

# **Simulação de um Sistema de Tratamento de Águas Residuais de Lamas Ativadas**

**Láis Daleffe Leite**

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do  
Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental*

Orientado por

**Prof. Doutor Manuel Feliciano**

**Prof. Doutor Rafael Oliveira**

**Bragança  
2016**



Esta dissertação possui carácter confidencial



Aos meus pais  
Ao meu irmão



## **Agradecimentos**

Primeiramente, agradeço a Deus, pela vida e saúde que me deste. Aos meus pais, que nunca mediram esforços para me darem uma educação, e sempre me apoiaram em todas as minhas decisões. Ao meu irmão, que esteve presente em toda minha caminhada acadêmica, ajudando desde o início. Vocês são meus exemplos de vida, e donos de todo o meu amor, tudo isso é por vocês.

Ao meu orientador Professor Doutor Manuel Feliciano, por todo ensinamento, ajuda e paciência que teve ao longo da realização deste trabalho. Aos professores do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão, por todo ensino e auxílio que me foi dado ao longo desses cinco anos, e em especial ao Professor Doutor Rafael Oliveira pela co-orientação e apoio neste trabalho.

Às Águas do Norte S.A., em particular ao Engenheiro José Paixão, Vogal Executivo do Conselho de Administração por autorizar a realização deste estudo sobre a ETAR de Bragança, e à Engenheira Isabel Lopes, Coordenadora de Operação - Douro Interior - Trás-os-Montes e Douro Superior pela total disponibilidade, colaboração e facultação dos dados da ETAR. A todos meus amigos do Brasil, que mesmo de longe, sempre se fizeram presente em minha vida, e ajudaram de alguma forma. E a todas as amizades construídas nesse intercâmbio, que foram fundamentais em todo esse trajeto e fizeram dessa experiência muito melhor.



## Resumo

A modelação matemática de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) tem sido uma ferramenta de enorme utilidade nas fases de projeto e de exploração destas estruturas de tratamento.

O presente estudo teve por objetivo principal construir um modelo matemático da ETAR de Bragança, em particular do seu tratamento biológico de lamas ativadas, com vista a avaliar, compreender e otimizar o seu desempenho. A construção do modelo foi efetuada com recurso ao ambiente de simulação WRc STOAT 5.0. O processo de lamas ativadas foi descrito pelo modelo de referência ASAL3.

O modelo construído foi calibrado e validado com base em dados experimentais de 2015, obtidos no âmbito do programa de controlo analítico da ETAR. O modelo foi ainda utilizado para avaliar a qualidade do efluente em resposta a alterações do caudal e composição do afluente, a alterações de condições operacionais e a outras alternativas de tratamento.

O modelo mostrou-se bastante adequado na descrição da evolução mensal da qualidade do efluente final da ETAR relativamente aos parâmetros Sólidos Suspensos Totais (SST) e Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO<sub>5</sub>), embora apresente uma tendência para os subestimar em 1,5 e 3,5 mg/L, respetivamente. Em relação ao azoto total, os valores simulados aproximaram-se dos valores reais, quando se aumentaram as taxas de recirculação interna para 400%, um fator de cerca de 4 vezes superior.

Os resultados do modelo e dos cenários mostram e reforçam o bom desempenho e a operação otimizada da ETAR em relação a remoção de SST e CBO<sub>5</sub>. Em relação ao azoto total, a ETAR não assegura de forma sistemática uma eficiência elevada, mas apresenta um bom desempenho, face ao que o modelo consegue explicar para as mesmas condições operacionais.

Através do estudo de cenários procurou-se encontrar alternativas de tratamento eficientes e viáveis de remoção de azoto total, mas não se identificaram soluções que assegurassem decargas de azoto abaixo dos limites legais. Os melhores resultados que se alcançaram para a remoção deste contaminante estão associados ao aumento das taxas de recirculação interna do sistema pré-anóxico existente e a uma configuração do tipo *Bardenpho de quatro estágios* com alimentação distribuída, em proporções iguais, pelos dois estágios anóxicos. Outras soluções que envolvam tecnologias distintas podem e devem ser equacionadas em projetos futuros que visem a melhoria de eficiência de remoção de azoto da ETAR.

**Palavras-chaves:** Águas residuais urbanas, lamas ativadas, modelação matemática, modelo ASAL3



## Abstract

Modeling and simulation of wastewater treatment plants (WWTP) has been a useful tool to improve design quality and operating efficiency of these treatment facilities.

This study aimed at building a mathematical model of the principal Bragança WWTP, especially focusing on its activated sludge biological process, to evaluate, understand and optimize its performance. The model was created on the WRC STOAT 5.0 simulation environment. The activated sludge process was described by the reference model ASAL3.

The model was calibrated and validated based on the 2015 experimental data obtained under the framework of the analytical control program of the WWTP. The model was still used to evaluate the quality of the effluent in response to affluent flowrate and composition changes, operational condition modifications and other treatment alternatives.

The model seemed to be fairly appropriate in describing the monthly evolution of the final effluent of the WWTP for the Total Suspended Solids (TSS) and Biochemical Oxygen Demand (BOD<sub>5</sub>) parameters, exhibiting however a tendency for underestimating TSS and BOD<sub>5</sub> concentrations in 1,5 and 3,5 mg/L, respectively. Regarding the Total Nitrogen, simulated values approached the real values only when the internal recirculation rate was increased to 400%, a factor about four times higher than the mean operational internal recirculation.

Simulated values showed and reinforced the good performance and operation of the WWTP concerning the removal of TSS and BOD<sub>5</sub>. In relation to Total Nitrogen, the WWTP does not systematically ensure high efficiency, but it shows a good performance when compared with the model description, under the same operational conditions.

Modeling scenarios were studied in order to find effective and viable treatment alternatives to improve Total Nitrogen removal, but any studied solution was able to produce a final effluent with nitrogen levels below the legal limits. The best results were linked not only to the increasing of internal recirculation rates of the existing pre-anoxic system, but also to a four stages Bardenpho configuration type with the feed equally distributed through the two anoxic stages. Others solutions involving new technologies should be envisaged on future projects, in order to increase the nitrogen removal efficiency of the WWTP.

**Key Words:** Urban wastewater, activated sludge, mathematical modeling, ASAL3 model



# Índice Geral

Resumo .....	i
Abstract.....	iii
Índice Geral .....	v
Índice de Tabelas .....	vii
Índice de Figuras .....	viii
Índice de Quadros.....	ix
1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento.....	1
1.2. Objetivo.....	3
1.3. Estrutura .....	3
2. Águas Residuais Urbanas .....	5
2.1. Características das águas residuais urbanas .....	5
2.1.1 Principais Constituintes e Efeitos .....	5
2.1.2. Principais Parâmetros Físico-Químicos e Microbiológicos .....	7
2.1.3. Composição Típica das Águas Residuais .....	12
2.3. Quadro Legal Relativo às Descargas de Águas Residuais.....	13
3. Tratamento de Águas Residuais Urbanas.....	15
3.1. Descrição Geral de um Sistema Tipo de Tratamento de Águas Residuais .....	15
3.2. Sistema de Tratamento Biológico de Lamas Ativadas.....	18
3.2.1. Estrutura e Funcionamento.....	18
3.2.2. Operação do Processo .....	20
3.3. Sistemas Combinados de Remoção Biológica de Nutrientes.....	22
3.3.1. Remoção Biológica de Azoto.....	22
3.3.2. Remoção Biológica do Fósforo.....	27
4. Modelação do Tratamento Biológico de Lamas Ativadas.....	29
4.1. O Processo de Modelação .....	29
4.2 Modelos de Lamas Ativadas .....	30
4.2.1. Modelos ASM .....	31

4.2.2. Modelos ASAL .....	34
4.2.3. Modelos de Sedimentação Secundária .....	36
4.3. Ambientes de Simulação .....	37
5. Material e Métodos .....	39
5.1. Breve Descrição Metodológica .....	39
5.2. Caracterização do Sistema de Estudo – ETAR de Bragança .....	39
5.2.1 Operações e Processos Unitários da ETAR.....	39
5.2.2. Funcionamento Global da ETAR .....	43
5.2.3. Caracterização do Afluente à ETAR .....	44
5.3. Construção do Modelo da ETAR de Bragança .....	45
5.3.1. Modelo Global da ETAR de Bragança .....	46
5.3.2. Configuração e Calibração do Modelo .....	47
5.4. Avaliação dos Resultados do Modelo .....	52
6. Resultados e Discussão.....	54
6.1. Avaliação do desempenho da ETAR .....	54
6.2. Resultados da Calibração do Modelo.....	56
6.3. Avaliação do Comportamento Simulado da ETAR .....	57
6.4 Análise de Cenários.....	61
7. Considerações Finais .....	69
8. Referências .....	71
9. Anexos.....	77

## Índice de Tabelas

<b>Tabela 1</b> – Informação relativa ao afluente bruto da ETAR de Bragança.....	45
<b>Tabela 2</b> - Parâmetros estatísticos calculados para avaliar a a qualidade dos valores simulados com base nos dados experimentais de junho de 2015.....	57
<b>Tabela 3</b> - Parâmetros estatísticos calculados para avaliar a qualidade dos valores simulados do efluente final da ETAR de Bragança, para diferentes meses de 2015. ....	59
<b>Tabela 4</b> - Resultados da influência da variação do caudal e das concentrações do afluente na qualidade do efluente final da ETAR.....	62
<b>Tabela 5</b> - Resultados da influência da recirculação de lamas na qualidade do efluente final da ETAR.....	63
<b>Tabela 6</b> - Resultados da influência da recirculação interna na qualidade do efluente final da ETAR.....	63
<b>Tabela 7</b> - Resultados da influência dos níveis de Oxigénio Dissolvido do reator aeróbio na qualidade do efluente final da ETAR. ....	64
<b>Tabela 8</b> - Concentrações simuladas de SST, CBO5, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , $\text{NO}_3^-\text{-N}$ e Nt do efluente final da ETAR para um sistema de lamas ativadas convencional do tipo CSTR.....	67
<b>Tabela 9</b> - Matriz de Petersen para o modelo ASM1 – estequiometria e taxas de processos (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).....	78
<b>Tabela 10</b> - Valores típicos para os parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo ASM1, para pH neutro e águas residuais domésticas (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).....	79

## Índice de Figuras

<b>Figura 1</b> - Esquema de uma ETAR urbana com tratamento preliminar, primário, secundário e terciário. ....	16
<b>Figura 2</b> - Esquema de tratamento por lamas ativadas (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003). 19	
<b>Figura 3</b> - Ilustração esquemática das etapas de remoção biológica de azoto.....	23
<b>Figura 4</b> - Processo de remoção biológica de azoto Ludzack–Ettinger (LE) (adaptado de Metcalf e Eddy, 2003).....	25
<b>Figura 5</b> - Processo de remoção biológica de azoto MLE (adaptado de Metcalf e Eddy, 2003). ....	25
<b>Figura 6</b> - Processo de remoção biológica de azoto Whurmann (adaptado de Metcalf e Eddy, 2003). ....	26
<b>Figura 7</b> - Processo de remoção biológica de azoto Bardenpho (adaptado de Metcalf e Eddy, 2003). ....	26
<b>Figura 8</b> - Metabolismo das PAO em condições anaeróbias e anóxicas (Smolders et al., 1994). ....	28
<b>Figura 9</b> - Configurações de remoção biológica de fósforo: a) Phoredox; b) Phostrip. (adaptado de Metcalf e Eddy, 2003). ....	28
<b>Figura 10</b> - Esquema dos processos envolvidos e as interligações entre os componentes do modelo ASM1 (adaptado de Petersen et al., 2002). ....	32
<b>Figura 11</b> - Diagrama linear da ETAR Bragança (adaptado de Águas do Norte). ....	40
<b>Figura 12</b> - Detalhes fotográficos da ETAR de Bragança: A. Obra de entrada; B. Decantador Primário.....	41
<b>Figura 13</b> - Detalhes fotográficos do sistema biológico da ETAR de Bragança: A. Tanque anóxico; B. Tanque de arejamento; C. Decantador secundário.....	42
<b>Figura 14</b> - Detalhes fotográficos da ETAR de Bragança: A. Digestor Anaeróbio; B. Gasómetro; C. Motogerador.....	42
<b>Figura 15</b> - Vista panorâmica da ETAR de Bragança. ....	43
<b>Figura 16</b> - Modelo em WRc STOAT da ETAR Bragança. ....	47
<b>Figura 17</b> - Variação mensal das concentrações de CBO <sub>5</sub> , CQO, Azoto Total e SST do afluente e efluente e das respetivas eficiências de tratamento da ETAR de Bragança, para 2015 .....	54
<b>Figura 18</b> - Comparação entre os valores simulados e os reais de SST e CBO <sub>5</sub> do efluente final da ETAR, para diferentes dias do mês de junho. Os valores globais do mês também são apresentados. ....	56
<b>Figura 19</b> – Comparação entre valores simulados (simulação 1, simulação 2) e valores reais de SST, CBO <sub>5</sub> e azoto total do efluente final da ETAR, para diferentes meses de 2015.....	58
<b>Figura 20</b> – Qualidade do efluente final da ETAR obtida por simulação de 4 configurações do tipo Bardenpho de 4 estágios (B1, B2, B3 e B4), por simulações do sistema Ludzack-Ettinger existente (S1, S2 e S3) e por monitorização do sistema real, para diferentes meses de 2015.....	66
<b>Figura 21</b> - Diagrama do modelo criado para estudar o comportamento de configurações do tipo Bardenpho de 4 estágios.....	82
<b>Figura 22</b> - Diagrama do modelo criado para estudar o comportamento de ma configuração de lamas ativadas convencional. ....	82

## Índice de Quadros

<b>Quadro 1</b> - Constituintes presentes nas águas residuais urbanas e efeitos associados (baseado em Henze e Comeau, 2008) .....	6
<b>Quadro 2</b> - Principais constituintes das águas residuais urbanas (Henze e Comeau, 2008). .....	12
<b>Quadro 3</b> - Composição físico-química típica de águas residuais urbanas não tratadas de Portugal (MONTE, 2010) .....	13
<b>Quadro 4</b> - Valores limite de emissão na descarga de águas residuais (Decreto-lei nº 152/97). 14	
<b>Quadro 5</b> - Modelos utilizados na simulação do tratamento de águas residuais.....	31
<b>Quadro 6</b> - Principais diferenças entre os modelos ASAL (WRc, s.d.a). .....	34
<b>Quadro 7</b> - Parâmetros operacionais médios para o período estudado (janeiro a outubro de 2015). .....	44
<b>Quadro 8</b> - Informação relevante para a calibração do modelo. ....	48
<b>Quadro 9</b> - Quantificação dos parâmetros utilizados no modelo. ....	50
<b>Quadro 10</b> - Parâmetros estatísticos utilizados na avaliação dos resultados simulados.....	53
<b>Quadro 11</b> - Variáveis de estado do modelo ASAL3 (WRc, s.d.a). ....	81
<b>Quadro 12</b> - Parâmetros do modelo ASAL3 (WRc, s.d.a).....	81



## **1. Introdução**

### **1.1. Enquadramento**

Os sistemas aquáticos não devem ser usados como um recetor direto, ou indireto, de descargas de poluentes, de modo a não se tornarem num fator de risco para a saúde humana, nem colocar em causa a sobrevivência dos organismos que nela vivem e de todos os seres vivos que destes dependem (UNEP, 2010). Hoje existe uma consciência generalizada ou quase generalizada desta realidade, porém a preocupação com a qualidade e o destino das águas depois de utilizadas (águas residuais) apenas surgiu no século XIX, quando algumas populações começaram a reutilizá-la, e somente no final do século XX surgiu uma abordagem sanitária orientada para o tratamento deste recurso natural (Metcalf e Eddy, 2003).

As águas residuais domésticas, urbanas e industriais contêm uma elevada carga de poluição de natureza química como compostos orgânicos, nutrientes, substâncias tóxicas e agentes patogénicos (Henze e Comeau, 2008). Por esta razão, antes de serem descarregadas nos meios hídricos, devem ser recolhidas por um sistema de drenagem e encaminhadas para estações de tratamento especializadas, capazes de eliminar ou reduzir a carga de material indesejável presente na água, como está estabelecido na Directiva Tratamento de Águas Residuais Urbanas, adotada em maio de 1991 (Directiva 91/271/CEE).

Uma estação modelo de tratamento de águas residuais (ETAR) integra um conjunto de operações físicas e processos químicos e biológicos envolvidos na purificação dessas águas, convertendo-a num fluxo material inóculo ou menos prejudicial para o ambiente e para o Homem. Os processos de natureza física visam sobre tudo a remoção de sólidos grosseiros, sedimentáveis e coloidais do efluente. Nos processos biológicos, o conteúdo orgânico e os nutrientes do efluente são convertidos em dióxido de carbono, azoto e material celular (fração particulada). O material celular produzido durante o tratamento pode ser igualmente removido por meio de processos de separação física como a sedimentação (Metcalf e Eddy, 2003; WEF, 2005).

Os processos biológicos mais conhecidos são os designados por lamas ativadas, leitos percoladores e as lagoas arejadas (Cheremisinoff, 1996; Russel, 2006). Entre estes, o processo de lamas ativadas é o mais usado e popular. Nos seus mais de 100 anos

de história, este processo de oxidação aeróbia, foi desenvolvido para remover o carbono orgânico. Atualmente tem sido adaptado à remoção biológica de nutrientes (azoto e fósforo) (Gujer *et al.*, 1995; Henze *et al.*, 1999) para atender aos limites de descarga mais apertados e responder à crescente magnitude e complexidade das cargas de contaminação das águas residuais. Os processos de lamas ativadas modernos são muito confiáveis, produzem efluentes de alta qualidade e são considerados a forma mais eficaz na remoção de materiais orgânicos das águas residuais (Hulsbeek *et al.*, 2002; Metcal e Eddy, 2003).

