecidos pela empresa gestora da ETAR. A validação do modelo mostrou um desempenho bastante aceitável do mesmo, quer em termos de caracterização da qualidade da água residual tratadas, quer no que respeita à produção de lamas. As simulações realizadas, embora não envolvendo diretamente o coagulante biológico usado na ETAR para a remoção de cor (AMBIFLOC BIOT100), sugere que este agente biológico apresenta uma contribuição média aproximadamente 23% da produção da lama total (o equivalente a aproximadamente a 238 ton/mês), podendo aumentar para 25-30% no caso de a ETAR ter de futuramente cumprir os requisitos legais para o fósforo. O estudo também prevê que a utilização de coagulantes químicos alternativos, em particular o cloreto férrico, apresentam um forte potencial de redução de produção de lamas em comparação com o coagulante biológico, sem comprometerem a qualidade do efluente final; assim há garantia de não alterar de forma negativa o corpo recetor do mesmo. Todavia, importa realçar que o uso de coagulantes químicos em elevadas dosagens poderá apresentar um aumento na concentração de ferro e alumínio, podendo comprometer o tratamento da lama e armazenamento. O estudo realizado é uma demonstração de que os objetivos e a tipologia de tratamento devem assentar num processo multicritério, no qual a componente ambiental não pode apenas cingir-se à qualidade do efluente e à manutenção do equilíbrio ecológico do meio recetor.

**Palavras-chave: Águas residuais, Lama biológica, Simulação matemática, Produção de lamas.**

## **Abstract**

One of the waste/by-products of wastewater treatment is sludge. The management of this mass output from treatment systems is highly complex and costly which, if poorly performed, can compromise the environmental and health benefits of the treatment itself. According to the UN's Agenda 21, since this type of sludge is a problem to be solved by the solid waste management structure, there is a growing need to reduce its production, to increase its reuse and recycling rates, to promote its valorization, and to find the most appropriate disposal sites. In this study, we sought to build a computational model of the overall treatment of an urban wastewater treatment plant, including the operations/processes for treating the liquid and solid phases. In addition, the model was also used to evaluate some scenarios to reduce the production of sludge, without decreasing the final quality of the treated wastewater, to estimate the increase in sludge caused by the current use of coagulants. To build the dynamic model the SUMO software was used and all primary data were provided by the WWTP management company. The validation of the model showed a quite acceptable performance of the model, both in terms of characterization of the treated wastewater quality and in terms of sludge production. The simulations carried out, although not directly involving the biological coagulant used at the WWTP for color removal (AMBIFLOC BIOT100), suggest that this biological agent has an average contribution of approximately 23% of the total sludge production (equivalent to approximately 238 ton/month), which could increase to 25-30% in case the WWTP has to meet the legal requirements for phosphorus in the future. The study also predicts that the use of alternative chemical coagulants, in particular ferric chloride, have a strong potential to reduce sludge production compared to the biological coagulant, without compromising the quality of the final effluent; thus there is a guarantee of not adversely altering the effluent receiving body. However, it should be noted that the use of chemical coagulants in high dosages may present an increase in the concentration of iron and aluminum, which may compromise the treatment of the sludge and storage. The study carried out is a demonstration that the objectives and treatment typology should be based on a multi-criteria process, in which the environmental component cannot be limited to the quality of the effluent and the maintenance of the ecological balance of the receiving environment.

**Key words: Wastewater, Biological sludge, Mathematical simulation, Sludge production.**

# Sumário

Agradecimentos .....	i
Resumo .....	ii
Abstract .....	iii
Índice de Figuras .....	vi
Índice de Tabelas .....	vii
Símbolos e Abreviaturas .....	viii
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>1.1. CONTEXTUALIZAÇÃO DO TEMA .....</b>	<b>1</b>
<b>1.2. OBJETIVOS .....</b>	<b>4</b>
<b>1.2.1. OBJETIVO GERAL .....</b>	<b>4</b>
<b>1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....</b>	<b>4</b>
<b>1.3. ESTRUTURA DA TESE .....</b>	<b>4</b>
<b>2. TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS .....</b>	<b>6</b>
<b>2.1. COMPOSIÇÃO E PARÂMETROS DE POLUIÇÃO DA ÁGUA RESIDUAL .....</b>	<b>6</b>
<b>2.2. ETAPAS DE TRATAMENTO .....</b>	<b>11</b>
<b>2.2.1. TRATAMENTO DA FASE LÍQUIDA .....</b>	<b>13</b>
<b>2.2.1.1. Tratamento Preliminar .....</b>	<b>13</b>
<b>2.2.1.2. Tratamento Primário .....</b>	<b>14</b>
<b>2.2.1.3. Tratamento Secundário .....</b>	<b>15</b>
<b>2.2.1.4. Tratamento Terciário .....</b>	<b>19</b>
<b>2.2.2. TRATAMENTO DA FASE SÓLIDA .....</b>	<b>20</b>
<b>2.3. ENQUADRAMENTO LEGAL – DESCARGA DO EFLUENTE .....</b>	<b>27</b>
<b>3. O PROCESSO DE LAMAS ATIVADAS E PARÂMETROS INFLUENCIADORES</b>	<b>30</b>
<b>3.1. PROCESSO DE LAMAS ATIVADAS .....</b>	<b>30</b>
<b>3.2. PARÂMETROS INFLUENCIADORES .....</b>	<b>35</b>
<b>3.2.1. TEMPERATURA .....</b>	<b>35</b>
<b>3.2.2. pH .....</b>	<b>36</b>
<b>3.2.3. OXIGÊNIO DISSOLVIDO .....</b>	<b>36</b>
<b>3.2.4. NUTRIENTES .....</b>	<b>37</b>
<b>3.2.5. COMPOSIÇÃO E CONCENTRAÇÃO .....</b>	<b>37</b>
<b>3.2.6. AGITAÇÃO E TURBULÊNCIA .....</b>	<b>37</b>
<b>3.2.7. SÓLIDOS SUSPENSOS .....</b>	<b>38</b>
<b>3.2.8. CARGA MÁSSICA .....</b>	<b>39</b>

<b>4. MODELAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUAL.....</b>	<b>41</b>
<b>4.1. PRINCÍPIOS DA MODELAÇÃO.....</b>	<b>41</b>
<b>4.2. SOFTWARE SUMO.....</b>	<b>43</b>
<b>5. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>44</b>
<b>5.1. DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE ESTUDO.....</b>	<b>44</b>
<b>5.2. DESCRIÇÃO GERAL DA METODOLOGIA.....</b>	<b>52</b>
<b>5.2.1. CONSTRUÇÃO DO MODELO.....</b>	<b>52</b>
<b>5.2.2. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO.....</b>	<b>56</b>
<b>5.2.3. DESCRIÇÃO DE CENÁRIOS DE ESTUDO.....</b>	<b>57</b>
<b>6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>61</b>
<b>6.1. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO.....</b>	<b>61</b>
<b>6.2. ANÁLISE DOS RESULTADOS DOS CENÁRIOS.....</b>	<b>70</b>
<b>6.2.1. CONDIÇÕES OPERACIONAIS – O EFEITO DA VELOCIDADE HORIZONTAL.....</b>	<b>70</b>
<b>6.2.2. UTILIZAÇÃO E VARIAÇÃO DA DOSE DE COAGULANTES QUÍMICOS.....</b>	<b>72</b>
<b>6.2.3. COMBINAÇÃO DE CONDIÇÕES DOS CENÁRIOS ANTERIORES.....</b>	<b>76</b>
<b>7. CONCLUSÕES.....</b>	<b>79</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>81</b>

## Índice de Figuras

<b>Figura 1:</b> Inter-relação do uso e ocupação do solo e a qualidade da água, através dos diferentes usos na bacia hidrográfica. ....	7
<b>Figura 2:</b> Impurezas contidas na água. ....	8
<b>Figura 3:</b> Esquema das etapas de tratamento de uma ETAR. ....	13
<b>Figura 4:</b> Sistema de desnitrificação pré-anóxica. ....	17
<b>Figura 5:</b> Sistema de desnitrificação pós-anóxica. ....	18
<b>Figura 6:</b> Esquema dos processos do tratamento secundário. ....	19
<b>Figura 7:</b> Produção de lama no tratamento biológico aeróbio de água residual. ....	21
<b>Figura 8:</b> Vala de oxidação (A) sistema contínuo e (B) sistema intermitente. ....	32
<b>Figura 9:</b> Representação esquemática de uma vala de oxidação Carrossel. ....	33
<b>Figura 10:</b> Representação esquemática de uma vala de oxidação do tipo Orbal. ....	34
<b>Figura 11:</b> Unidades e processos de tratamento, técnicas de determinação de partículas pelo tamanho de partículas. ....	38
<b>Figura 12:</b> Mapa das frentes de drenagem que compõem o SIDVA. ....	45
<b>Figura 13:</b> Fluxograma dos processos e operações na ETAR de Serzedelo. ....	46
<b>Figura 14:</b> Tamisador da ETAR de Serzedelo II. ....	46
<b>Figura 15:</b> Gradagem da ETAR de Serzedelo II. ....	47
<b>Figura 16:</b> Areia e materiais grosseiros removidos do efluente. ....	47
<b>Figura 17:</b> Desarenador e desengordurador da ETAR de Serzedelo II. ....	48
<b>Figura 18 e Figura 19:</b> Tratamento biológico da ETAR de Serzedelo II. ....	49
<b>Figura 20 e Figura 21:</b> Decantador secundário da ETAR de Serzedelo II. ....	50
<b>Figura 22:</b> Centrífugas para tratamento de lamas da ETAR de Serzedelo II. ....	51
<b>Figura 23:</b> Silo para armazenar a lama final tratada da ETAR de Serzedelo II. ....	51
<b>Figura 24:</b> Representação da ETAR de Serzedelo II em SUMO 19. ....	54
<b>Figura 25:</b> Evolução das concentrações de SST e CQO experimental e simulado do efluente, para o mês de agosto de 2018. ....	61
<b>Figura 26:</b> Concentrações de $N_T$ e $P_T$ no afluente da ETAR obtidos pelo método de preenchimento de lacunas do SUMO. ....	62
<b>Figura 27:</b> Concentrações de $CBO_5$ , $N_T$ e $P_T$ no efluente da ETAR obtidas na simulação. ....	63
<b>Figura 28:</b> Gráfico comparativo das concentrações experimentais e simulados, em mg/L, presente no efluente quanto à (a) $CBO_5$ , (b) CQO, (c) SST, (d) $N_T$ e (e) $P_T$ ; nos meses de estudo ....	65
<b>Figura 29:</b> Volume de lamas, experimental e simulado, para dos meses de estudo. ....	68

## Índice de Tabelas

<b>Tabela 1:</b> Operações unitárias do Tratamento Preliminar .....	14
<b>Tabela 2:</b> Valores típicos de lama tratada e não tratada .....	23
<b>Tabela 3:</b> Metais comumente presentes nas lamas.....	24
<b>Tabela 4:</b> Tecnologias e objetivos de remoção que podem estar presentes no processo de ETAR. ....	25
<b>Tabela 5:</b> Valores limite de concentração de metais pesados nas lamas destinadas à aplicação no solo agrícola. ....	26
<b>Tabela 6:</b> Valores limite de concentração de compostos orgânicos nas lamas destinadas à agricultura. ....	27
<b>Tabela 7:</b> Valores limite de microrganismos nas lamas destinadas à agricultura. ....	27
<b>Tabela 8:</b> Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas. ....	28
<b>Tabela 9:</b> Concentração de fósforo e azoto total .....	29
<b>Tabela 10:</b> Valores típicos dos Parâmetros de Sistemas de Lamas Ativadas.....	40
<b>Tabela 11:</b> Inputs fixos utilizados na modelação. ....	55
<b>Tabela 12:</b> Valores limites para os parâmetros efluente de uma ETAR.....	56
<b>Tabela 13:</b> Parâmetros estatísticos para avaliação do desempenho do modelo. ....	57
<b>Tabela 14:</b> Comparativo das eficiências de remoção dos resultados experimentais e simulados. ....	66
<b>Tabela 15:</b> Determinação do volume experimental de lamas para os meses analisados em 2018. ....	67
<b>Tabela 16:</b> Parâmetros estatísticos para avaliação do desempenho do modelo. ....	69
<b>Tabela 17:</b> Parâmetros da lama obtidos na simulação com variação da velocidade horizontal, agosto 2018. ....	70
<b>Tabela 18:</b> Concentrações do efluente obtidos na simulação agosto 2018. ....	71
<b>Tabela 19:</b> Eficiência na remoção de poluentes para simulação com variação da velocidade linear, agosto 2018. ....	72
<b>Tabela 20:</b> Concentrações simuladas no efluente da ETAR em função da variação da dosagem do coagulante $AlCl_3$ , agosto de 2018. ....	73
<b>Tabela 21:</b> Eficiência da remoção dos poluentes e caudal de lama final simulados com a variação da dosagem do coagulante $AlCl_3$ , agosto de 2018.....	74
<b>Tabela 22:</b> Concentração dos poluentes simulados com variação da dosagem do coagulante $FeCl_3$ , agosto de 2018.....	75
<b>Tabela 23:</b> Eficiência da remoção dos poluentes com a variação do coagulante $FeCl_3$ e a caudal de lama, agosto 2018.....	76
<b>Tabela 24:</b> Concentrações simuladas no efluente com a velocidade linear e dosagem de coagulante selecionados, para o cloreto de alumínio, em agosto 2018. ....	77
<b>Tabela 25:</b> Concentrações simuladas no efluente com a velocidade linear e dosagem de coagulante selecionados, para o cloreto férrico, em agosto 2018. ....	77
<b>Tabela 26:</b> Caudal e concentrações da lama final, agosto de 2018. ....	78



## **Símbolos e Abreviaturas**

**ETAR** – Estação de Tratamento de Águas Residuais

**CQO** – Carência Química de Oxigênio

**CBO** – Carência Bioquímica de Oxigênio

**N<sub>T</sub>** – Nitrogênio Total

**P<sub>T</sub>** – Fósforo Total

**COT** – Carbono Orgânico Total

**SST** – Sólidos Suspensos Totais

**SSV** – Sólidos Suspensos Voláteis

**LD** – Lamas de Depuração

**LDU** – Lamas de Depuração Urbana

**MO** – Matéria Orgânica

**AR** – Água Residual

**UT** – Unidade de Tratamento

**OD** – Oxigênio Dissolvido

**T<sub>RH</sub>** – Tempo de retenção hidráulico

**IVL** – Índice de volume de lamas

**MS** – Matéria Seca

**ANO** - Organismos autotróficos nitrificantes

**MLSS** - Sólidos Suspensos do Licor Misto

**MST** – Teor de Sólidos Totais

# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1. CONTEXTUALIZAÇÃO DO TEMA

A água é um bem comum e necessário para a sobrevivência humana, pois o homem utiliza-a para abastecimento doméstico, abastecimento industrial, irrigação, suprimento das necessidades de água dos animais, recreação e lazer, produção de energia elétrica, entre outros. O seu uso implica a poluição deste recurso fundamental para as nossas vidas, tornando-o impróprio para alguns usos [1,2]. O serviço de abastecimento e saneamento de água deve abranger toda ou a maioria da população e a qualidade da água deve respeitar os padrões para que proporcione à população bem-estar e possibilite o desenvolvimento de atividades económicas [3].

Em Portugal, apenas um quarto da população era atendida por sistemas de tratamento de águas residuais na década de 90, enquanto o restante da população apenas possuía a ligação à rede de saneamento, fazendo descargas das suas águas residuais diretamente em algum curso de água. Porém, a partir do ano 2000, esse quadro modificou-se a partir da criação de mais Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs), principalmente, visando abranger populações de áreas mais afastadas dos centros urbanos [3].

A descarga destas águas residuais, nos meios recetores, sem tratamento contribui sobremaneira para o aumento da carga orgânica e de outras substâncias poluentes nesses meios, conduzindo a alterações físico-químico e biológicas profundas [1]. O tratamento de águas residuais urbanas produzidas pela população, indústrias e outros serviços é, por isso, uma ação crucial para assegurar a preservação dos vários ecossistemas aquáticos e terrestres. Este tratamento deve assegurar preferencialmente a descarga dessas águas nos meios recetores, sem alterar a qualidade original dos mesmos [4]. Todavia, temos de ter igualmente consciência de que apesar do tratamento contribuir para reduzir a carga de poluição dos meios hídricos, nem sempre esse objetivo é garantido e, além disso, o tratamento é igualmente gerador de impactos ambientais associados à produção de lamas, com uma carga concentrada dos poluentes, e resíduos gasosos (e.g., poluentes atmosféricos e gases de efeito de estufa) que são lançados para a atmosfera.

A necessidade de uma correta remoção dos poluentes está relacionada com os processos que podem ocorrer nos recetores, pois, devido à elevada presença de alguns nutrientes como azoto e fósforo podem surgir ou agudizarem-se problemas ambientais como a eutrofização, causando crescimento desordenado de algas, que gera morte de

alguns seres marinhos, desequilibrando o sistema aquático local [1,4]. Deve-se realçar que a remoção dos nutrientes referidos não é de obrigatoriedade generalizada, mas tem vindo a ganhar cada vez mais relevância no contexto nacional e mundial, requerendo métodos de tratamento mais avançados e, por vezes, também contribuindo para a geração de outros impactos ambientais.

O Decreto-Lei nº236/98 de 1 de agosto apresenta as normas, critérios e objetivos de qualidade da água. Junto a esses limites legais impostos pelo anterior decreto, as descargas das ETAR têm ainda que respeitar os pressupostos do Decreto-Lei 152/97 de 19 de junho, alterado pelos Decreto-Lei nº 348/98 de 9 e novembro nº 133/2015 de 13 de julho. Existem ainda os limites impostos pelas licenças de descarga para cada ETAR.

Um dos produtos do tratamento de águas residuais é a lama. A gestão deste subproduto é uma tarefa altamente complexa e dispendiosa que, se mal realizada, pode comprometer as vantagens ambientais e sanitárias esperadas nos sistemas de tratamento [7].

Desde os estágios iniciais do planeamento e projeto de uma estação de tratamento de águas residuais, devem ser consideradas alternativas de uso benéfico ou destino final para a lama produzida, juntamente com os aspetos técnicos, económicos, operacionais e ambientais pertinentes ao problema. A entidade que gera o resíduo é responsável pelo seu destino seguro e adequado [7].

De acordo com a Agenda 21, da ONU, a lama é um tema da gestão de resíduos sólidos e uma questão relacionada com as águas residuais. Assim, há necessidade de reduzir a sua produção, aumentar a sua reutilização e reciclagem, promover a sua valorização e identificar os destinos finais mais adequados [7,9]. Esta problemática é crescente e tem gerado preocupação em muitos países, pois possui um crescimento rápido capaz de ocasionar um agravamento nos próximos anos, à medida que mais ETARs são implementadas e que outros objetivos como a remoção de fósforo vão sendo prioritários [7]. As lamas são o sub-produto que ocupam maior volume e a sua gestão é complexa; fazendo do seu tratamento e deposição final um dos maiores problemas na área do tratamento das águas residuais [9].

De acordo com o Relatório da ERSAR, no ano de 2018 foram produzidas em Portugal 816,1 kt de lamas provenientes apenas do tratamento de águas residuais urbanas. Essa

quantificação tende a aumentar à medida que há aumento na exigência do tratamento dos efluentes líquidos, conseqüentemente é preciso estabelecer uma gestão adequada das operações presentes numa ETAR e dos sub-produtos gerados.

Nem todas as lamas podem ter uma reutilização, precisando assim, de um tratamento alternativo e adequado à sua composição e com geração de pouco ou nenhum impacto no ambiente [11]. Este tipo de tratamento é o mais evitado para deposição da lama. De acordo com PENSAAR (2020) a percentagem de lamas valorizadas relativamente a volumes produzidos em 2018 e 2019 foi de 67% e 59%, respetivamente. É importante salientar que esta não corresponde a um decréscimo efetivo dos quantitativos de lamas valorizadas, devendo-se mais a alterações no registo de dados pelos operadores de tratamento destes resíduos.

Da água residual tratada, cerca de 1-2% do seu volume é representado pelas lamas e o seu custo traduz-se, normalmente, entre 20 a 60% do custo total de operação das ETAR [7]. O destino final destas lamas em Portugal e na Europa (PENSAAR, 2020) é, principalmente, a valorização agrícola, que é regulada pela Diretiva n.º 86/278/CEE e por legislação nacional (Decreto-Lei n.º 276/2009) [10].

O destino final não é realizado, prioritariamente, pelo produtor da lama; o destino final é frequentemente da responsabilidade de empresas dedicadas a esta função. Estas empresas responsabilizam-se pelo transporte, armazenamento e destino adequado destes resíduos/subprodutos [11]. Esse processo gera custos à empresa, principalmente numa ETAR, uma vez que a lama é o maior sub-produto destas infraestruturas de tratamento. Assim, há necessidade de redução do volume de lama para diminuição dos gastos com o destino deste produto.

O sistema de tratamento utilizado por uma determinada ETAR pode ser avaliado conforme o cálculo de eficiência nas diversas fases do tratamento ou avaliação direta do órgão de tratamento [13]. Pois como citado anteriormente, o aumento do volume da lama e das substâncias que a compõem impõem restrições no manuseamento, exigindo melhor dimensionamento do projeto para atender as fases líquidas e sólidas [16].

A utilização da modelação matemática nos processos de tratamento de águas residuais é uma ferramenta cada vez mais utilizada na formulação e validação de hipóteses, previsão do comportamento de diferentes cenários e otimização de processos; com isso,

é possível realizar a simulação de cenários visando objetivar a redução da lama final gerada. Conseqüentemente, obtêm-se redução de custos de transporte destas para o destino final e, dependendo do tratamento dado a esse produto, consegue-se ainda uma redução de material para estabilização química da mesma.

## **1.2.OBJETIVOS**

### **1.2.1. OBJETIVO GERAL**

Este estudo tem por objetivo principal a construção de um modelo computacional capaz de simular o comportamento das principais operações/processos de tratamento das fases líquida e sólida de uma ETAR de águas residuais urbanas, assim como alguns cenários de tratamento, com vista a avaliar o contributo de alguns fatores na produção de lamas, tais como a velocidade linear do reator biológico, o uso e a dose de coagulantes, e, ainda, identificar potenciais opções conducentes à menor produção de lamas, sem reduzir a qualidade final da água residual tratada.

### **1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Caracterizar a estrutura e descrever o funcionamento do sistema de tratamento de estudo;
- Construção de modelo global que descreva o sistema de tratamento;
- Calibrar e validar o modelo;
- Avaliar o desempenho global do sistema de tratamento;
- Propor medidas de otimização.

## **1.3. ESTRUTURA DA TESE**

A dissertação está organizada em 7 capítulos. O capítulo inicial consta o enquadramento do tema, bem como os objetivos a atingir com esta dissertação.

O capítulo 2 trata dos tipos de tratamento das águas residuais, abordando a composição das águas residuais como também os parâmetros utilizados para definir a sua composição e o tratamento nas duas fases, líquida e sólida, com a apresentação das operações realizadas numa ETAR.

O capítulo 3 aborda os fatores do processo de lamas ativadas, bem como a tipologia de vala de oxidação e os parâmetros que influenciam as lamas geradas no tratamento.

O capítulo 4 descreve conceptualmente a modelação e validação de modelos para análise de processos, além de, abordar o *software* utilizado neste trabalho.

O capítulo 5 descreve a metodologia aplicada no estudo. Aborda os processos que ocorrem na ETAR de Serzedelo II, descrevendo todas as etapas que a compõem, além de descrever as operações que produzem as lamas. Abordas os cenários que serão utilizados no modelo criado.

O capítulo 6 apresenta os cálculos e resultados obtidos nas simulações do modelo criado, baseado na ETAR de Serzedelo II.

O capítulo 7 apresenta as conclusões finais do estudo relacionado ao objetivo proposto.

## **2. TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS**

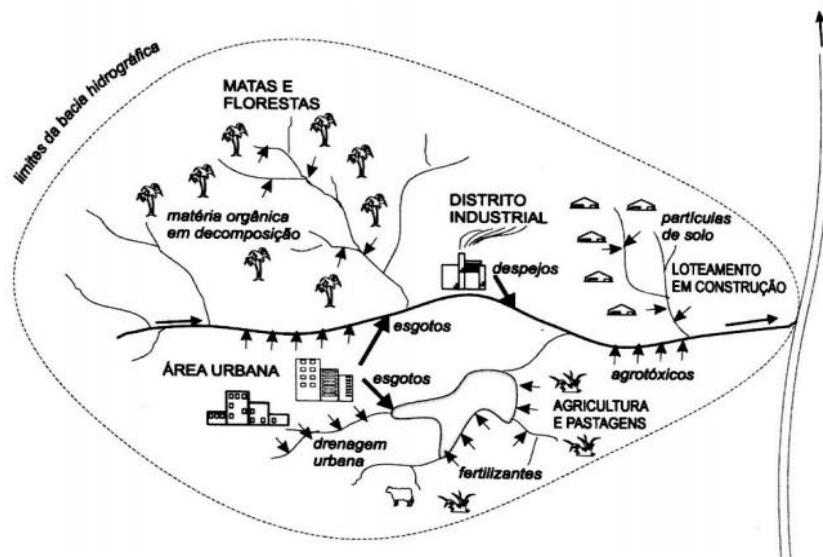
Este capítulo faz uma abordagem geral à composição das águas residuais urbanas, bem como às tipologias de tratamento mais comuns das fases líquida e sólida. Os vários níveis de tratamento da fase líquida – preliminar, primário, secundário e terciário – e etapas de tratamento de lamas são descritas sumariamente. Além disso, é apresentado o referencial legal de uma forma muito breve, dando especial foco aos requisitos e normas de descarga estabelecidas no Decreto-Lei 152/97.