O tratamento biológico, por lamas ativadas ou por outros processos, é todavia influenciado por vários fatores que alteram o funcionamento e a eficiência do processo, como a temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), entre outros, e geralmente é difícil perceber onde está efetivamente o problema (Haller, 1995; WEF, 2005). Nos últimos 20 anos, o conhecimento e a compreensão do tratamento de águas residuais tem sofrido avanços significativos e tem-se afastado das abordagens mais empíricas para se aproximar de abordagens mais assentes nos princípios de base que envolvem a química, a microbiologia, engenharia física e de bioprocessos e a matemática. Muitos destes avanços têm amadurecido à medida que se têm codificado em modelos de simulação matemática com recurso a computadores (Loosdrecht *et al.*, 2015). De facto, a modelação e simulação matemática dos sistemas de tratamento de águas residuais têm contribuído de forma indelével para a compreensão, a conceção e otimização do funcionamento de estações de tratamento de águas residuais por lamas ativadas ou por outros processos (Maurer e Gujer, 1998; Gujer, 2006).

Atualmente existe um conjunto de modelos matemáticos capazes de simular dinamicamente os processos envolvidos numa ETAR, como também os fatores que os afetam consideravelmente, auxiliando não só na fase de projeto, mas também na fase de exploração (Gernaey *et al.*, 2004; Loosdrecht *et al.*, 2015). Os mais usados e mais conhecidos são de longe os modelos ASM (Activated Sludge Models) (Stokes *et al.*, 2000; Gernaey *et al.*, 2004). Outra tipologia de modelos reportada na literatura são os modelos ASAL (Jones, 1978, cit. em Gernaey *et al.*, 2004) e o TUDP (van Veldhuizen *et al.*, 1999). A maior parte destes modelos são capazes de simular a remoção de matéria orgânica, de azoto e de fósforo por métodos biológicos e físico-químicos (Gernaey *et al.*, 2004; Sochacki, 2008) e, independentemente das diferenças que os caracterizam, têm-se revelado muito úteis na avaliação do desempenho dos sistemas de tratamento.

## **1.2. Objetivo**

O presente estudo visa avaliar o tratamento biológico da ETAR urbana de Bragança, com recurso a uma ferramenta de modelação, procurando melhorar o conhecimento dos processos biológicos e ainda identificar condições que possam melhorar o desempenho da mesma.

A consecução deste objetivo implicou o desenvolvimento de um modelo de simulação da ETAR, com particular atenção para o seu tratamento biológico, para a calibração e validação do modelo, através de dados de monitorização do sistema real, e para a análise de situações específicas relacionadas com alterações das características do afluente, alterações das condições operacionais e avaliação de alternativas de tratamento distintas.

## **1.3. Estrutura**

A presente dissertação está estruturada em sete capítulos.

O capítulo 1 corresponde à introdução, com um breve enquadramento do tema em estudo, apresentando também os objetivos do trabalho e a estrutura do mesmo.

O capítulo 2 é dedicado às águas residuais urbanas, em particular às principais características físicas, químicas e biológicas das águas urbanas e faz-se ainda uma breve referência ao quadro legal relativo às descargas de águas residuais nos recetores ambientais.

O capítulo 3 explora alguns aspetos gerais e específicos dos métodos e sistemas tipo de tratamento de águas residuais, dando especial ênfase ao processo biológico de tratamento por lamas ativadas na sua configuração convencional e integrado nos sistemas combinados de remoção de matéria orgânica, azoto e fósforo.

O capítulo 4 é dedicado à modelação matemática do tratamento de águas residuais, mais particularmente dos sistemas de lamas ativadas.

O capítulo 5 concentra-se na descrição metodológica, incluindo a caracterização da ETAR em estudo e a etapa de construção, calibração e validação do modelo de simulação do tratamento de águas residuais.

O capítulo 6 apresenta os principais resultados das análises dos dados experimentais e simulados, incluindo o estudo de vários cenários que nos permitem compreender melhor a influência de alguns fatores no desempenho da ETAR do estudo.

No capítulo 7 são apresentadas as considerações finais do estudo realizado.

## **2. Águas Residuais Urbanas**

Águas residuais são todas as águas rejeitadas após terem sido utilizadas para os mais variados fins. As águas residuais transportam uma quantidade apreciável de matérias poluentes, que se não forem retiradas podem degradar a qualidade das águas dos rios, pondo em causa não só toda a fauna e flora características desses meios, mas também, todas as utilizações/funções atribuídas a esses meios, como sejam, a piscicultura, a utilização balnear, entre outras.

Em função da sua origem podemos classificar as águas residuais em três tipos: as domésticas, as industriais e as urbanas. Segundo o Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho, “*Águas residuais domésticas*” são as águas residuais de serviços e de instalações residenciais, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de actividades domésticas; “*Águas residuais industriais*” são as águas residuais provenientes de qualquer tipo de actividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas nem sejam águas pluviais; e “*Águas residuais urbanas*” são as águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e ou com águas pluviais.

Neste capítulo serão apresentadas as principais características físicas, químicas e biológicas das águas residuais urbanas, incluindo informação típica sobre a os seus principais constituintes e composição, e faz-se ainda uma breve referência ao quadro legal relativo às descargas de águas residuais nos recetores ambientais.

### **2.1. Características das águas residuais urbanas**

#### *2.1.1 Principais Constituintes e Efeitos*

As águas residuais urbanas são constituídas em média por 99,9% de água e por 0,1% de sólidos que representam a carga poluente da água residual (Drinan, 2001). As águas residuais contêm ainda gases dissolvidos, nomeadamente o gás sulfídrico, que em condições sépticas pode causar algum incómodo devido ao cheiro nauseabundo que emana (Drinan, 2001; Henze e Comeau, 2008).

Os sólidos encontram-se nas águas residuais como matéria dissolvida (sólidos dissolvidos) ou como matéria em suspensão (sólidos suspensos), podendo ambas ser de natureza orgânica e inorgânica. Os sólidos suspensos podem ainda ser classificados em

sedimentáveis, flotáveis ou coloidais. As suas concentrações fornecem informações úteis para as características das águas residuais e para o controlo dos processos de tratamento.

O Quadro 1 apresenta uma lista dos principais constituintes das águas residuais urbanas e dos efeitos que lhe estão associados.

**Quadro 1** - Constituintes presentes nas águas residuais urbanas e efeitos associados (baseado em Henze e Comeau, 2008)

Constituintes das Águas Residuais		Riscos/Efeitos
Materiais orgânicos biodegradáveis	Hidratos de carbono, proteínas, lípidos	Consumo de oxigénio dissolvido, morte de peixes e odores
Outros materiais orgânicos	Detergentes, pesticidas, óleos e gorduras, solventes, fenóis, cianetos	Efeitos tóxicos, inconveniências inestéticas, bioacumulação
Nutrientes	Azoto e fósforo	Eutrofização, consumo de oxigénio e efeitos tóxicos
Metais	Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni	Efeitos tóxicos e bioacumulação
Outros materiais inorgânicos	Ácidos e bases	Corrosão e efeitos tóxicos
Elementos radioativos		Efeitos tóxicos e de acumulação
Microorganismos	Bactérias patogénicas e vírus	Doenças infecciosas várias
Gases	Gás sulfídrico, outros	Cheiros e sabores desagradáveis, efeitos tóxicos

Entre a matéria orgânica presente numa água residual bruta encontram-se os hidratos de carbono, a lenhina, as gorduras, os sabões, os detergentes sintéticos, as proteínas e os seus produtos de decomposição, assim como vários produtos químicos orgânicos naturais e sintéticos a partir dos processos industriais (Ellis, 2002). A matéria orgânica pode ser biodegradável e não-biodegradável, sendo alguns destes últimos da família dos compostos orgânicos persistentes (PAHs, PCBs and PCDD/Fs) (EC, 2001).

Os nutrientes de maior relevância são o azoto e o fósforo por causarem o fenómeno da eutrofização dos sistemas aquáticos com a consequente depleção do oxigénio dissolvido e também pelo facto de algumas formas de azoto (azoto amoniacal) serem tóxicas para os peixes (Brinkman, 2009).

No que concerne às substâncias inorgânicas, destacam-se eventualmente as areias e os constituintes potencialmente tóxicos, tais como os sulfatos, os cloretos, os

pesticidas, os herbicidas, os fenóis e os metais pesados (e.g. arsénio, cádmio, crómio, cobre, chumbo, mercúrio, zinco, entre outros) (EC, 2001).

Outros contaminantes de elevada preocupação para a saúde humana e que podem estar presentes em águas residuais urbanas em níveis elevados e que sobrevivem por longos períodos de tempo são os micro e macroorganismos patogénicos como os vírus, bactérias, protozoários e helmintas (Henze e Comeau, 2008).

### *2.1.2. Principais Parâmetros Físico-Químicos e Microbiológicos*

A caracterização das águas residuais concentra-se sobretudo nos parâmetros de qualidade que afetam a qualidade do meio recetor. Alguns dos mais relevantes são descritos de forma sumária a seguir.

#### *Temperatura*

A temperatura é um parâmetro de grande importância, pela influência que tem na velocidade das reações químicas, na solubilidade dos gases, na taxa de crescimento dos microrganismos, entre outras. Varia com as estações do ano, elevação, localização geográfica e condições climáticas e é influenciada pelo fluxo da água, vegetação, entrada de água subterrânea e efluente de atividades industriais.

Regra geral, a velocidade de crescimento microbiano duplica a cada 10 °C de aumento da temperatura do meio, até um valor de temperatura considerado limitante. Uma grande parte dos microrganismos presentes na lama ativada do tratamento secundário de efluentes são mesofílicos, i.e., desenvolvem-se otimamente a temperaturas entre 15 e 35 °C, mas a temperatura mais adequada a um funcionamento estável do tratamento por lamas ativadas é de 38 °C (Jordão, 2012).

#### *Cor*

A cor é normalmente distinguida entre cor aparente e cor verdadeira. A cor aparente é a coloração da água tal como ela se apresenta, isto é, com todas as matérias em suspensão. A cor verdadeira é aquela que a água apresenta quando removidas as matérias em suspensão. O facto de uma água se apresentar límpida, não significa que ela esteja isenta de produtos tóxicos ou perigosos.

## *Turbidez*

A turbidez é a medição da resistência da água à passagem da luz, por partículas em suspensão de diferentes tamanhos e origens. Entretanto, não se pode relacionar unicamente a turbidez com a presença de partículas na água, pois são vários os fatores que interferem na absorção e na reflexão da luz, como o tamanho das partículas, a sua forma geométrica e a sua coloração.

Os parâmetros cor e turbidez não são normalmente utilizados em problemas relativos às águas residuais, sendo mais usadas as medidas diretas dos valores de sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos, pois as faixas de concentração de sólidos são elevadas, obtendo uma precisão elevada na análise gravimétrica.

## *Sólidos Totais e Sólidos Voláteis Totais*

A concentração de sólidos totais numa água é definida como a matéria que permanece como resíduo após evaporação a 105 °C. Os sólidos totais após filtração podem ser divididos em sólidos em suspensão e sólidos filtráveis. Os sólidos suspensos correspondem aos sólidos que não passam por um filtro de fibra de vidro ou membrana milipore, de 0,45 µm de diâmetro de poro. Os sólidos dissolvidos são os que passam através de um filtro de fibra de vidro ou membrana milipore, de 0,45 µm de poro. Os sólidos coloidais incluem as partículas, com diâmetros compreendidos entre 0,01 e 1 µm que possuem uma carga elétrica superficial de grandeza variável e, regra geral, de sinal negativo, que, por sua vez, atraem para a sua superfície cátions presentes em solução. As frações suspensa e dissolvida podem ser ainda divididas na fração volátil (equivalente à fração orgânica) e na fração fixa (equivalente à fração inorgânica) (Sousa, 2001).

## *Condutividade Elétrica*

A condutividade elétrica mede a capacidade que a água tem de transmitir corrente elétrica, e está diretamente relacionada com a concentração de espécies iónicas dissolvidas, principalmente inorgânicas. Quanto maior for a quantidade de iões dissolvidos, maior será a condutividade elétrica da água. Esse parâmetro não determina, especificamente quais os iões que estão presentes numa amostra de água, mas contribui

para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que possam ocorrer nos corpos hídricos ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração, esgotos, entre outros (Vieira, 2015).

### *pH*

O termo pH é usado para expressar o grau de acidez ou basicidade de uma solução, ou seja, é o modo de expressar a concentração de hidrogeniões numa solução. As medidas de pH são muito importantes, pois fornecem várias informações sobre a qualidade da água. O pH pode refletir o tipo de solo por onde a água percorre, como também a origem de uma descarga. Um pH muito ácido ou muito alcalino, geralmente está associado a descargas industriais. O valor de pH é também um parâmetro importante para a composição dos índices de qualidade de águas, os critérios de qualidade fixam o pH entre 6 e 9 (Machado, 2014).

Segundo Jordão (2012), condições anormais de pH no processo de tratamento biológico podem implicar uma significativa redução de compostos orgânicos presentes no efluente em tratamento. Por outro lado, a situação pode levar ao crescimento de bactérias desfavoráveis ao bom desempenho do processo.

O valor do pH para o tratamento biológico por lamas ativadas deverá estar entre 6,0 e 8,0. Para valores entre 3,0 e 5,0, haverá formação de fungos e má sedimentação da lama. Já no caso de valores entre 8,0 e 10,0, a transparência da água será comprometida, com lama de aparência amarelo-acastanhada (Barcellos e Carvalho, 2010).

### *Alcalinidade*

A alcalinidade representa a capacidade que um sistema aquoso tem de neutralizar ácidos que lhe são adicionados. Esta capacidade depende de alguns compostos, principalmente bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos. Segundo Koch (2010), águas altamente alcalinas têm uma grande capacidade tampão, ou seja, a água pode manter o pH estável com a adição de ácido. A alcalinidade em águas é benéfica, pois minimiza as alterações de pH, reduz a toxicidade de vários metais e providencia nutrientes carbonatados às plantas aquáticas que deles necessitem (Weiner, 2000).

### *Oxigênio Dissolvido (O.D.)*

A determinação do oxigênio dissolvido (O.D.) é de grande importância para avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais, como a eutrofização e outros fenômenos com origem em descargas orgânicas. Varia em função da temperatura e com a pressão atmosférica. O oxigênio dissolvido também é uma variável extremamente importante do ponto de vista ecológico, pois é necessário para a respiração da maioria dos organismos aquático.

Geralmente, o oxigênio dissolvido sofre uma redução total ou parcial, quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis, uma vez que quanto maior a quantidade de matéria orgânica, maior o número de microorganismos decompositores e, conseqüentemente, maior o consumo de oxigênio (Machado, 2014).

O teor em oxigênio dissolvido na massa de efluente e o teor de sólidos suspensos presentes no processo de arejamento são também fatores críticos. O processo metabólico varia consoante a presença ou ausência de oxigênio dissolvido no meio, sendo o oxigênio indispensável à degradação aeróbia microbiana da matéria orgânica, de modo a criar produtos finais fortemente oxidados (Pelczar *et al.*, 1981).

Como regra geral, deverá ser garantido um teor em oxigênio dissolvido de 1-2 mg/L, no entanto, deve ser feito o ajuste da concentração de oxigênio, ou seja, da intensidade de arejamento, em função das condições processuais (Jordão, 2012).

### *Carência Química e Bioquímica de Oxigênio*

A matéria orgânica é o principal poluente da maior parte das águas residuais. Tradicionalmente, a matéria orgânica é medida indiretamente através dos parâmetros Carência Química de Oxigênio (CQO) e Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO).

A CQO representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente, em condições de referência, a matéria orgânica presente numa amostra de água. Para este efeito, o oxigênio equivalente à matéria orgânica é medido pela utilização de um agente oxidante químico forte, como o dicromato de potássio (APHA-AWWA-WEF, 2005).

A carência bioquímica de oxigênio é uma medida do oxigênio consumido pelos microrganismos na oxidação da matéria orgânica de uma determinada água em condições aeróbias. Como este processo de oxidação é lento, usa-se como parâmetro

representativo do teor em matéria orgânica de uma água, o valor da CBO ao fim de cinco dias de incubação, a 20 °C, representada por  $CBO_5^{20}$  ou simplesmente  $CBO_5$ .

Ambos os parâmetros são muito utilizados na monitorização de sistemas de tratamento de efluentes e na caracterização de efluentes industriais.

### *Azoto*

As formas mais comuns do Azoto nas águas residuais são o azoto amoniacal ( $NH_3$ ,  $NH_4^+$ ), o azoto orgânico (N-orgânico), o nitrito ( $NO_2^-$ ), o nitrato ( $NO_3^-$ ) e o azoto molecular ( $N_2$ ). Sob o ponto de vista analítico, o azoto é usualmente caracterizado em termos de azoto total ( $N_t$ ), azoto Kjeldahl ( $N_{TK}$ ), azoto amoniacal, nitritos ( $NO_2^-$ ) e nitratos ( $NO_3^-$ ). O azoto total engloba todos os compostos de azoto, sendo o parâmetro mais utilizado para calcular sua quantidade em água residual (Luizi, 2012).

A presença de compostos oxidados de azoto numa amostra de água indica a existência de poluição recente, pois essas substâncias são oxidadas rapidamente na água, devido à presença de bactérias nitrificantes. Por essa razão, constituem um importante índice da presença de descargas orgânicas recentes. Nas águas residuais, o azoto pode estar presente na forma particulada, coloidal ou dissolvida (WEF, ASCE, EWRI, 2005).

### *Fósforo*

Os compostos de fósforo nas águas residuais podem ter origem doméstica e industrial, sendo proveniente de dejetos humanos, animais ou da utilização de detergentes. O fósforo é um dos compostos que mais limita a vida dos organismos aquáticos. A relação da concentração de fósforo total (Pt) com a concentração de  $CBO_5$  em águas residuais domésticas varia entre 3 a 7% (Luizi, 2012).

O fósforo é encontrado nas águas residuais principalmente como fosfato. O fósforo total inclui todos os compostos de fósforo, sendo o parâmetro usado para avaliar a qualidade das águas residuais.

### 2.1.3. Composição Típica das Águas Residuais

A composição das águas residuais urbanas é determinada por vários fatores, nomeadamente pela localização geográfica, pelo clima, pelo nível de desenvolvimento tecnológico, pelo comportamento e estilo de vida dos habitantes, pelo quadro jurídico-legal, entre outros fatores (Henze e Comeau, 2008).

O Quadro 2 mostra os níveis típicos dos principais constituintes de águas residuais para três graus de contaminação distintos - elevada, média e fraca, muito associados à localização geográfica e ao clima. Em países áridos e semi-áridos, o baixo consumo de água tende a conduzir a uma produção de águas residuais bastante contaminadas. Ao invés, em países com maiores consumos de água há uma larga tendência para se produzirem águas residuais mais diluídas. O efeito da precipitação em locais com sistemas de recolha unitários tende ainda a diluir mais as águas residuais. As infiltrações na rede e as descargas comerciais e industriais também podem interferir significativamente com a carga de contaminação das águas residuais (Russel, 2006).

**Quadro 2** - Principais constituintes das águas residuais urbanas (Henze e Comeau, 2008).

Parâmetro	Unidades	Elevada	Média	Fraca
ST	mg/L	1200	720	350
SST	mg/L	600	400	250
SSV	mg/L	480	320	200
CQO total	mg/L	1200	750	500
CQO solúvel	mg/L	480	300	200
CQO suspenso	mg/L	720	450	300
CBO	mg/L	560	350	230
AGV (como acetato)	mg/L	80	30	10
Ntotal	mg/L	100	60	30
Azoto amoniacal	mg/L	75	45	20
Ptotal	mg/L	25	15	6
Orto-fosfatos	mg/L	15	10	4

As águas residuais em Portugal estão relativamente bem caracterizadas, porém não existe uma base de dados única e organizada que permita conhecer de forma rápida e com rigor a composição das mesmas. Todavia, de acordo com Monte (2010), a composição típica das águas residuais urbanas não tratadas, em Portugal, aproxima-se bastante de um grau de contaminação média (ver Quadro 3).

**Quadro 3** - Composição físico-química típica de águas residuais urbanas não tratadas de Portugal (MONTE, 2010)

<b>Poluente</b>	<b>Unidade</b>	<b>Intervalo de Variação</b>	<b>Valor Típico</b>
Sólidos Totais (ST)	mg/L	980 - 60	715
Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO <sub>5</sub> )	mg/L O <sub>2</sub>	444 – 1338	290
Carência Química de Oxigênio (CQO)	mg/L O <sub>2</sub>	746 - 1946	608
Azoto Total (N-tot)	mg/L N	53 - 88	60
Fósforo Total (P-tot)	mg/L P	3,5 - 13	8,5
Óleos & Gorguras	mg/L	39 - 475	115

### **2.3. Quadro Legal Relativo às Descargas de Águas Residuais**

A crescente preocupação pelas questões da contaminação dos sistemas aquáticos que se verificou ao longo das últimas décadas foi acompanhado pela criação e aplicação de um conjunto de medidas legais que procuram proteger o equilíbrio dos recursos hídricos.

Em Portugal, a Lei n.º 58/2005, 29 de Dezembro (Lei da Água) em conjunto com Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março, que transcrevem a Diretiva-Quadro da Água, Diretiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, vieram estabelecer as bases e o quadro legal para a gestão sustentável das águas interiores, superficiais e subterrâneas, das águas de transição e das águas costeiras, visando prevenir a degradação e proteger a qualidade das águas, promover a utilização sustentável da água e contribuir para a mitigação dos efeitos das cheias e das secas.

Neste contexto, o quadro legal nacional, definido pelos diplomas já referidos anteriormente e por outros como o Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio, da Portaria n.º 67/2007, de 15 de Outubro, estabelece que o lançamento das águas residuais no meio recetor proveniente de qualquer fonte não deverá provocar qualquer alteração da qualidade daquele, que ponha em risco os seus usos. As águas residuais devem ser somente lançadas diretamente nos corpos recetores após o devido tratamento e devem cumprir os Valores Limite de Emissão impostos pelo Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto e/ou as normas de descarga definidas nos diplomas específicos para do setor de atividade, que prevalecem sobre as normas gerais para os parâmetros por estes fixados.

De igual modo, o efluente de qualquer ETAR deve respeitar também os padrões de emissão definidos com base no D.L. n.º 236/98, de 1 de Agosto assim como no D. L. n.º 152/97, de 19 de Junho, antes e ser descarregado no meio recetor. O D. L. n.º 152/97, 19 de Junho estabelece as disposições legais relativas à recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas no meio aquático, procedendo à transposição para o direito interno da Directiva n.º 91/271/CEE, do Conselho, de 21 de Maio de 1991. O Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto estabelece as normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos.

O Quadro 4 apresenta os limites dos principais padrões de lançamento de efluentes de interesse para sistemas de tratamento de águas residuais constantes do diploma legal acima referido.

**Quadro 4** - Valores limite de emissão na descarga de águas residuais (Decreto-lei nº 152/97).

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor Limite (mg/L)</b>	<b>Redução Mínima (%)</b>
CBO <sub>5</sub>	25	70 - 90
CQO	125	75
SST	35	70 - 90
P	2 (10.000-100.000 e.p.*) 1 (> 100.000 e.p.)	80
N	15 (10.000-100.00 e.p.) 10(> 100.000 e.p.)	70 - 80

*\*Um equivalente de população (1 e. p.)»: a carga orgânica biodegradável com uma carência bioquímica de oxigénio ao fim de cinco dias (CBO 5) de 60 g de oxigénio por dia. A carga, expressa em e. p., será calculada com base na carga média semanal máxima recebida na estação de tratamento durante um ano, excluindo situações excepcionais, tais como as causadas por chuvas intensas.*

As licenças de descarga das ETARs devem ainda integrar outros parâmetros que estão estabelecidos no D.L. Além dos aspetos que já foram referidos, segundo o D.L. 152/97, de 19 de junho, é necessário um tratamento mais exigente para ETARs, que sirvam mais de 10 000 equivalentes populacionais (e.p.) e que descarreguem em zona sensíveis, devendo efetuar tratamento terciário de forma a cumprir os limites de emissão estabelecidos para azoto total, fósforo total e outros parâmetros previstos no D.L. 236/98 de 1 de Agosto (e.g microorganismos patogénicos). As descargas efetuadas em zonas não sensíveis apenas cumprem os limites dos parâmetros SST, CBO<sub>5</sub> e CQO do Quadro 4.

### **3. Tratamento de Águas Residuais Urbanas**

A finalidade do tratamento das águas residuais é produzir um efluente líquido que não cause danos nos ecossistemas receptores e que até possa beneficiar os cursos de água onde vai ser descarregado. Portanto, as Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs) devem integrar uma sequência de operações/processos unitários que visem atingir esse resultado. O tipo de tratamento a que devem ser sujeitas as águas residuais deve ser avaliado tendo em conta o Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho.

Neste capítulo apresentar-se-á alguns aspetos gerais e específicos dos métodos e sistemas tipo de tratamento de águas residuais, dando especial ênfase ao processo biológico de tratamento por lamas ativadas na sua configuração convencional e adaptado à remoção conjunta de matéria orgânica carbonácea, azoto e fósforo.

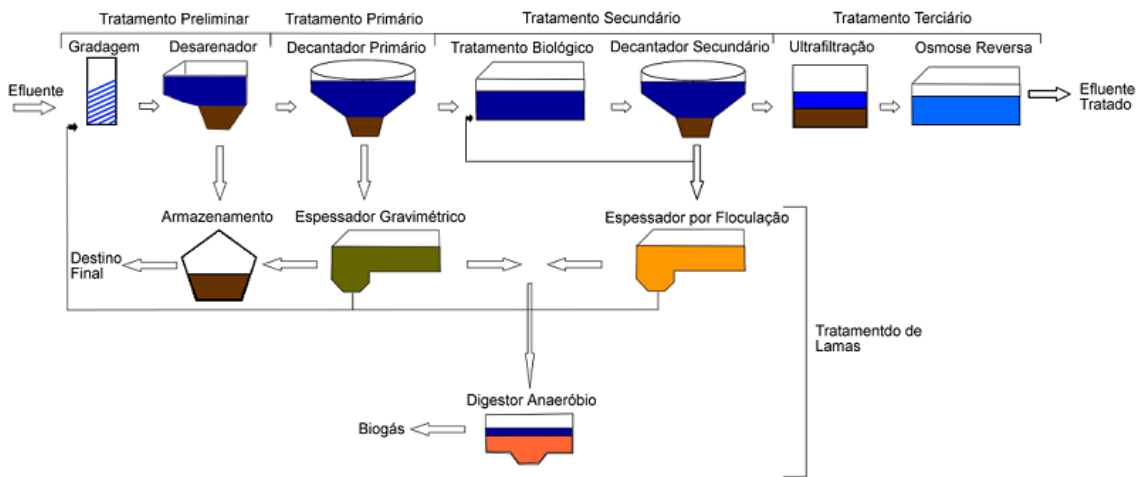
#### **3.1. Descrição Geral de um Sistema Tipo de Tratamento de Águas Residuais**

Uma ETAR de águas residuais urbanas compreende ou pode compreender um vasto conjunto de operações e de processos organizados basicamente nas seguintes etapas (USEPA, 1997; Drinan, 2001, Metcalf e Eddy, 2003; Gao *et al.* 2010)):

- tratamento preliminar, também designado por “obra de entrada” (e.g. gradagem, desarenação e desengorduramento);
- tratamento primário (e.g. coagulação/floculação e sedimentação);
- tratamento secundário (e.g. processos biológicos de oxidação de matéria orgânica carbonácea);
- tratamento terciário (e.g. remoção de nutrientes, a desinfecção e operações de refinação do tratamento (polimento da água).

Além do tratamento do efluente líquido, a maior parte das ETARs dispõem de processos de estabilização de lamas resultantes do tratamento da fase líquida (e.g. lamas primárias e lamas secundárias), recorrendo frequentemente ao processo de digestão anaeróbia. Além disso, ainda estão equipadas com sistemas de desidratação das lamas, sendo usual nesta etapa a utilização de filtros de bandas.

Algumas das ETARs mais recentes integram ainda sistemas de aproveitamento do biogás produzido na fase de digestão anaeróbia. A Figura 1 apresenta de forma esquemática uma ETAR urbana com os diferentes níveis de tratamento.



**Figura 1** - Esquema de uma ETAR urbana com tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

No tratamento preliminar ou pré-tratamento, as águas residuais são inicialmente sujeitas à separação dos sólidos de maiores dimensões usualmente através das operações de gradagem e/ou tamisagem. Os sistemas mais modernos de tamisagem têm a vantagem de separar sólidos de menores dimensões do que os conseguidos pela gradagem e ainda de os compactar e desidratar. Após esta etapa inicial, o afluente segue para as unidades de desarenação e desgorduramento. A desarenação visa a remoção de areias usualmente através de uma operação de sedimentação, sem que ocorra a remoção conjunta de sólidos orgânicos. O desgorduramento consiste na separação dos óleos e gorduras (OG) por diferença de densidade em relação à fração aquosa, através da separação por gravidade ou flotação com ar. A “obra de entrada” integra ainda a medição de caudal, consistindo, nos sistemas de tratamento mais recentes, num medidor ultrassónico instalado sobre um canal Parshall.

Todas as operações da obra de entrada têm por finalidades a proteção dos dispositivos de transporte dos efluentes (bombas e tubulações), a proteção das unidades de tratamento subsequentes e proteção dos corpos recetores (Silva e Carvalho, 2010).

Depois do pré-tratamento, as águas residuais, com as suas características poluidoras quase inalteradas, avançam para o tratamento primário. Este é constituído por operações físicas ou por operações físicas e processos químicos. A operação mais frequentemente usada é a separação sólido-liquido por sedimentação. Esta operação é, por vezes, coadjuvada pela adição de agentes químicos que asseguram a formação de flocos sedimentáveis (i.e. através do introdução do processo de coagulação/floculação). Segundo Metcalf e Eddy (2003), o tratamento primário deverá ser capaz de remover

entre 90-95% de sólidos sedimentáveis, entre 50% a 70% os Sólidos Suspensos Totais (SST) e entre 25% a 50% de CBO<sub>5</sub>.

A etapa que se segue é o tratamento secundário. O tratamento secundário consiste num processo biológico, através do qual a matéria orgânica carbonácea (poluente) é consumida por microorganismos nos chamados reatores biológicos. Este processo leva à produção de biomassa microbiana que usualmente é removida em unidades de decantação/sedimentação secundária. A eficiência de um tratamento secundário pode atingir ou ultrapassar os 95% em relação à remoção de CBO<sub>5</sub> (USEPA, 1997).

Os processos biológicos mais importantes podem ser divididos em duas classes: os processos de biomassa suspensa, em que os microorganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica e outros constituintes da água residual, gases e células, são mantidos em suspensão (lamas ativadas); e os processos de biomassa fixa, onde os microorganismos, responsáveis pela conversão da matéria orgânica e outros constituintes da água residual, se encontram fixos a um meio de suporte inerte, como são os designados percoladores (Metcalf e Eddy, 2003; NSCF, 2004a; Wiesmann *et al.*, 2007).

Uns e outros podem ser conduzidos em ambientes aeróbios ou anaeróbios e proporcionarem uma decomposição aeróbia, anóxica ou anaeróbia, ou ainda uma combinação destes (WEF, 2008). Nos processos aeróbios a oxidação da matéria orgânica é conduzida por microorganismos cujo metabolismo necessita de oxigénio como aceitador de eletrões. O oxigénio é fornecido por agitação mecânica ou por difusão de ar. Os processos anaeróbios consistem na estabilização de resíduos feita pela ação de microorganismos, na ausência de oxigénio e de nitratos. A decomposição anóxica consiste na conversão biológica dos nitratos em azoto gasoso, na ausência de oxigénio, também chamado de desnitrificação (Silva e Carvalho, 2010).

Nos sistemas aeróbios de biomassa suspensa existem vários processos de tratamento, mas o mais utilizado é o processo de tratamento de lamas ativadas. Estes sistemas vão ser analisados de forma mais detalhada na secção seguinte.

O tratamento aeróbio por biomassa fixa baseia-se na remoção da matéria orgânica da água residual por ação dos microorganismos. Quando a água residual entra em contacto com os microorganismos, estes oxidam e removem a matéria orgânica. Os microorganismos durante o processo fixam-se num meio de suporte, constituindo um biofilme. A partir do crescimento do biofilme, as camadas mais profundas deixam de ter acesso ao alimento, acabando por morrer, soltam-se do meio suporte e são levadas para o decantador secundário, carregando a matéria orgânica consumida. O arejamento dos

leitos percoladores pode ser realizado de forma natural ou mecânica (Wiesmann *et al.*, 2007). O arejamento natural ocorre pela diferença de densidade entre o ar do interior do filtro percolado e o ar atmosférico. Já o arejamento mecânico é feito por um ventilador posicionado na superfície do leito, sendo este é aconselhado para leitos com alturas superiores a 12 metros e com material de suporte sintético.

O tratamento por biomassa fixa apresenta algumas vantagens em relação aos de biomassa suspensa pelo facto de requererem menores necessidades energéticas, envolver operações mais simples e assegurar um espessamento de lamas mais efetivo. Como desvantagens, os leitos percoladores não apresentam eficiências de tratamento tão elevadas, produzindo um efluente de qualidade mais reduzida em termos de CBO e SST, são mais sensíveis a temperaturas baixas e emanam odores mais fortes (Metcalf e Eddy, 2003).

Os processos do tratamento terciário são muito diversificados. Além da desinfecção por adição de cloro, de ozono ou por ação de raios UV, podem incluir a filtração, a absorção por carvão ativado a eletrodiálise, a osmose reversa e troca iónica para a remoção de sólidos inorgânicos (Silva e Carvalho, 2010). A remoção de nutrientes, azoto e/ou fósforo, considerados processos de tratamento terciário, serão descritos e discutidos na secção 3.3.

## **3.2. Sistema de Tratamento Biológico de Lamas Ativadas**

### *3.2.1. Estrutura e Funcionamento*

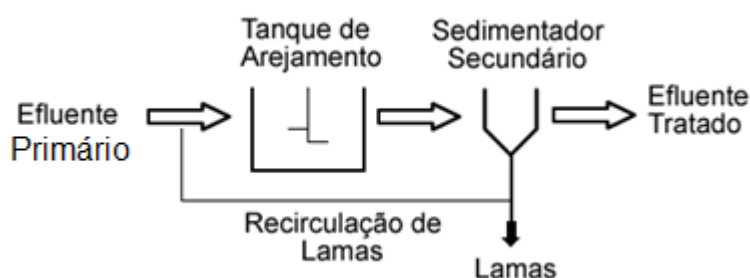
O processo de lamas ativadas foi criado no primeiro quarto do século XX, no Reino Unido, sendo o método de tratamento biológico de águas residuais mais utilizado em todo o mundo (Stypka, 1998; NSFC, 2004b). É um método de tratamento adequado e muito eficaz, quando a contaminação da água residual é de origem orgânica. Neste processo, a matéria orgânica dissolvida e coloidal é convertida numa lama biológica que pode ser removida por sedimentação (Cheremisinoff, 1996).

Existem diversas formas de operacionalizar o processo de lamas ativadas, com diferenças a nível do escoamento (contínuo ou descontínuo), da hidráulica do sistema (e.g. reator de mistura completa, tubular ou *batch*) e na forma de arejamento (e.g. agitação mecânica, difusão) (Eckenfelder and Grau, 1992; Barroso, 2012). Além disso,

na sua configuração original, tem-se vindo a adaptar a objetivos mais abrangentes como a remoção de azoto e fósforo, como veremos nas secções seguintes.

Na sua versão original, o processo de lamas ativadas é constituído por (Figura 2):

- Um ou vários reatores, chamados de tanques de arejamento, onde os microrganismos metabolizam a matéria orgânica, mantida em suspensão, na presença de oxigénio;
- Sistema de arejamento, para fornecer o oxigénio necessário e manter os flocos biológicos em suspensão;
- Tanque de sedimentação, que separa a fase sólida da fase líquida;
- Sistema de recirculação de lamas, do tanque de sedimentação para o reator aeróbio, para garantir a concentração de microrganismos adequada no tanque de arejamento;
- Sistema de extração de lamas do sistema, de modo a evitar a acumulação de biossólidos.