### **2.1.COMPOSIÇÃO E PARÂMETROS DE POLUIÇÃO DA ÁGUA RESIDUAL**

Nas áreas urbanas, a água segue um ciclo urbano – ciclo urbano da água -, que envolve todos os usos da água dentro dessas zonas. Este ciclo inclui as etapas de captação da água, que pode ser em superfície ou em profundidade, o seu tratamento, o abastecimento de água às comunidades urbanas, o saneamento das águas residuais, o seu tratamento e, por fim a sua descarga no corpo recetor [15,16].

A água no seu estado natural atua como solvente, tendo assim capacidade de transportar substâncias e compostos em diferentes estados físicos; com esse transporte algumas impurezas vão-se agregando à água, introduzindo pequenas ou grandes alterações na sua qualidade. Esses componentes podem ser incorporados na água de forma natural, através do escoamento superficial e infiltração, ou antrópica, podendo ocorrer de forma concentrada ou dispersa [2].

Quer através da inter-relação entre ser humano e ambiente quer através do uso e ocupação do solo e utilização direta e/ou indireta dos recursos naturais, houve alteração nos níveis de poluição de forma gradual, interferindo de forma direta no equilíbrio ambiental [2,17].



**Figura 1:** Inter-relação do uso e ocupação do solo e a qualidade da água, através dos diferentes usos na bacia hidrográfica.

**Fonte:** VON SPERLING (2005).

Água residual é toda aquela que, após a utilização humana, apresenta alteração das suas características químicas, físicas ou biológicas. De acordo com o Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de junho classifica 3 tipos de águas residuais e as define como:

- “a) «Águas residuais domésticas»: as águas residuais de serviços e de instalações residenciais, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de atividades domésticas;
- b) «Águas residuais industriais»: as águas residuais provenientes de qualquer tipo de atividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas nem sejam águas pluviais;
- c) «Águas residuais urbanas»: as águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e ou com águas pluviais;”

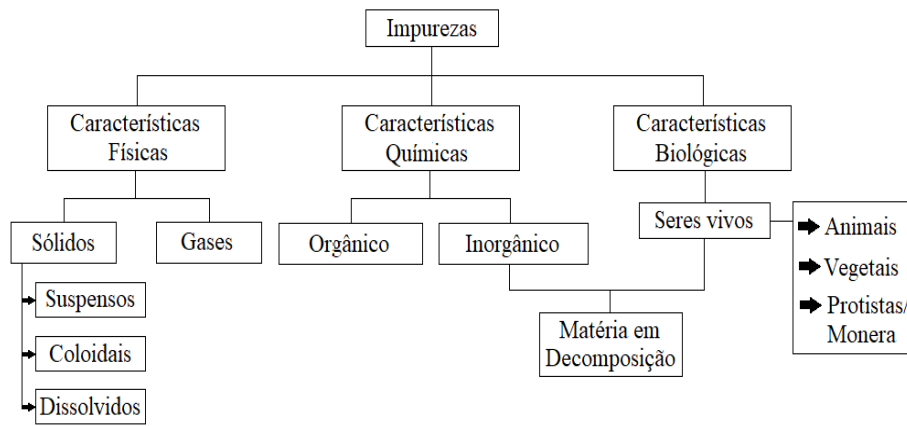
Existem dois tipos de poluição: pontual e difusa. A poluição pontual consiste na descarga de efluente com alta concentração de poluentes num determinado ponto do curso hídrico de forma contínua, sendo assim, de fácil identificação, controle e monitorização [2,17]. Esse tipo de poluição pode ser consequência de uma descarga doméstica ou até mesmo industrial. A poluição difusa é mais difícil de ser identificada, pois decorre de várias ações de descarga que vão ocorrendo numa dada bacia hidrográfica, ou seja, não estão associadas apenas à descarga de poluição num ponto, mas numa área. Os compostos



poluidores são diretamente lixiviados para os cursos de água, diretamente ou infiltram-se no solo chegando às águas subterrâneas [2,17,18].

Os poluentes comumente encontrados nesta água residual são sólidos, matéria orgânica, nutrientes e microrganismos [9, 19]. A característica e as substâncias presentes na água residual dependem diretamente do uso submetido à água, o clima, situação social e econômica local e hábitos da população [2].

Segundo Von Sperling (2005), a água possui impurezas de características físicas, químicas e biológicas, de acordo com o diagrama da Figura 2; estes parâmetros são utilizados para definir a qualidade do esgoto.



**Figura 2:** Impurezas contidas na água.

**Fonte:** VON SPERLING (2005).

Como visto na figura anterior existem sólidos na água residual, estes são resultantes dos diversos contaminantes. Os sólidos possuem características físicas e químicas e podem, a partir dessas, serem classificados. Das características químicas, os sólidos podem ser orgânicos ou inorgânicos; quanto às características físicas, temos [9,19,20]:

- Sólidos em suspensão: partículas com diâmetro acima de  $10^0 \mu\text{m}$ , podem ser retidas por filtros. Neste grupo estão alguns flocos de bactéria, algas e protozoários e materiais que são visíveis a olho nu.
- Sólidos coloidais: partículas com diâmetro entre  $10^{-3}$  e  $10^0 \mu\text{m}$ , não podem ser filtradas, difíceis de serem identificadas e possuem importância no tratamento de

água. Alguns vírus e bactérias possuem este tamanho, além de argilas, por exemplo.

- Sólidos dissolvidos: partículas com diâmetro inferior a  $10^{-3}$   $\mu\text{m}$  precisando de outros métodos para sua remoção. Dos sólidos dissolvidos temos os sais e matéria orgânica.

Os Sólidos Totais (ST) representam a totalidade de sólidos presentes na água residual independente das suas características. É possível realizar processos para determinação da fração de cada sólido presente na água. Podemos separá-los em sólidos voláteis, que são a parcela de sólidos constituídos por matéria orgânica, e sólidos fixos, que são sólidos constituídos de matéria inorgânica [2].

A água residual possui características, físicas, químicas e biológicas. Das características físicas tem-se a cor, odor, temperatura, sólidos, turbidez, óleos e gorduras; das químicas temos as orgânicas – Carência Química de Oxigênio (CQO), Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO) e Carbono Orgânico Total (COT) – e as inorgânicas (salinidade, dureza, pH, acidez, alcalinidade, ferro, manganês, cloretos, sulfatos, sulfitos, mercúrio, chumbo, cromo, cobre, zinco, azoto amoniacal, nitritos, nitratos e fósforo). Por fim, nas características biológicas têm-se os coliformes totais e fecais, estreptococos, patogênicos específicos e vírus [2, 21].

A CBO é um indicador da qualidade da água residual e quantifica o oxigênio necessário para os decompositores aeróbios degradarem a matéria orgânica presente na água. A relação entre a matéria orgânica e a quantidade de oxigênio é proporcional, uma vez que, quanto maior a concentração da matéria maior será a quantidade de oxigênio necessária no meio. Um outro indicador importante é a CQO que se caracteriza pela quantidade de oxigênio necessário para oxidar toda a matéria orgânica num determinado volume de água, transformando-a em dióxido de carbono, água e matéria orgânica não oxidável [2, 9, 21].

As águas residuais domésticas contêm aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos e microrganismos, esta segunda parcela é a que possui necessidade de tratamento. De acordo com Von Sperling (2005), estas águas residuais possuem características físicas, químicas e biológicas específicas.

Das características físicas têm-se:

- Temperatura – Possui elevada temperatura, mas esta pode alterar-se, de acordo com as estações do ano. Este parâmetro sofre influência das atividades microbianas que ocorrem, da solubilidade dos gases, da velocidade das reações químicas e da viscosidade do líquido.
- Cor – Este difere quando o esgoto é fresco e séptico, pois o primeiro apresenta coloração ligeiramente cinza e o segundo cinza escuro ou preto.
- Odor – Quando esgoto fresco possui odor oleoso, relativamente desagradável. Quando esgoto séptico possui odor fétido (desagradável), devido ao gás sulfídrico e a outros produtos da decomposição. As descargas de natureza industrial possuem odor característico, em função da tipologia da indústria.
- Turbidez – É causada por uma grande variedade de sólidos em suspensão e os esgotos mais frescos ou mais concentrados possuem maior turbidez.

As águas residuais domésticas apresentam, de acordo com Von Sperling (2005), concentrações típicas na ordem de 300 mg/L de  $\text{CBO}_5$ , 600 mg/L para DQO, 45 mg/L de azoto total, 7 mg/L de fósforo total e 1100 mg/L de sólidos totais.

A água residual industrial tem como características a biodegradabilidade, a tratabilidade, a concentração de matéria orgânica, a disponibilidade de nutrientes e a toxicidade. A partir deste é possível verificar a necessidade de um tratamento prévio, na própria indústria, quando o efluente gerado possui alta concentração de algum elemento ou poluentes fora dos parâmetros que a ETAR consegue tratar, assim o caudal não pode ser enviado diretamente para a estação. Esse processo visa proteger a saúde do pessoal que trabalha nos sistemas coletores e nas estações de tratamento, garantir que os sistemas de drenagem, as estações de tratamento de águas residuais e o equipamento conexo não sejam danificados, garantir que o funcionamento das estações de tratamento das águas residuais e o tratamento das lamas não sejam entravados, garantir que as descargas das estações de tratamento não deteriorem o ambiente ou não impeçam as águas recetoras de cumprir o disposto noutras diretivas comunitárias e garantir que as lamas possam ser eliminadas em segurança e de um modo ecologicamente aceitável [1,2,6,20].

As águas residuais possuem na sua composição uma variedade de parâmetros que a caracterizam como a quantidade de matéria orgânica, fósforo, azoto, microrganismos, pH, cheiro, cor, sólidos suspensos, além de poluentes bem como de poluentes prioritários e emergentes [22].

Os poluentes emergentes estão presentes nas águas residuais urbanas, pois são representados por substâncias provenientes de fármacos, hormonas sintéticas (como anticoncepcionais), pesticidas, compostos perfluorados, entre outros [23,24]. Estes podem causar alterações na biota do curso de água recetor do efluente, mesmo que após tratamento, devido a algumas técnicas ainda não realizarem a remoção completa deste tipo de poluentes [22,23]. As alterações das características da água natural, através da adição de resíduos, podem causar problemas de saúde pública e problemas ambientais nas massas de água, como a eutrofização; esta ocorre a partir da alteração na quantidade de nutrientes, como, fósforo e azoto, ocasionando o crescimento excessivo de plantas aquáticas. Esse crescimento dificulta a passagem de luz e trocas gasosas entre o meio e o curso de água, com isso, há mortandade de espécies existentes. Por isso, há necessidade do controle das emissões de águas residuais com a implementação de algumas medidas, para cumprir as normas de qualidade ambiental e alcançar o previsto na Diretiva-Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE) [22,24,25].

## **2.2. ETAPAS DE TRATAMENTO**

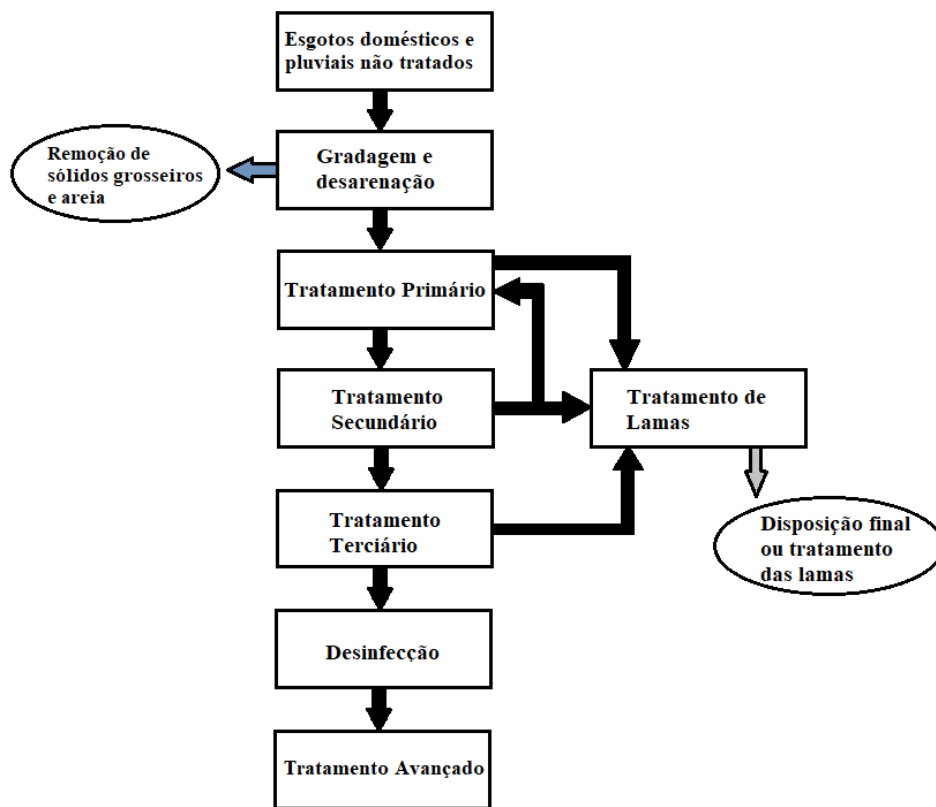
O tratamento das águas residuais tem a finalidade de produzir um efluente líquido inofensivo, que não cause danos ao ecossistema recetor e o beneficie, de alguma forma, quando adicionado o resíduo tratado. Quanto à população humana, este tratamento influencia diretamente a sua saúde, pois evita que este resíduo seja descartado de forma incorreta diminuindo a possibilidade de desenvolvimento de doenças quanto à utilização da água no consumo ou através de vetores e microrganismos patogénicos [2,6,19].

As ETAR possuem uma sequência de operações para se obter um produto final sem poluentes, este pode ser dividido em diversos níveis: preliminar, primário, secundário e/ou terciário [16,19,26]. A ETAR é composta por uma sequência de operações e processos unitários de tratamento que objetivam remover as substâncias poluentes e, se for necessário, a presença de microrganismos patogénicos, para que assim se obtenha uma água residual tratada [20].

O tipo de tratamento depende de cada água residual a ser tratada, tendo como base a Directiva nº 91/271/CEE, de 21 de maio, que foi transposta para o direito interno pelo Decreto-Lei nº 152/97. A determinação do tipo e níveis de tratamento da água residual ocorre através da análise detalhada, fazendo-a válida quanto a legislação e regulamentos aplicáveis e necessários para realizar a descarga no meio hídrico. Essa descarga pode ocorrer num meio hídrico sensível ou menos sensível; isso está diretamente relacionado com a qualidade do efluente final.

O tratamento das águas residuais ocorre através de duas ou mais fases: a fase líquida, que é o tratamento do efluente em si, a fase sólida, que envolve o tratamento e a desidratação dos subprodutos (e.g., lamas) produzidos na fase líquida e a fase gasosa que está relacionada com o aproveitamento energético das lamas, através da utilização do biogás obtido no processo de digestão anaeróbia [2,11].

Estão presentes no tratamento os processos físicos (operações), químicos e/ou biológicos nos diferentes níveis da ETAR (tratamento preliminar, primário, secundário e terciário) [17,19,20]. A remoção de poluentes está enquadrada nas operações de gradagem, trituração, sedimentação, flotação, filtração, entre outros; nos processos químicos têm-se a adição de substâncias químicas para remoção dos poluentes como, por exemplo, a etapa de coagulação, floculação ou desinfecção. Já no processo biológico, como o próprio nome indica, é a utilização de microrganismos que, através de sua atividade biológica, eliminam as substâncias orgânicas presentes no efluente; isso permite a remoção de poluentes [13]. Uma ETAR pode ser projetada de diferentes formas dependendo diretamente do efluente a ser tratado, conforme a Figura 3.



**Figura 3:** Esquema das etapas de tratamento de uma ETAR.

**Fonte:** Adaptado de MENDES (2014).

## 2.2.1. TRATAMENTO DA FASE LÍQUIDA

### 2.2.1.1. Tratamento Preliminar

Como referido anteriormente, o tratamento da fase líquida envolve todas as etapas de tratamento do efluente em si. Inicialmente têm-se o tratamento preliminar que consiste na remoção dos sólidos mais grosseiros, areia, gorduras e óleos; cada um desses destinado a tratamento e/ou disposição final adequada, pois possuem classificação de acordo com a Lista Europeia de Resíduos (LER 19 08 01). Em situações em que o efluente não atinge a fase preliminar do tratamento de forma gravítica, é usual recorrer-se à sua elevação através de parafusos de Arquimedes.

O conjunto de operações que compõem o tratamento preliminar estão descritas na Tabela 1 abaixo.

**Tabela 1:** Operações unitárias do Tratamento Preliminar

<b>Processo de tratamento</b>	<b>Órgão de tratamento</b>	<b>Descrição do tratamento</b>
<b>Gradagem</b>	Grades de limpeza manual ou mecânica	Remoção de gradados (sólidos maiores, como, plásticos, madeira, tecidos, entre outros) através de grades metálicas dispostas no canal de entrada da ETAR ou após a estação elevatória.
<b>Tamisagem</b>	Tamisador	O efluente passa por uma estrutura metálica perfurada que remove areias e outras partículas que passaram a etapa de gradagem.
<b>Desarenação</b>	Desarenador	Remoção das areias por ação da força da gravidade, uma vez que, estas se depositam no fundo do tanque e são removidas de forma mecânica.
<b>Desengorduramento</b>	Desengordurador	Podem estar integrados ao processo de desarenação e consiste na remoção de gorduras e óleos do efluente que ficam concentrados na superfície do efluente devido à sua densidade.
<b>Equalização (Homogeneização)</b>	Tanque de equalização	As águas residuais são homogeneizadas em um tanque, pois são provenientes de diferentes usos. Controla as variações de carga e o caudal dos afluentes à ETAR.

Fonte: Adaptado de METCALF et. al (2003).

### **2.2.1.2. Tratamento Primário**

O tratamento primário, de acordo com o Decreto-Lei nº 152/97, realiza o tratamento das águas residuais urbanas por qualquer processo físico e/ou químico que envolva a decantação de sólidos em suspensão, ou por outro processo em que a CBO<sub>5</sub> (Carência

Bioquímica de Oxigênio em 5 dias) da água recebida seja reduzida em, pelo menos, 20% antes da descarga e o total de sólidos em suspensão das águas recebidas seja reduzido em, pelo menos, 50%.

O caudal passa pelo decantador primário (ou tanque Imhoff) e nele as partículas sólidas decantam para o fundo do tanque originando as lamas denominadas primárias. O decantador pode possuir um braço giratório que remove lentamente resíduos presentes na superfície e a lama depositada no fundo, como conta com a força da gravidade, a velocidade de decantação dos sólidos suspensos presentes no efluente serão diferentes, devido à sua composição, tamanho, densidade, entre outros. Outro processo de tratamento é a flotação, neste o ar é injetado no fundo do tanque fazendo com que partículas sejam aderidas e carreadas para a superfície formando uma espuma, facilitando a remoção [19,29,30].

No tratamento primário podem ser removidos nutrientes, constituintes hidrofóbicos, metais e microrganismos; o azoto orgânico e o fósforo, também, podem ser removidos de forma parcial [30].

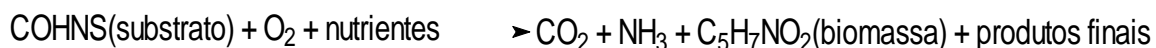
### **2.2.1.3. Tratamento Secundário**

A concentração de SST e CBO<sub>5</sub> no efluente após o tratamento primário ainda é elevada, para que haja redução da contaminação ali presente, tornando-se necessário processos adicionais integrados no tratamento secundário. Este envolve geralmente um tratamento biológico que remove a matéria orgânica biodegradável por meio de microrganismos. Os microrganismos e a biomassa gerada são removidos através da sedimentação destes no decantador secundário, sendo este subproduto denominado lama secundária ou lama biológica [9,29,30]. Os microrganismos utilizados no tratamento do efluente podem realizar a degradação em meio aeróbio, na presença de oxigênio, anaeróbio, ausência de oxigênio, ou, anóxico, que implica a existência oxigênio na forma combinada (nitritos NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, nitratos NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ou sulfatos SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> como agentes oxidantes na decomposição de matéria orgânica. O meio anóxico consiste, por exemplo, no processo de desnitrificação onde o NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> é convertido em nitrogênio molecular (N<sub>2</sub>) e simultaneamente há decomposição de matéria orgânica [7,30,31].

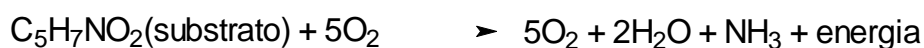
A remoção da MO é realizada por microrganismos heterotróficos presentes em condições anóxicas e aeróbias. A fonte de energia desses microrganismos é o carbono



presente na matéria orgânica e inorgânica do efluente e a fração de substrato que é utilizado corresponde ao rendimento do crescimento de biomassa. O crescimento dos microrganismos requer, além do substrato, condições favoráveis para a síntese celular. A reação que ocorre está representada abaixo [28,32].



A respiração endógena reduz a quantidade da biomassa e ocorre quando há uma quantidade baixa de substrato. Neste caso, ocorre uma auto-oxidação do plasma microbiano para ser utilizado como fonte de carbono [28,29].



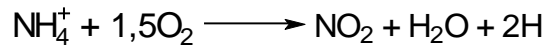
Existem diferentes tipos de tratamento biológico que podem ser implementados, estes podem ser divididos em processos intensivos e extensivos. Os processos intensivos utilizam equipamentos eletromecânicos (como as lamas ativadas), os extensivos utilizam do processo natural, como as lagoas de estabilização [31].

A nitrificação e desnitrificação representam um importante papel, uma vez que resultam na remoção de matéria azotada presente nas águas residuais. Sabe-se que alguns produtos azotados tornam o meio recetor tóxicos, reduzindo a quantidade de oxigénio presente [29,32].

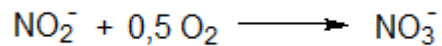
O azoto aparece na AR na forma de azoto amoniacal ( $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ ), azoto orgânico (ureia), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ); considera-se azoto total (NT) o conjunto destas diferentes formas. Nas águas residuais urbanas há, normalmente, a presença do azoto amoniacal e o azoto orgânico [28,32].

A maioria do azoto, presente na AR que chega à ETAR, está sob a forma de azoto amoniacal e orgânico, e pode ser removido através da nitrificação e a desnitrificação. O azoto orgânico é rapidamente convertido em azoto amoniacal. A nitrificação consiste na conversão do azoto amoniacal ( $\text{NH}_4$ ) presente na água residual em nitratos ( $\text{NO}_3$ ) e é realizada por intermédio de organismos autotróficos nitrificantes (ANO) [28]. Essas etapas estão descritas a seguir:

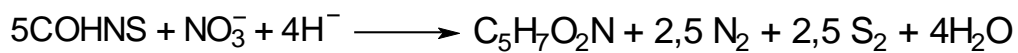
- Oxidação do azoto amoniacal a nitrito ( $\text{NO}_2$ ), realizada pelos ANO (género Nitrosomonas):



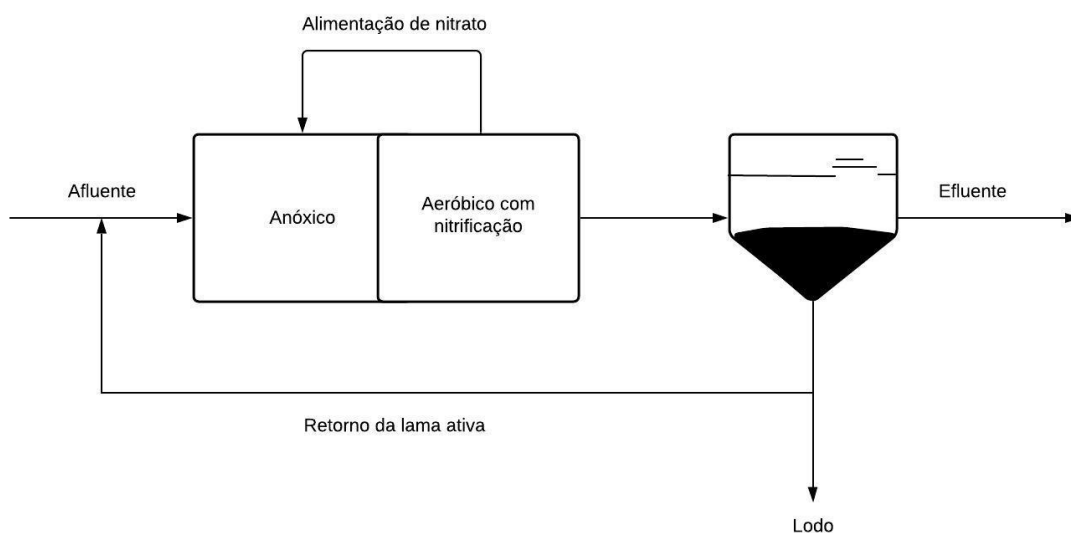
- Oxidação do nitrito a nitratos realizada pelos ANO (género Nitrobacter):



A desnitrificação é o processo biológico, realizado por ANO do género Pseudomonas, Achromobacter e ocorre em condições anóxicas e na presença de substrato solúvel, assim há conversão de nitrato ( $\text{NO}_3$ ) em azoto molecular ( $\text{N}_2$ ) [28,29].

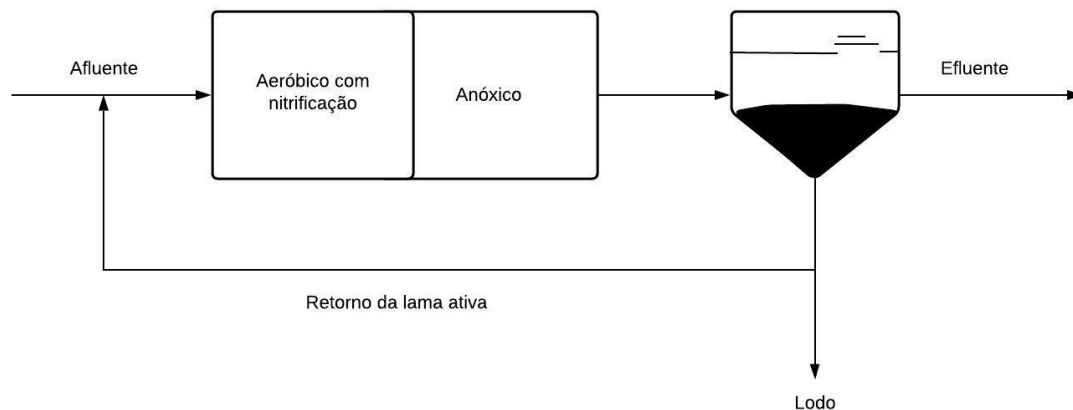


No processo de tratamento de AR, o tipo e o arranjo das condições no reator influencia na desnitrificação. Os arranjos possíveis estão demonstrados na Figura 4 e Figura 5.



**Figura 4:** Sistema de desnitrificação pré-anóxica.

**Fonte:** Adaptado de METCALF & EDDY (2004).



**Figura 5:** Sistema de desnitrificação pós-anóxica.

**Fonte:** Adaptado de METCALF & EDDY (2004).

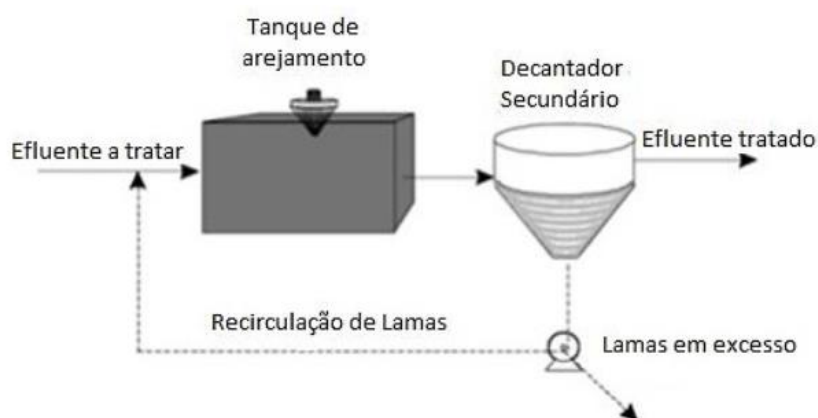
Na fase anóxica, a matéria orgânica (CQO) presente no efluente bruto é removida juntamente com o nitrato, pelo processo de desnitrificação. A amónia presente no efluente bruto é levada a nitrato na fase aeróbia, através da nitrificação. Na Figura 5 o nitrato formado recircula para o primeiro tanque, a biomassa separada no decantador secundário também retorna ao primeiro tanque [33].

A remoção de fósforo é baseada em processo biológico que favorece o crescimento de microrganismos acumuladores de fósforo (bio-P-bactérias), que armazenam altas quantidades de fósforo (acima da necessidade estequiométrica) [28,29].

Em condições anaeróbicas, o fosfato é acumulado na forma de polifosfato na estrutura intra-celular e este favorece o crescimento de bactérias acumuladoras de fósforo. Essas bactérias têm a capacidade de transportar e consumir de forma rápida a DQO biodegradável. Os microrganismos consomem a energia obtida pela fragmentação das ligações do polifosfato acumulado, além de, assimilarem o acetato e produzem produtos estocados intracelulares de poli- $\beta$ -hidroxialcanoato (PHA); libertando ortofosfatos. Na zona aeróbia/anóxica ocorre a metabolização do produto PHA gerando energia proveniente da oxidação e carbono (fonte de alimento para crescimento celular). Assim, ocorre a remoção do ortofosfato solúvel (presente na forma de polifosfato). A remoção de fósforo somente será finalizada mediante o descarte do excesso de lama biológica no decantador secundário [34].

A remoção de fósforo em sistemas em que existe o consórcio de uma zona anaeróbia seguida de uma zona aeróbia-anóxica no sistema de tratamento de AR ocorre de forma co-dependente, onde há maior remoção de fósforo na zona aeróbia [34].

A decantação secundária visa remover a fase sólida do líquido que proveniente de tanques de arejamento para gerar um efluente mais clarificado, com baixa quantidade de matéria orgânica (CBO<sub>5</sub>) e sólidos suspensos (SST) [20,31]. Vê-se abaixo um esquema dos processos realizados nesta etapa.



**Figura 6:** Esquema dos processos do tratamento secundário.

**Fonte:** Adaptado de VON SPERLING (2007).

#### 2.2.1.4. Tratamento Terciário

O tratamento terciário visa complementar o tratamento geral, dando uma maior certeza de geração de efluente de qualidade superior, antes que esse seja descarregado no meio recetor ou reutilizado para outros fins [36].

Os resíduos líquidos, sólidos e gasosos possuem características específicas o que implica a necessidade de tratamento diversificado [20]. O tratamento terciário não é obrigatório em todas as ETAR. Este torna-se necessário quando o efluente, após tratamento secundário, ainda é uma ameaça para o corpo recetor que o receberá, ou, quando o meio recetor é sensível e a jusante há captação de água ou se pretender reutilizar o efluente [36].

Este tratamento aumenta a eficiência da ETAR, pois nele ocorrem processos, como, desinfecção, microfiltração, remoção de nutrientes, entre outros. Além destas, outras tecnologias permitem o aumento da qualidade final da água residual tratada para

reutilização, tais como, a coagulação e decantação, membranas, adsorção sobre carvão ativado, osmose inversa, oxidação avançada, troca iônica e *air stripping* [35,36].

### **2.2.2. TRATAMENTO DA FASE SÓLIDA**

Não se obtém apenas o efluente líquido tratado como produto do tratamento das águas residuais, pois há também resíduos sólidos, como os que são retidos nas grades, semi-sólidos como as lamas, resíduos gasosos, como o biogás. Os resíduos semi-sólidos precisam de tratamento adicional como a estabilização e desidratação, uma vez que, se lançados no ambiente a sua forma bruta podem ser nocivos para a saúde humana ou do próprio meio. Atualmente, estes resíduos são frequentemente utilizados para obtenção de um recurso energético como o biogás, que por sua vez, pode ser usado diretamente como combustível ou convertido em energia térmica e/ou elétrica, na própria ETAR, antes de serem encaminhados o seu destino final, gerando um benefício social e ambiental. Conseqüentemente, no tratamento de AR podemos dizer que há o tratamento da fase líquida, o tratamento da fase sólida e o tratamento da fase gasosa, todos de forma separada [20,36].

As lamas de ETAR integram usualmente duas frações distintas, de acordo com a etapa de tratamento da fase líquida de onde são produzidas, a lama primária e a lama secundária, e contêm uma variedade de compostos orgânicos e inorgânicos na sua composição [37,38].

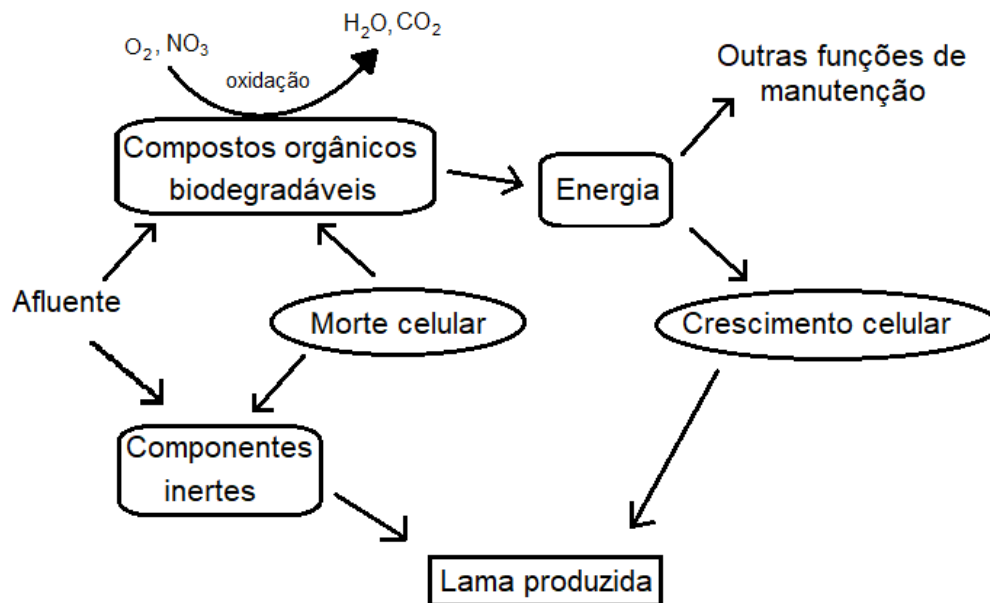
A produção de lama no tratamento primário depende da eficiência de remoção de sólidos sedimentáveis nos decantadores primários, ou seja, a quantidade de sólidos que é capturado neste processo [7]. Caracterizam-se por conter elevado teor de matéria orgânica, grande parte é facilmente biodegradável. Podem ser facilmente espessadas, nos espessadores gravíticos, e desidratadas [38].

A decantação primária possui remoções de 50 % a 70 % de SST e de 25 % a 40 % de CBO<sub>5</sub>, normalmente. A presença de matéria orgânica faz com que as lamas primárias se decomponham rapidamente quando armazenadas, gerando odores desagradáveis [9,39].

A produção de lama secundária (ou lama biológica) é estimada considerando os coeficientes cinéticos e estequiométricos do processo de tratamento biológico de esgoto que está sendo usado. As frações que constituem a lama produzida são [7]:

- Sólidos biológicos: sólidos biológicos produzidos no sistema a partir da remoção de matéria orgânica e de nutrientes.
- Sólidos inertes do afluente bruto: sólidos não biodegradáveis, acumulados no sistema.

A Figura 7 representa de forma esquemática a produção de lamas secundárias num sistema aeróbio.



**Figura 7:** Produção de lama no tratamento biológico aeróbio de água residual.

**Fonte:** Adaptado de Foladori, P., Andreottola, G., & Ziglio, G. (2010).

A composição das lamas biológicas varia com a composição das águas de que provêm da tecnologia de tratamento a que foram sujeitas. No tratamento biológico de efluentes, parte da CQO removida é convertida em biomassa, que formará a lama biológica [7]. Os seus constituintes são substâncias orgânicas e minerais de natureza diversa e diferentes microrganismos [9,39].

A concentração de sólidos depende do processo biológico e varia num intervalo entre 0,4 a 1,2% de MS [7,9]. A origem da água residual, o tipo de processo e o local de onde são retiradas, a partir do reator biológico ou do decantador secundário, condiciona a concentração da lama [38].

As lamas biológicas geralmente têm uma cor acastanhada e um odor a terra molhada. Se a cor for mais escura a lama pode estar a entrar no estado séptico e apresenta um odor a putrefação. Caso contrário, se a cor for mais clara que o normal, pode ter havido falta de arejamento no reator o que leva a que a lama sedimente mais lentamente [9].

Há ainda as lamas químicas que são produzidas a partir da precipitação de substâncias ou sólidos suspensos [33]. Essas são usualmente escuras, com odor forte, porém menos repulsivo que das lamas primárias e viscosas e se decompõem de forma mais lenta quando armazenadas, pode ser produzida elevada quantidade de gás e a densidade dessas lamas pode aumentar caso permaneça por muito tempo em um espessador. Lamas químicas com grande quantidade de ferro são avermelhadas, lamas de cal são normalmente cinza acastanhadas e quando há presença de hidratos de ferro ou alumínio possuem características gelatinosas [40].

As características e composição das lamas de ETAR variam em função da composição das águas residuais de origem e das tecnologias de tratamento aplicadas. Elas possuem em sua composição substâncias orgânicas, minerais de natureza diversa e diferentes microrganismos, porém outros não são desejáveis devido aos riscos para a saúde e ambiente (metais pesados, contaminantes orgânicos e organismos patogênicos) [40]. Os valores típicos das lamas estão dispostos na Tabela 2.

**Tabela 2:** Valores típicos de lama tratada e não tratada.

Parâmetro	Lamas primárias não tratadas		Lamas Primárias Digeridas		Lamas ativadas não tratadas
	Gama	Valor Típico	Gama	Valor Típico	Gama
pH	5,0 - 8,0	6,0	6,5 - 7,5	7,0	6,5 - 8,0
Matéria Seca Total (MST, %)	5,0 - 9,0	6,0	2,0 - 5,0	4,0	0,8 - 1,2
Sólidos Voláteis (% de MST)	60 – 80	65,0	30 - 60	40,0	59 - 88
Proteínas (% de MST)	20 – 30	25,0	15 - 20	18,0	32 - 41
Azoto (N, % de MST)	1,5 - 4,0	2,5	1,6 - 3,0	3,0	2,4 - 5,0
Fósforo (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , % de MST)	0,8 - 2,8	1,6	1,5 - 4,0	2,5	2,8 - 11
Potássio (K <sub>2</sub> O, % de MST)	0 - 1,0	0,4	0 - 3,0	1,0	0,5 - 0,7
Ferro (Fe, % de MST)	2,0 - 4,0	2,5	3,0 - 8,0	4,0	-
Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	500 – 1500	600	2500 – 3500	3000	580 - 1100

Fonte: METCALF & EDDY (2003).

O Matéria Seca Total (MST) sofre diminuição das lamas primárias para as secundárias, tendo grande diferença entre os valores. As lamas que possuem o maior teor de sólidos voláteis indicam alta quantidade de matéria orgânica. As lamas provenientes de águas residuais industriais podem conter, além desses parâmetros, alta carga de metais pesados se o afluente não for previamente tratado [7].

As lamas provenientes do tratamento de AR são constituídas com cerca de 70 a 90% de água. Em termos de massa seca, a matéria orgânica é o principal constituinte das lamas sendo cerca de 50 a 70% das lamas e variam de acordo com o grau de estabilização[40].

As partes inorgânicas da lama deste tratamento são principalmente compostos de ferro, fósforo, cálcio, alumínio e enxofre, incluindo vestígios de metais pesados (como zinco, cromo, mercúrio, chumbo, níquel, cádmio, e cobre). Dependendo da composição do afluente a ser tratado, a lama pode conter substâncias nocivas como: dioxinas e furanos, bifenilos policlorados, pesticidas organoclorados, derivados de cloro absorvidos e extraídos, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, fenóis e seus derivados, ftalato e



outros [9,38,41]. Os metais mais comuns presentes nas lamas apresentam-se na a Tabela 3.

**Tabela 3:** Metais comumente presentes nas lamas.

Metal	Matéria seca (mg/kg)	
	Intervalo	Média
Arsénio	1,1 – 230	10
Cádmio	1,0 – 3410	10
Crômio	10,0 - 99000	500
Cobalto	11,3 – 2429	30
Cobre	84,0 - 17000	800
Ferro	1000 - 154000	17000
Chumbo	13,0 - 26000	500
Magnésio	32,0 – 9870	250
Mercurio	0,5 – 56	6
Níquel	2 – 53000	80
Selênio	1,7 - 17,2	5
Estanho	2,6 – 329	14
Zinco	101 - 49000	1700

**Fonte:** Adaptado de METCALF & EDDY (2003).

O tratamento da fase sólida mais relevante e conduzidos na ETARs envolve sobretudo o espessamento, estabilização e desidratação das lamas originadas no sedimentador primário, onde há formação de flocos em suspensão, e das lamas biológicas, separadas no decantador secundário, onde os flocos biológicos sedimentam podendo ser separados da fase líquida. A lama biológica recircula a partir do fundo do decantador secundário para o reator biológico, a fim de manter uma quantidade de biomassa microbiana suficiente e o excedente é removido do fundo do decantador e encaminhada para tratamento da fase sólida como, por exemplo, espessamento gravítico, digestão anaeróbia e desidratação por centrifugação ou outra operação adequada para o efeito [1,16,19,29]

O tratamento das lamas tem por objetivo [29,30]:

- Reduzir o teor de água fazendo com que haja redução do volume de lamas a serem tratadas;
- Estabilizar a matéria orgânica visando controlar os efeitos ambientais desfavoráveis;
- Reduzir a presença de microrganismos patogênicos;

- Valorização deste subproduto como, por exemplo, biogás ou adubo.

Algumas das tecnologias e objetivo dos tratamentos a serem realizados na ETAR, quanto à lama gerada e SST, têm-se:

**Tabela 4:** Tecnologias e objetivos de remoção que podem estar presentes no processo de ETAR.

<b>Tecnologia</b>	<b>Objetivo</b>
<b>Tratamento preliminar</b>	
Gradagem	Remoção de materiais fibrosos
Desarenamento	Remoção de areia
<b>Espessamento</b>	
Espessamento gravítico	Redução de volume e obtenção da densidade, estrutura e teor de sólidos adequados ao encaminhamento para os processos subsequentes.
Por flotação de ar difuso	
Centrifugação	
Tambor rotativo	
Mesa de espessamento	
<b>Estabilização</b>	
Estabilização química com cal	Redução dos agentes patogénicos presentes nas lamas e redução dos odores libertados (higienização).
Digestão aeróbia	
Digestão anaeróbia	
<b>Condicionamento</b>	
Químico	Desestabilização da carga iónica das partículas
Térmico	
<b>Desidratação</b>	
Centrífuga	Redução do teor de humidade e do volume das lamas.
Leito de secagem	
Filtro prensa	
Filtro banda	
<b>Secagem</b>	
Forno rotativo	Redução elevada do teor de humidade, do peso e volume das lamas.
Por pulverização	

Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY (2003).

A alternativa para o destino final da lama, a ser utilizada, deve ter como objetivo a proteção da saúde humana e do ambiente. O cumprimento dessas metas requer uma avaliação sólida dos impactos e riscos ambientais em relação ao método de deposição selecionado, com o objetivo de minimizar os impactos negativos e incrementar os positivos [7].

As alternativas viáveis de deposição da lama resultante do tratamento de águas residuais, conforme preconizado pela Agenda 21, são uma preocupação mundial. É necessário foco na gestão adequada de resíduos e cumprimento dos seguintes princípios: todos os resíduos devem ser minimizados, o reaproveitamento e a reciclagem devem ser praticados sempre que possível e os resíduos restantes devem ser devidamente descartados [7,9].

O uso agrícola de lamas proveniente do tratamento de águas residuais é uma prática aceitável quando os efeitos nocivos podem ser evitados para o solo, produtos agrícolas, saúde humana e meio ambiente. No que diz respeito à contaminação de organismos patogénicos, uma série de técnicas de desinfecção de lodo devem ser aplicadas, a fim de, reduzir patógenos a níveis que são aceitáveis para uso agrícola, por exemplo [9,38].

De acordo com o DL 276/2009 de 02 de outubro, para a utilização das lamas em solos agrícolas é obrigatória a realização de análises às lamas e aos solos. Quanto às lamas deve-se cumprir os valores limites de metais pesados, compostos orgânicos e microrganismos de acordo com o que é disposto nas tabelas seguintes.

**Tabela 5:** Valores limite de concentração de metais pesados nas lamas destinadas à aplicação no solo agrícola.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valores limite (mg/kg de matéria seca)</b>
Cádmio	20
Cobre	1000
Níquel	300
Chumbo	750
Zinco	2500
Mercúrio	16
Crómio	1000

**Tabela 6:** Valores limite de concentração de compostos orgânicos nas lamas destinadas à agricultura.

<b>Compostos orgânicos</b>	<b>Valor limite (matéria seca)</b>
LAS (alquilo benzenossulfonatos lineares)	5000 mg/kg
NPE (nonilfenóis e nonilfenóis etoxilados)	450 mg/kg
PAH (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos)	6 mg/kg
PCB (compostos bifenilos policlorados)	0,8 mg/kg
PCDD (policlorodibenzodioxinas)	100 ng TEQ/kg
PCDF (furanos)	

**Tabela 7:** Valores limite de microrganismos nas lamas destinadas à agricultura.

<b>Microrganismos</b>	<b>Valor limite</b>
Escherichia coli	< 1000 células/g de matéria fresca
Salmonella spp	Ausente em 50g de material original

Quanto aos metais e poluentes orgânicos, não existem técnicas economicamente viáveis para a sua remoção do lodo. A prevenção é a melhor estratégia, porque quando a lama já está contaminada, mesmo utilizando a incineração, existem riscos ambientais associados à combustão de certos componentes [7,51,52].

### **2.3. ENQUADRAMENTO LEGAL – DESCARGA DO EFLUENTE**

No Decreto-Lei 152/97 tem-se os valores dos parâmetros de água para a possibilidade de descarga do efluente tratado novamente no corpo hídrico conforme mostra a Tabela 8, que é a transposição do descrito no Anexo I do Decreto.

**Tabela 8:** Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas.

<b>Parâmetros</b>	<b>Valor Limite de Descarga</b>	<b>Percentagem mínima de redução <sup>(1)</sup></b>	<b>Método de medição de referência</b>
<b>Carência bioquímica de oxigênio (CBO<sub>5</sub> a 20°C) sem nitrificação <sup>(2)</sup>.</b>	25 mg/L O <sub>2</sub>	70-90	Amostra homogeneizada, não filtrada e não decantada. Determinação do oxigênio dissolvido antes e depois da incubação de cinco dias a 20°C±1°C, na total ausência de luz. Adição de um inibidor da nitrificação
<b>Carência química de oxigênio (CQO).</b>	125 mg/L O <sub>2</sub>	75	Amostra homogeneizada, não filtrada, não decantada. Dicromato de potássio.
<b>Total de partículas sólidas em suspensão <sup>(3)</sup>.</b>	35 mg/L <sup>(3)</sup> 35 nos casos previstos no n° 3 do artigo 5° (e. p. superior a 10000). 60 nos casos previstos no n° 3 do artigo 5° (e. p. de 2000 a 10 000).	90 <sup>(3)</sup> 90 nos casos previstos no n° 3 do artigo 5° (e. p. superior a 10000). 70 nos casos previstos no n° 3 do artigo 5° (e. p. de 2000 a 10 000).	Filtração de uma amostra representativa através de um filtro de membrana de 0,45mm. Secagem a 105°C e pesagem. Centrifugação de uma amostra representativa (durante pelo menos cinco minutos a uma aceleração média de 2800 g a 3200 g). Secagem a 105°C e pesagem.

<sup>(1)</sup> Redução em relação à carga do afluente.

<sup>(2)</sup> O parâmetro pode ser substituído por outro: carbono orgânico total (COT) ou carência total de oxigênio (CTO), se for possível estabelecer uma relação entre a CBO<sub>5</sub> e o parâmetro de substituição.

<sup>(3)</sup> Este requisito é facultativo.

**Fonte:** Decreto-Lei n° 152/97 (1997).

Os requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas, em zonas sensíveis sujeitas a eutrofização, relacionado ao azoto e fósforo total devem estar conforme a Tabela 9.

**Tabela 9:** Concentração de fósforo e azoto total.

<b>Parâmetros</b>	<b>Concentração</b>
<b>Fósforo total</b>	2 mg/L P (10 000 – 100 000 e. p.) 1 mg/L P (mais de 100 000 e. p.)
<b>Azoto total <sup>(1)</sup></b>	15 mg/L N 70-80 (10 000 – 100 000 e. p.) 10 mg/L N (mais de 100 000 e. p.) <sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup> Por azoto total entende-se a soma do total de azoto-kjeldahl (N orgânico + NH<sub>3</sub>), azoto de nitratos (NO<sub>3</sub>) e azoto de nitritos (NO<sub>2</sub>).

<sup>(2)</sup> Alternativamente, a média diária não poderá exceder 20 mg/L N. Este requisito refere-se a uma temperatura da água igual ou superior a 12o C durante o funcionamento do reator biológico da instalação de tratamento de águas residuais. Em substituição do critério da temperatura poderá utilizar-se um critério de limitação do tempo de funcionamento que tenha em conta as condições climáticas locais. Esta alternativa aplica-se no caso em que seja possível demonstrar que se cumpre o disposto na alínea D), nº 1, do anexo I.

**Fonte:** Decreto-Lei nº 152/97 (1997).

### **3. O PROCESSO DE LAMAS ATIVADAS E PARÂMETROS INFLUENCIADORES**

Este capítulo faz uma abordagem geral do processo de lamas ativadas, dando-se especial ênfase ao reator do tipo vala de oxidação e suas variantes. Numa segunda parte, descrevem-se os os principais parâmetros que influenciam o desempenho destes sistemas e que determinam a formação e composição das lamas.

#### **3.1.PROCESSO DE LAMAS ATIVADAS**

O estudo do processo de tratamento biológico por lamas ativadas teve início em 1880, pelo Dr. Angus Smith, no entanto foi introduzido na Inglaterra em 1914 por Arden e Lockett e o nome derivou do fato de se tratar da aglomeração de microrganismos em forma de floco a partir do arejamento de um afluente em tratamento. Atualmente este processo é o mais aplicado no tratamento de águas residuais domésticas e/ou industriais [42,43,44,45,46].