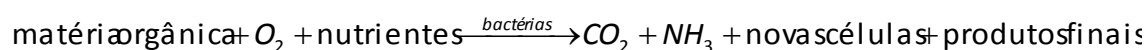


**Figura 2** - Esquema de tratamento por lamas ativadas (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).

Na presença de oxigénio, as bactérias heterotróficas (i.e. utilizam matéria orgânica para a energia) são capazes de oxidar a matéria orgânica biodegradável transformando-a em energia necessária para satisfazer as suas atividades metabólicas e para a produção de novas células (biomassa). O processo oxidativo da matéria orgânica é complexo, envolvendo uma série de fenómenos (Stypka, 1998): a CQO particulada solúvel, facilmente biodegradável, atravessa a parede celular dos microorganismos e é rapidamente metabolizado; a CQO particulada, lentamente biodegradável, é adsorvida e armazenada pelos microorganismos, acabando por ao longo do tempo ser transferida através da parede celular e ser metabolizada; alguma da CQO metabolizada é convertida em novas células, enquanto a restante é perdida na forma de calor no processo de produção de energia necessária para a síntese de novas de células; durante o processo,

ocorre também uma perda líquida de biomassa, denominada por respiração endógena, na qual os microorganismos alimentam-se de materiais dos alimentos que eles próprios armazenam e de células mortas; as células em crescimento utilizam substrato externo e nutrientes externos adicionais, em função das necessidades para o seu crescimento e obtenção de energia.

A respiração celular bacteriana e de síntese, usando matéria orgânica como substrato no processo de lamas activadas é descrita pela seguinte reação bioquímica:



Esta conversão de CQO biodegradável numa cultura microbiana requer a sua separação no clarificador/sedimentador e a sua subsequente extração do sistema. Este processo é possível porque durante a oxidação do substrato, as bactérias são capazes de formar flocos sedimentáveis. Uma grande parte dos microrganismos são devolvidos ao tanque de arejamento (s) através do sistema de recirculação de lamas. O fornecimento de oxigénio deve ser efetuado em quantidades adequadas para o tipo de processo de lamas ativadas (s) selecionado e suficiente para misturar e manter em suspensão o "licor misto" (designação dada ao conteúdo do tanque de arejamento).

### 3.2.2. Operação do Processo

A operação dos sistemas de lamas ativadas é considerada pela maioria dos operadores como a mais difícil de todos os processos biológicos de tratamento secundário de águas residuais. A situação tende a agravar-se quando a operação não evita o surgimento de problemas como o sludge bulking e o sludge foaming, que colocam ou podem comprometer todo o tratamento (Stypka, 1998; Richard, 2003; Martins *et al.*, 2004; Lever, 2012).

Todavia, se o processo for devidamente projetado, e existir um suporte laboratorial adequado, os operadores devidamente treinados raramente têm grandes problemas com o processo. A modelação do processo é também uma ferramenta complementar muito importante no apoio à operação destes sistemas, ajudando a avaliar o efeito dos parâmetros operacionais na qualidade do efluente tratado.

De entre os vários parâmetros operacionais destacam-se os seguintes:

- 1) a recirculação de lamas do sedimentador para o reator, com o objetivo de manter uma concentração constante de microrganismos no reator. Esta recirculação pode ser realizada a caudal constante ou a um caudal proporcional ao caudal do afluente bruto, de modo a manter a taxa de recirculação constante. Pode ainda ser conduzida através da combinação dos dois processos anteriores, em função da época, da temperatura das águas residuais, das alterações das cargas orgânicas, e também da hora do dia.
- 2) A razão Alimento/Microrganismos (A/M), definida como a quantidade de alimento ( $CBO_5$ ) fornecida por dia por unidade de biomassa do reator, expressa em  $kgCBO_5/kgSSVTA.dia$ . Como os microrganismos têm uma capacidade limitada de consumir o substrato orgânico na unidade de tempo, uma elevada relação A/M pode significar maior oferta de matéria orgânica biodegradável do que a capacidade que a biomassa do sistema tem para a consumir, resultando num excedente de substrato no efluente final. Baixos valores de A/M significam que a oferta de substrato é inferior à capacidade da sua utilização pelos microrganismos do sistema, os quais podem vir a consumir praticamente toda a matéria orgânica do afluente, bem como a própria matéria orgânica de constituição celular (respiração endógena).
- 3) o Tempo de Retenção de Sólidos, igualmente designado por tempo de retenção celular ou idade das lamas, é definido pela relação entre a quantidade de lamas biológicas existente no reator e a quantidade de lamas biológicas removida do sistema de lamas ativadas por dia. Uma maior permanência dos sólidos biológicos no sistema garante uma eficiência mais elevada do próprio sistema, uma vez que a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica das águas residuais. O controlo deste parâmetro é efetuado através da extração de lamas em excesso. Aliás, esta é das variáveis operacionais mais importantes dos sistemas de lamas ativadas. A extração de lamas pode também ser efetuada a caudal constante ao longo do dia ou de forma descontínua. Este último método não é recomendado, mas tem sido usado com algum sucesso em estações pequenas com sistemas de lamas ativadas de baixa carga (arejamento prolongado). Nos sistemas de média carga, a idade das lamas é usualmente da ordem de 4 a 10 dias, a relação A/M na faixa dos 0,25 a

0,50 kgCBO<sub>5</sub>/kgSSVTA.dia, e o tempo de retenção hidráulica no reator é da ordem das 6 a 8 horas. Nos sistemas de média carga, a biomassa retirada do sistema requer ainda uma etapa de estabilização, por conter ainda um elevado teor de matéria orgânica armazenada nas suas células. Nos sistemas de baixa carga, esta fase de estabilização não é necessária. Elevadas idades das lamas estão associadas a baixos valores de A/M, e vice-versa.

- 4) a concentração de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento, uma vez que os microrganismos necessitam de oxigénio dissolvido na água, a fim de realizar os seus processos metabólicos, e estabilizar compostos orgânicos das águas residuais. Deve haver oxigénio dissolvido suficiente para todos os microrganismos presentes. A maioria dos processos mantêm uma concentração de 1 a 2 mg O<sub>2</sub>/ L. Acima de 2-3 mg O<sub>2</sub>/L, pode significar apenas desperdício de energia elétrica. Em concentrações baixas de OD (< 1 mg O<sub>2</sub>/L), os microrganismos filamentosos aumentam a sua capacidade de competição em relação aos microrganismos mais desejáveis, podendo causar problemas de *washout* nos clarificadores secundários.

### **3.3. Sistemas Combinados de Remoção Biológica de Nutrientes**

A necessidade da remoção de nutrientes, como o fósforo e o azoto, no tratamento de águas residuais está no facto de ambos poderem causar impactos negativos na qualidade das águas recetoras. O azoto é usualmente removido por processos biológicos. O fósforo pode ser removido biologicamente, mas a precipitação química é um processo recorrente. A literatura sobre a remoção de nutrientes é muito vasta (e.g. WEF, ASCE, EWRI, 2005; USEPA, 2009).

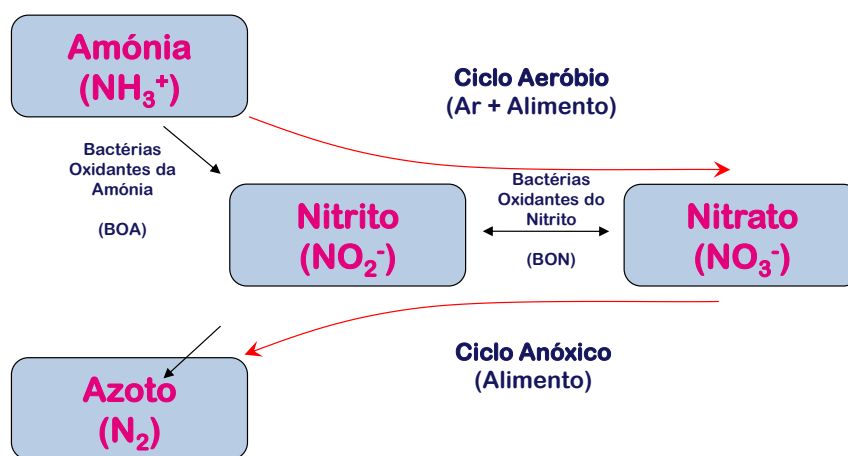
#### *3.3.1. Remoção Biológica de Azoto*

A remoção biológica do azoto (RBN) é conhecida como a forma mais económica e eficaz de controlo da quantidade de azoto (Rubino *et al.*, 2003). A remoção biológica do azoto é realizada através de um processo de três etapas (USEPA, 2009):

1. Conversão do azoto orgânico a amónia pela atividade microbiana e hidrólise - processo de amonificação;

2. Conversão aeróbia da amónia a nitrato pela oxidação biológica da amónia - processo de nitrificação;
3. Conversão do nitrato a azoto molecular pela redução biológica do nitrato, através do consumo de carbono orgânico, sob condições anóxicas - processo de desnitrificação.

Na Figura 3 ilustra-se esquematicamente a sequência de etapas que estão na base da RBN.



**Figura 3** - Ilustração esquemática das etapas de remoção biológica de azoto.

A amonificação é o processo de transformação do azoto orgânico solúvel em azoto amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ). Uma vez que os microrganismos não conseguem atuar diretamente no azoto presente na matéria orgânica, este é hidrolisado e, posteriormente, sujeito ao processo de amonificação. A hidrólise e amonificação raramente limitam as taxas de nitrificação em sistemas de crescimento em suspensão. O pH ótimo situa-se entre 6.5 e 8.5, e o desempenho melhora com o aumento da temperatura.

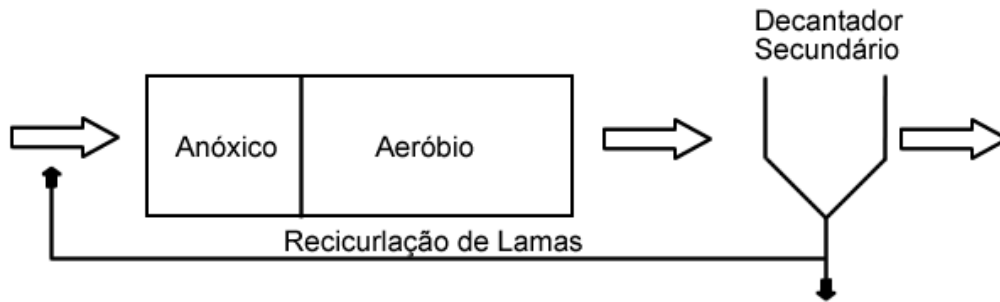
A nitrificação é o processo de conversão do azoto amoniacal em nitratos. Este processo é realizado por dois géneros de bactérias, as *Nitrosomonas* que oxidam a amónia a nitrito, e as *Nitrobacter* que oxidam o nitrito a nitrato. Estas bactérias quimioautotróficas são mais sensíveis ao pH, temperatura, alcalinidade, número de microrganismos, idade das lamas, adaptação e compostos inibidores da nitrificação, uma vez que possuem taxas de crescimento mais baixas do que as bactérias heterotróficas que se alimentam da matéria orgânica (Serra *et al.*, 2001).

A desnitrificação assume grande importância no tratamento biológico de lamas ativadas, através da remoção dos nitratos das águas residuais. Neste processo, o nitrato é reduzido, sob condições anóxicas, a azoto atmosférico ou a produtos intermediários como o NO e o N<sub>2</sub>O (Wiesmann *et al.*, 2007). A desnitrificação é sobretudo afetada pela presença de matéria orgânica como fonte de carbono e pela concentração de oxigénio dissolvido (Costa, 2005). Sendo as bactérias desnitrificantes organismos heterotróficos, a presença de carbono é necessária, podendo ser essencial adicionar uma fonte externa de carbono, como o metanol, quando não está disponível em quantidades suficientes. A presença de oxigénio pode ser inibidora da desnitrificação, dado que na sua presença, as bactérias desnitrificantes preferem usar o oxigénio como aceitador de eletrões.

Os sistemas de remoção biológica de azoto são classificados em *single-sludge* ou *two sludge*. Nos processos *single-sludge* existe um único decantador e a remoção de matéria orgânica e a nitrificação ocorre no mesmo reator, enquanto que no processo *two-sludge* a remoção de matéria orgânica e a nitrificação ocorrem em reatores distintos e existe um decantador para cada reator existente (Metcalf e Eddy, 2003).

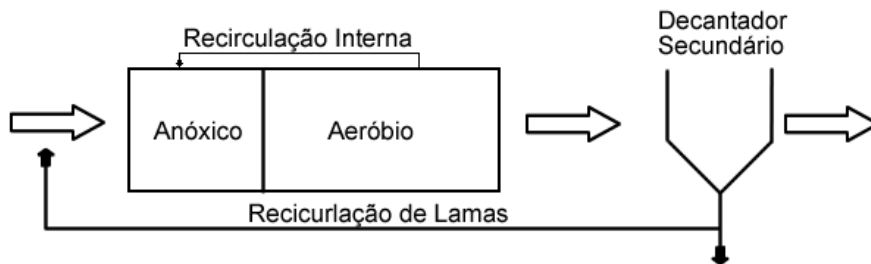
O processo *single-sludge* possui várias configurações, dependendo da posição relativa do reator anóxico em relação ao reator aeróbio e do número de reatores aeróbios e anaeróbios existentes. Se o reator anóxico está a montante do aeróbio, o processo é chamado de pré-anóxico, ocorrendo a alimentação do afluente ao sistema no reator anóxico. Quando o reator anóxico está a jusante do reator aeróbio o processo é denominado de pós-anóxico.

A configuração patenteada Ludzack–Ettinger (LE) (Figura 4) é o exemplo mais simples de um sistema pré-anóxico. Este sistema é constituído por dois reatores em série (um anóxico seguido de um aeróbio), um decantador secundário, um sistema de recirculação e outro de extração de lamas. Este sistema é de baixa eficiência em termos de remoção de azoto, dado que apenas os nitratos presentes na fração particulada sedimentável são encaminhados para o tanque de anoxia, para serem convertidos em azoto molecular (WEF, ASCE, EWRI, 2005).



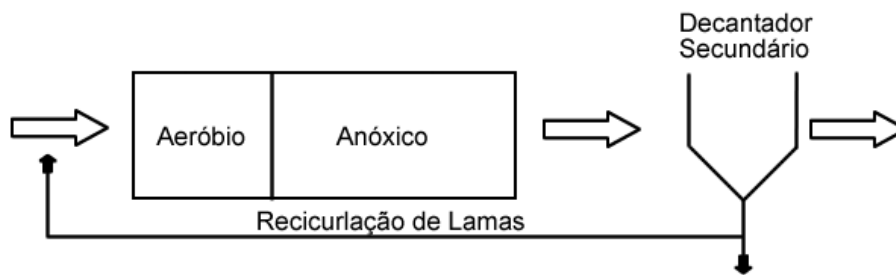
**Figura 4** - Processo de remoção biológica de azoto Ludzack–Ettinger (LE) (adaptado de Metcalf e Eddy, 2003).

Devido à ineficiência do sistema na remoção de nitratos, surgiu a configuração Modificada de Ludzack–Ettinger (MLE) (Figura 5), que em relação ao anterior, passou a integrar uma recirculação do “licor misto” do reator aeróbio para o anóxico. Esta recirculação interna permite que os nitratos formados no reator aeróbio passem pela etapa de anoxia para que ocorra a desnitrificação (Metcalf e Eddy, 2003). A taxa de recirculação interna deve situar-se entre os 100 e os 500%. Todavia, como somente os nitratos recirculados podem ser desnitrificados, esta configuração apresenta eficiências não superiores a 85%. A recirculação de oxigénio para o tanque anóxico também pode comprometer a desnitrificação.



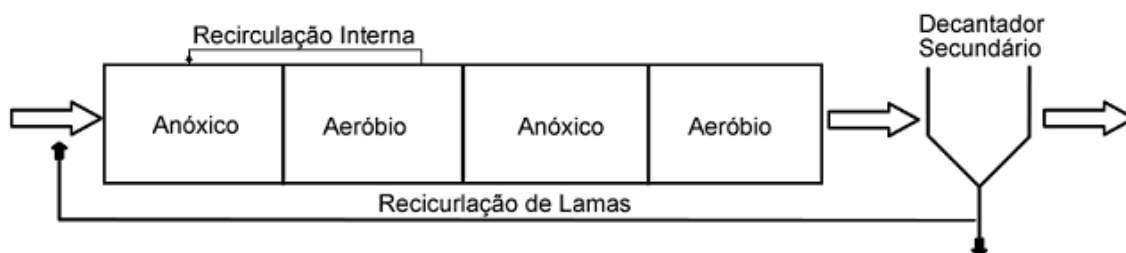
**Figura 5** - Processo de remoção biológica de azoto MLE (adaptado de Metcalf e Eddy, 2003).

Em relação aos sistemas pós-anóxicos, a configuração patenteada mais simples corresponde ao sistema Whurmann (Figura 6). A configuração Whurmann consiste num reator aeróbio seguido de um anóxico. Este sistema consegue atingir elevadas eficiências, desde que o tempo de retenção no reator anóxico seja suficientemente elevado (a taxa de desnitrificação é proporcional à taxa de respiração endógena) (Metcalf e Eddy, 2003). Além disso, a falta de substrato carbonáceo disponível no tanque anóxico, pode limitar significativamente a taxa de desnitrificação.



**Figura 6** - Processo de remoção biológica de azoto Whurmann (adaptado de Metcalf e Eddy, 2003).

Existem ainda outras configurações de sistemas para promover a nitrificação e desnitrificação, das quais se destaca o sistema Bardenpho de quatro estágios (Figura 7), que permite remover a matéria orgânica carbonácea e o azoto. O sistema Bardenpho resulta de uma combinação de dois sistemas pré-anóxicos, o primeiro com recirculação interna e o segundo sem esta componente, apresentando eficiências de remoção de azoto acima de 90%. O nitrito é removido em grande parte no primeiro reator anóxico, e caso não seja removido, ainda há uma segunda possibilidade de ser removido no segundo reator anóxico. As principais desvantagens deste sistema advêm da necessidade ter de adicionar uma fonte de carbono no segundo reator anóxico e de requerer volumes elevados face às configurações anteriormente apresentadas (Von Sperling, 1996; WEF, ASCE, EWRI, 2005).