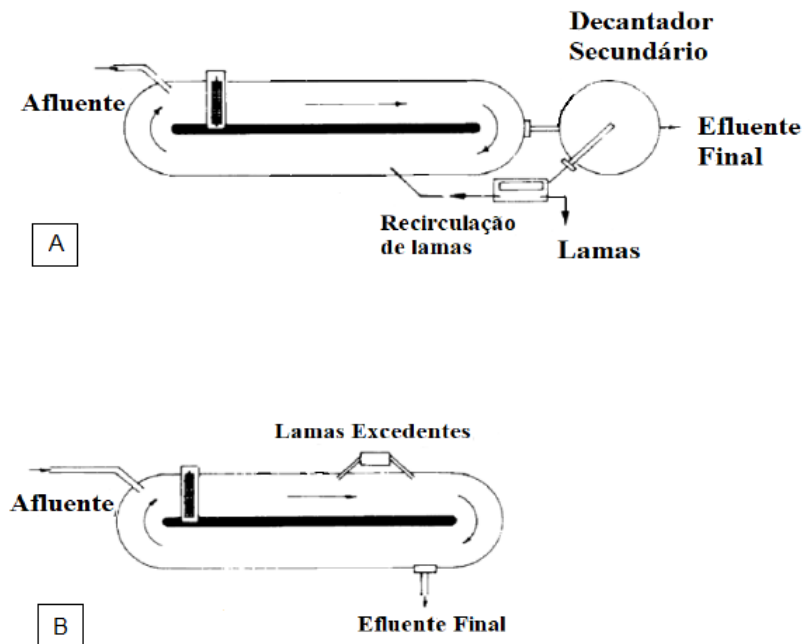
O sistema de tratamento por lamas ativadas é constituído pelo reator (ou tanque de arejamento) e pelo clarificador secundário. No reator, ocorrem reações bioquímicas que influenciam na remoção da matéria orgânica e a biomassa; a mistura de afluente e biomassa presente no no reator é denominada de licor misto. A sedimentação da biomassa ocorre no clarificador secundário originando um efluente clarificado. A fração da biomassa que sedimenta e se deposita no fundo do decantador secundário é recirculada para o reator, de modo a manter uma alta concentração de biomassa, contribuindo para o aumento da eficiência de tratamento do sistema. A outra fração, lama em excesso, é rejeitada do sistema e é encaminhada para o tratamento de lamas [42,43,44].

O reator biológico pode assumir distintas formas e configurações, neste trabalho daremos destaque à vala de oxidação. O crescimento biológico, no sistema de lamas ativadas, é gerido pelo controlo da concentração de oxigénio dissolvido e de fluxos como o fluxo de lama de recirculação (RAS) e a recirculação interna, também designada por recirculação de nitratos nos sistemas que visam a remoção combinada de matéria orgânica e de azoto total [42].

A vala de oxidação foi desenvolvida na Holanda por Pasveer em meados de 1950 e é utilizada para tratamento em pequenas cidades, comunidades isoladas e em algumas instituições (como ETARs). Esse processo possibilita a utilização de diferentes configurações e modos de operação, sendo adaptável as necessidades do projeto e aplicável a qualquer situação em que o processo de lamas ativadas seja adequado [43,47]. Além de poderem apresentar como objetivo principal a remoção de matéria orgânica, podem ser usados na remoção simultânea de matéria orgânica, azoto e fósforo (sistema anaeróbio-anóxico-óxico (AAO)) [48,49].

O processo de vala de oxidação é uma modificação do processo de lamas ativadas convencional, utilizando um tanque de arejamento semelhante a uma vala fechada, que pode permitir a remoção simultânea de carbono orgânico, nitrogênio e fósforo, dependendo da forma como o reator é operado em termos de oxigênio dissolvido ao longo do canal em loop. Neste processo não há previsão de adição de produtos químicos, exceto para remoção de fósforo e/ou cor, no qual podem ser adicionados agentes coagulantes (e.g., sais metálicos ou compostos orgânicos). Esta configuração é atualmente amplamente utilizada por ser de fácil gestão, apresentar baixos requisitos energéticos e assegurar uma elevada qualidade do efluente final (de forma estável). Devido ao seu maior tempo de residência de sólidos (operam em regime de baixa carga ou de arejamento prolongado), o rendimento de lamas é relativamente mais baixo do que o no processo convencional de lamas ativadas. A vala de oxidação pode operar pelo sistema contínuo ou intermitente (Figura 8), sendo o contínuo caracterizado por um tanque de decantação secundário e a recirculação da lama na vala, o sistema intermitente não necessita de um tanque de decantação separado e a turbina é parada periodicamente permitindo que ocorra a sedimentação da lama e posteriormente a descarga do efluente [28,43,47,56].





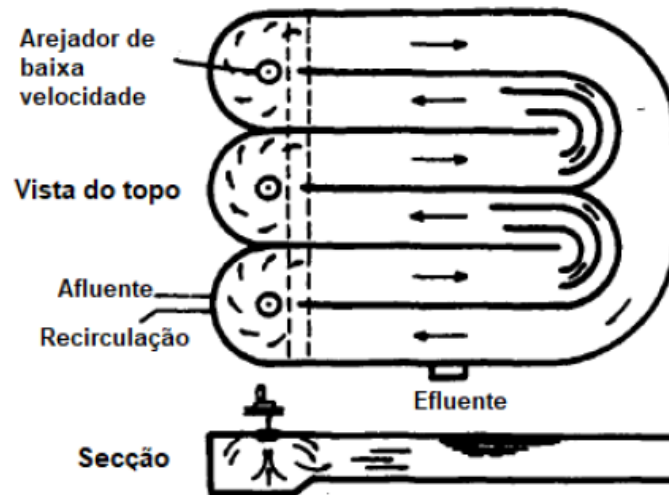
**Figura 8:** Vala de oxidação (A) sistema contínuo e (B) sistema intermitente.

Fonte: PINTO (2020).

Estes sistemas podem apresentar praticamente qualquer configuração, desde que em circuito fechado. Pode ser única ou multicanal, podendo ter diferentes formas em função do do local a ocupar, independentemente da secção transversal ser retangular ou trapezoidal [44,50]. Das variações do sistema original, temos:

- Carrossel – possui capacidade para tratar águas residuais domésticas na ausência de decantador primário. São economicamente viáveis para ETAR que atende uma população de até 500000 pessoas. A maioria dos sistemas carrossel é operado em arejamento prolongado, tendo idade de lamas entre 20 a 30 dias, permitindo a absorção de variações hidráulicas significativas, choques tóxicos e picos de carga e de caudal afluente ao longo do dia; a fim de potenciar a nitrificação completa. Este sistema corresponde a um conjunto de secções de mistura completa com diferentes concentrações de OD. Existem vários tipos de arejadores para este modelo que conferem para além de oxigénio, velocidade horizontal ao canal por ação centrífuga. A velocidade do fluxo é garantida através da ação de bombeamento dos arejadores, conseguida através do posicionamento alinhado das paredes divisórias com os arejadores, a fim de

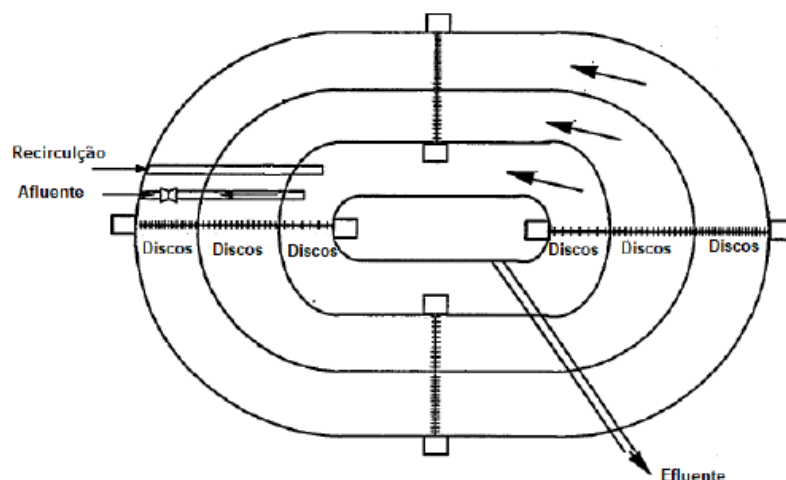
bombear o licor misto para o montante da zona de arejamento. Isso faz com que o licor se misture e entre no canal a jusante. A qualidade do efluente é satisfatória quanto a remoção de nutrientes [28,44,50].



**Figura 9:** Representação esquemática de uma vala de oxidação Carrossel.

Fonte: FERNANDES (2020).

- Orbal – Consiste em três canais de forma oval, concêntricos, ligados em série, embora dois deles possam ser utilizados para caudais reduzidos. São operados, em sua maioria, em regime de arejamento prolongado, com idades de lammas que variam entre 20 e 38 dias, favorável ao processo de nitrificação. O arejamento é realizado com discos de arejamento e é através da rotação dos mesmos que se controla a velocidade na vala. A concentração de OD aumenta gradualmente do canal externo para o interno, porém a maior parte do processo de remoção de azoto ocorre no canal exterior. Os outros canais apresentam maiores concentrações de OD, mas apenas garantem a remoção de  $CBO_5$  e amónio remanescentes no processo. Este pode atingir taxas de remoção de azoto e fósforo na ordem dos 80% e concentrações de azoto amoniacal no efluente de 1 mg/L [28,44,50,56].



**Figura 10:** Representação esquemática de uma vala de oxidação do tipo Orbal.

**Fonte:** FERNANDES (2020).

Uma condição operacional de suma importância para a vala de oxidação é a velocidade horizontal, ou velocidade linear, no reator. A velocidade horizontal é conseguida através de equipamentos de mistura e arejamento, fornecendo um efeito benéfico significativo nas taxas de transferência de oxigénio e na eficiência das valas de oxidação. Os equipamentos devem assegurar velocidades entre  $0,25$  e  $0,60 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ . Isso faz com que haja turbulência, mantendo a biomassa e sólidos em suspensão a fim de garantir o desempenho da vala. A operação fora destes valores, sob concentrações de oxigénio não limitantes, pode limitar o processo de desnitrificação [50].

A velocidade horizontal dentro do intervalo referido é igualmente fundamental para evitar a sedimentação de sólidos no fundo da vala e evitar erosão excessiva, ressalto hidráulico ou outros fenómenos indesejáveis. A baixas velocidades há frequente ocorrência de elevadas concentrações locais de OD e, conseqüentemente, elevadas perdas energéticas. A fim de garantir melhores condições de mistura e arejamento propõe-se uma velocidade horizontal operacional ótima entre  $0,30$  e  $0,35 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ; na maioria das vezes pode encontrar-se na faixa entre  $0,25$  e  $0,35 \text{ m/s}$  [43,50].

Com velocidades acima de  $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , o comportamento da vala de oxidação assemelha-se ao tanque de arejamento convencional. A elevadas velocidades há diminuição da taxa de remoção de nitrato (desnitrificação) quando comparado com a

remoção de azoto amoniacal (nitrificação), conseqüentemente, há redução na remoção de azoto [51].

A velocidade também pode afetar o tempo de retenção hidráulico da vala de oxidação, a fração do tempo de permanência nos ambientes aeróbio e anóxico, o oxigênio dissolvido, a matéria orgânica e, diretamente, a distribuição da concentração de lamas. Por outro lado, pode ainda exercer efeitos diretos na perturbação dinâmica da vala, influenciando a forma e tamanho do floco, comprometendo o processo simultâneo de nitrificação/desnitrificação. O número crítico de Froude, em valas de oxidação, deve exceder o valor de 0,3, para eliminar fluxos em espiral (recorrentes em valas de oxidação equipadas com arejamento difuso) e garantir altas taxas de transferência de oxigênio e mistura [52,53].

Para obter a velocidade horizontal na vala de oxidação são necessários equipamentos mecânicos que requerem dispêndio de energia, a fim de economizar esta energia é necessária a dissociação dos efeitos da velocidade horizontal e entrada de oxigênio. Um exemplo é utilizar difusores de ar e bombas de recirculação de fluxo em substituição dos arejadores mecânicos [43,53].

## **3.2.PARÂMETROS INFLUENCIADORES**

### **3.2.1. TEMPERATURA**

A temperatura sofre variações dependendo da localização geográfica do local e a composição da água residual, a adição de efluentes domésticos e industriais alteram a temperatura da água bruta, transformando-a em água residual. A água residual possui temperaturas mais altas que a do ar local durante grande parte do ano, o inverso ocorre nos meses de verão [28].

A temperatura é um fator importante para a proliferação dos microrganismos presentes no sistema, para que ocorram as reações químicas necessárias e taxas de reação e também interfere na solubilidade do oxigênio, pois a elevadas temperaturas o oxigênio a água tem menor capacidade de reter este e outros gases [28,54].

A taxa ótima de temperatura para o desenvolvimento de microrganismos é de 25°C a 35°C. Em sistemas de digestão aeróbia e nitrificação não se deve permitir que a temperatura chegue a 50°C, pois a atividade dos microrganismos diminuiu [28,54].

### **3.2.2. pH**

O valor de pH para a oxidação dos compostos orgânicos deve estar entre 6,5-8,0; a importância de manter o pH nesta faixa deve-se à atividade microbiana. Para pH superiores a 8,0, a atividade microbiana é inibida e para valores abaixo de 6,5 favorece o crescimento de outros microrganismos que competirão pelo substrato [34,54,55]. O pH deve ser mantido durante todo o processo, sem grandes variações, pois pode alterar o equilíbrio microbiano e, conseqüentemente, diminuir a qualidade do efluente final. Os tanques de arejamento com mistura completa auxiliam no equilíbrio do pH, caso a ETAR não possua esse sistema é necessário um ajuste manual do pH [55,56,57].

### **3.2.3. OXIGÊNIO DISSOLVIDO**

O oxigênio dissolvido (O.D) é necessário a para respiração dos microrganismos aeróbios. Além disso, a quantidade de OD requerida é ainda determinada pela solubilidade do gás, pressão parcial do gás na atmosfera, temperatura e concentração de impurezas na água (salinidade, sólidos suspensos, entre outros). Os níveis de OD são menores em períodos de maior temperatura, conseqüentemente no verão. A presença de OD em águas residuais auxilia a diminuir odores nocivos [36,55,58].

A concentração de OD é, também, um parâmetro fundamental nos modelos de autodepuração natural das águas. Conhecer a quantidade de O<sub>2</sub> necessária para a depuração da MO, de microrganismos aeróbios, contribui para obtenção de eficiência no processo da ETAR [8,54].

Para que haja atividade microbiana aeróbia é preciso uma concentração de OD de 1 a 2 mg/L no tanque de arejamento. Caso o efluente a ser tratado possua alta carga de material orgânico é necessária uma alta taxa de difusão de oxigênio para que essa MO seja degradada [28,54].

A taxa de crescimento dos microrganismos aeróbios aumenta de forma proporcional ao aumento da concentração de oxigênio presente no meio até que este atinja uma concentração crítica, atingindo a taxa de crescimento máxima. A concentração crítica de OD varia com a taxa de difusão do oxigênio no meio e com a dispersão dos microrganismos, esta é elevada durante a agregação das bactérias aos flocos [56,58].

### **3.2.4. NUTRIENTES**

As águas residuais são ricas em compostos orgânicos e inorgânicos que são essenciais ao crescimento microbiológico. Os compostos mais presentes e em elevada quantidade são o carbono, hidrogénio, oxigénio, azoto e fósforo; componentes como o potássio, fósforo, magnésio, manganês e cálcio também estão presentes, porém em menores quantidades [28,54,55].

Destes componentes, os que limitam o crescimento biológico são o azoto, fósforo e o carbono. O ferro e o enxofre podem limitar a atividade de lamas, porém estes são mais comuns em águas residuais de origem industrial [28,55,59]. Segundo Metcalf & Eddy (2003), uma boa remoção de  $CBO_5$  em águas residuais depende da razão C ( $CBO_5^{20^\circ C}$ ):N:P de 100:5:1.

### **3.2.5. COMPOSIÇÃO E CONCENTRAÇÃO**

A quantidade de água residual que entra no reator influencia a flutuação da composição e o funcionamento dinâmico do processo de lamas. É necessário que o efluente, para tratamento, seja uniforme quanto à composição e este possa ser controlado através de algumas operações e equalização do caudal afluente ao reator, garantindo uma melhor captura de lamas sem perda de biomassa e, conseqüentemente, menor eficiência no processo [28,54,60].

A concentração presente no afluente influencia, pois quanto mais concentrado o poluente no afluente mais difícil será a remoção do mesmo para os níveis requeridos [54].

### **3.2.6. AGITAÇÃO E TURBULÊNCIA**

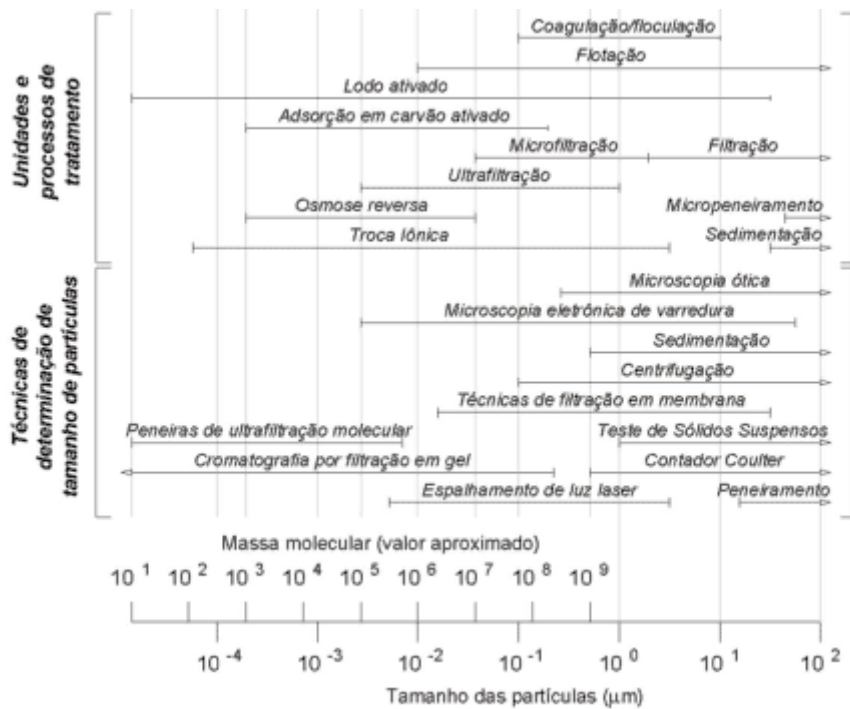
A agitação promove a uniformidade do sistema, porém interfere nos mecanismos de desenvolvimento de microrganismos. As lamas são constituídas pelos microrganismos agregados entre si, que formam um floco, quando há um aumento da velocidade de agitação há intensificação na transferência do substrato para a interface líquido/floco, que beneficia o crescimento microbiano. Quanto maior o grau de agitação, maior a quebra do floco de lamas e, conseqüentemente, haverá menor quantidade de biomassa fixada [34,54,55].

A agitação é importante, porém não pode ser realizada de forma excessiva no sistema. Um valor em excesso afeta a eficiência do decantador secundário, tornando mais difícil a separação sólido-líquido nesta unidade [54,57].

### 3.2.7. SÓLIDOS SUSPENSOS

Os sólidos suspensos totais (SST) no tanque de arejamento são compostos por massa microbiana ativa e não ativa, compostos orgânicos não biodegradáveis e massa inorgânica. A concentração de SST é uma medida grosseira da biomassa presente no reator, não é possível saber se nestes sólidos há material ativo ou inerte, no entanto, deve ser manuseado com precaução [7,54,61].

A água residual possui uma alta fração de sólidos coloidais e o tamanho destas partículas são, normalmente, da faixa de 0,01 a 1,0 $\mu$ m. O número de partículas coloidais em águas residuais sem tratamento e após sedimentação primária é tipicamente na faixa de 10<sup>8</sup> a 10<sup>12</sup> mL [28]. A Figura 11 demonstra o tamanho de partículas retidas em certos processos ou técnicas que podem fazer parte da ETAR.



**Figura 11:** Unidades e processos de tratamento, técnicas de determinação de partículas pelo tamanho de partículas.

**Fonte:** Adaptado de METCALF & EDDY (2003).

Quanto maior a concentração de SST no reator, maior será a quantidade de biomassa para degradar os nutrientes disponíveis. Para que haja uma elevada eficiência, é

necessário que haja a disponibilidade de oxigênio no reator, capacidade na separação da lama e reciclagem de lamas no sedimentador secundário [54,55].

### **3.2.8. CARGA MÁSSICA**

A Carga Mássica representa a relação entre as quantidades de Substrato disponível e biomassa em suspensão e é inversamente proporcional à Idade de Lamas. Consoante o seu valor, um processo pode ser classificado como sendo de alta carga ou arejamento rápido, média carga ou arejamento convencional, baixa carga ou arejamento prolongado, ou como sistema de oxidação total [7,29,62].

Quanto maior a Carga Mássica, maior será a produção relativa de lamas e menor a estabilidade das mesmas, conseqüentemente a eficiência de tratamento e a capacidade de lidar com variações quantitativas e qualitativas dos afluentes diminuem devido à menor concentração de microrganismos no sistema. Em contrapartida, a necessidade total de oxigênio diminui, reduzindo o consumo energético [7,29,63]. Estes parâmetros possuem valores típicos e estes estão representados na Tabela 10.



**Tabela 10:** Valores típicos dos Parâmetros de Sistemas de Lamas Ativadas.

Parâmetro	Unidade de medida	Arejamento rápido (alta carga)	Arejamento convencional (média Carga)	Arejamento prolongado (baixa carga)	Oxidação total
Tempo de arejamento	Horas	máximo = 3	4 – 16	16 - 24	>24
Idade das lamas	Dias	0,5 - 2	3-20	20-40	20-40
Razão F/M	kgCBO <sub>5</sub> /kgMLSS.d	0,4 – 1,5	0,2 – 0,4	0,05 – 0,15	0,05 – 0,15
Concentração de Sólidos Suspensos do Licor Misto (MLSS)	mg/L	1000 – 2000	1500 - 4000	2000 - 6000	2000 – 6000
Consumo de oxigénio	kg O <sub>2</sub> /kg CBO <sub>5</sub> removida	0,65 – 0,8	1 – 1,2	1,6	2,2
Produção de lamas	kg/kg CBO <sub>5</sub>	>0,8	<0,6	<0,4	Praticamente inexistente
Remoção de CBO <sub>5</sub>	%	80 – 90	85 - 95	>90	≈ 95
Remoção de SST	%	80 – 90	85 – 95	85 – 95	85 – 95
Tratamento Primário	-	Sim	Sim	Não	Não

**Fonte:** Adaptado de SPELLMAN (2009) e CAROÇO (2009).

O sistema de Alta Carga (Arejamento Rápido) apresenta um efluente final com valor de CBO<sub>5</sub> relativamente alta e o sistema de Média Carga (Arejamento Convencional) obtém-se um efluente final de boa qualidade e com teor de SST inferior a 20 mg/L e CBO<sub>5</sub> baixa [63,37].

## 4. MODELAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUAL

Este capítulo apresenta os objetivos principais da modelação, bem como a forma de ser aplicada para representação de um caso de estudo. Além disso, integra uma breve descrição do *software* utilizado neste trabalho.

### 4.1. PRINCÍPIOS DA MODELAÇÃO

A modelação e simulação é uma prática muito utilizada para verificação do funcionamento de um sistema e/ou dimensionamento. A modelação visa representar, da melhor forma possível, um sistema real através de equações matemáticas num modelo criado [29,64].

A simulação se assemelha de forma a imitar o comportamento real de um sistema, feita a partir de um modelo. Ambos permitem investigar o efeito de vários parâmetros, de forma rápida, segura e menos dispendiosa, do que ensaios à escala piloto ou industrial [29,64]. A principal vantagem do uso de um *software* para realizar cálculos são a velocidade inigualável na obtenção dos resultados com redução dos erros comuns que acontecem aos humanos após roteiros de cálculos matemáticos longos. A execução de um modelo bem elaborado traz informações rápidas e fiáveis [67].

A modelação quando aplicada ao sistema de ETAR possui como objetivos [70]:

- Aprendizagem/Compreensão – aprofundamento dos processos envolvidos no tratamento de águas residuais, bem como dos efeitos provocados por alterações no sistema;
- Fase de projeto – possibilita testar alternativas para os diferentes processos, a fim de observar o comportamento do sistema;
- Otimização de projetos existentes – realiza alterações em determinados processos permitindo obter melhores eficiências no tratamento.

O processo de modelação matemática pode ser definido em quatro fases principais: formulação, verificação, calibração e validação. A etapa da formulação compreende a especificação dos objetivos, as hipóteses do problema em causa e a sua representação matemática. Posteriormente, realiza-se a verificação, que abrange a transformação das equações matemáticas em algoritmos. A calibração corresponde à estimativa dos valores dos parâmetros do modelo e a execução de simulações teste. Por fim, realiza-se a análise

e validação final onde os resultados obtidos e os objetivos inicialmente propostos são comparados [69, 71].

Um modelo é constituído, normalmente, por um conjunto de procedimentos e equações que necessitam de integração numérica, formadas por variáveis e parâmetros. Os parâmetros mantêm o seu valor constante ao longo de todo o processo de simulação enquanto que as variáveis podem mudar ao longo do tempo, à medida que o modelo é executado. Os modelos dinâmicos são complexos, porque exigem a compilação de um conjunto vasto de informação, uma vez que analisam o comportamento de um sistema ao longo do tempo [69].

Os processos de tratamento de águas residuais são por natureza dinâmicos tendo em conta a variação do caudal, composição e concentração do afluente. Além disso, na sua maioria, essas variações não são possíveis de controlar. Os modelos matemáticos de simulação conseguem descrever, prever e controlar as diversas interações complexas presente nos processos de tratamento [67,69,72].

A modelação de uma ETAR descreve a bioquímica e processos físicos envolvidos no tratamento. Através dos processos bioquímicos, a matéria orgânica e os nutrientes são eventualmente convertidos em dióxido de carbono, azoto e material celular. Por isso é aconselhável realizar a calibração dos parâmetros. As decisões tomadas no projeto e na tentativa de otimização da ETAR são de extrema importância na gestão, operação e controle destas [69,72].

O nível de detalhe a incorporar num modelo reflete as simplificações a serem adotadas de forma a descrever os processos de tratamento. A excessividade de simplificações pode resultar um aumento significativo de incerteza, colocando a validade dos resultados em causa, pois certos problemas operacionais podem não ser detetados. Por outro lado, a excessividade de detalhes incorpora informações excessivas no modelo, aumentando o seu tempo de execução, porque há maior quantidade de informação para a calibração e validação do modelo. É aconselhável atingir um equilíbrio entre o trabalho exigido no nível de desenvolvimento do modelo e a incerteza aceite para os resultados [69].

Os principais problemas associados à modelação dos tratamentos biológicos de águas residuais são os processos unitários interligados entre si, os processos altamente não-

lineares, os processos não-estacionários, a falta de técnicas de medição adequadas e a variação no tempo dos parâmetros associados aos processos [68,69].

Na validação de um modelo, as informações de entrada (*input*) definidas são de extrema importância para qualificar o modelo criado. A forma mais simples de calibrar um modelo é através de tentativas e erros, alterando os parâmetros com o objetivo de ajustar os resultados, sendo que um modelo calibrado por um utilizador com uma compreensão particular de sua função pode ser muito diferente de outro modelo [67,68]

## 4.2. SOFTWARE SUMO

O SUMO é um *software* desenvolvido pela empresa Dynamita e contribui para o desenvolvimento do modelo de processos de águas residuais através da utilização de diversas linguagens de programação, sendo elas: VPN nos anos 80, GPS-X nos anos 90, BioWin nos anos 2000 e mais recentemente o *software* utilizado neste trabalho [73].

O SUMO possui como vantagens:

- Biblioteca de modelos calibrados para processos tradicionais e avançados para tratamento de águas residuais;
- Único simulador comercial de código aberto (codificado em Excel);
- Permite flexibilidade para criar seus próprios modelos ou modificar os existentes;
- Tempo de simulação rápido.

O SUMO disponibiliza alguns modelos próprios, sendo eles o MINI SUMO, SUMO1 e SUMO2. O MINI SUMO é um modelo simplificado de planta inteira em apenas uma etapa, pode ser usado para previsão de produção de lama e taxa de consumo de oxigénio em reatores. O SUMO1 é um modelo de estação de tratamento completa numa etapa e pode ser usado para modelação dos sistemas de lamas ativadas, adição de ferro para remoção de P e com digestores, mas sem adição de ferro. O SUMO2 é um modelo de estação completa de tratamento de duas etapas e é usado na modelação de lamas ativadas e fluxos laterais, adição de ferro para remoção de P e com estações que têm digestores, mas sem adição de ferro. O SUMO possui exemplificações de uma estação de tratamento com tamanhos de tanques pré-configurados, taxas de recirculação e de extração de lamas em excesso que podem ser pré-carregados, além dos recursos disponíveis para criação do modelo válido para a ETAR a ser estudada [73].

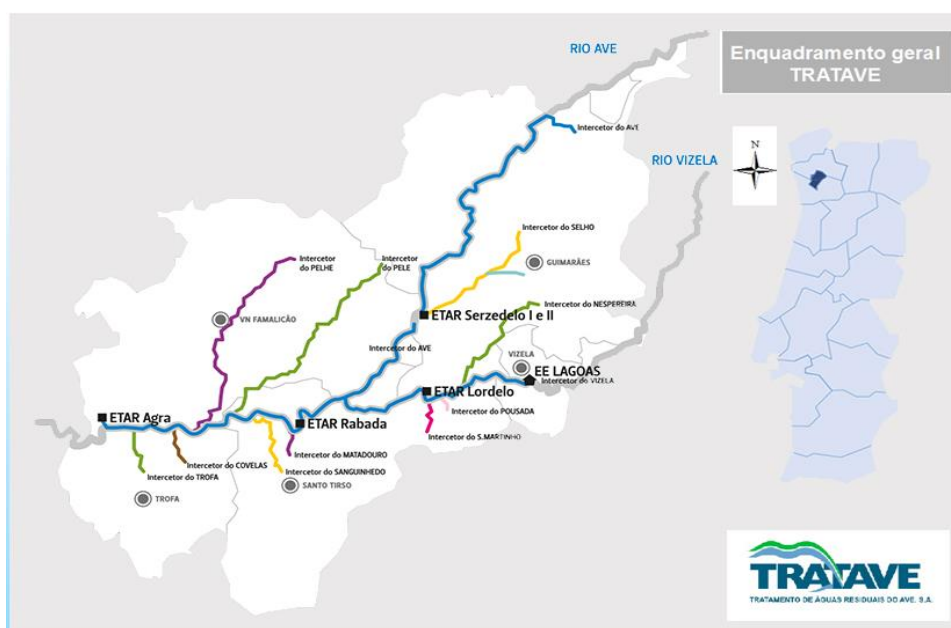
## **5. MATERIAL E MÉTODOS**

Neste capítulo são descritas as operações e processos de tratamento das fases líquida e sólida do sistema de tratamento da ETAR de Serzedelo II, bem como todas as etapas metodológicas necessárias, nomeadamente a recolha de informação, a construção e validação do modelo, a definição de cenários e a utilização do modelo.

### **5.1.DESCRICÃO DO SISTEMA DE ESTUDO**

O estudo de caso do sistema de instalações de coleta e tratamento de águas residuais que compõem o SIDVA (Sistema Integrado de Despoluição do vale do Ave) inclui 126 km de tratamento de esgoto e cinco principais estações de tratamento de águas residuais (ETAR) que coletam e tratam os 40% do efluente industrial e 60% do efluente doméstico de cinco municípios: Guimarães, Vizela, Famalicão, Santo Tirso e Trofa. Seus componentes estão predominantemente localizados nas margens do Rio Ave [74].

A TRATAVE é, há mais de 20 anos, a entidade responsável pela gestão e exploração, em regime de exclusividade, do serviço público de drenagem, depuração e destino final das águas residuais industriais e domésticas, provenientes dos municípios de Guimarães, Vizela, Vila Nova de Famalicão, Santo Tirso e Trofa, denominado por Sistema Integrado de Despoluição do Vale do Ave (SIDVA). Este sistema está integrado com o SIDVA nas frentes de drenagem 4 (ETAR de Lordelo), 5 (ETAR de Serzedelo), 6 (ETAR de Rabada) e 9 (ETAR de Agra), como mostra a Figura 12 [74].



**Figura 12:** Mapa das frentes de drenagem que compõem o SIDVA.

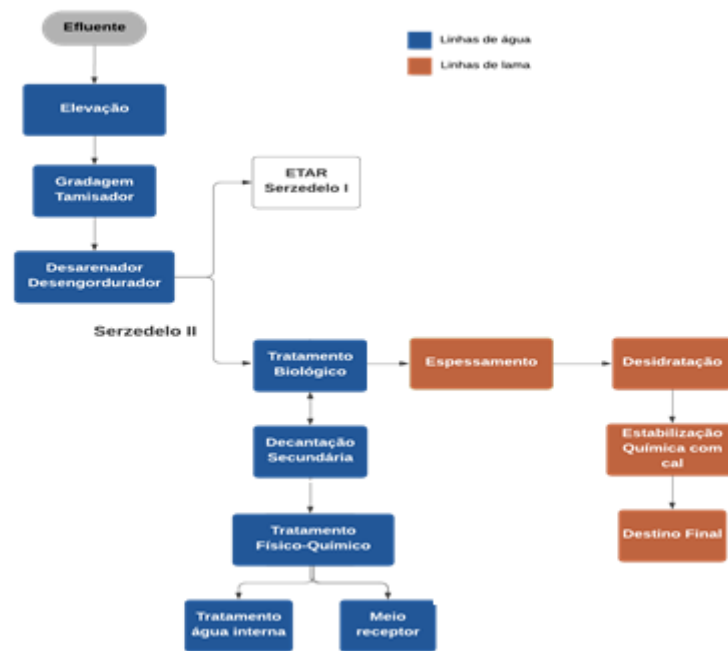
**Fonte:** TRATAVE (2020).

As ETAR que compõem o SIDVA possuem:

- Pré-tratamento: estação elevatória, tamisagem, desengordurador e desarenador.
- Tratamento secundário: sistema de lamas ativadas.
- Tratamento terciário: remoção de cor por coagulação floculação, seguido de sistemas de flotação ou de sedimentação, exceto a ETAR de Lordelo que possui filtro de areia e ozonização.
- Tratamento de lamas: espessamento, desidratação por centrifugação e sistemas de estabilização química com cal.

A ETAR que será utilizada como modelo do estudo é a de Serzedelo II, que foi construída em 2009, possui capacidade de tratamento de  $25.577 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$  e atende 170.513 habitantes. A ETAR de Serzedelo é constituída pela ETAR de Serzedelo I e Serzedelo II, possuindo dois pontos de descarga.

As operações realizadas na ETAR de Serzedelo II são demonstradas pela Figura 13.



**Figura 13:** Fluxograma dos processos e operações na ETAR de Serzedelo.

**Fonte:** Adaptado de TRATAVE (2020).

Após a elevação inicial a água residual sofre um tratamento preliminar, que consiste na remoção de sólidos através da gradagem e tamisagem.



**Figura 14:** Tamisador da ETAR de Serzedelo II.



**Figura 15:** Gradagem da ETAR de Serzedelo II.



**Figura 16:** Areia e materiais grosseiros removidos do efluente.

Posteriormente o efluente segue para o desarenador e desengordurador, onde a areia presente no efluente é removida após sedimentação e os óleos e gorduras são por flotação com ar, em resultado das diferenças de densidade entre a água e os materiais removidos. A difusão de ar força a passagem destas impurezas para as laterais do tanque onde há um braço mecânico que realiza a remoção dos óleos e gorduras acumuladas à superfície e da areia depositada no fundo do tanque.





**Figura 17:** Desarenador e desengordurador da ETAR de Serzedelo II.

O afluente posteriormente segue para o tratamento biológico. Esta etapa do tratamento é realizado por um sistema biomassa em suspensão por lamas ativadas em regime de arejamento prolongado, com remoção de matéria orgânica e nutrientes (azoto). Este tratamento é feito em meio aeróbio e anóxico com a injeção de ar comprimido com difusão por bolha fina que é distribuído em duas zonas distintas no reator e responsáveis por garantir o  $O_2$  necessário. Há a presença de 4 agitadores submersíveis em zonas não arejadas para que ocorra a suspensão da biomassa e contacto com a carga poluente, definindo o sentido da circulação do efluente. No tratamento biológico é adicionado um coagulante orgânico para remoção de cor. Embora também contribua para a remoção de fósforo, este não constitui o motivo para a utilização do coagulante, dado não ser de todo necessário atualmente para cumprir com o valor de descarga constante da licença da ETAR.

Após esta etapa o efluente chega ao decantador secundário de fluxo vertical (existem dois em cada unidade), com raspador de superfície e de fundo, que remove a lama suspensa e decantada. O efluente tratado é decantado e segue para a fase seguinte, a lama biológica é recirculada para a zona anóxica do reator biológico.



**Figura 18 e Figura 19:** Tratamento biológico da ETAR de Serzedelo II.



**Figura 20 e Figura 21:** Decantador secundário da ETAR de Serzedelo II.

A purga de lamas é conduzida para uma mesa de espessamento, utiliza-se um polieletrólito para a floculação. As lamas espessadas são submetidas a uma desidratação, onde há eliminação máxima da água contida nas lamas, com recurso a uma centrífuga, com adição de um polieletrólito. A estabilização química das lamas é feita a partir da adição de cal e posteriormente as lamas são armazenadas no silo.





**Figura 22:** Centrífugas para tratamento de lamas da ETAR de Szerdelo II.

As lamas geradas possuem um controlo e verificação dos componentes químicos e biológicos a cada três meses para confirmar a falta de metais pesados, uma vez que, atualmente toda a lama produzida é corrigida no final do processo, pois é reutilizada em processos agrícolas.



**Figura 23:** Silo para armazenar a lama final tratada da ETAR de Szerdelo II.

## 5.2. DESCRIÇÃO GERAL DA METODOLOGIA

A metodologia adotada para o desenvolvimento deste trabalho envolveu uma série de etapas. Além de uma pesquisa bibliográfica muito abrangente, uma das primeiras etapas consistiu na realização de uma visita à ETAR de Serzedelo II para conhecimento da estrutura e funcionamento da mesma. Além disso, permitiu o contacto com o responsável da ETAR que foi crucial para facilitar uma troca constante de informação.

Posteriormente, foi possível concluir uma ficha de inventário (em excel), com indicação de todos os dados necessários para a realização do trabalho, incluindo particularmente dados relativos ao afluente, ao efluente, quantidade e composição das lamas produzidas, parâmetros operacionais e de projeto. Após esta etapa TRATAVE disponibilizou os dados referente aos anos de 2018 da ETAR.

Depois desta fase de recolha de dados/informação, passou-se para a construção, calibração e validação do modelo no *software* SUMO19. Criaram-se alguns cenários para avaliação do efeito de determinados fatores como a velocidade horizontal no reator biológico, do tipo vala de oxidação, e a adição/dose de coagulantes na produção de lamas na ETAR de estudo. Finalmente, procedeu-se à organização, processamento e análise dos resultados obtidos.

### 5.2.1. CONSTRUÇÃO DO MODELO

A Figura 24 apresenta o modelo construído no SUMO, que representa as etapas de tratamento presentes na ETAR de Serzedelo II.

Neste trabalho, o tratamento preliminar foi excluído, uma vez que se considerou que o mesmo cumpre bem a sua função na remoção dos sólidos grosseiros, óleos e gorduras; o mesmo pressuposto foi aplicado em relação à adição de CO<sub>2</sub> para acerto do pH (usado como agente de neutralização).

A modelação foi realizada com o Modelo Sumo 2 na forma dinâmica, adaptando-se aos *inputs* da ETAR. O modelo utilizado para a descrever as valas de oxidação assenta no modelo de base *oxidation ditch*, o qual permite representar a recirculação em *looping* no reator original da ETAR de Serzedelo II. Utilizou-se ainda um *controller* proporcional para representar o caudal de recirculação de lamas da ETAR, cujo valor é de aproximadamente 80% do valor do caudal de afluente à ETAR.

Após a construção do modelo foram inseridos todos os *inputs* e parâmetros que descrevem o sistema real como, por exemplo, volumes dos tanques, áreas, profundidades, caudais de recirculação. Para análises iniciais e de alguns cenários propostos não foi considerado o uso de coagulante, uma vez que, o *software* não possui no seu banco de dados o coagulante orgânico utilizado pela ETAR de Serzedelo II, que é o Poly(diallyldimethylammonium chloride) – PDADMAC – (Nome comercial: AMBIFLOC BIO T100).

Os *inputs* utilizados estão apresentados na Tabela 11.

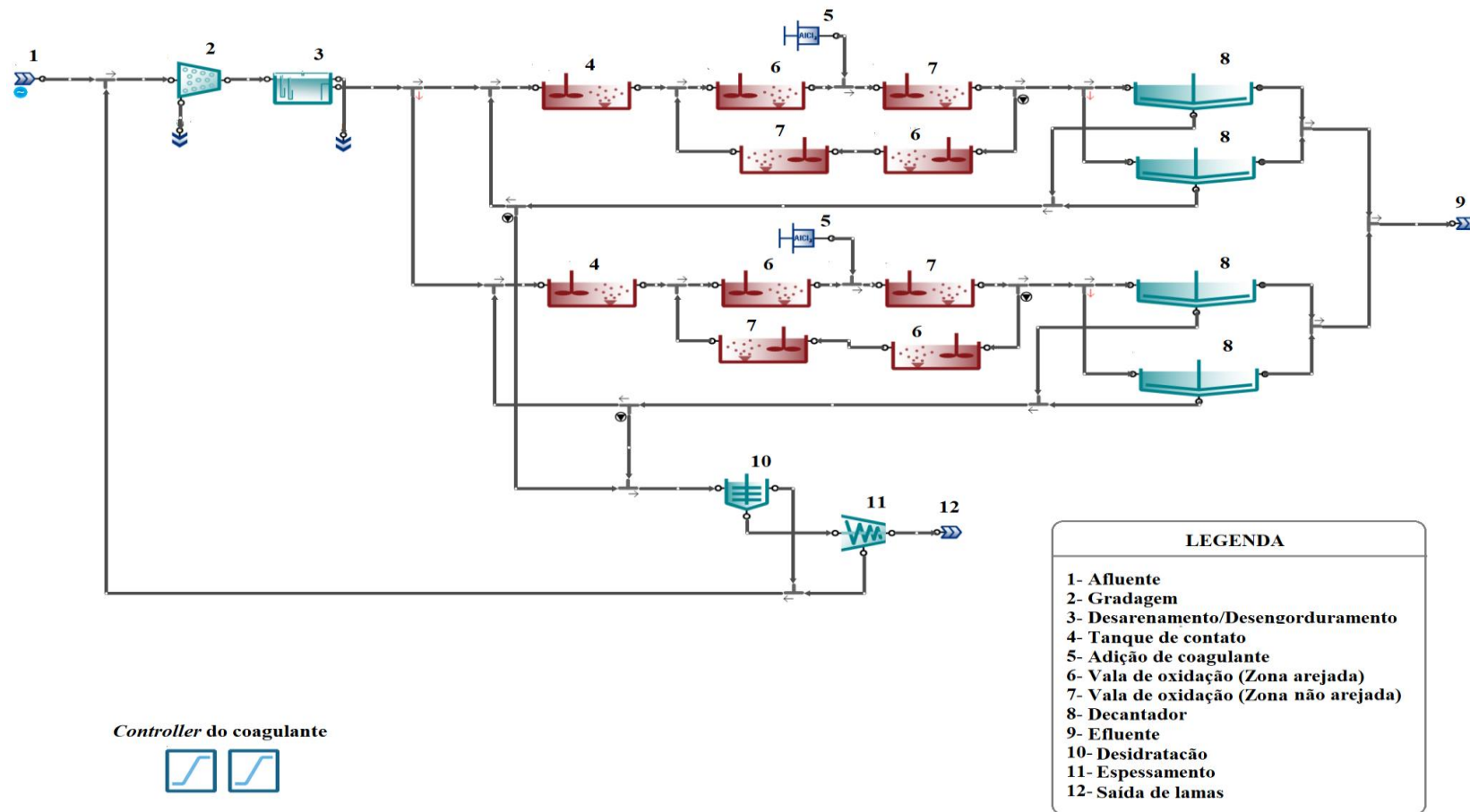


Figura 24: Representação da ETAR de Serzedelo II em SUMO 19.

**Tabela 11:** Inputs fixos utilizados na modelação.

COMPONENTE	VARIÁVEIS	UNIDADE DE MEDIDA	VALOR
Afluente	Caudal	m <sup>3</sup> /d	13150,74*
	CQO	g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	1045,84*
	Azoto total	g/m <sup>3</sup>	62,67*
	Fósforo Total	g/m <sup>3</sup>	10,30*
	Temperatura	°C	20,00
Tanque de contacto	Volume	m <sup>3</sup>	486,00
	Altura	m	5,00
Reator (Valas de Oxidação)	Volume - Zona arejada	m <sup>3</sup>	3110,00
	Volume - Zona não arejada	m <sup>3</sup>	4450,00
	OD - Zona arejada	g/m <sup>3</sup>	1,00
	OD - Zona não arejada	g/m <sup>3</sup>	0,40
	Largura	m	9,0
	Altura	m	6,0
Decantador	Percentagem de remoção de sólidos	%	99,9
	Fluxo de lama	m <sup>3</sup> /d	Controle proporcional: 80% do afluente + Fluxo de lama à entrada do espessador.
Espessamento	Fluxo à entrada	m <sup>3</sup> /d	1292,6
	Concentração de sólidos	g/m <sup>3</sup>	40000,00
	Eficiência remoção de sólidos	%	95,0
Desidratação	Bolo de sólidos desidratados	g/m <sup>3</sup>	200000,00
	Eficiência de remoção de sólidos	%	95,00

\*Estes valores médios variam de acordo com o mês a ser simulado no *software*.

Para os sistemas de nitrificação e desnitrificação simultânea os valores de OD devem ser menores que 1 mg/L, para que a nitrificação ocorra o OD deve ser superior a 0,7 mg/L e em tanques anóxicos é necessário o controlo de OD para que esteja entre 0 e 0,5 mg/L [63]. Dos dados coletados da ETAR temos uma variação diária de OD, no mês de agosto de 2018, de 0,55 a 0,90 mg/L; relacionado aos valores anuais da ETAR em 2018 temos uma dosagem mínima de 0,33 mg/L, máxima de 2,47 mg/L e uma média de 0,88 mg/L. A partir desses dados e de forma a melhor representar o sistema de tratamento da ETAR



de estudo foram adotados os valores de 1 mg/L e 0,4 mg/L para as zonas com e sem arejamento, respetivamente para a realização das simulações.

Para uma melhor avaliação das concentrações no efluente na realização da validação do modelo criado considerou-se os limites de emissões (VLE) dos parâmetros estabelecidos na Licença de Utilização dos Recursos Hídricos – Rejeição de Águas Residuais (LURH) da ETAR, conforme a Tabela 12.

**Tabela 12:** Valores limites para os parâmetros efluente de uma ETAR.

PARÂMETRO	UNIDADE	VALOR LIMITE	
		NORMAL	ESTIO
CBO	g O <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup>	25	15
CQO	g CQO.m <sup>-3</sup>	125	100
SST	g SST.m <sup>-3</sup>	35	30
N <sub>T</sub>	g N.m <sup>-3</sup>	15	
P <sub>T</sub>	g P.m <sup>-3</sup>	10	

### 5.2.2. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO

A calibração do modelo construído foi realizada com base nas concentrações presentes no efluente e no caudal de lamas após a etapa do espessamento das lamas. Não seria possível realizar as análises através das concentrações presentes na lama final (pós-espessamento), por não existirem nem ser habitual caracterizar as lamas relativamente às suas propriedades químicas em termos de matéria orgânica e nutrientes. Os parâmetros utilizados para proceder à calibração foram a CBO<sub>5</sub>, CQO, SST, N<sub>T</sub>. O P<sub>T</sub> presentes no efluente e o caudal da lama gerada à saída do espessador foram também incluídos nesta análise, dado que com a não inclusão de coagulante nesta fase da simulação, é expectável obter valores simulados mais elevados de P<sub>T</sub> e menores produções de lama, contribuindo desta forma para aferir o desempenho do modelo.

Os dados de agosto de 2018 foram usados para a calibração do modelo e para validação foram utilizados os dados obtidos na simulação de janeiro, fevereiro, maio, setembro e outubro de 2018.

Para avaliar o desempenho do modelo recorreu-se a um conjunto de parâmetros estatísticos frequentemente usados, como mostra a tabela abaixo, ver para comparar os

resultados simulados com os do experimentais. O intervalo de variação desses parâmetros e o valor ideal indicador de um bom desempenho também constam na Tabela 13.

**Tabela 13:** Parâmetros estatísticos para avaliação do desempenho do modelo.

PARÂMETRO	FÓRMULA	INTERVALO	VALOR IDEAL
Desvio Geométrico (DG)	$DG = e^{(\ln \bar{E} - \ln \bar{S})}$	>0	1
Desvio das variâncias (DV)	$DV = e^{[(\ln \bar{E} - \ln \bar{S})^2]}$	>0	1
Coefficiente de correlação (r)	$r = \frac{\sum_{i=1}^n (E_i - \bar{E}) \cdot (S_i - \bar{S})}{\sqrt{\sigma_E \cdot \sigma_S}}$	-1 a 1	1
Índice de concordância (d)	$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (S_i - E_i)^2}{\sum_{i=1}^n ( S_i - \bar{E}  +  E_i - \bar{E} )^2}$	0 a 1	1

Simbologia:

$\bar{E}$ : Média dos valores experimentais;

$\bar{S}$ : Média dos valores simulados;

$E_i$ : Valor experimental no instante  $i$ ;

$S_i$ : Valor simulado no instante  $i$ ;

$\sigma_E$ : Desvio padrão dos valores experimentais;

$\sigma_S$ : Desvio padrão dos valores simulados.

### 5.2.3. DESCRIÇÃO DE CENÁRIOS DE ESTUDO

Como já foi referido anteriormente, os cenários estudados visaram sobretudo a avaliação da influência potencial de alguns fatores na quantidade final de lama produzida. No global foram selecionados três cenários distintos: o primeiro relacionado com a avaliação da interferência da velocidade horizontal na vala de oxidação na qualidade da água residual tratada e na e na produção de lamas; o segundo visou a avaliação da influência do uso e da dosagem de coagulantes químicos; e o terceiro resultou da

combinação dos dois anteriores, considerando as condições mais favoráveis em termos de produção de lama. Os dados simulados foram para o mês de agosto de 2018.