**Figura 7** - Processo de remoção biológica de azoto Bardenpho (adaptado de Metcalf e Eddy, 2003).

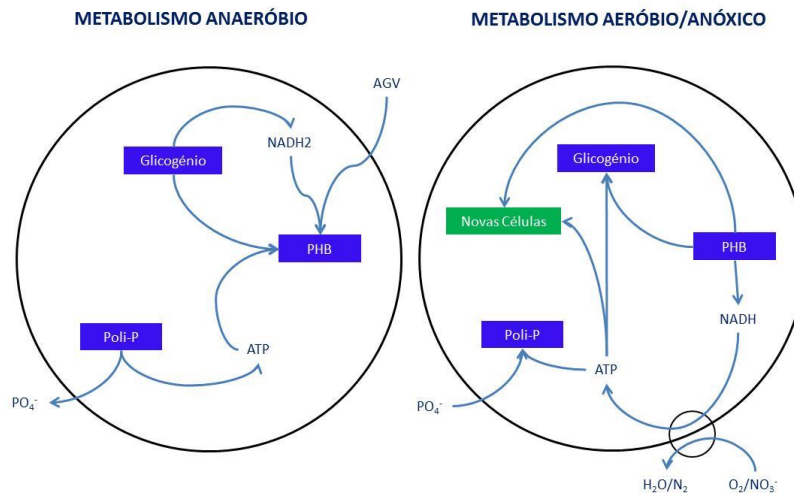
Para sistemas de Lamas Ativadas sem tanques anóxicos instalados, uma opção simples poderá passar pela variante Lamas Ativadas com arejamento cíclico, a qual pode assegurar uma excelente remoção de azoto, se for possível garantir um Tempo de Retenção de Sólidos suficientemente elevado para a nitrificação ocorrer (WEF, ASCE, EWRI, 2005). Neste tipo de sistemas o arejamento é programado para desligar periodicamente, possibilitando a ocorrência da nitrificação e desnitrificação no mesmo tanque.

Apesar destes sistemas que se acabaram de descrever responderem usualmente às exigências legais de tratamento, são processos que apresentam custos elevados. Esta realidade tem motivado o estudo de tecnologias mais eficientes e menos dispendiosas. Um caso que tem sido bem sucedido é o processo de oxidação anaeróbia do  $\text{NH}_4^+$  (ANAMMOX), na ausência de oxigênio, no qual parte do  $\text{NH}_4^+$  é oxidado a nitrito, inibindo-se a oxidação do nitrito a nitrato Scheeren *et al.*, 2011). O  $\text{NH}_4^+$  remanescente e o nitrito formado são usados pelas bactérias Anammox, que os converte em  $\text{N}_2$ . Um via alternativa é a redução do nitrito a azoto molecular por bactérias heterotróficas sob condições anóxicas, conhecido como desnitrificação parcial. Nesse caso, todo o  $\text{NH}_4^+$  é convertido a nitrito (nitrificação parcial), conduzindo a uma diminuição significativa da quantidade de carbono externa, quando comparada com o processo que envolve a via do nitrato (Jetten *et al.*, 2001; Ahn, 2006).

### 3.3.2. Remoção Biológica do Fósforo

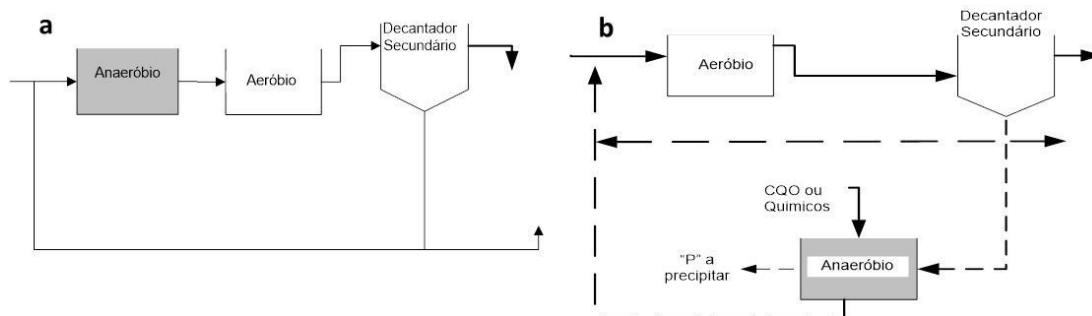
A remoção biológica do fósforo (RBP) é um processo desenvolvido para os sistemas de lamas ativadas, no qual são criadas condições favoráveis ao enriquecimento da biomassa em microrganismos acumuladores de fósforo (PAO). Este enriquecimento envolve uma primeira fase de pré-acondicionamento da biomassa microbiana em condições anaeróbias e uma segunda fase de exposição da biomassa a condições aeróbias (Rubino *et al.*, 2003). Segundo Comeau *et al.* (1986) e Wentzel *et al.* (1986), nestas condições, estes microrganismos possuem a capacidade de converter os produtos provenientes da água residual e da fermentação da biomassa em energia sob a forma de polifosfatos (ATP), que serão transformados em fosfatos aquando das suas satisfações energéticas.

O aumento da concentração de fosfatos no meio de cultura induz os microrganismos acumuladores de fósforo a desenvolverem um metabolismo aeróbio, consumindo os fosfatos em excesso, convertendo-os em mais polifosfatos que serão utilizados na síntese de mais biomassa. Dado que o mecanismo aeróbio disponibiliza grandes quantidades de energia, os microrganismos são capazes de remover uma quantidade superior à libertada na zona anaeróbia, removendo assim os fosfatos afluentes na água residual (Smolders *et al.*, 1994). O fósforo é assim armazenado e posteriormente extraído do sistema através das lamas em excesso. Este mecanismo de RBP está ilustrado no esquema da Figura 8.



**Figura 8** - Metabolismo das PAO em condições anaeróbias e anóxicas (Smolders *et al.*, 1994).

Os sistemas de remoção biológica do fósforo podem ser divididos em dois grupos, os processos em linha e os processos laterais. Nos processos em linha, a fase anaeróbia do sistema está presente no circuito do afluente ao sistema. Nos processos laterais o reator anaeróbio é instalado na linha de recirculação de lamas (Metcalf e Eddy, 2003). A Figura 9 mostra as duas configurações do sistema Phoredox de remoção de fósforo em linha e o sistema Phostrip de remoção lateral de fósforo.



**Figura 9** - Configurações de remoção biológica de fósforo: a) Phoredox; b) Phostrip. (adaptado de Metcalf e Eddy, 2003).

O sistema de Phoredox é um exemplo do processo em linha, que consiste numa zona anaeróbia seguida de uma zona aeróbia, sendo o fósforo retirado do sistema no fluxo de lamas em excesso.

O sistema Phostrip é constituído por um reator aeróbio com recirculação, acoplado a um decantador, onde os sólidos do decantador são recirculados para um reator anaeróbio, ocorrendo libertação de fósforo para o sobrenadante. O fósforo é retirado do sistema por precipitação química. As lamas, isentas de fósforo, são recirculadas para o reator aeróbio (Kaschka e Weyrer, 1999).

## **4. Modelação do Tratamento Biológico de Lamas Ativadas**

Um modelo é uma simplificação da realidade e são construídos para ajudar a compreender melhor o sistema real em questão. Os modelos ajudam igualmente a adotar estratégias que definam/condicionem o futuro do sistema real e/ou a identificar as ações que melhor respondam a determinadas manifestações deste.

A modelação numérica dos processos de tratamento de águas residuais e a utilização de ferramentas de simulação numérica têm sido muito utilizadas em investigação, desenvolvimento de processos, atividade de consultoria e regulatórias, uma vez que auxiliam no planeamento, dimensionamento e avaliação do comportamento do sistema de tratamento.

Neste capítulo faz-se uma abordagem genérica da modelação matemática aplicada ao tratamento de águas residuais, mais particularmente aos sistemas de lamas ativadas. A descrição matemática dos processos envolvidos no tratamento de águas residuais é remetida para referências específicas.

### **4.1. O Processo de Modelação**

A modelação matemática de ETARs ou de processos específicos que as integram tornou-se numa ferramenta popular nas últimas duas décadas e tem ampla aplicação em investigação científica, no projeto de ETARs, na otimização e no controlo de processos (Henze et al, 2000; Langergraber et al, 2004).

Um modelo de uma ETAR integra um conjunto de modelos que descrevem fenómenos específicos de natureza física (e.g. modelo hidráulico, modelo de sedimentação), química (e.g. o modelo de desinfecção com adição de cloro) e biológica (e.g. o conjunto de equações diferenciais que representam as reações biológicas (e químicas) que ocorrem num sistema de tratamento. O modelo hidráulico descreve as dimensões, o comportamento hidráulico dos tanques (e.g. volumes constantes ou volumes variáveis; reatores tipo mistura completa, tubular ou batch) e os fluxos entre tanques (e.g. recirculação de lamas e a recirculação interna de um sistema pré-anóxico de remoção biológica de azoto). Os modelos de sedimentação são necessários para descrever os processos de sedimentação primária e especialmente relevantes para os de sedimentação secundária, estando disponíveis em diferentes graus de complexidade. Os modelos mais populares são os modelos simples ideais assentes, em sedimentadores

perfeitos (sem tempo de retenção), e os modelos unidimensionais de várias camadas assentes no modelo Takacs *et al.* (1991), mais realistas.

De facto, a modelação do tratamento de águas residuais é complexo e a sua implementação na simulação do funcionamento de uma ETAR necessita de uma metodologia ordenada, para ser bem-sucedida. Os principais passos a ter em consideração num processo de modelação são os seguintes (Coen *et al.*, 1996; Hulsbeek *et al.*, 2002; Petersen *et al.*, 2002):

- Definição dos objetivos que se pretendem alcançar com a construção e utilização do modelo matemático;
- Seleção ou formulação do modelo matemático apropriado: escolha dos modelos necessários para descrever a ou as diferentes unidades da ETAR a serem consideradas na simulação, bem como, determinar os modelos hidráulicos;
- Caracterização das águas residuais e caracterização de biomassa, incluindo características de sedimentabilidade da biomassa;
- Recolha de dados para a simulação;
- Calibração dos parâmetros, em especial os do modelo de lamas ativadas, usando dados experimentais;
- Validação do modelo, ou seja, avaliar se o modelo é ou não suficientemente rigoroso para a sua função específica;
- Avaliação de cenários ou de alternativas de tratamento ou de operação.

#### **4.2 Modelos de Lamas Ativadas**

O atual conceito para a modelação dos processos biológicos de lamas ativadas foi introduzido, em grande parte, nos anos 70 e 80 por Dold *et al.* (1980) e Ekama *et al.* (1984). Com base no trabalho destes autores, foram desenvolvidas várias abordagens, até chegarmos aos atuais modelos matriciais de lamas ativadas da IWA (International Water Association) – os modelos ASM (Activated Sludge Models). Estes modelos de lamas ativadas são os mais conhecidos e usados em todo o mundo na simulação da remoção biológica de matéria orgânica, azoto e fósforo. Entre 1986 e 1999 assistimos ao desenvolvimento dos modelos ASM1 (Henze *et al.*, 1987), ASM2 (Henze *et al.*, 1995), ASM2d (Henze *et al.*, 1999) e ASM3 (Gujer *et al.*, 1999). Estes modelos

estimularam o aparecimento e a melhoria de outros modelos e de softwares específicos e, conseqüentemente, contribuíram para um conhecimento, cada vez mais detalhado, dos processos envolvidos e possibilitaram progressos consideráveis na operação e gestão de ETARs.

Os modelos ASAL (Jones, 1978; Chambers e Jones, 1988) são outra família de modelos que têm sido usados em alguns estudos (e.g. Stokes *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 1998; Stokes *et al.*, 2000; Debiasi, 2012; de Jesus, 2014). Os modelos ASAL existem nas versões ASAL1, ASAL2, ASAL3 e ASAL5 (WRc, s.d.a). Existe ainda o modelo TUDP que tem sido usado também em alguns estudos (Murnleitner *et al.*, 1997; Van Veldhuizen *et al.*, 1999). O Quadro 5 estabelece algumas características e relações entre os principais modelos usadas na simulação de processos de lamas ativadas.

Apesar das diferenças entre estes modelos, uns e outros são capazes de simular a remoção de matéria orgânica, a nitrificação, a desnitrificação e alguns deles também a remoção de fósforo por métodos bio- e físico-químicos. No entanto, o grande número de processos que são descritos, associado ao elevado número de parâmetros, resulta numa elevada complexidade destes modelos.

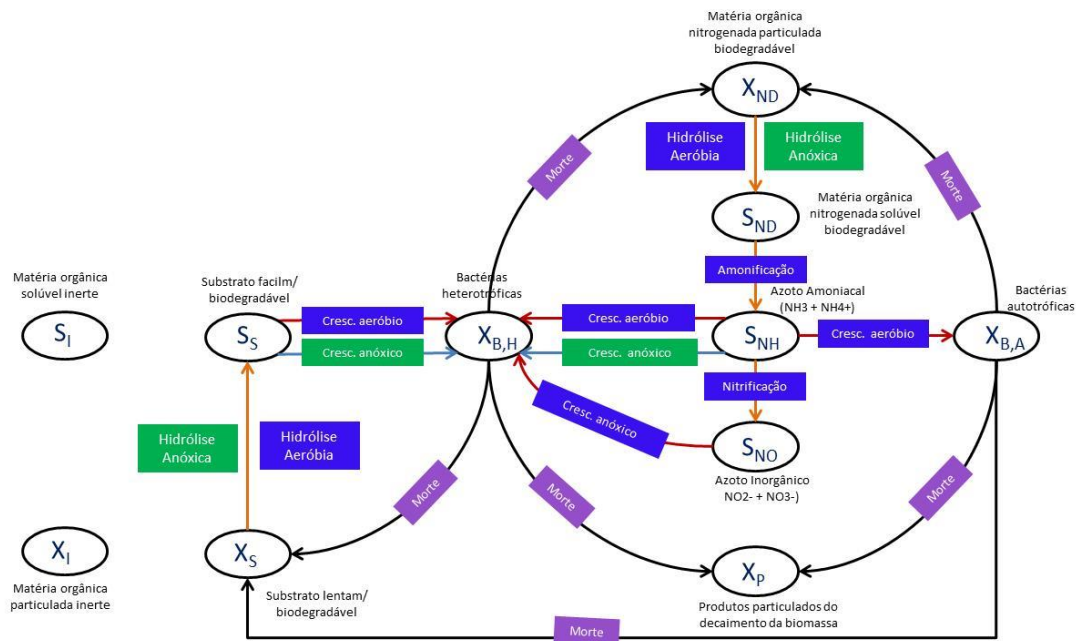
**Quadro 5** - Modelos utilizados na simulação do tratamento de águas residuais.

Modelo	Nitrificação e Desnitrificação	Bio-P	Quim-P	Fermentação	Variáveis de estado	Referências
ASM1	✓				13	Henze <i>et al.</i> (1987)
ASM2	✓	✓	✓	✓	19	Gujer <i>et al.</i> (1999)
ASM2d	✓	✓	✓	✓	19	Henze <i>et al.</i> (1995)
ASM3	✓				13	Henze <i>et al.</i> (1999)
ASM3-bio-P	✓	✓			17	Rieger <i>et al.</i> (2001)
ASAL1	✓				10	WRc (s.d.a)
ASAL2	✓				11	WRc (s.d.a)
ASAL3	✓				11	WRc (s.d.a)
ASAL5	✓	✓			13	WRc (s.d.a)
TUDP	✓	✓		✓	17	Brdjanovic <i>et al.</i> (2000)

#### 4.2.1. Modelos ASM

O modelo ASM1 foi criado por Henze *et al.* (1987) e foi desenvolvido principalmente para estações de tratamento de águas residuais urbanas de lamas ativadas para descrever a remoção de carbono orgânico e de azoto, com o consumo simultâneo de oxigénio e nitrato como aceptadores de electrões, e para se obter uma boa descrição da produção de lamas (Van Loosdrecht, 2015).

O modelo ASM1 descreve quatro processos principais, sendo eles, o crescimento da biomassa, o decaimento da biomassa, a amonificação do azoto orgânico e a hidrólise da matéria orgânica particulada. A Figura 10 ilustra os principais processos representados no modelo assim como a inter-relação entre eles. A estrutura matricial assim como os coeficientes cinéticos e estequiométricos do modelo ASM1 encontra-se no Anexo I.



**Figura 10** - Esquema dos processos envolvidos e as interligações entre os componentes do modelo ASM1 (adaptado de Petersen *et al.*, 2002).

Este compreende também uma abordagem baseada no fracionamento da matéria orgânica, atendendo à biodegradabilidade. A matéria orgânica não-biodegradável, solúvel e particulada, denominadas respetivamente por S e X, passa pelo sistema sem sofrer qualquer tipo alteração. O substrato particulado é removido através da purga de lamas e a matéria solúvel abandona o sistema com o efluente da ETAR.

O crescimento dos organismos, tanto autotróficos como heterotróficos, é descrito pela cinética de Monod. A biomassa heterotrófica oxida o substrato rapidamente biodegradável e cresce em condições aeróbias ou anóxicas, enquanto a biomassa autotrófica utiliza amónia para obtenção de energia e cresce em condições aeróbias.

O decaimento da biomassa ocorre em quaisquer condições ambientais e inclui diversos mecanismos, como a respiração endógena, morte, predação e lisis. No ASM1, é, no entanto, admitido o conceito de “death-regeneration” (Dold *et al.*, 1980; Henze *et al.*, 1987), que inclui a lisis combinada com a hidrólise do substrato libertado e,

subsequentemente, conduz ao crescimento de novas células a partir da fração (lentamente) biodegradável do mesmo substrato. Apenas a fração não-biodegradável libertada se mantém como um resíduo inerte.

A amonificação do azoto orgânico solúvel consiste na conversão de azoto orgânico solúvel ( $S_{ND}$ ) em azoto amoniacal ( $S_{NH}$ ). E nos processos de hidrólise, o azoto orgânico é hidrolisado a azoto orgânico solúvel, assim como a matéria orgânica particulada ( $X_P$ ), que dá origem a matéria orgânica solúvel ( $X_S$ ), fica disponível para o processo de crescimento dos microrganismos. A hidrólise da matéria orgânica ocorre apenas em condições aeróbias e anóxicas.

Como restrições à aplicação do modelo, pode dizer-se que o modelo não se aplica a águas residuais com elevadas contribuições industriais e que a idade das lamas deve estar nos limites adequados, de 3 a 30 dias, para que se evite problemas de sedimentação com a biomassa.