### **5.2.3.1 CONDIÇÕES OPERACIONAIS – O EFEITO DA VELOCIDADE HORIZONTAL**

Com base no descrito no no subcapítulo 4.1, um dos cenários que foi objeto de estudo envolveu a avaliação da influência da velocidade horizontal na vala de oxidação no desempenho do sistema, em termos de qualidade do efluente da ETAR e na produção de lamas. Este parâmetro está diretamente relacionado com o número de vezes que um determinado volume de controle do licor misto circula entre as zonas arejadas e não arejadas. Assim, além da relação deste parâmetro com o caudal afluyente ao reator biológico e à dimensão da secção transversal do reator, a velocidade está interligada ao design do arejamento do reator. Na ETAR de Szerdelo II utiliza-se difusores de bolhas de ar. O arejamento, além de contribuir para a melhoria da mistura a biomassa e da sua interação com a água residual, faz com que o licor misto seja transportado ao longo da vala de oxidação. Dependendo do tipo de arejamento, um dado volume de controle do licor misto pode passar pela mesma zona da vala de oxidação entre 50 a 100 vezes, circulando normalmente a uma velocidade típica compreendida entre 0,25 e 0,3 m.s<sup>-1</sup>. Essa circulação do licor misto possibilita a realização da nitrificação/desnitrificação pois o mesmo auxilia no processo de remoção de azoto no tratamento biológico do sistema [44].

O Licor Misto é o caudal tratado e ocorre a floculação dos microrganismos, consequente, formação de uma massa ou floco denominada de lama activada. A cinética de crescimento biológico relaciona a utilização de substrato e a produção de biomassa, que contribui para a concentração de sólidos suspensos totais (SST) num reator biológico, essa concentração influencia diretamente na quantidade de lama gerada, devido à eficiência de geração e remoção destes sólidos [28].

Visando avaliar o desempenho da vala de oxidação e a sua influência na quantidade das lamas produzidas será analisada a melhor velocidade horizontal, porém atento as limitações evitando problemas no Sistema da ETAR. As variações utilizadas foram de 0,20 m.s<sup>-1</sup>, 0,25 m.s<sup>-1</sup>, 0,30 m.s<sup>-1</sup>, 0,35 m.s<sup>-1</sup>, 0,40 m.s<sup>-1</sup>, 0,45 m.s<sup>-1</sup>, 0,50 m.s<sup>-1</sup>, 0,55 m.s<sup>-1</sup> e 0,60 m.s<sup>-1</sup>.

### 5.2.3.2 UTILIZAÇÃO DE COAGULANTES QUÍMICOS

Neste cenário analisou-se o efeito da utilização de coagulantes químicos, como agentes potencialmente alternativos ao usado atualmente na ETAR, em dosagens capazes de remover cor e também fósforo em quantidades que permita cumprir os atuais requisitos de descarga aplicados à ETAR, assim como os requisitos constantes do D.L. 152/97 de 19 de junho.

A partir da década de 70 viu-se a necessidade de remodelar dos sistemas de tratamento de água residual já existentes, a fim de remover azoto e fósforo. O lançamento destes nutrientes no corpo recetor, principalmente o fósforo, em níveis de concentração acima do que o mesmo pode degradar, ocasiona o crescimento acelerado de organismos autotróficos, como por exemplo, algas. Esses organismos apresentam-se à superfície da água e quando em elevada quantidade diminuem os níveis de O<sub>2</sub> na água, causando distúrbio ao meio e, conseqüentemente, a morte de macroorganismos e microrganismos. Este distúrbio é denominado eutrofização [75].

Os processos físico-químicos são muito flexíveis, podendo ser facilmente adaptados para os sistemas de tratamento já existentes, para isso há adoção do uso de coagulantes alternativos no processo para obtenção da eficiência destes nutrientes. Os coagulantes mais utilizados para remoção de fósforo são os compostos à base de sais de ferro e alumínio. Para este estudo foram utilizados o cloreto de alumínio e o cloreto férrico.

- **Cloreto de alumínio**

O cloreto de alumínio é um sal formado pela adição de ácido clorídrico e alumínio metálico. Os coagulantes deste sal são denominados cloreto de polialumínio (PAC) e são comumente utilizados como catalisadores no craqueamento de petróleo e em reações orgânicas. Estes são de baixo custo, menos corrosivos e produzem menos lama em comparação com os sais de ferro, em contrapartida a lama produzida é mais difícil para espessar e desidratar [76,77].

O uso deste coagulante auxilia na velocidade de decantação, pois o seu precipitado mantém a estrutura polimérica rígida e pesada, reduz a turbidez, além de possuir eficiência no tratamento de poluentes orgânicos [77,78,79].

- **Cloreto férrico**

A utilização de cloreto férrico no tratamento da água garante a redução da turbidez e de CBO, elimina fosfatos, boa parte de metais pesados (mercúrio, chumbo) e metais tóxicos (arsénio, selénio, bário), quando a coagulação é realizada em condições com elevado pH [71,77]. Se a água bruta contiver ferro e/ou manganês o uso deste coagulante é efetivo para garantir uma água com elevado padrão de qualidade [77].

As simulações foram realizadas com variações do consumo total (kg/d) e dosagens dos coagulantes ( $\text{g}/\text{m}^3$ ), cloreto de alumínio e cloreto férrico. O valor de consumo do coagulante orgânico usado na ETAR no mês de agosto de 2018 foi de  $108,9 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$  e a dosagem foi de  $8,01 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ ; em valores anuais o consumo foi de  $453,06 \text{ kg}/\text{d}$

Os consumos utilizados na simulação foram  $108,9 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$ ,  $150,0 \text{ kg}/\text{d}$ ,  $250,0 \text{ kg}/\text{d}$ ,  $350,0 \text{ kg}/\text{d}$ ,  $453,1 \text{ kg}/\text{d}$ ,  $650,0 \text{ kg}/\text{d}$ ; as concentrações foram  $8,0 \text{ g}/\text{m}^3$ ,  $11,01 \text{ g}/\text{m}^3$ ,  $18,3 \text{ g}/\text{m}^3$ ,  $25,7 \text{ g}/\text{m}^3$ ,  $33,3 \text{ g}/\text{m}^3$  e  $47,8 \text{ g}/\text{m}^3$ , respetivamente.

### **5.2.3.3 COMBINAÇÃO DE CONDIÇÕES DOS CENÁRIOS ANTERIORES**

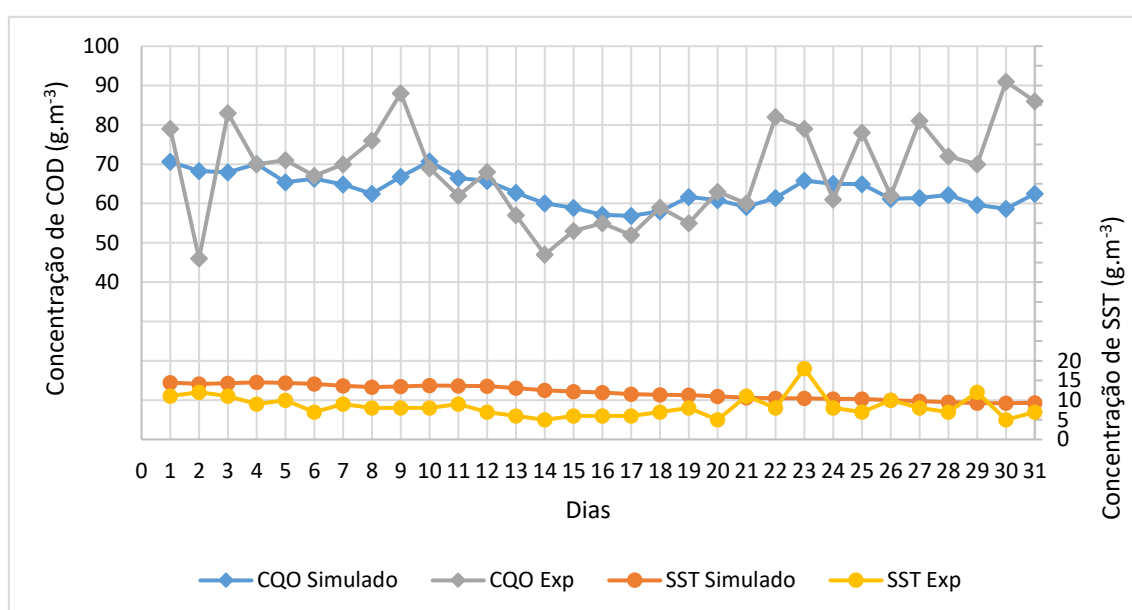
Este cenário combina as condições ótimas em termos de produção de lamas dos dois cenários anteriores, a fim de se avaliarmos a influência global na diminuição da quantidade de lama gerada, sem que haja alteração na eficiência do processo de tratamento da fase líquida da ETAR de Serzedelo II.

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são disponibilizados e discutidos os resultados simulados do sistema real, usados essencialmente para calibrar e validar o mesmo, e os resultantes da simulação dos cenários descritos na metodologia. Os resultados são analisados tendo por base os objetivos do trabalho, assim como a possibilidade de futuramente a ETAR ter de cumprir requisitos de descarga em relação ao fósforo mais apertados.

### 6.1. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO

A calibração foi realizada com base nos dados obtidos no mês de agosto de 2018. Os resultados obtidos com a experimentação realizada no modelo, assim como, a sua comparação com os valores reais são apresentados a seguir.

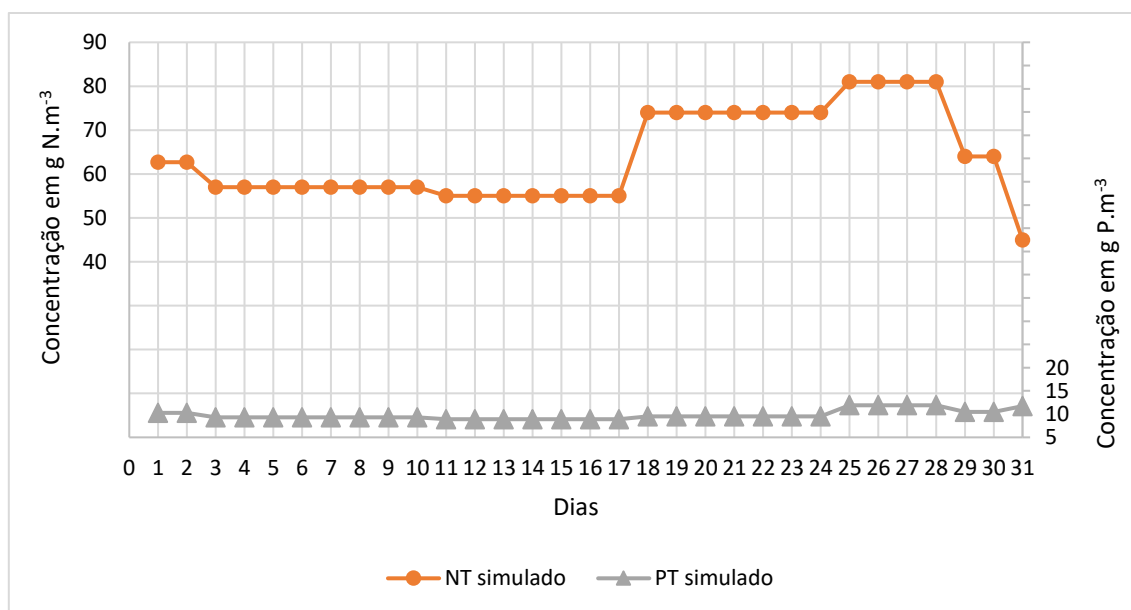


**Figura 25:** Evolução das concentrações de SST e CQO experimental e simulado do efluente, para o mês de agosto de 2018.

A Figura 25 demonstra que o modelo criado conseguiu representar os valores de SST de forma eficiente. Os valores de concentração de SST experimentais apresentados da forma “<5” e “<2”, foram apresentados no gráfico como sendo de 5 e 2, respetivamente, pois o *software* não considera o primeiro como um dado válido. Isso foi adotado também para os outros meses de estudo. Os valores simulados da concentração de CQO estão dentro do conjunto dos dados experimentais e se apresentam de forma mais linear, sem grandes picos, pode-se dizer que os dados simulados subestimam os dados experimentais.

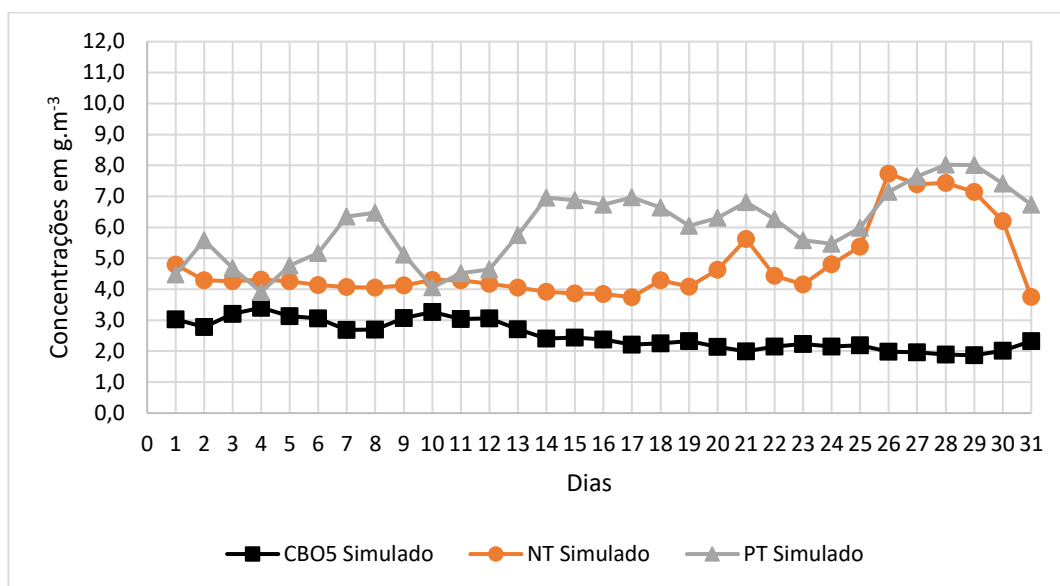
Os valores de SST mesmo não apresentando grandes variações há intervalos com subestima dos valores experimentais.

Relativamente aos parâmetros  $CBO_5$ ,  $N_T$  e  $P_T$  foi necessário preparar uma série temporal de dados com uma resolução diária, dado que estes parâmetros são analisados com uma frequência menor (5 ou 7 dias). Assim, quando se introduz um *input no SUMO*, correspondente a uma série temporal com uma resolução mais baixa do que a pretendida, o *software* preenche automaticamente as lacunas, repetindo o último valor até ao próximo valor existente, a fim de melhor representar o conjunto de dados de entrada e garantir uma simulação mais estável. A Figura 26 ilustra o resultado deste processo de preenchimento de lacunas de informação quantitativa para os níveis de  $N_T$  e  $P_T$  ao longo do mês de agosto de 2018.



**Figura 26:** Concentrações de  $N_T$  e  $P_T$  no efluente da ETAR obtidos pelo método de preenchimento de lacunas do SUMO.

Após este procedimento, foi possível obter as concentrações dos parâmetros referidos anteriormente para o efluente da ETAR, como se ilustra na Figura 26. A comparação gráfica dos valores simulados com os experimentais não foi realizada, uma vez que apenas foram disponibilizados 5 valores para cada um desses parâmetros para o mês de agosto.



**Figura 27:** Concentrações de CBO<sub>5</sub>, NT e PT no efluente da ETAR obtidas na simulação.

Os valores simulados de CBO<sub>5</sub> variam de 1 a 3 mg O<sub>2</sub>/L, comparando-os com os valores simulados há um decréscimo a partir do dia 14, onde a concentração varia de 1,3 a 2,4 mg O<sub>2</sub>/L. As diferenças detetadas entre os valores experimentais e simulados são expectáveis, até porque quer uns quer outros apresentam incertezas difíceis de quantificar.

Os valores de azoto simulados para o efluente da ETAR variam no intervalo de concentração compreendido entre as 3,0 a 10,0 mg N/L, havendo uma certa constância de valores nos 16 dias iniciais da simulação e após esse período é notória uma variação mais acentuada e irregular, com o pico de concentração registado no dia 19 de agosto. Quanto às concentrações simuladas de fósforo, o padrão é bastante mais irregular ao longo do mês, apresentando um intervalo de variação de 3 a 8,0 mg P/L.

De um modo geral, é possível ver que os valores simulados apresentam ordens de grandeza similares às dos valores experimentais, sendo, todavia, evidente a tendência para o modelo subestimar os valores de CBO<sub>5</sub>. Apesar de o mês de agosto ser normalmente um mês em que água residual afluente à ETAR apresenta uma contribuição industrial menor, é perfeitamente expectável que a matéria orgânica que caracteriza a água residual seja diferente da que prevalece em águas residuais urbanas com forte influência doméstica, sobretudo no que respeita à sua biodegradabilidade. Neste sentido, procurou-se calibrar o modelo através da alteração de alguns parâmetros estequiométricos e constantes cinéticas, porém os resultados não divergiram significativamente dos obtidos com os parâmetros de

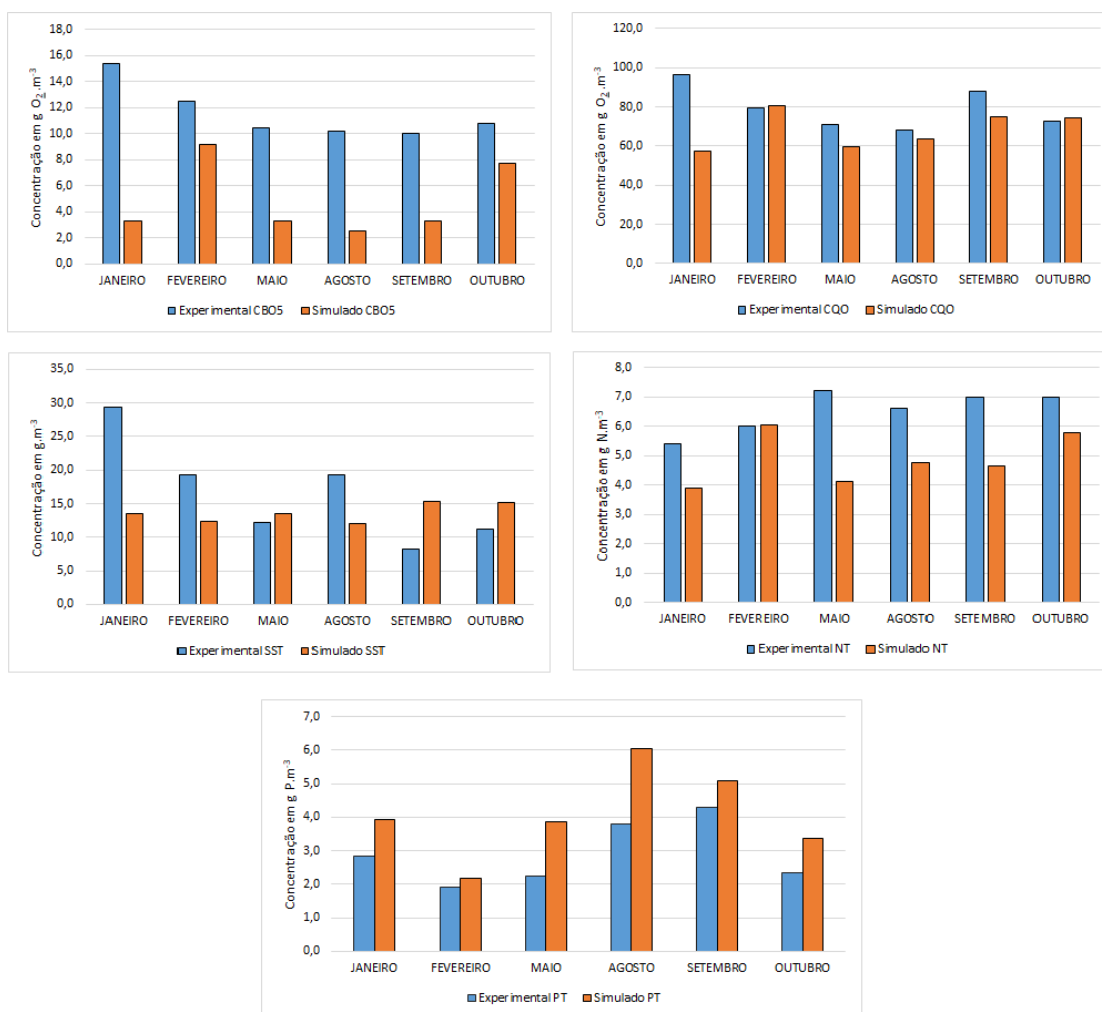


base. Face aos resultados obtidos no processo de calibração, optou-se por manter valores que se encontram por defeito no *software*.

Avalia-se que a curva de azoto do afluyente experimental se compara à curva do efluente simulado (Figura 27 **Figura 27**), onde há linearidade nos dados do dia 2 a 17. Após esse intervalo há uma curva crescente em ambos gráficos até o dia 28, mesmo com as variações dos valores do efluente simulados. Após o dia 28, vê-se a queda da concentração deste parâmetro.

Dos níveis de fósforo verifica-se que há maior variação nos valores obtidos do efluente simulado (Figura 27) e linearidade nos valores do afluyente (Figura 26), porém é visível a demonstração do decaimento de concentração nos dias iniciais do mês, assim como o crescimento a partir do dia 23 e o decaimento da concentração no fim do mês de estudo. Isso se deve ao facto de haver redução do afluyente que advém das indústrias, no mês de Agosto.

Como já referido, a primeira fase de validação do modelo construído utilizaram-se os parâmetros SST, CQO, CBO<sub>5</sub>, N<sub>T</sub> e P<sub>T</sub> do efluente tratado, reais e simulados, dos meses de janeiro, fevereiro, maio, setembro e outubro de 2018, com os respetivos *inputs* de cada mês. Como a calibração do modelo não envolveu quaisquer alterações dos parâmetros de base, decidiu-se incluir nos gráficos da Figura 28 os resultados obtidos para o mês de agosto. Para facilitar a avaliação visual do desempenho do modelo, as concentrações simuladas do efluente foram igualmente integradas na figura.



**Figura 28:** Gráfico comparativo das concentrações experimentais e simulados, em mg/L, presente no efluente quanto à (a) CBO<sub>5</sub>, (b) CQO, (c) SST, (d) NT e (e) PT.; nos meses de estudo

Os valores mensais simulados de CBO<sub>5</sub> foram sistematicamente inferiores aos valores reais, sendo as diferenças mais substanciais nos meses de janeiro, maio agosto e setembro. No mês de agosto a média de concentração experimental foi de 10,2 mg O<sub>2</sub>/L e o valor simulado foi de 2,5 mg O<sub>2</sub>/L, correspondendo à menor concentração simulada entre os meses usados para estudo. No mês de fevereiro a concentração simulada foi de 9,2 mg O<sub>2</sub>/L (sendo a maior concentração média simulada) e no mês de outubro 7,7 mg O<sub>2</sub>/L.

Os valores médios de CQO simulados obtiveram uma boa aproximação aos seus respectivos valores experimentais, tendo sido a diferença mais relevante observada em janeiro de 2018, em que as médias de concentração experimental e simulada foram de 96,52 mg O<sub>2</sub>/L e 57,5 mg O<sub>2</sub>/L, respetivamente. O mês de Agosto foi o que registou a

melhor aproximação entre valores simulados e reais, sendo de 63,3 mg O<sub>2</sub>/L e 68,1 mg O<sub>2</sub>/L, respectivamente.

Quanto aos valores obtidos de SST, é evidente a discrepância entre valores médios simulados e reais no mês em janeiro, assim como também o foi para a CQO, dado que estes parâmetros estão interligados. A simulação não permitiu descrever alguma instabilidade que o sistema de tratamento exibiu nesse período, que se traduziu por uma maior variabilidade dos valores de SST. Nos meses de maio, setembro e outubro as concentrações simuladas apresentaram valores diários maiores do que os experimentais gerando, conseqüentemente, uma média maior. Nestes meses, os valores experimentais diários apresentaram valores abaixo de 10 mg/L, na sua maioria; em contrapartida, as concentrações simuladas variaram entre 10 e 20 mg/L.

Em relação ao N<sub>T</sub> o modelo apresentou um desempenho muito bom. A maior discrepância foi observada em maio com um valor de 3,1 mg N/L. As concentrações simuladas de P<sub>T</sub> foram maiores que as experimentais em todos os meses, isso pode ser justificado, pois, como já referido anteriormente, não se usou nesta simulação a adição de coagulante e é este que mais contribui na remoção deste poluente.

Para uma avaliação diferente e igualmente com muito valor prático, os resultados simulados e experimentais foram avaliados em termos de eficiência da remoção (Tabela 14).

**Tabela 14:** Comparativo das eficiências de remoção dos resultados experimentais e simulados.

<b>Eficiências de Remoção (%)</b>										
<b>MÊS</b>	<b>Resultados Experimentais</b>					<b>Resultados Simulados</b>				
	<b>CBO<sub>5</sub></b>	<b>CQO</b>	<b>SST</b>	<b>N<sub>T</sub></b>	<b>P<sub>T</sub></b>	<b>CBO</b>	<b>CQO</b>	<b>SST</b>	<b>N<sub>T</sub></b>	<b>P<sub>T</sub></b>
Janeiro	95,4	89,1	89,9	89,9	55,0	99,0	93,5	95,3	92,7	47,3
Fevereiro	95,9	91,6	94,3	88,5	71,2	97,0	91,4	96,3	88,4	66,9
Maio	96,3	92,4	95,7	86,0	64,9	98,8	93,6	95,2	92,3	47,7
Agosto	96,5	93,5	98,0	90,2	63,1	99,2	93,9	97,2	92,9	41,4
Setembro	97,6	92,8	98,2	89,0	57,8	99,2	93,9	96,5	92,7	50,2
Outubro	97,0	93,4	96,8	89,4	69,9	97,9	93,3	95,6	91,2	56,7

A eficiência de remoção da CBO<sub>5</sub>, CQO e SST calculada a partir dos resultados experimentais e simulados mantiveram-se na faixa dos 90% nos meses avaliados. Quanto aos resultados simulados, houve um aumento na eficiência de remoção de N<sub>T</sub> e uma queda na eficiência de P<sub>T</sub>, devido à não utilização de coagulante; conseqüentemente, em relação

$P_T$ , as eficiências experimentais foram substancialmente mais elevadas. De um modo geral, as eficiências de tratamento da ETAR de Serzedelo II mantiveram-se dentro do expectável para um sistema de baixa carga.