O ASM1 foi estendido para incluir uma descrição de remoção biológica de fósforo, resultando no ASM2 e ASM2d (Henze *et al.* 1995, 1999) e mais recentemente, alguns dos conceitos do modelo ASM1 foram alterados e o modelo convertido em ASM3 (Gujer *et al.*, 1999), um modelo que se centra também na degradação de carbono e azoto, mas permite a introdução de processos de armazenamento de biopolímeros em condições transientes. O modelo ASM2 inclui dois processos químicos para simular a precipitação química do fósforo, que resulta da presença de metais em águas residuais com elevadas concentrações em ortofosfatos. Neste modelo, os componentes orgânicos passam a ser quantificados também em termos de SST ( $X_{SST}$ ) (no modelo ASM1 é totalmente quantificado em termos de CQO), permitindo assim determinar os polifosfatos, fração inorgânica que não contém nenhuma CQO, como também a fração mineral particulada presente no efluente e a que se forma na precipitação do fósforo. O ASM2 apresenta as mesmas restrições do ASM1, acrescidas de outras relacionadas com as incertezas da remoção de P e do comportamento dos organismos PAO (Phosphate Accumulating Organisms). O modelo ASM2d inclui dois processos adicionais que contabilizam os organismos acumuladores de fósforo (PAO) em duas frações, em que uma delas sofre desnitrificação, recorrendo aos produtos no interior das células. Enquanto o modelo ASM2 assume que os PAO apresentam crescimento apenas em condições aeróbias, o ASM2d inclui também o crescimento em condições anóxicas. No que concerne a pressupostos e restrições, as do ASM2d são idênticas às do ASM2.

O modelo ASM3 foi desenvolvido para corrigir os principais defeitos observados no modelo ASM1, tendo sido publicado em 1999 (Gujer *et al.*, 1999). De uma maneira geral, o modelo ASM3 apresenta uma descrição mais detalhada dos processos celulares internos, dando importância ao armazenamento de substratos orgânicos e permitindo um melhor ajustamento dos processos de decaimento às condições ambientais. Outra diferença muito importante em relação ao ASM1, é o facto dos processos autotróficos e heterotróficos serem considerados independentes. Além do ASM3 apresentar as mesmas limitações do modelo ASM1, são ainda indicadas outras restrições como, por exemplo, o pH deve ser constante e aproximadamente neutro (6,5 a 7,5) e a alcalinidade deve ser predominantemente constituída por bicarbonato ( $\text{HCO}_3$ ). O modelo não consegue operar com aumentos da concentração de nitritos e os parâmetros utilizados pelo modelo devem ser especificados pelo utilizador após a caracterização das águas residuais afluentes ao sistema.

#### 4.2.2. Modelos ASAL

À semelhança do que vimos para os modelos ASM, existem várias variantes dos modelos ASAL. As principais diferenças entre eles encontram-se apresentadas no Quadro 6. Algumas dessas diferenças traduzem-se na forma como os processos são descritos, no maior ou menor número de processos incluídos e, conseqüentemente, no número de variáveis de estado e de equações auxiliares que cada um deles integra.

**Quadro 6** - Principais diferenças entre os modelos ASAL (WRc, s.d.a).

<b>Modelo</b>	<b>Descrição</b>
ASAL1	O mecanismo de hidrólise não é modelado explicitamente
ASAL2	Similar ao ASAL1, mas a hidrólise é explicitamente modelada
ASAL3	Similar ao ASAL2, mas a absorção do azoto pela biomassa é simulada
ASAL5	Similar ao ASAL2, mas incorpora um mecanismo simples de remoção biológica de fósforo

Além das diferenças identificadas no quadro anterior, uma outra diferença entre o ASAL 1 e o ASAL 3 tem a ver com a forma como a transformação dos sólidos é modelada. No modelo ASAL1, 80% de todos os sólidos suspensos no afluente são destruídos, enquanto no ASAL3 a hidrólise do material particulado é simulada (WRc, s.d.a).

Os modelos ASAL apresentam muitas semelhanças em relação aos modelos ASM, sobretudo em termos de processos globais que são capazes de simular como a remoção de matéria orgânica, a remoção de azoto e a remoção de fósforo. Os modelos ASAL também representam a biomassa por um único nível trófico – as bactérias. A ação de organismos superiores também não é explicitamente modelada. Estes organismos superiores atuam normalmente como predadores das bactérias, pelo que a sua não inclusão pode aumentar as incertezas da modelação dos processos de consumo de biomassa (Van Loosdrecht e Henze, 1999) e da modelação do sedimentador secundário (Tackacs et al, 1991; WRc, s.d.a).

Todavia, numa análise comparativa mais fina das duas famílias de modelos, as diferenças são bem visíveis a nível da forma como os processos são representados, da parametrização estequiométrica e cinética e dos *inputs*. Uma das principais diferenças tem a ver com a unidade de medida usada para quantificar a matéria orgânica. Os modelos ASAL usam a carência bioquímica de oxigénio (CBO) como unidade de medida da matéria orgânica, enquanto os modelos ASM usam a Carência Química de Oxigénio (CQO). Apesar deste facto ser visto por muitos investigadores como uma limitação dos modelos ASAL, a verdade é que os resultados não têm demonstrado essa fragilidade. Comparações estabelecidas entre ambos, utilizando dados reais, indicaram que os dois modelos dão previsões semelhantes para a qualidade do efluente, desde que ambos os modelos sejam devidamente calibrados. Além disso, a modelação com modelos que usam a CBO têm uma vantagem prática, dado que não requerem ajustes para as quantidades biodegradáveis da CBO (Stokes *et al.*, 2000).

Outra diferença entre os modelos ASAL e os modelos ASM está relacionada com a forma como representam a viabilidade dos microorganismos (Pirt,1975, citado em Stokes *et al.*, 2000). Ainda que ambas as famílias de modelos representem a biomassa ativa constituída por microorganismos heterotróficos e autotróficos, nos modelos ASAL, a atividade bioquímica é atribuída às células viáveis em crescimento e células não-viáveis (Jones, 1978). Esta abordagem foi baseada em estudos anteriores (Wooldridge e Standfast, 1936, citado em Stokes *et al.*, 2000) que indicaram que apenas uma pequena proporção de bactérias que respiram são realmente viáveis. Portanto, os modelos ASAL representam a biomassa em três estados distintos:

- as bactérias viáveis, que utilizam CBO para os processos relacionados com o crescimento, sendo modelada através da equação da cinética de crescimento de Monod como nos modelos ASM;

- as bactérias não-viáveis que são incapazes de tomar parte do crescimento, mas continuam a ter uma atividade enzimática residual. Esta atividade é mais baixa do que a das bactérias viáveis, porque o substrato é transportado de forma ativa da célula para os locais das enzimas. Neste caso, a equação de Michaelis-Menten é utilizada para modelar este comportamento;
- e as bactérias mortas, sem atividade biológica. Por causa da abordagem “death-regeneration” usada no modelo ASM1, a diferença entre os dois modelos, na prática, é menos clara (Stokes *et al.*, 2000).

Finalmente, os modelos ASAL e os modelos ASM também diferem entre si na forma como representam as fontes de energia, carbono e azoto. Em relação à fonte de energia, os modelos ASAL usam a CBO solúvel para os heterotróficos e o azoto amoniacal para os autotróficos, a fonte de carbono não é simulada e a fonte de azoto apenas o ASAL3 simula o azoto amoniacal solúvel como fonte, quer para os heterotróficos quer para os autotróficos (Stokes *et al.*, 2000).

#### 4.2.3. Modelos de Sedimentação Secundária

O desenvolvimento de modelos rigorosos do comportamento dos sedimentadores secundários, também tem sido objeto de muita investigação. Alguns dos modelos de lamas ativadas menos recentes ignoravam os efeitos da sedimentação, ao representá-los como separadores perfeitos. Atualmente já é possível ultrapassar esta limitação com o uso de modelos de sedimentadores secundários mais realistas.

A abordagem mais comum é usar o modelo de Takacs (Takacs *et al.*, 1991), que modela os efeitos de espessamento e clarificação, mas assume que a hidráulica interna é a de um sedimentador perfeito. O modelo de Takacs assenta na teoria do fluxo limitante (Carlsson, 1998) que foi originalmente desenvolvida para o funcionamento em estado estacionário, com regras simples para ser aplicado na modelação dinâmica. O princípio do fluxo limitante diz que se a taxa a que os sólidos entram na cobertura de lamas exceder a taxa a que os sólidos a deixam, a cobertura de lamas deve crescer. Neste modelo, os sólidos são divididas em duas frações, sedimentável e não-sedimentável, sendo apenas a fração sedimentável usado para calcular a velocidade de sedimentação. O modelo foi recentemente revisto (Jeppsson e Diehl, 1996) por não representar corretamente as rápidas mudanças do manto de lamas. Apesar desta fragilidade teórica,

o modelo Takacs é amplamente utilizado, dado que fornece previsões que comparam razoavelmente bem com os dados experimentais.

A maioria dos modelos atuais usam um campo de fluxo unidimensional, no qual o fluxo se desloca verticalmente para cima ou para baixo (clarificação e espessamento) e, portanto, é uma idealização do fluxo padrão efetivo. Uma alternativa passa pela utilização de duas ou três dimensões com base em modelos computacionais de dinâmica de fluidos (CFD), que descrevem o campo de fluxo real dentro do tanque, incluindo os de curto-circuitos e as correntes de recirculação. A abordagem CFD está a tornar-se mais comum, mas coloca uma grande carga computacional no modelo. Para termos uma ideia, um modelo típico unidimensional usará 10 células para representar o tanque de sedimentação; um modelo típico de CFD bidimensional usará 10.000 ou mais células para resolver corretamente o campo de fluxo.

Embora os modelos 2-D dos sedimentadores secundários sejam teoricamente mais rigorosos, ainda não se encontram no estado de desenvolvimento que possibilite o seu uso rotineiro nos modelos dinâmicos. Com uma calibração rigorosa, o modelo Takacs é adequado para a maioria dos utilizadores.

### **4.3. Ambientes de Simulação**

Um ambiente de simulação pode ser descrito como um software que permite ao modelador construir um modelo e fazer experimentações sobre o modelo construído.

De um modo geral existem dois tipos de ambientes de simulação, os de âmbito geral e os específicos (Gernaey, 2004). Os ambientes gerais apresentam normalmente uma elevada flexibilidade, mas o modelador tem de fornecer/construir os modelos que são para ser usados na modelação de uma ETAR específica, o que é normalmente uma tarefa árdua e morosa. Um dos exemplos mais populares de um ambiente de simulação de propósito generalizado é o MATLAB/Simulink ([Http://www.mathworks.com](http://www.mathworks.com)). Os ambientes de simulação de propósito específico de ETARs contêm geralmente uma biblioteca ampla de modelos pré-definidos de operações e processos do sistema real, sendo neste caso mais facilmente construída a configuração do sistema a ser simulado. Alguns dos exemplos mais divulgados na literatura de ambientes de simulação específicos são: AQUASIM (<http://www.aquasim.eawag.ch>), BioWin (<http://www.envirosim.com>), EFOR ([Http://www.dhisoftware.com/efor](http://www.dhisoftware.com/efor)), GPS-X ([Http://www.hydropantis.com](http://www.hydropantis.com)), SIMBA ([Http://www.ifak-system.com](http://www.ifak-system.com)), STOAT

([Http://www.wrcplc.co.uk/software](http://www.wrcplc.co.uk/software)) e WEST ([Http://www.hemmis.com](http://www.hemmis.com)). Mais informação sobre ambientes de simulação específicos pode ser encontrada em Olsson e Newell (1999) ou nos respetivos websites.

Estes ambientes de simulação têm melhorado de um modo geral na sua capacidade de apoio ao ensino, formação, projeto, operação e nos processos de resolução de problemas. O acesso à computação de baixo custo tem sido a força motriz dos avanços que têm acontecido ao longo das últimas 2 décadas.

Apesar de existirem ambientes de simulação muito amigáveis, a construção do modelo requer utilizadores qualificados que compreendam de forma profunda o sistema real, assim como as implicações de cada linha de código dos modelos ou de cada ligação entre blocos, ou de cada *input* introduzido. Os ambientes de simulação específicos envolvem o perigo de o utilizador configurar o modelo sem entender a estrutura e o funcionamento do sistema real, assim como facilmente esquecer os pressupostos e limitações do modelo.

## **5. Material e Métodos**

### **5.1. Breve Descrição Metodológica**

A metodologia adotada no desenvolvimento deste trabalho teve por embasamento uma vasta pesquisa bibliográfica sobre o tratamento de águas residuais, com especial enfoque sobre os sistemas de tratamento biológico de lamas ativadas, bem como sobre os modelos matemáticos e os ambientes de simulação específicos dos sistemas de tratamento de águas residuais. Além desta fase inicial, foram ainda realizadas outras tarefas de grande relevância para a consecução dos objetivos delineados, tais como:

- a realização de reuniões com a Coordenadora de Operação de Trás-os-Montes e Douro Superior da empresa Águas do Norte, s.a.;
- a realização de visitas guiadas à ETAR de Bragança para analisar mais detalhadamente a sua estrutura e o seu funcionamento;
- a construção do modelo, que requereu uma aprendizagem profunda do software o WRc STOAT 5.0, um dos ambientes de simulação específicos disponível gratuitamente;
- a calibração do modelo;
- a realização de várias experiências sobre o modelo (simulações);
- definição e avaliação de cenários relacionados com modificações das características do afluente, alterações de condições operacionais e estudo de alternativas diferentes de tratamento.

### **5.2. Caracterização do Sistema de Estudo – ETAR de Bragança**

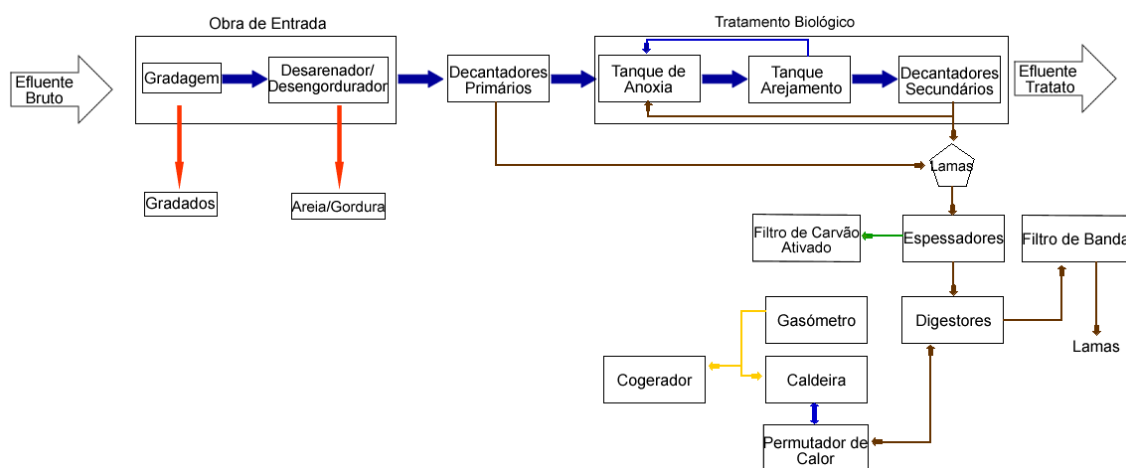
#### *5.2.1 Operações e Processos Unitários da ETAR*

O sistema de tratamento estudado foi a principal Estação de Tratamento de Águas Residuais de Bragança. A descrição que se apresenta a seguir foi efetuada com base nas visitas realizadas à ETAR, em informação recolhida durante as várias reuniões e num documento técnico disponibilizado pelas Águas do Norte, S.A. (Águas do Norte, s.d.), empresa responsável pela gestão do sistema de tratamento.

Esta ETAR recebe e trata as águas residuais domésticas da cidade de Bragança e das localidades de Nogueira, Gostei, Castro de Avelãs, Castanheira, Landomar e Donai, num total de cerca de 42.000 habitantes. A ETAR está em funcionamento desde o ano 2000, e sofreu várias obras de ampliação e beneficiação desde então, com o intuito de melhorar a eficiência do processo de tratamento.

O sistema foi projetado de forma a produzir um efluente de qualidade no que concerne a CQO, CBO<sub>5</sub>, SST e Azoto Total, de modo a cumprir o estabelecido no Decretos-Lei 152/97, de 19 de Julho e 236/98, de 1 de Agosto. Em relação ao Azoto Total, a ETAR não está obrigada a cumprir os valores limite de emissão referentes a este contaminante.

Na Figura 11 apresenta-se o diagrama linear do processo de tratamento da ETAR.



**Figura 11** - Diagrama linear da ETAR Bragança (adaptado de Águas do Norte).

Como se pode ver na figura anterior, a ETAR de Bragança integra quatro linhas distintas de tratamento: linha líquida, linha de lamas, linha de biogás e linha de desodorização.

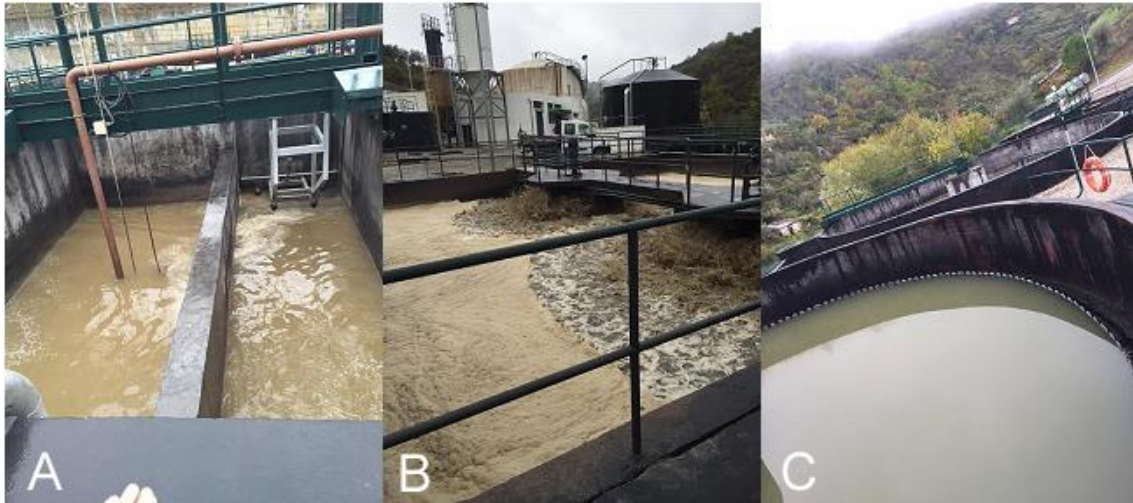
Em relação à linha líquida de tratamento, a ETAR de Bragança é constituída por uma obra de entrada com sistemas de gradagem, tamisação e uma unidade de desarenação/desengorduramento. Além disso, possui ainda um medidor de caudal do tipo Parshall com medidor de leitura automática e um canal de *by-pass* com gradagem manual. Alguns detalhes fotográficos da obra de entrada podem ser visualizados na Figura 12A. Embora não esteja representado no diagrama linear, a ETAR dispõe ainda de um descarregador de tempestade à entrada da mesma.