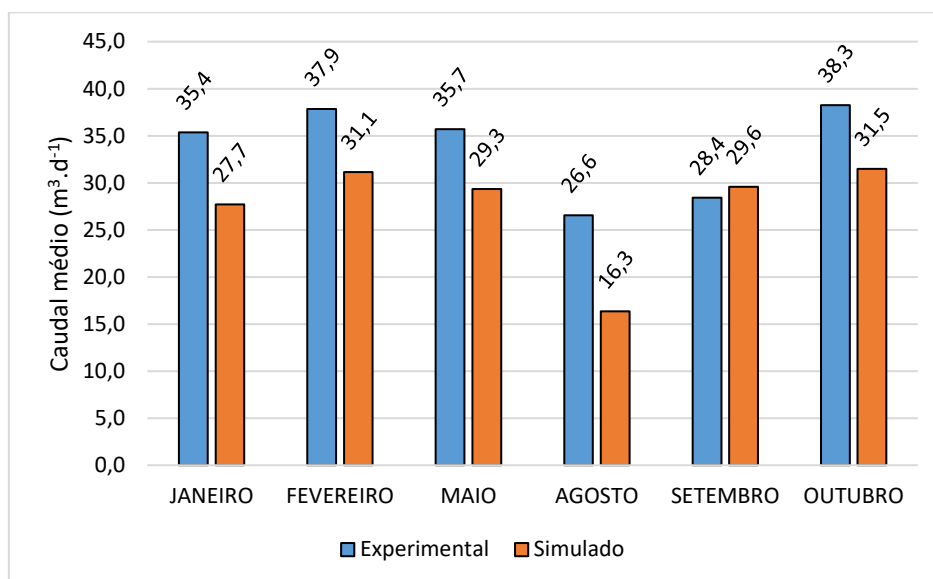
Ainda neste capítulo da validação do modelo, desenvolveu-se uma segunda fase de validação do modelo construído que envolveu a produção de lamas à saída do espessamento. Para que fosse avaliado o melhor cenário de otimização do processo da ETAR, quanto à redução quantitativa das lamas, fez-se o cálculo para o caudal à saída do espessamento a partir da quantidade (kg) de lamas fornecidas pela ETAR. A quantificação da lama não é realizada diariamente e sim de forma esporádica e é apresentado o total gerado, ou seja, a soma de lama da ETAR de Sezerdelo I e Sezerdelo II; pois possuem uma integração do sistema na fase sólida do tratamento. Deste total, 24% são lamas advindas de Serzedelo I e 66% lamas advindas de Serzedelo II. Para realização do comparativo (mensal e “diário”) foi considerado apenas a fração percentual equivalente à ETAR de Sezerdelo II, que é a ETAR de estudo.

De acordo com Von Sperling (2002), as lamas espessadas possuem uma densidade de  $1004,00 \text{ kg.m}^{-3}$ ; partindo deste pressuposto fez-se o cálculo do volume mensal e diário para os valores (em tonelada) experimental obtendo os resultados da Tabela 15.

**Tabela 15:** Determinação do volume experimental de lamas para os meses analisados em 2018.

Mês	Total mensal de lamas (kg)	Volume de lama diário ( $\text{m}^3$ )
Janeiro	1065050,0	35,4
Fevereiro	1140170,0	37,9
Maio	1075660,0	35,7
<b>Agosto</b>	<b>799780,0</b>	<b>26,6</b>
Setembro	856550,0	28,4
Outubro	1152165,0	38,3

O gráfico abaixo apresenta os valores experimentais e simulados, para o caudal de lamas à saída do espessamento.



**Figura 29:** Volume de lamas, experimental e simulado, para dois meses de estudo.

Os caudais experimentais e simulados nos meses de janeiro, fevereiro, maio, agosto e outubro apresentam uma relação esperada no que concerne à magnitude, uma vez que na ausência de adição de coagulante no modelo desenvolvido, as simulações estimam apenas as lamas biológicas produzidas. Do sistema real obtêm-se além dessas a massa de coagulante adicionada, bem como a massa de outras substâncias da água residual que o coagulante ajuda a retirar da fase líquida para a fase sólida. Assim, os resultados sugerem que o coagulante orgânico, utilizado atualmente pela ETAR apresenta um contributo de 21,8% do caudal de lama mensal do mês de janeiro, 17,9% do caudal de lama mensal do mês de fevereiro, 17,9% do caudal de lama mensal do mês de maio, 38,7% do caudal de lama mensal do mês de agosto e 17,8% do caudal de lama mensal do mês de outubro. No mês de setembro, sem uma explicação plausível evidente, o volume de lamas simulado foi 4,0% maior do que o experimental. Embora sem certezas, provavelmente uma parte da quantidade produzida neste mês pode ter sido contabilizado noutro mês (anterior ou posterior).

Para uma avaliação mais rigorosa do desempenho do modelo recorreu-se aos parâmetros estatísticos descritos no capítulo da metodologia. Esta avaliação foi realizada com um número de 930 pares de dados (experimental, simulado) e os resultados obtidos estão plasmados na Tabela 16.

**Tabela 16:** Parâmetros estatísticos para avaliação do desempenho do modelo.

	DG	DV	r	d
CBO <sub>5</sub>	2,7	4,0	-0,8	0,8
CQO	1,2	1,1	0,8	0,6
SST	1,2	1,3	-5,7	0,6
N <sub>T</sub>	1,5	1,2	-1,1	0,9
P <sub>T</sub>	0,7	1,1	2,8	0,9
LAMA	2,6	2,5	-0,04	0,3

Os desvios geométrico e das variâncias permitem que os valores sejam tratados de forma mais equilibrada em relação aos desvios aritméticos. Valores inferiores a 1 dão a indicação de que o modelo sobrestima as concentrações, neste caso apenas a concentração de N<sub>T</sub> possui essa característica, porém quanto aos desvios das variâncias observa-se que prevaleceu uma ligeira subestimação das concentrações de N<sub>T</sub>. Valores superiores a 1 indicam que o modelo subestima as concentrações reais, neste caso têm-se as concentrações de CBO<sub>5</sub> e o caudal de lama à saída do espessador, tanto para o desvio geométrico quanto para o desvio das variâncias. Os valores experimentais e simulados de CQO, SST e N<sub>T</sub> apresentam diferenças menores entre si, pois os valores de DG aproximam-se de 1, sugerindo uma boa descrição do comportamento médio do sistema.

O coeficiente de correlação demonstra se há ou não uma correlação entre o conjunto de dados experimentais e simulados, quanto mais próximo de 1 significa que há uma relação linear positiva, portanto, quando uma variável aumenta a outra aumenta também. Quando o coeficiente se aproxima de -1 significa que há uma correlação negativa, isto é, uma variável aumenta e a outra diminui. O coeficiente próximo de 0 indica que não há uma relação entre as duas variáveis.

O índice de concordância apresenta também valores muito próximos de 1, quanto ao CBO, CQO, N<sub>T</sub> e P<sub>T</sub>, indicando uma boa relação entre as variáveis reais e simuladas; dentro destes destacam-se CBO<sub>5</sub>, N<sub>T</sub> e o P<sub>T</sub>. Os valores próximos de zero indicam que não há relação entre os dados reais e simulados, como as lamas e SST. Este índice permite uma leitura que avalia se os valores reais e simulados variam ou não da mesma forma, sem dar tanta importância aos desvios existentes entre as séries de dados reais e simulados.

Baseado em todas as análises realizadas conclui-se que o modelo criado responde de forma similar ao sistema real, tendo em consideração os desvios resultantes do facto de a simulação de base não ter integrado a utilização de coagulante. O modelo foi calibrado com os dados do mês de agosto de 2018. Apesar de ser um mês em que a água residual afluenta à ETAR se distingue dos demais, não se pode considerar uma escolha desadequada, dado que não se procedeu ao ajuste de quaisquer parâmetros estequiométricos ou de quaisquer constantes cinéticas no processo de calibração.

## 6.2. ANÁLISE DOS RESULTADOS DOS CENÁRIOS

### 6.2.1. CONDIÇÕES OPERACIONAIS – O EFEITO DA VELOCIDADE HORIZONTAL

A Tabela 17 apresenta os resultados obtidos para as lamas e as concentrações contidas na mesma, em função da velocidade horizontal no reator biológico (vala de oxidação).

**Tabela 17:** Parâmetros da lama obtidos na simulação com variação da velocidade horizontal, agosto 2018.

<b>Velocidade horizontal</b>	<b>Q</b>	<b>CBO<sub>5</sub></b>	<b>CQO</b>	<b>N<sub>T</sub></b>	<b>P<sub>T</sub></b>
m.s <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>	g O <sub>2</sub> .m <sup>3</sup>	g O <sub>2</sub> .m <sup>3</sup>	g N.m <sup>3</sup>	g P.m <sup>3</sup>
0,20	16,5	33590,3	240534,7	9249,0	2634,2
0,25	16,5	32705,8	239505,8	9152,9	2630,1
0,30	16,3	32291,8	240560,7	9163,9	2615,4
0,35	16,3	32111,4	240597,5	9158,8	2611,6
0,40	16,3	31782,3	240665,0	9152,6	2611,5
0,45	16,3	31782,3	240665,0	9152,6	2611,5
0,50	16,3	31619,2	240690,0	9150,3	2611,8
0,55	16,3	31566,4	240706,8	9152,0	2612,8
0,60	16,3	31530,1	240709,4	9151,9	2613,0

O fluxo de lama final à saída do espessador diminui de acordo com o aumento da velocidade horizontal, estando na faixa de 16,0 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>. Este caudal se mantém estável a partir da velocidade horizontal de 0,3 m.s<sup>-1</sup> (16,3 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>). Os maiores caudais foram obtidos nas menores velocidades (0,2 e 0,25 m.s<sup>-1</sup>), sendo 16,5 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>. A concentração de CQO aumenta com as variações de velocidade, por sua vez as concentrações de CBO<sub>5</sub> e P<sub>T</sub> diminuem com o aumento das velocidades. A concentração de N<sub>T</sub> obtida nas simulações varia conforme se aumenta a velocidade, sendo a maior concentração (9163,9 gN.m<sup>-3</sup>) obtida com a velocidade d 0,3 m.s<sup>-1</sup>.

A redução das lamas, após espessamento, foi de 38,7%, porém não há adição de coagulante nessa fase, assim focando apenas na redução dessas lamas o sistema se demonstrou efetivo com a utilização de velocidades a partir de 0,3 m.s<sup>-1</sup>.

Para melhor análise verificou-se as concentrações presentes no efluente final, como mostra a Tabela 18.

**Tabela 18:** Concentrações do efluente obtidos na simulação agosto 2018.

<b>Velocidade Horizontal</b> m.s <sup>-1</sup>	<b>CBO<sub>5</sub></b> g O <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup>	<b>CQO</b> g O <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup>	<b>SST</b> g SST.m <sup>-3</sup>	<b>N<sub>T</sub></b> g N.m <sup>-3</sup>	<b>P<sub>T</sub></b> g P.m <sup>-3</sup>
0,20	2,4	61,5	9,3	4,9	5,8
0,25	2,3	61,4	9,3	6,1	5,9
0,30	2,2	61,3	9,2	8,6	5,9
0,35	2,2	61,3	9,2	9,6	5,9
0,40	2,2	61,3	9,2	12,7	5,9
0,45	2,2	61,3	9,2	12,7	5,9
0,50	2,2	61,3	9,2	14,9	5,9
0,55	2,2	61,3	9,2	15,8	5,9
0,60	2,2	61,3	9,2	16,4	5,9

As concentrações de CBO<sub>5</sub>, CQO e SST, no efluente, diminuem com o aumento da velocidade horizontal, há uma estabilidade nos valores para velocidades a partir de 0,3 m.s<sup>-1</sup>. A concentração de P<sub>T</sub> aumenta levemente com velocidade a partir de 0,25 m.s<sup>-1</sup>, estes valores se justificam por não ser adicionado coagulante nesta fase, uma vez que, este influencia na eficiência de remoção deste poluente orgânico. Quanto ao N<sub>T</sub> as concentrações obtidas aumentam significativamente com o aumento da temperatura, apresentado valores acima do VLE (15 g.m<sup>-3</sup>) para as velocidades de 0,55 e 0,60 m.s<sup>-1</sup>.

Verifica-se que a partir do aumento da velocidade horizontal obtém-se menor caudal de lama à saída do espessador, em contrapartida há perda de eficiência na remoção de poluentes orgânicos, neste caso o azoto, que pode ocasionar distúrbio ao órgão receptor.

Temos abaixo a tabela com a eficiência de remoção dos poluentes dentro do intervalo da velocidade horizontal, visto a partir da análise realizada.



**Tabela 19:** Eficiência na remoção de poluentes para simulação com variação da velocidade linear, agosto 2018.

<b>Velocidade Linear</b>	<b>CBO<sub>5</sub></b>	<b>CQO</b>	<b>SST</b>	<b>N<sub>T</sub></b>	<b>P<sub>T</sub></b>
m.s <sup>-1</sup>	%	%	%	%	%
0,20	99,3	94,1	97,8	92,8	43,3
0,25	99,3	94,1	97,8	90,9	42,9
0,30	99,3	94,1	97,8	87,2	42,9
0,35	99,3	94,1	97,8	85,6	42,9
0,40	99,3	94,1	97,8	81,1	43,0
0,45	99,3	94,1	97,8	81,1	43,0
0,50	99,3	94,1	97,8	77,8	43,0
0,55	99,3	94,1	97,8	76,5	43,0
0,60	99,3	94,1	97,8	75,5	43,0

As eficiências obtidas para CBO<sub>5</sub>, CQO e SST não possuem flutuações, o mesmo ocorre na análise da Tabela 18, se mantendo a mesma em todas as velocidades horizontais aplicadas. A eficiência de remoção de N<sub>T</sub> reduz conforme a velocidade horizontal aumenta, chegando a 75,5% ao aplicar a velocidade de 0,6 m.s<sup>-1</sup>. Isso demonstra a importância de não utilizar velocidades acima de 0,5 m.s<sup>-1</sup>, pois ocasiona problemas no funcionamento das valas de oxidação. A eficiência de remoção do fósforo total assume valores abaixo de 50%, pois não há introdução de coagulante nesta simulação.

### **6.2.2. UTILIZAÇÃO E VARIAÇÃO DA DOSE DE COAGULANTES QUÍMICOS**

Para a simulação destes cenários foi adicionado ao modelo um *controller*, uma vez que o consumo total (kg.d<sup>-1</sup>) e a concentração (g.m<sup>-3</sup>) estão relacionados com o caudal afluente à ETAR. A utilização do *controller* permite descrever corretamente o sistema. O fluxo do coagulante é calculado com base nos valores dinâmicos do afluente à entrada da ETAR, na composição e na dose que se pretende para cada coagulante químico usado (sais de ferro e alumínio).

- **CLORETO DE ALUMÍNIO (AlCl<sub>3</sub>)**

O fluxo deste coagulante químico apresentou-se entre 0,2 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> e 1,1 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> durante as simulações realizadas. A Tabela 20 apresenta a resposta do modelo quanto ao uso deste coagulante nas concentrações estipuladas.

**Tabela 20:** Concentrações simuladas no efluente da ETAR em função da variação da dosagem do coagulante  $\text{AlCl}_3$ , agosto de 2018.

<b>Consumo de <math>\text{AlCl}_3</math></b> kg.d <sup>-1</sup>	<b>Concentração de <math>\text{AlCl}_3</math></b> g.m <sup>-3</sup>	<b>CBO<sub>5</sub></b> g O <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup>	<b>CQO</b> g O <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup>	<b>SST</b> g.m <sup>-3</sup>	<b>N<sub>T</sub></b> g N.m <sup>-3</sup>	<b>P<sub>T</sub></b> g P.m <sup>-3</sup>
Sem coagulante		2,2	61,3	9,2	8,6	5,9
<b>50,0</b>	<b>3,7</b>	<b>3,1</b>	<b>58,7</b>	<b>12,5</b>	<b>6,0</b>	<b>2,8</b>
<b>90,0</b>	<b>6,6</b>	<b>2,9</b>	<b>58,7</b>	<b>13,0</b>	<b>5,9</b>	<b>1,1</b>
<b>108,9</b>	<b>8,0</b>	2,4	61,6	14,2	5,4	0,5
150,0	11,0	2,4	61,6	12,7	5,3	0,5
250,0	18,4	2,5	61,6	13,4	5,2	0,4
350,0	25,7	2,5	61,7	14,9	5,1	0,4
453,0	33,3	2,6	61,8	16,7	4,9	0,4
650,0	47,8	2,7	61,9	19,2	4,8	0,4

As concentrações de CBO<sub>5</sub>, CQO e SST aumentam com a adição do coagulante, as concentrações de CBO<sub>5</sub> e CQO não possuem elevada flutuação entre as concentrações obtidas; mas quando analisamos as concentrações de SST vemos que há um aumento significativo. Das variações criadas duas apresentaram valores acima de 15 g.m<sup>-3</sup> e obteve-se a menor concentração (11,5 g.m<sup>-3</sup>) com o consumo de 150 kg.d<sup>-1</sup>. As concentrações de N<sub>T</sub> e P<sub>T</sub> diminuiram com a adição do coagulante, como expectável, pois o cloreto de alumínio é eficiente para remoção de poluentes orgânicos.

Realizou-se simulações para o consumo de 50 e 90 kg/d de Cloreto de Alumínio, a fim de obter o conhecimento da concentração necessária para eficiência de remoção de fósforo dentro da Legislação utilizada no estudo (DL 152/97), sendo de 2mg/L e 1mg/L.

Comparando os valores simulados com os experimentais (CBO<sub>5</sub> = 10,2 g O<sub>2</sub>.m<sup>-3</sup>, CQO = 68,1 g O<sub>2</sub>.m<sup>-3</sup>, SST = 11,5 g SST.m<sup>-3</sup>, N<sub>T</sub> = 6,6 g N.m<sup>-3</sup> e P<sub>T</sub> = 3,8 g P.m<sup>-3</sup>) para agosto de 2018, vemos que o cloreto de alumínio quando adicionado ao sistema, com a mesma concentração e consumo que o experimental, apresenta um melhor desempenho em relação aos parâmetros CBO<sub>5</sub>, CQO e P<sub>T</sub>.

A Tabela 21 apresenta a eficiência de remoção dos poluentes no sistema de tratamento.

**Tabela 21:** Eficiência da remoção dos poluentes e caudal de lama final simulados com a variação da dosagem do coagulante  $\text{AlCl}_3$ , agosto de 2018.

Consumo de $\text{AlCl}_3$ $\text{kg.d}^{-1}$	Concentração de $\text{AlCl}_3$ $\text{g.m}^{-3}$	$\text{CBO}_5$ %	CQO %	SST %	$\text{N}_T$ %	$\text{P}_T$ %	Q lama final $\text{m}^3.\text{d}^{-1}$
Sem coagulante		99,3	94,1	97,8	87,2	42,9	16,3
<b>50</b>	<b>3,7</b>	<b>99,4</b>	<b>95,2</b>	<b>97,4</b>	<b>86,7</b>	<b>76,1</b>	<b>22,3</b>
<b>90</b>	<b>6,6</b>	<b>99,4</b>	<b>95,2</b>	<b>97,3</b>	<b>86,9</b>	<b>90,6</b>	<b>23,1</b>
108,9	8,0	99,5	95,0	97,1	88,0	95,7	25,3
150,0	11,0	99,5	95,0	97,4	88,2	95,7	22,5
250,0	18,4	99,5	95,0	97,2	88,4	96,6	23,8
350,0	25,7	99,5	95,0	96,9	88,7	96,6	26,5
453,0	33,3	99,5	95,0	96,6	89,1	96,6	29,6
650,0	47,8	99,5	95,0	96,0	89,3	96,6	34,2

As eficiências da  $\text{CBO}_5$ , CQO, SST e  $\text{P}_T$  com o uso do coagulante químico Cloreto de Alumínio mantiveram-se acima dos 90%, indicando uma efetividade no funcionamento do processo. A remoção de azoto aumentou conforme o aumento da concentração de coagulante obtendo eficiências acima de 85%. Quanto ao caudal de lamas pós espessamento temos que o menor ( $22,3 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ ) e o maior caudal ( $34,2 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ ) obtidos foram na simulação de consumo igual a  $150,0 \text{ kg.d}^{-1}$  e  $650,0 \text{ kg.d}^{-1}$ , respetivamente.

Nas condições utilizadas em agosto de 2018 a ETAR de Sezerdelo II obteve um caudal de lamas à saída do espessador de  $26,6 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ , com a utilização do coagulante químico sugerido foi gerado, à saída do espessador, um caudal de lama após o espessamento igual a  $25,3 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ , se assemelhando ao coagulante orgânico. De acordo com o capítulo 6.1 temos que o coagulante biológico atual da ETAR (AMBIFLOC BIOT100) apresenta uma contribuição de 38,7% para a produção da lama diária total (obtida após o espessamento), isso é o equivalente a  $10341,2 \text{ kg.d}^{-1}$ . O Cloreto de alumínio, por sua vez, influencia na geração de 27,5% na produção de lama total, relacionado ao menor caudal obtido com a simulação ( $22,5 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ ); em valores de massa o efluente gera aproximadamente  $6224,8 \text{ kg.d}^{-1}$ . Nota-se que com o cloreto de alumínio há redução de  $4116,4 \text{ kg.d}^{-1}$  de lamas.

Para uma integração futura deste coagulante no sistema de tratamento da ETAR de Sezerdelo II é necessário avaliar a dosagem em função do grau de tratamento legalmente exigido em termos de cor e fósforo.

- **CLORETO FÉRRICO (FeCl<sub>3</sub>)**

A Tabela 22 apresenta as concentrações presentes no efluente da ETAR da dosagem simuladas com a utilização do coagulante Cloreto Férrico.

**Tabela 22:** Concentração dos poluentes simulados com variação da dosagem do coagulante FeCl<sub>3</sub>, agosto de 2018.

Consumo de FeCl <sub>3</sub> kg.d <sup>-1</sup>	Concentração de FeCl <sub>3</sub> g.m <sup>-3</sup>	CBO <sub>5</sub> g O <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup>	CQO g O <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup>	SST g TSS. m <sup>-3</sup>	N <sub>T</sub> g N. m <sup>-3</sup>	P <sub>T</sub> g P. m <sup>-3</sup>
Sem coagulante		2,2	61,3	9,2	8,6	5,9
<b>108,9</b>	<b>8,0</b>	2,4	61,5	10,0	5,8	2,0
150,0	11,0	2,4	61,4	11,0	5,6	0,9
250,0	18,4	2,4	61,5	11,9	5,5	0,5
350,0	25,7	2,4	61,4	13,0	5,4	0,5
453,0	33,3	2,4	61,4	14,1	5,4	0,5
650,0	47,8	2,4	61,3	15,7	5,3	0,5

As concentrações de CBO<sub>5</sub> e CQO com o coagulante, se mantiveram lineares quanto a variação dos consumos de coagulante e sofrem um ligeiro aumento na concentração. As concentrações de SST aumentam conforme aumenta o consumo do coagulante, tendo sua concentração mínima igual a 10,0 g SST.m<sup>-3</sup> e a máxima igual a 15,7 g SST.m<sup>-3</sup>. As concentrações de azoto diminuem em relação ao valor obtido sem concentração, permanecendo na faixa dos 5,0 g N.m<sup>-3</sup>. As concentrações de fósforo decaem de forma significativa e há maior estabilidade quando utilizados os valores a partir do consumo médio (250 kg.d<sup>-1</sup>) na simulação esta se mantém na faixa de 0,5 g P.m<sup>-3</sup>.

Comparando os valores simulados para o efluente da ETAR com os experimentais referentes a agosto de 2018 (CBO<sub>5</sub> = 10,2 g O<sub>2</sub>.m<sup>-3</sup>, CQO = 68,1 g O<sub>2</sub>.m<sup>-3</sup>, SST = 8,35 g SST.m<sup>-3</sup>, N<sub>T</sub> = 6,6 g N.m<sup>-3</sup> e P<sub>T</sub> = 3,8 g P.m<sup>-3</sup>), constata-se que as simulações com uso de cloreto férrico tende a produzir um efluente de melhor qualidade em termos de CBO<sub>5</sub>, CQO, N<sub>T</sub> e P<sub>T</sub>. Em relação aos SST apresenta pior desempenho.

A Tabela 23 sumaria os valores da eficiência de remoção obtidas em função da variação do consumo do coagulante cloreto férrico.

**Tabela 23:** Eficiência da remoção dos poluentes com a variação do coagulante FeCl<sub>3</sub> e a caudal de lama, agosto 2018.

Consumo de FeCl <sub>3</sub> kg.d <sup>-1</sup>	Concentração de FeCl <sub>3</sub> g.m <sup>-3</sup>	CBO <sub>5</sub> %	CQO %	SST %	N <sub>T</sub> %	P <sub>T</sub> %	Q lama final m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>
Sem coagulante		99,3	94,1	97,8	87,2	42,9	16,3
108,9	8,0	99,3	94,1	97,6	91,4	81,0	17,8
150,0	11,0	99,3	94,1	97,4	91,6	91,4	19,5
250,0	18,4	99,3	94,1	97,2	91,8	95,1	21,1
350,0	25,7	99,3	94,1	96,9	91,9	95,5	23,1
453,0	33,3	99,3	94,1	96,7	92,0	95,6	25,1
650,0	47,8	99,3	94,1	96,3	92,1	95,6	28,1

As eficiências da CBO<sub>5</sub>, CQO, SST, N<sub>T</sub> e P<sub>T</sub>, com o uso do coagulante químico Cloreto férrico, mantiveram-se acima dos 90%, indicando uma efetividade na remoção dos poluentes da água residual. A eficiência de remoção para o fósforo manteve-se acima dos 90% com o consumo de coagulante superior ou igual a 150 kg.d<sup>-1</sup>.

Das lamas temos o menor caudal, 17,8 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> quando utilizado o consumo de 108,9 kg.d<sup>-1</sup>; e o maior caudal obtido foi de 28,1 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, que corresponde ao consumo de 650 kg.d<sup>-1</sup>. Verifica-se que ao utilizar a mesma dosagem do mês de agosto de 2018 (108 kg.d<sup>-1</sup> e 8,0 g.m<sup>3</sup>) o caudal de lamas após o espessamento é ligeiramente maior que a simulação sem o coagulante.

Como visto em capítulos anteriores, o coagulante biológico atual da ETAR (AMBIFLOC BIOT100) apresenta uma contribuição de 38,7% para a produção da lama total (após o espessamento), isso é o equivalente a 10341,2 kg.d<sup>-1</sup>. O Cloreto férrico contribui, relacionado ao menor caudal obtido, em 8,4% do total de lamas geradas; sendo equivalente a 1506 kg.d<sup>-1</sup>. O valor máximo de contribuição obtido foi de 42,0% que é equivalente a 11847,2 kg.d<sup>-1</sup>.

### 6.2.3. COMBINAÇÃO DE CONDIÇÕES DOS CENÁRIOS ANTERIORES

Após análise dos cenários anteriores, avançou-se para a simulação de um novo cenário que consistiu na utilização das velocidades horizontais com melhor resultado (0,2 e 0,4 m.s<sup>-1</sup>) e as duas menores dosagens de coagulante testadas (i.e., 108 kg.d<sup>-1</sup> e 150 kg.d<sup>-1</sup>) uma vez que, em ambos os testes estas condições apresentaram a menor produção de

lamas e obtiveram-se eficiências de remoção de poluentes presentes no efluente final dentro do limite da legislação.

A Tabela 24 mostra os resultados das concentrações no efluente para o coagulante  $AlCl_3$  e, em seguida, a Tabela 25 apresenta os resultados das concentrações no efluente para o coagulante  $FeCl_3$ .

**Tabela 24:** Concentrações simuladas no efluente com a velocidade linear e dosagem de coagulante selecionados, para o cloreto de alumínio, em agosto 2018.

CENÁRIOS		CONCENTRAÇÕES				
Velocidade	Consumo	CBO <sub>5</sub>	CQO	SST	N <sub>T</sub>	P <sub>T</sub>
m/s	kg/d	mgO <sub>2</sub> /L	mgO <sub>2</sub> /L	mg/L	mg N/L	mg P/L
<b>ESPERIMENTAL</b>		<b>10,2</b>	<b>68,1</b>	<b>8,4</b>	<b>6,6</b>	<b>3,8</b>
0,2	108,9	2,9	62,1	16,4	4,3	0,4
0,4	108,9	2,4	61,5	12,0	6,5	0,5
0,2	150,0	2,7	61,9	13,1	4,2	0,4
0,4	150,0	2,4	61,5	12,1	6,7	0,5

**Tabela 25:** Concentrações simuladas no efluente com a velocidade linear e dosagem de coagulante selecionados, para o cloreto férrico, em agosto 2018.

CENÁRIOS		CONCENTRAÇÕES				
Velocidade	Consumo	CBO <sub>5</sub>	CQO	SST	N <sub>T</sub>	P <sub>T</sub>
m/s	kg/d	mgO <sub>2</sub> /L	mgO <sub>2</sub> /L	mg/L	mg N/L	mg P/L
<b>ESPERIMENTAL</b>		<b>10,2</b>	<b>68,1</b>	<b>8,4</b>	<b>6,6</b>	<b>3,8</b>
0,2	108,9	2,5	61,7	10,1	4,3	1,9
0,4	108,9	2,3	61,4	10,7	6,4	1,7
0,2	150,0	2,6	61,8	11,5	4,1	0,8
0,4	150,0	2,3	61,4	11,1	6,9	0,9

As simulações forneceram resultados similares quanto à concentração de CBO<sub>5</sub> e CQO presente no efluente para ambos coagulantes e quando comparadas com as concentrações reais dos diferentes parâmetros de qualidade estudados para o efluente da ETAR constata-se que os valores simulados sugerem eficiências de tratamento superiores. As concentrações de SST aumentaram na simulação de ambos coagulantes, porém obtém-se melhores resultados de remoção com uso de cloreto férrico. A remoção de azoto total foi mais eficiente com a utilização da menor velocidade horizontal (0,2 m.s<sup>-1</sup>), sendo que para ambos os coagulantes as concentrações aproximam-se das 4,0 mg/L.

A remoção de fósforo total foi eficiente com o uso de ambos coagulantes, porém as menores concentrações foram obtidas com o cloreto de alumínio.

Quanto à quantidade de lama gerada, os resultados estão plasmados na Tabela 26.

**Tabela 26:** Caudal e concentrações da lama final, agosto de 2018.

CENÁRIOS		Volume diário de lamas à saída do espessador (m <sup>3</sup> /d)	
Velocidade	Consumo	Cloreto de alumínio	Cloreto férrico
m/s	kg/d		
0,2	108,9	29,1	18,0
0,4	108,9	23,2	19,0
0,2	150,0	21,3	20,5
0,4	150,0	21,6	19,7

Em agosto de 2018, o volume diário de lamas à saída do espessador foi de 26,6 m<sup>3</sup>/d, correspondendo a 799,78 t/mês nas condições operacionais (velocidade horizontal mínima de 0,3 m.s<sup>-1</sup>, consumo e a concentração média anual de coagulante de, 108,9 kg.d<sup>-1</sup> e 8,01 g.m<sup>-3</sup>, respetivamente.

Com o cloreto de alumínio a maior redução de lamas é de 19,9%, obtido com uma velocidade de 0,2 m/s e consumo de 150 kg/d; esta redução corresponde a 5321,2 kg de lama após o espessamento. Este cenário também obteve ótimas concentrações de poluentes no efluente (Tabela 24) obtendo grande remoção de azoto e fósforo, sendo assim, este efluente não ocasiona nenhum distúrbio ao órgão recetor.

Com o cloreto férrico obtém-se a maior redução de lamas após o espessador no cenário de velocidade horizontal 0,2 m/s e consumo de 108,9 kg/d (18,0 m<sup>3</sup>/d), a percentagem associada essa redução é de 32,3%, sendo equivalente a 8634,4 kg de lama que não será produzida no processo de tratamento. Este cenário também apresentou ótimas reduções na concentração de SST, N<sub>T</sub> e P<sub>T</sub>, de acordo com a Tabela 25.

## 7. CONCLUSÕES

O tratamento de águas residuais é fundamental e pertinente para uma gestão sustentável do recurso água. Todavia, as exigências legais cada vez mais rigorosas em termos de qualidade das águas residuais tratadas conduzem, muitas vezes, ao uso de operações e sobretudo de processos químicos que são responsáveis por outros impactes ambientais. A maior produção de lamas e a alteração da composição destas, associada ao uso de coagulantes, usados com frequência na remoção da cor e/ou de fósforo, configura uma dessas situações potencialmente impactantes para o ambiente.

Neste contexto, a modelação e simulação do comportamento das ETARs, em função das características da água residual bruta, tipologia do tratamento, condições operacionais, entre outras, é uma ferramenta fundamental para avaliar o funcionamento global de uma ETAR, nas vertentes da qualidade do efluente, da produção de resíduos/subprodutos e, conseqüentemente, do desempenho ambiental global de uma ETAR.

Neste estudo, utilizou-se o software SUMO 19 para avaliar em particular o contributo do uso de coagulantes na produção de lamas, mas também a importância dos mesmos para a melhoria da qualidade do efluente de uma dada ETAR. A utilização do mês de agosto como mês de referência para efetuar a calibração do modelo não interferiu nos resultados obtidos para estudo, uma vez que não se procedeu a quaisquer ajustes de parâmetros estequiométricos e quaisquer constantes cinéticas. As eficiências de remoção de  $CBO_5$ , CQO, SST,  $N_T$  e  $P_T$  apresentaram, na sua maioria, eficiências acima de 90%, para os dois coagulantes, considerando-se a velocidade horizontal no reator biológico de  $0,3 \text{ m.s}^{-1}$ . Quanto à remoção de fósforo, o cloreto de alumínio surge como o coagulante mais eficiente, com remoções acima de 90% para todas as dosagens testadas, o que não aconteceu com o uso de cloreto férrico, para as mesmas dosagens. Em relação ao coagulante orgânico atualmente usado na ETAR, as eficiências são da ordem dos 50 – 70%, mas terão que aumentar num cenário de a ETAR ter de cumprir o requisito legal estabelecido no D.L. 152/97, de 19 de junho.

Apesar das limitações da ferramenta usada, o estudo realizado sugere que a utilização de coagulante orgânico usado na ETAR, para remover



fundamentalmente a cor da água residual, apresenta um contributo de aproximadamente 23% na quantidade das lamas geradas no tratamento.

O estudo ainda permitiu concluir que o uso de coagulantes químicos como o cloreto férrico pode garantir a mesma qualidade do efluente, em termos de CBO, CQO, SST,  $N_T$  e  $P_T$ , com uma menor produção de lamas, mas importa realçar que a qualidade das mesmas pode diminuir substancialmente, a ponto de não poderem ter uma utilização tão sustentável quanto as lamas resultantes de uma ETAR que recorre a um coagulante orgânico. Com o uso de  $FeCl_3$  há uma elevada probabilidade de a elevada concentração de ferro na lama dificultar o seu uso agrícola. O cloreto de alumínio demonstrou ser também uma opção viável, mas menos eficiente do que o cloreto férrico no que concerne à redução de lamas. Todavia, essa redução não pode ser o único fator de seleção do coagulante, uma vez que apesar de aparentemente contribuir para uma redução do volume de lamas, o tratamento, armazenamento e destino final desta lama com resíduos de ferro pode ser dispendioso e menos sustentável do ponto de vista ambiental. O  $AlCl_3$  também está associado à produção de uma lama mais difícil para espessar e desidratar, devido a serem mais gelatinosas.

Para trabalhos futuros, seria importante avaliar novos cenários, envolvendo análises mais detalhadas em relação à fase sólida do tratamento, tanto no processo real quanto na experimentação sobre o modelo e partir de um conhecimento mais profundo das concentrações de CBO, CQO, SST,  $N_T$  e  $P_T$ , presentes na lama final, para garantir uma validação mais rigorosa do modelo e permitir o desenvolvimento de balanços mássicos e um modelo global de produção de lamas.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

<sup>1</sup>Dionisi, D. (2017). *Processos de tratamento biológico de águas residuais: balanços de massa e calor*. CRC press.

<sup>2</sup>VON SPERLING, MARCOS. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*–Vol. 1–Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 3ª Edição. Editora UFMG-Belo Horizonte, 2005.

<sup>3</sup>ADP. Livro Águas de Portugal - 20 anos de projetos, histórias e grandes resultados, 2016. Disponível em: <[https://www.adp.pt/pt/comunicacao/publicacoes/downloads/pub\\_pdf17\\_pt.pdf](https://www.adp.pt/pt/comunicacao/publicacoes/downloads/pub_pdf17_pt.pdf)>. Acesso em 13 de dez. de 2019.

<sup>4</sup>Carvalho, N. C. (2012). *Avaliação da contribuição das descargas das ETARs de Castelo Branco no rio Ocreza–Distrito de Castelo Branco* (Doctoral dissertation, IPCB. ESTCB). AMBIENTE, M. d.

<sup>5</sup>AMBIENTE, M. d. Decreto-Lei n.º 236/98. Diário da República I Série A, 1998, 3676-3722.

<sup>6</sup>Decreto-Lei n.º 152/97. Diário da República n.º 139/1997 – I Série - A. Ministério do Ambiente, de 19 de Junho de 1997.

<sup>7</sup>Andreoli, C. V., Von Sperling, M., & Fernandes, F. (2007). *Sludge treatment and disposal*. IWA publishing.

<sup>8</sup>ONU (Organização das Nações Unidas). Agenda 21. Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, 1992.

<sup>9</sup>Metcalf & Eddy, Abu-Orf, M., Bowden, G., Burton, F. L., Pfrang, W., Stensel, H. D., ... & AECOM (Firm). (2014). *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. McGraw Hill Education.

<sup>10</sup>ERSAR. (2020). *Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal (2020)*. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos.

- <sup>11</sup>LOPES, J. V. S. *Analysis and improvement of the management system of sewage sludge*. 2017. Tese de Doutorado. University of Coimbra, Portugal.
- <sup>12</sup>PENSAAR. (2020). *PENSAAR 2020 – Uma nova estratégia para o setor de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais - Relatório 5*.
- <sup>13</sup>VIEIRA, Paula et al. *Estações de Tratamento de Água e de Águas Residuais: caracterização da situação nacional*. Águas & Resíduos, p. 28-39, 2006.
- <sup>14</sup>SPINOSA, Ludovico; VESILIND, P. Aarne (Ed.). *Sludge into biosolids*. IWA publishing, 2001.
- <sup>15</sup>MARQUES, Sá et al. Hidráulica urbana: sistemas de abastecimento de água e de drenagem de águas residuais. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 16, n. 1, p. iv-iv, 2011.
- <sup>16</sup>MARQUES, José Alfeu Sá; DE OLIVEIRA SOUSA, Joaquim José (2007). *Hidráulica urbana: sistemas de abastecimento de água*. Imprensa da Univ. de Coimbra.
- <sup>17</sup>NOVOTNY, Vladimir (2002). *Water quality: diffuse pollution and watershed management*. John Wiley & Sons.
- <sup>18</sup>MILLER JR, G. Tyler; AMBIENTAL, CIÊNCIA. 11ª Edição (Tradução)–São Paulo–Ed. 2007.
- <sup>19</sup>METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P.; TCHOBANOGLOUS, Georg. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. New York: McGraw-Hill, 1979.
- <sup>20</sup>MONTE, H. M. et al (2016). Tratamento de Águas residuais, Operações e Processos de Tratamento Físico e Químico. *Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Lisboa*, p. 259-260.
- <sup>21</sup>LIU, David HF; LIPTAK, Bela G (2000). *Wastewater treatment*.
- <sup>22</sup>MACÁRIO, Miguel et al (2018). Leitões húmidos construídos como alternativa aos sistemas de tratamento de águas residuais convencionais: revisão. *Revista da UIIPS*, v. 6, n. 3, p. 83-97.

- <sup>23</sup>BARCELÓ, Damià (2003). Emerging pollutants in water analysis. *TrAC. Trends in analytical chemistry (Regular ed.)*, v. 22, n. 10.
- <sup>24</sup>REIS FILHO, Ricardo Wagner; LUVIZOTTO-SANTOS, R.; VIEIRA, Eny Maria (2007). Poluentes emergentes como desreguladores endócrinos. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 2, n. 3, p. 283-288.
- <sup>25</sup>Jornal Oficial das Comunidades Europeias. Diretiva do Parlamento Europeu e do Conselho n.º 2000/60/CE, de 23 de outubro de 2000.
- <sup>26</sup>TCHOBANOGLIOUS, George; BURTON, Franklin L.; STENSEL, H. D. *Wastewater engineering. Management*, v. 7, p. 1-4, 1991.
- <sup>27</sup>DA COMISSÃO EUROPEIA, Decisão. *Lista Europeia de Resíduos. Jornal Oficial Da União Europeia*, 2014, 7: 53.
- <sup>28</sup>METCALF & EDDY et al (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. McGraw Hill.
- <sup>29</sup>TCHOBANOGLUS, George; BURTON, Franklin; STENSEL, H. David (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse. American Water Works Association. Journal*, v. 95, n. 5, p. 201.
- <sup>30</sup>ASANO, Takashi (2002). Water from (waste) water—the dependable water resource (The 2001 Stockholm Water Prize Laureate Lecture). *Water science and technology*, v. 45, n. 8, p. 23-33.
- <sup>31</sup>MENDES, Sandra Isabel Silva (2014). *Valorização de lamas de tratamento de águas residuais urbanas para utilização agrícola*. Tese de Doutoramento. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa.
- <sup>32</sup>ZHU, Guibing, et al. Biological removal of nitrogen from wastewater. In: *Reviews of environmental contamination and toxicology*. Springer, New York, NY, 2008. p. 159-195.
- <sup>33</sup>VON SPERLING, Marcos. 2002. *Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Lodos Ativadas*. 2ed. Belo Horizonte : Editora FCO, 2002. Vol. 4.

- <sup>34</sup>FERREIRA, Timóteo Silva, et al. 2019. *II-377 - UTILIZAÇÃO DE BIOMASSA ADERIDA EM REATORES AERÓBIO-ANÓXICO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS*. ABES - Associação Brasileira de Engenharia 2 Sanitária e Ambiental – 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2019.
- <sup>35</sup>OLIVEIRA NETTO, Antonio Pedro de (2011). *Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo em escala piloto, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- <sup>36</sup>MAIER, Raina M.; PEPPER, Ian L.; GERBA, Charles P (2009). *Microbiologia ambiental*. Imprensa acadêmica.
- <sup>37</sup>Caroço, L. M. E. (2009). *Contribuição para o estudo dos aspectos da separação sólido-líquido em processos* (Doctoral dissertation, FCT-UNL).
- <sup>38</sup>Foladori, P., Andreottola, G., & Ziglio, G. (2010). *Sludge reduction technologies in wastewater treatment plants*. IWA publishing.
- <sup>39</sup>Pinhal, C. M. F. (2021). *Valorização de insolúveis da cal na higienização de lamas de estações de tratamento de água residual* (Doctoral dissertation).
- <sup>40</sup>Santos, JFS (2012). *Metodologia de tratamento de lamas e organização do balanço de massas*.
- <sup>41</sup>Demirbas, A., Taylan, O., & Kaya, D. (2016). *Biogas production from municipal sewage sludge (MSS)*. Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects, 38(20), 3027-3033.
- <sup>42</sup>Ferreira, R. A. M. (2010). *Optimização do tratamento por lamas activadas do efluente líquido da Mundotêxtil* (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico do Porto. Instituto Superior de Engenharia do Porto).
- <sup>43</sup>Pinto, CSH (2020). *Estudo do comportamento hidráulico numa vala de oxidação* (dissertação de doutorado, Universidade de Coimbra).
- <sup>44</sup>Fernandes, N. F. C. V. (2020). *Contribuição para o estudo da velocidade em valas de oxidação. Redução de consumos energéticos* (Doctoral dissertation).

- <sup>45</sup>Abreu, AA (2004). *Identificação de Bactérias Filamentosas em Processos de Lamas Activadas através da Técnica de Hibridização in-situ de Fluorescência (FISH)* (dissertação de doutorado).
- <sup>46</sup>Barroso, AFS (2012). Avaliação do desempenho de uma ETAR de lamas ativadas através do estudo das comunidades microbiológicas do licor misto.
- <sup>47</sup>Akunna, J. C. (2018). *Anaerobic waste-wastewater treatment and biogas plants: A practical handbook*. CRC Press.
- <sup>48</sup>Luo, Y., Yao, J., Wang, X., Zheng, M., Guo, D., & Chen, Y. (2020). Efficient municipal wastewater treatment by oxidation ditch process at low temperature: Bacterial community structure in activated sludge. *Science of the Total Environment*, 703, 135031.
- <sup>49</sup>Peng, L., Wang, F., Zhang, D., Fang, C., van der Hoek, J. P., & Chu, W. (2021). Effect of oxidation ditch and anaerobic-anoxic-oxic processes on CX3R-type disinfection by-product formation during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 770, 145344.
- <sup>50</sup>Abusam, AAA (2001). Development of a benchmarking methodology for evaluating oxidation ditch control strategies.
- <sup>51</sup>Abusam, A., Keesman, K. J., Spanjers, H., Van Straten, G., & Meinema, K. (2002). *Effect of oxidation ditch horizontal velocity on the nitrogen removal process*. Official Publication of the European Water Association (EWA), 6, 1-9.
- <sup>52</sup>Alaya, S. B., Haouech, L., Cherif, H., & Shayeb, H. (2010). *Aeration management in an oxidation ditch*. *Desalination*, 252(1-3), 172-178.
- <sup>53</sup>Lindam, J. (2013). *Aeration Efficiency in Oxidation Ditches*. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2013(3), 387-400.
- <sup>54</sup>MARTINS, Ariana Guedes, et al. Estudo da tratabilidade de águas residuais sintéticas pelo processo de lamas activadas. 2008.
- <sup>55</sup>TUROVSKIY, Izrail S.; MATHAI, P. K. Wastewater sludge processing. John Wiley & Sons, 2006.

- <sup>56</sup>Gray, NF (2004). *Biology of wastewater treatment (Vol. 4)*. World Scientific.
- <sup>57</sup>MAIA, Sandra Andreia de Oliveira, et al. Tratamento biológico (lamas activadas) de águas residuais das indústrias do papel e da cortiça e medição de emissões gasosas em fontes fixas. 2001.
- <sup>58</sup>American Water Works Association. (2012). *Water treatment plant design*. McGraw-Hill Education.
- <sup>59</sup>JORDÃO, Pedro Manuel Alves. Estudo e otimização da estação de tratamento secundário da Celbi, SA. 2012. PhD Thesis. Instituto Politécnico de Tomar.
- <sup>60</sup>POCHANA, Klangduen; KELLER, Jürg. Estudo dos fatores que afetam a nitrificação e desnitrificação simultâneas (SND). *Water Science and Technology* , 1999, 39.6: 61-68.
- <sup>61</sup>BOERI, Telmo. Remoção biológica de DQO, DBO5, fósforo e nitrogênio utilizando um sistema de lodos ativados. 2019. Bachelor's Thesis.
- <sup>62</sup>Spellman, F. R. (2009). *Water and wastewater treatment plant operations*. United states of America. CRC Press. 0, 5, 10-15.
- <sup>63</sup>Inocêncio, S. N. (2012). *Contribuição para o Estudo do Processo de Lamas Ativadas com vista à Redução de Custos de Operação* (Doctoral dissertation, Faculdade de Ciências e Tecnologia).
- <sup>64</sup>VIEIRA, Joana Carvalho. Análise microbiológica de lamas ativadas como forma de avaliar o funcionamento de uma ETAR. 2017. PhD Thesis.
- <sup>65</sup>MADONI, Paolo (2004). *Applicazione dell'indice biotico del fango (SBI) nem processo di depurazione a fanghi attivi*. Università degli Studi di Parma, Parma.
- <sup>66</sup>Decreto-Lei n.º 276/09. Diário da República n.º 192/2009 – I Série - A. Ministério do Ambiente, de 02 de outubro de 2009.
- <sup>67</sup>Fernandes, O. F. (2021). *Modelação de sistemas de tratamento biológico com lamas ativadas para águas residuais urbanas* (Doctoral dissertation, Instituto Superior de Engenharia de Lisboa).

<sup>68</sup>Wainwright, J., & Mulligan, M. (Eds.). (2013). *Modelagem ambiental: encontrando simplicidade na complexidade..* John Wiley & Sons.

<sup>69</sup>Lopes, L. R. S. (2017). *Modelação matemática do sistema de lamas ativadas da ETAR de Ílhavo* (Doctoral dissertation, Universidade de Coimbra).

<sup>70</sup>Hulsbeek, J. J. W., Kruit, J., Roeleveld, P. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2002). A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. *Water Science and Technology*, 45(6), 127-136.

<sup>71</sup>Phillips, H. M., Sahlstedt, K. E., Frank, K., Bratby, J., Brennan, W., Rogowski, S., ... & Shirodkar, N. (2009). *Wastewater treatment modelling in practice: a collaborative discussion of the state of the art.* *Water Science and Technology*, 59(4), 695-704.

<sup>72</sup>Gernaey, K. V., van Loosdrecht, M. C., Henze, M., Lind, M., & Jørgensen, S. B. (2004). *Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art.* *Environmental modelling & software*, 19(9), 763-783.

<sup>73</sup>DYNAMITA. Process Modeling, 2019. Disponível em <<http://www.dynamita.com/docs.html>>. Acesso em 17 ago. de 2021.

<sup>74</sup>TRATAVE. Tratamento de Águas Residuais do Vale do Ave, S.A. Disponível em:< <http://www.tratave.pt/aTratave.html>>. Acesso em 26 fev. de 2020.

<sup>75</sup>Gualberto, F. F. (2009). *Otimização de processos de precipitação química na remoção de fósforo de esgotos sanitários mediante a utilização de sais de ferro como coagulante* (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

<sup>76</sup>Oliveira, F., & Mascarenhas, C. (2017). *Tratamento de Águas Residuais pelo Processode Membranas - Método de Cálculo.* Lisboa: Dissertação de Mestrado - Técnico Lisboa.

<sup>77</sup>Kamiwada, W. Y., Andrade, P. V., & Reis, A. G. D. (2020). *Use of polyaluminium chloride in studies of water supply treatability through coagulation, flocculation, and sedimentation.* *Engenharia Sanitaria E Ambiental*, 667-676.



<sup>78</sup>Jesus, A. J. T. D. (2014). *Avaliação e otimização da ETAR de Celorico de Basto (Doctoral dissertation)*.

<sup>79</sup>FERREIRA FILHO, S. S., & Waelkens, B. E. (2009). *Minimização da produção de lodo no tratamento de águas de abastecimento mediante uso do cloreto de polialumínio e sua disposição em estações de tratamento de esgotos*. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 14, 317-326.