O tratamento primário é constituído por três sedimentadores primários, de igual configuração e dimensão, apresentando forma cilíndrica, com 10 m de diâmetro útil e volume útil de 259,2 m<sup>3</sup>, que realizam o tratamento primário do efluente (Figura 12B).



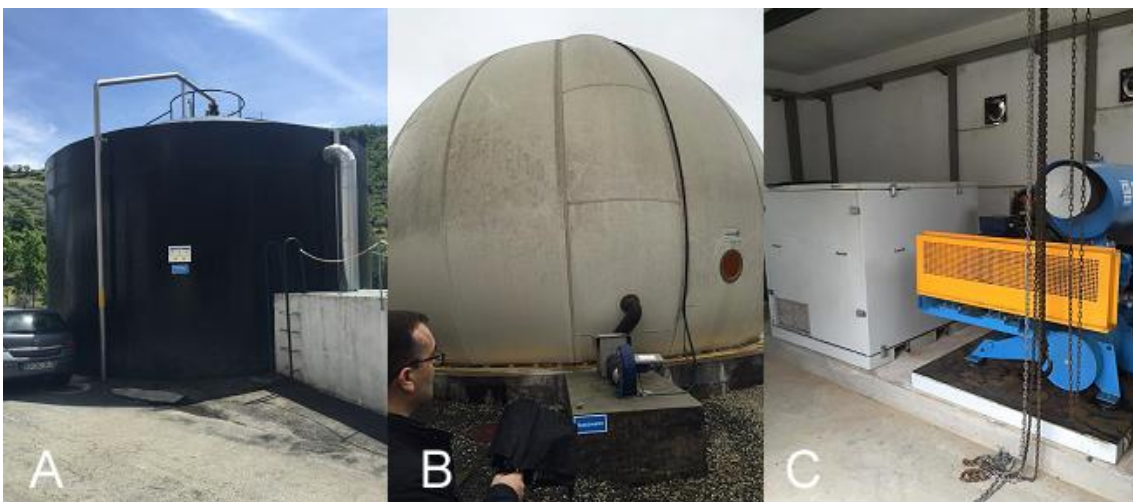
**Figura 12** - Detalhes fotográficos da ETAR de Bragança: A. Obra de entrada; B. Decantador Primário.

O tratamento biológico utilizado na ETAR é constituído por: um tanque anóxico (Figura 13A), com 715 m<sup>3</sup> de volume útil; dois tanques de arejamento, o primeiro com 695 m<sup>3</sup>, e o segundo com 1115 m<sup>3</sup> de volume útil, totalizando um volume útil de 1810 m<sup>3</sup> (Figura 13B); e três sedimentadores secundários, também de configuração e dimensão igual, com uma área superficial de 133 m<sup>2</sup>, diâmetro útil de 13 m e profundidade de 2,8 m, como mostra a Figura 13C. O arejamento dos tanques é efetuado de forma distinta. No tanque de maior dimensão por turbinas de arejamento e no menor por difusores de bolha fina instalados no fundo.



**Figura 13** - Detalhes fotográficos do sistema biológico da ETAR de Bragança: A. Tanque anóxico; B. Tanque de arejamento; C. Decantador secundário.

Em relação à linha sólida de tratamento (tratamento das lamas primárias e secundárias), a ETAR dispõe das seguintes unidades: dois espessadores gravíticos de secção circular e igual dimensão, com um volume total de 100,5 m<sup>3</sup>; dois digestores anaeróbicos (Figura 14A), o primeiro com 8 m de diâmetro e 6 m de altura, e o segundo com 12,5 m de diâmetro e 10 m de altura, totalizando 1526.6 m<sup>3</sup>; um filtro de bandas que realiza a desidratação mecânica, com capacidade máxima de 370 kg/h, 2 m de largura e volume útil de 1,16 m<sup>3</sup>.



**Figura 14** - Detalhes fotográficos da ETAR de Bragança: A. Digestor Anaeróbio; B. Gasómetro; C. Motogerador.

No que concerne à linha de gás, existe um gasómetro (Figura 14B), com 390 m<sup>3</sup> de volume de armazenamento, uma caldeira e um motogerador (Figura 14C), com 180

kW de potência unitária e um rendimento energético de 35,5%, que asseguram a valorização energética do mesmo. Por último, o sistema de desodorização de ar por filtro de carvão ativado, com capacidade de 14.360 Nm<sup>3</sup>/h, diâmetro de 3 m e altura total de 2,6 m.

A Figura 15 apresenta uma vista panorâmica, com o enquadramento paisagístico da ETAR de Bragança.



**Figura 15** - Vista panorâmica da ETAR de Bragança.

### *5.2.2. Funcionamento Global da ETAR*

As águas residuais afluentes à ETAR entram na “Obra de Entrada” onde são removidos os sólidos grosseiros, as areias e a gordura. De seguida, o afluente é encaminhado para os sedimentadores primários, onde a carga de poluição é reduzida através da remoção dos sólidos sedimentáveis.

Após esta etapa, o efluente primário é conduzido para o tratamento biológico de lamas ativadas adaptado à remoção biológica de azoto, através de um sistema pré-anóxico do tipo Ludzack-Etinger modificado, já descrito no capítulo 3, secção 3.3.1. Neste sistema, a água residual passa por uma etapa inicial de anoxia, onde ocorre a desnitrificação que permite a eliminação de nitratos.

Depois, o efluente é encaminhado para os dois tanques aeróbios em quantidades proporcionais às suas dimensões, onde decorre a nitrificação do azoto amoniacal a nitratos e a oxidação bioquímica da matéria orgânica iniciada na zona anóxica. Os

nitratos (ou parte deles) produzidos nesta etapa de aerobiose são recirculados para a fase de anoxia (recirculação interna) para poderem ser transformados em azoto molecular. Da etapa aeróbia, o efluente segue para os clarificadores secundários, para se processar a separação sólido-liquido. Uma fração da parte sólida é recirculada para o tanque anóxico e a outra é extraída do sistema para o poço da estação elevatória de lamas mistas, onde será misturada com as lamas primárias e encaminhadas para a linha de tratamento de lamas – espessamento, digestão anaeróbia, desidratação mecânica.

O biogás produzido na digestão anaeróbia é armazenado no gasómetro e utilizado como fonte de energia térmica ou como fonte de energia elétrica, ambas para uso interno da ETAR.

No Quadro 7 apresentam-se alguns parâmetros médios operacionais para o período compreendido ente janeiro e outubro de 2015.

**Quadro 7** - Parâmetros operacionais médios para o período estudado (janeiro a outubro de 2015).

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor</b>
Caudal Afluente (Q)	m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	5064
Concentração de MLSS	mg L <sup>-1</sup>	4800
Recirculação de Lamas	%Q	74
Recirculação Interna	%Q	106
Concentração MLSS nas lamas recirculadas	mg L <sup>-1</sup>	6500
OD nos tanques aeróbios	mg L <sup>-1</sup>	1,1

### 5.2.3. Caracterização do Afluente à ETAR

A quantidade e a composição do afluente são dois dos factores cruciais na modelação do tratamento de águas residuais, na medida em que é direta ou indiretamente usada como *input* dos modelos (Roeleveld e van Loosdrecht, 2002; Vandekerckhove *et al.*, 2008).

Alguns dados históricos de caudal e de concentrações de CQO, CBO<sub>5</sub>, SST, SSV e Nt para o ano de 2015 foram-nos facultados pelas Águas do Norte, s.a.. Relativamente ao caudal foram disponibilizados caudais médios diários, enquanto para as concentrações foram facultados valores médios diários referentes a amostras compostas, recolhidas em alguns dias de cada mês (max. 9 dias). Para o azoto total, a informação foi mais escassa, tendo sido facultados valores médios diários somente para dois dias de

cada mês. Os valores médios, as medianas, os mínimos e os máximos dos parâmetros referidos encontram-se na Tabela 1.

**Tabela 1** – Informação relativa ao afluente bruto da ETAR de Bragança.

	<b>Caudal (m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>SST (mg/L)</b>	<b>SSV (mg/L)</b>	<b>CQO (mg/L)</b>	<b>CBO<sub>5</sub> (mg/L)</b>	<b>Nt (mg/L)</b>
<b>Média</b>	211	318,71	286,36	581,82	258,33	88,17
<b>Mediana</b>	206,10	308,53	281,44	597,10	263,87	81,75
<b>Mínimo</b>	125,58	245	227,5	402,88	184,38	40
<b>Máximo</b>	330,17	466,67	424,44	726,44	319,67	146,5

Tendo em consideração a composição típica das águas residuais urbanas apresentada no capítulo 2, podemos dizer que a água residual que aflui à ETAR de Bragança apresenta uma carga poluente média em relação a SST, CQO e CBO<sub>5</sub> e elevada em relação ao azoto. De um modo geral, é também notório que todos os parâmetros apresentam oscilações que, por vezes, atingem magnitudes consideráveis.

Os SSV representam em média cerca de 90% dos SST e a CBO<sub>5</sub> corresponde a aproximadamente 45% dos valores da CQO, frações que estão dentro dos valores publicados para esta tipologia de água residual Lin (2007). Além disso, CQO e CBO<sub>5</sub> apresentam uma forte relação linear.

Os valores elevados de azoto, face à gama estabelecida para uma água com carga de poluição média (ver secção 2.1.3), podem ter diferentes origens, mas é natural que a atividade fisiológica dos seres humanos seja a principal fonte, dado que a urina é o principal contribuinte dos níveis de azoto nas águas residuais domésticas (Henze e Comeau, 2008).

### **5.3. Construção do Modelo da ETAR de Bragança**

Como vimos no capítulo 4, para modelar uma estação de tratamento de águas residuais, com tratamento biológico de lamas ativadas ou com outra qualquer metodologia, é conveniente dispor de um ambiente de simulação (software) que disponibilize uma biblioteca de equações ou modelos e de uma área gráfica para representar o sistema que se pretende modelar. Esse software deve, portanto, permitir a entrada de dados, simular o sistema e fornecer os resultados das simulações.

Para este estudo, o software utilizado foi o WRc STOAT 5.0 por ter distribuição livre e sem custos, além do reconhecimento de outros investigadores da eficácia do programa em simulações de sistemas de lamas ativadas.

O STOAT (“Sewage Treatment Operation and Analysis over Time”) foi criado em 1994 pela *Water Research Center* (WRc) e pelo *Imperial College*, no Reino Unido, podendo ser utilizado no dimensionamento e exploração de uma ETAR para otimizá-la e reduzir custos. O software possibilita implementar estratégias de controle, como também a análise de sensibilidade e calibração.

Com o STOAT também é possível modelar poluentes como CBO, CQO, SST, amónia, nitrato e oxigénio dissolvido (O.D.), dependendo dos modelos específicos selecionados. Para o tratamento biológico de lamas ativadas, o programa contém os modelos ASM, que se baseiam na CQO, e os modelos ASAL, assentes na utilização da CBO, entre outros (WRc, 2005).

O modelo escolhido para os tanques foi o ASAL3, com as diferenças e semelhanças anteriormente identificadas relativamente ao ASM1. Os modelos ASAL, além de outras vantagens, são mais facilmente adaptados à realidade dos inputs disponíveis relativamente ao afluente. No Anexo II encontra-se uma breve descrição matemática do ASAL3.

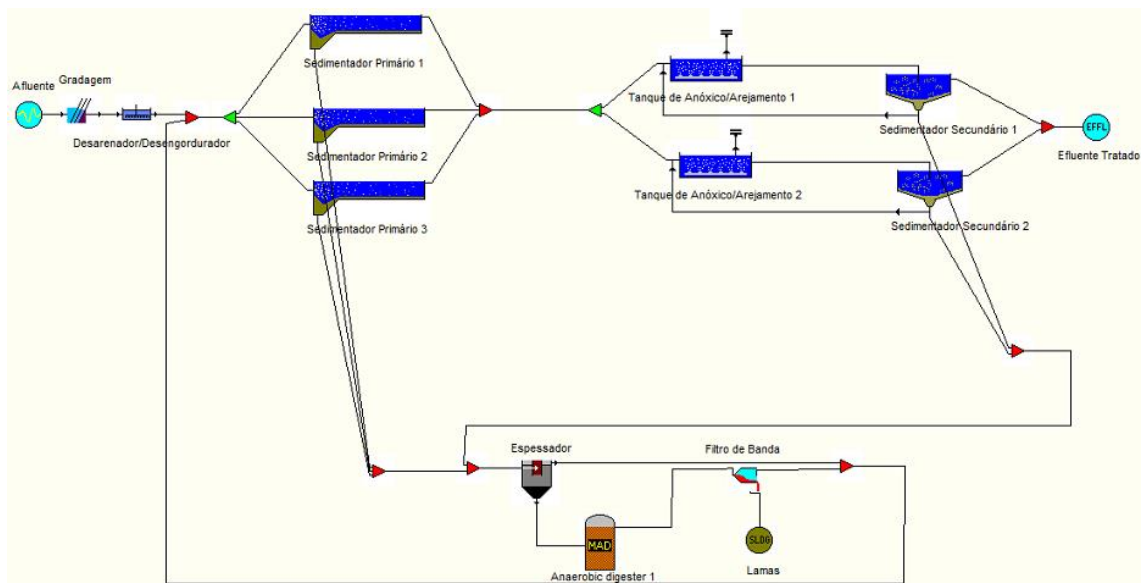
O modelo usado para a sedimentação primária foi o da CBO, disponibilizado pelo STOAT, e para os decantadores secundários utilizou-se o modelo ASAL3, que assenta no trabalho de Takacs (Takacs, 1999). Uma descrição mais detalhada destes modelos encontra-se em WRc (s.d.a).

Pelas razões já apontadas no capítulo 4, a construção do modelo foi uma das etapas mais difíceis e morosas deste estudo.

### *5.3.1. Modelo Global da ETAR de Bragança*

A utilização de Ferramentas como o STOAT 5.0 facilita o processo de modelação dos sistemas de tratamento de águas residuais, mas está longe de o tornar num processo simples e linear.

Esta etapa da metodologia envolveu a construção de várias versões, até se chegar à configuração que se apresenta na Figura 16.



**Figura 16** - Modelo em WRc STOAT da ETAR Bragança.

O modelo construído representa o sistema real com as etapas de gradagem, desarenação, decantação primária, tratamento secundário e o tratamento de lama, integrando ainda o espessamento e a digestão anaeróbia existentes no sistema real. No entanto, a estrutura do modelo parece desviar-se da estrutura do sistema real, pelo facto de se ter representado o tratamento biológico por duas linhas de tratamento do tipo *Ludzach-Ettinger modificado*. Cada linha de tratamento biológico foi definida com dimensões distintas, estabelecidas de acordo com as dimensões reais dos dois tanques aeróbios existentes na ETAR. Em síntese, o único tanque anóxico da ETAR foi representado no modelo por dois reatores anóxicos e os três decantadores secundários por dois tanques de sedimentação. Esta forma de representar o sistema real foi condicionada pelo ambiente de simulação usado, mas em termos de modelação, esta adaptação não compromete em nada a representação do sistema real.

### 5.3.2. Configuração e Calibração do Modelo

A calibração consiste na adaptação do modelo a um determinado conjunto de informações/dados do sistema real, procurando, de forma iterativa, ajustar diferentes *inputs* e parâmetros, de modo a colocar o modelo a representar melhor as condições reais de funcionamento do sistema (Jesus e Falcão, 2014). No entanto, neste processo de calibração é importante procurar obter uma aproximação dos resultados do modelo ao

maior número possível de parâmetros do sistema real, mas não necessariamente a todos (Henze *et al.*, 2005).

A calibração constitui uma das fases mais difíceis da construção do modelo, na medida em que a falta ou a insuficiência de informação do sistema real dificulta ou pode dificultar o alcance dos seus objetivos. Assegurar uma boa calibração é no entanto importante porque é a calibração que determina a precisão de um modelo, ou seja, um modelo mal calibrado pode produzir resultados dúbios ou desviados da realidade, e, consequentemente, conduzir a decisões erradas.

Apesar de estar dependente do tipo de modelo, a informação necessária pode ser distribuída por cinco grupos distintos, como se mostra no quadro que se segue.

**Quadro 8** - Informação relevante para a calibração do modelo.

<b>Informação</b>	<b>Parâmetros</b>
Dados de projeto	Volume dos órgãos, caudais das bombas de recirculação, capacidades de arejamento.
Dados operacionais	Caudais do afluente, efluente, recirculação de lamas, recirculação interna, extração de lamas pH, arejamento e temperaturas
Caracterização do regime hidráulico	Reatores de mistura completa, tubulares, outros
Caracterização do sedimentadores	Velocidades das zonas de sedimentação
Caracterização do sistema biológico	Concentrações de CQO, CBO, azoto total, azoto amoniacal (NH <sub>4</sub> -N), azoto na forma de nitratos (NO <sub>3</sub> -N), ortofosfato (PO <sub>4</sub> -P), etc. do afluente e efluente  Composição das lamas em termos de SS, SSV, CQO, N, P  Parâmetros cinéticos como as taxas de crescimento e decaimento e parâmetros estequiométricos, como os rendimentos

A qualidade e a quantidade necessária de informação, cujas fontes podem ser diversas, dependem muito da finalidade do modelo. Nos casos em que o modelo se destina a fins educacionais (e.g., para aumentar a compreensão básica dos processos), a estudos de comparação de alternativas de projeto de estações não existentes ou em outras situações, onde comparações qualitativas são suficientes, a utilização de valores disponibilizados “por defeito” pode ser suficiente. Segundo Henze *et al.* (1997) a aplicação deste procedimento a estações de tratamento de águas residuais urbanas, com

presença forte das águas de origem doméstica, tem sido igualmente muito bem-sucedida.

No caso da utilização da modelação na fase de projeto, como não existem muitos dos dados analíticos reais necessários para realizar a calibração, os modelos utilizam diretamente os valores “por defeito”. Na ausência de informação também se procura utilizar, de forma quase recorrente, os valores “por defeito” ou disponíveis na literatura.

Também convém referir que nos modelos ASM, amplamente utilizados, o processo de recalibração é muitas vezes necessário, mas surge quase sempre de uma forma relativamente discreta (Mannina *et al.*, 2011).

Se o modelo calibrado for usado num processo de avaliação rigorosa de desempenho e otimização, pode ser necessário ter uma descrição mais precisa dos processos reais em estudo. Alguns processos podem necessitar de uma descrição mais adequada do que outros, dependendo do objetivo do estudo. Esta situação é especialmente aplicável a modelos supostamente usados para descrever os processos de tratamento águas residuais industriais ou águas residuais urbanas com forte presença de águas industriais (Mannina *et al.*, 2011).

O processo adotado neste estudo para calibrar o modelo consistiu essencialmente na adoção de valores da literatura e dados históricos da ETAR, recolhidos no âmbito do controlo operacional destas estruturas de tratamento. Os dados operacionais da ETAR foram fornecidos pelas Águas do Norte S.A., entre os quais se destacam: a caracterização do afluente, do efluente primário e do efluente final; os caudais de recirculação de lamas, de recirculação interna e de extração de lamas em excesso; o oxigénio dissolvido nos tanques aeróbios; os SST e SSV dos reatores biológicos e das lamas de recirculação, entre outros.

Toda a informação foi verificada cuidadosamente e introduzida diretamente no modelo ou utilizada para estimar outros *inputs* do modelo. Importa dizer que o procedimento não é o mais preciso (requereria dados de campanhas analítica e ensaios in-situ), e muito menos o ideal (requeria a medição contínua de parâmetros específicos) (Jesus e Falcão, 2014), mas permitiu atingir um grau de calibração bastante razoável atendendo aos objetivos pretendidos.

Durante o processo de calibração procedeu-se a uma análise de sensibilidades, de modo a minimizar os esforços e otimizar o processo de calibração global, dado que a análise de sensibilidade permite descobrir quais os parâmetros mais influentes nos

resultados do modelo e que, por essa razão, podem precisar de ser calibrados (Vanrolleghem *et al.*, 2003).

A calibração envolveu várias simulações, realizadas em estado estacionário, para um período superior ao tempo de retenção de sólidos, para encontrar os *inputs* (obtidos por estimativa) e os parâmetros cinéticos e estequiométricos que melhor representassem a realidade. Após várias simulações ajustaram-se alguns *inputs* do afluente e do modelo de sedimentação primária. Todos os restantes, como as constantes cinéticas e estequiométricas do modelo biológico (ASAL3) mantiveram-se inalterados, ou seja, utilizaram-se os os valores disponibilizados “por defeito”, seguindo as próprias orientações dos especialistas da WRc.

Para se iniciar o processo de calibração, foi ainda necessário definir as condições iniciais de cada modelo específico do modelo global da ETAR, tendo-se quase sempre utilizado os valores sugeridos nos tutoriais do WRc STOAT (WRc, 2013).

O Quadro 9 apresenta os principais *inputs* fixos do modelo construído, por operação/processo unitário. Os restantes foram definidos em função do período simulado e com base nas condições operacionais da ETAR.

**Quadro 9** - Quantificação dos parâmetros utilizados no modelo.

Parâmetros	Valor Utilizado	Unidade
<b>Decantadores Primários</b>		
Volume	259,2	m <sup>3</sup>
Área Superficial	78,5	m <sup>2</sup>
Número de Estágios	2	
<b>Tanques anóxico/arejamento</b>		
Volume	Tanque 1 = 1560 Tanque 2 = 960	m <sup>3</sup>
Distribuição de Caudais	Tanque 1 = 0,68 Tanque 2 = 0,32	m <sup>3</sup>
Número de Estágios	2	
<b>Sedimentadores Secundários</b>		
Área Superficial	Sed. Sec. 1 = 275 Sed. Sec. 2 = 125	m <sup>2</sup>
Profundidade dos Tanques	2,8	m
Profundidade de Alimentação	1	m
<b>Digestor Anaeróbio</b>		
Volume	1517	m <sup>3</sup>

Em relação à caracterização do afluente foram usados os dados históricos da ETAR, porém foi necessário utilizar os valores da CBO<sub>5</sub> para estimar as frações solúvel e particulada, inicialmente com base na literatura e posteriormente com base no processo de calibração. Em relação ao azoto, também não houve possibilidades de caracterizar as diferentes formas de azoto e tivemos que assumir no afluente a presença de azoto orgânico e amoniacal numa proporção de aproximadamente 40% e 60% respectivamente.

O tratamento preliminar foi representado na estrutura do modelo e foi configurado com base nos dados do sistema real, mas não exerce qualquer influência nas variáveis de estado do modelo, uma vez que o afluente à ETAR não foi caracterizado em termos de sólidos grosseiros e areias. Para todos os efeitos, a inclusão dessas operações unitárias preliminares têm somente a função de representar visualmente a estrutura do sistema real. Na prática, o modelo considera que os sólidos grosseiros, areias, óleos e gorduras são totalmente removidos nesta etapa, não interferindo com os processos subsequentes.

No que concerne ao tratamento primário, o modelo adotado para descrever a sedimentação primária dos três sedimentadores foi o da CBO. Este modelo é disponibilizado pelo WRc STOAT e é o recomendado para usar com os modelos ASAL. Este modelo assenta no trabalho desenvolvido pelo Lessard e Beck (1988). O sedimentador é modelado como sendo constituído por vários compartimentos bem misturados em série, tendo cada tanque o mesmo volume e a mesma área de sedimentação e é assumido operarem a volume constante. A CBO particulada e os Sólidos Suspensos Voláteis e Fixos são divididos nas frações sedimentáveis e não-sedimentáveis. O modelo assume que a razão entre as frações sedimentável e não-sedimentável é constante para cada uma das componentes. Outros *inputs* do modelo são os que estão relacionados com os dados geométricos dos próprios órgãos da ETAR. Alguns parâmetros dos sedimentadores primários foram alterados por forma a colocarmos o modelo a ter eficiências de remoção de SST e de CBO<sub>5</sub> similares às da ETAR.

No que concerne ao tratamento biológico de lamas ativadas foi utilizado o modelo ASAL3. Em termos de *inputs* do modelo, assumem relevância as dimensões dos órgãos, o regime hidráulico, um conjunto de parâmetros operacionais, a distribuição dos caudais por cada uma das linhas de tratamento e, ainda, os coeficientes cinéticos e estequiométricos dos processos biológicos (ver anexo II). Como já referido

anteriormente, uma grande parte da informação sobre estes itens foi obtida a partir dos dados da ETAR, enquanto para os parâmetros cinéticos e estequiométricos foram usados os valores “por defeito”.

Cada tanque anóxico e aeróbio foi simulado por um único reator ideal CSTR (*Continuous Stirred Tank Reactor*). A concentração de O.D. nos tanques aeróbios foi fixado em níveis específicos por um controlador integral proporcional (PI), o qual vai alterando o coeficiente de transferência ( $k_{La}$ ) de forma a manter o O.D. constante.

Ainda em relação ao tratamento biológico, mas no que respeita à operação de sedimentação, o modelo utilizado para os dois sedimentadores secundários foi o ASAL3. Neste modelo, o tanque de sedimentação é dividido num determinado número de zonas e requer a profundidade da entrada do afluente no órgão. O “licor misto” no sedimentador flui quer nos sentido ascendente para sair como decantado ou no sentido descende para sair como Lama Activada Recirculada ou Lama Extraída do sistema. Os parâmetros geométricos destes órgãos também são inputs relevantes para o modelo, que neste caso em particular envolveu uma ligeira adaptação, pelo facto de os três sedimentadores do sistema real terem sido representados no modelo apenas por duas unidades de sedimentação.

Em relação ao tratamento de lamas, apenas a digestão envolve a seleção de um entre vários modelos. Os modelos das outras unidades não colocam opções à disposição do modelador. Importa enfatizar que a inclusão do tratamento de lamas no modelo aumenta substancialmente a sua complexidade, apesar de serem processos descritos de forma simples, em que o comportamento hidráulico é representado por reatores ideais de mistura completa.

#### **5.4. Avaliação dos Resultados do Modelo**

A avaliação da qualidade dos resultados do modelo foi efetuada com base em parâmetros estatísticos, comumente usados para avaliar o grau de comparabilidade entre os valores reais e os valores simulados. Para o efeito foram utilizados vários parâmetros: o coeficiente de correlação, o desvio médio, a raiz quadrada do erro médio quadrático e o índice de concordância (Quadro 10).

**Quadro 10** - Parâmetros estatísticos utilizados na avaliação dos resultados simulados.

Parâmetro	Fórmula	Gama	Valor ideal
Coefficiente de correlação, r	$r = \frac{\sum_{i=1}^N (c_m^i - \bar{c}_m)(c_0^i - \bar{c}_0)}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (c_m^i - \bar{c}_m)^2 \sum_{i=1}^N (c_0^i - \bar{c}_0)^2}}$	-1 a 1	1
Desvio Médio (DM)	$MB = \sum_{i=1}^N \frac{(c_m^i - c_0^i)}{N}$	$-\infty$ a $+\infty$	0
Erro Médio Quadrático (RMSE)	$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^N \frac{(c_m^i - c_0^i)^2}{N}}$	0 a $+\infty$	0
Índice de concordância, d	$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (c_m^i - \bar{c}_m)^2}{\sum_{i=1}^N ( c_m^i - \bar{c}_0  +  c_0^i - \bar{c}_0 )^2}$	0 a 1	1

$C_0$  e  $C_m$  representam a variável observada e simulada, para o instante  $i$ .

$\bar{C}_0$  e  $\bar{C}_m$  representam o valor médio da variável observada e simulada.

$\sigma_0$  e  $\sigma_m$  representam o desvio padrão das variáveis observadas e simuladas.

O coeficiente de correlação permite identificar uma relação linear entre os valores observados e simulados. Apesar da sua aplicação ser mais indicada para amostras com uma dimensão significativa, também tem sido aplicado de forma generalizada a amostras de pequena dimensão, com a devida prudência que a leitura nos deve merecer nesses casos. O coeficiente de correlação avalia se duas séries temporais variam da mesma forma ao longo do tempo e se existem desvios consideráveis.

O desvio das médias (Bias) mostra-nos se o modelo sobrestima os valores das variáveis (bias positivos) ou se os subestima (bias negativos).

O erro médio quadrático (RMSE) é também uma medida das diferenças entre os valores da amostra previstos por um modelo ou um estimador e os valores realmente observados.

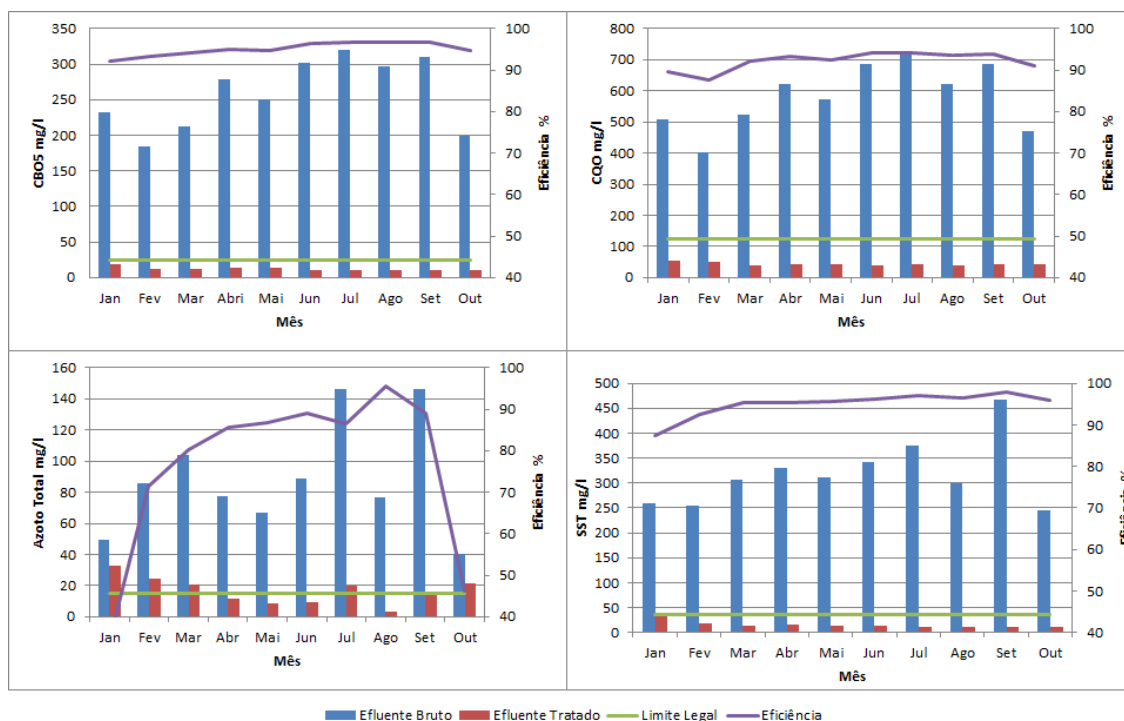
O índice de concordância permite avaliar o erro de previsão das simulações. Valores deste índice mais próximos de 1 indicam uma boa relação entre as variáveis. Este índice permite uma segunda leitura em relação à avaliação do coeficiente de correlação, permitindo dizer se os valores das variáveis simuladas e medidas variam ou não da mesma forma, sem dar tanto destaque ao desvio entre as séries de dados observados e simulados.

## 6. Resultados e Discussão

O capítulo 6 apresenta os principais resultados das análises dos dados experimentais, assim como os principais resultados do modelo. Além disso, apresenta-se um conjunto de cenários que nos permitem compreender melhor a influência de alguns fatores no desempenho da ETAR do estudo.

### 6.1. Avaliação do desempenho da ETAR

De forma a avaliarmos a consistência dos dados do sistema real e simultaneamente identificarmos os principais problemas em termos de tratamento, avançou-se para uma avaliação simples do desempenho da ETAR de Bragança, considerando apenas a qualidade do efluente final, nomeadamente em relação a CBO<sub>5</sub>, CQO, Azoto Total e SST. Na Figura 17 apresentam-se as concentrações dos parâmetros referidos para o afluente e efluente da ETAR, assim como os valores das respetivas eficiências de tratamento. O valor limite legal para cada parâmetro também se encontra representado na figura, para facilitar a avaliação.



**Figura 17** - Variação mensal das concentrações de CBO<sub>5</sub>, CQO, Azoto Total e SST do afluente e efluente e das respetivas eficiências de tratamento da ETAR de Bragança, para 2015

A partir da análise da Figura 17, é possível observar que entre janeiro e outubro de 2015, os Sólidos Suspensos Totais (SST) variam ao longo dos meses, mas exibem um padrão sazonal com os meses de primavera/verão a apresentarem cargas de sólidos mais elevadas do que os meses das estações mais chuvosas. O valor médio mensal mínimo de 253,75 mg/L foi registado em fevereiro e o médio mensal mais elevado de 466,67 mg/L foi observado em setembro. Apesar das cargas relativamente elevadas de sólidos, as concentrações de SST no efluente tratado são sistematicamente inferiores ao valor limite de emissão legal ( $\leq 35$  mg/L) e as eficiências de remoção superiores a 88%.

No que respeita à Carência Química de Oxigénio (CQO), o afluente à ETAR apresenta um padrão sazonal similar, mas mais marcado do que o definido pelo parâmetro SST, com valores mais elevados nas estações mais secas (primavera e verão) e mais baixos nos meses com níveis de precipitação mais elevados (inverno e outono), que tendem a caracterizar-se por águas residuais mais diluídas, sobretudo em sistemas unitários ou em sistemas separativos com elevadas infiltrações. Os valores oscilaram entre os 402,88 mg/L, registados em fevereiro, e os 726,44 mg/L, registados em julho. Também em relação à CQO, constata-se que a ETAR cumpre os requisitos do D.L n° 152/97, dado que os valores são sistematicamente inferiores a  $\leq 125$  mg/L e a eficiência mínima de remoção bastante superior a 75%.

A Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO<sub>5</sub>) como medida de matéria orgânica biodegradável carbonácea segue, como já referido na secção 5.2.3, um padrão de variação temporal similar ao da CQO. O valor mais baixo de 184,38 mg/L foi registado, em fevereiro, e o mais elevado de 319,67 mg/L, em julho. Após o tratamento, a CBO<sub>5</sub> sofre um decréscimo acentuado, atingindo-se eficiências mínimas ligeiramente superiores a 90%. As concentrações de CBO<sub>5</sub> no efluente tratado também cumprem sistematicamente os limites de descarga legais ( $\leq 25$  mg/L). No efluente tratado, a CQO e a CBO<sub>5</sub> não exibem qualquer relação linear entre si, mas em média a CQO é cerca de 4 vezes superior à CBO<sub>5</sub>.

Em relação ao azoto total, como já foi referido anteriormente na secção 5.2.3, o afluente à ETAR apresenta concentrações bastante elevadas e apresenta um padrão de variação temporal ligeiramente mais irregular do que o observado para os outros parâmetros. A concentração de azoto oscilou entre as 40 mg/L, em outubro, e os 146,5 mg/L, em julho. Além disso, ao contrário do que se observou para os outros parâmetros, a ETAR não consegue atingir, de forma sistemática, valores de emissão inferiores aos limites legais, que caso se aplicassem teriam de ser inferiores a 15 mg/L. De qualquer

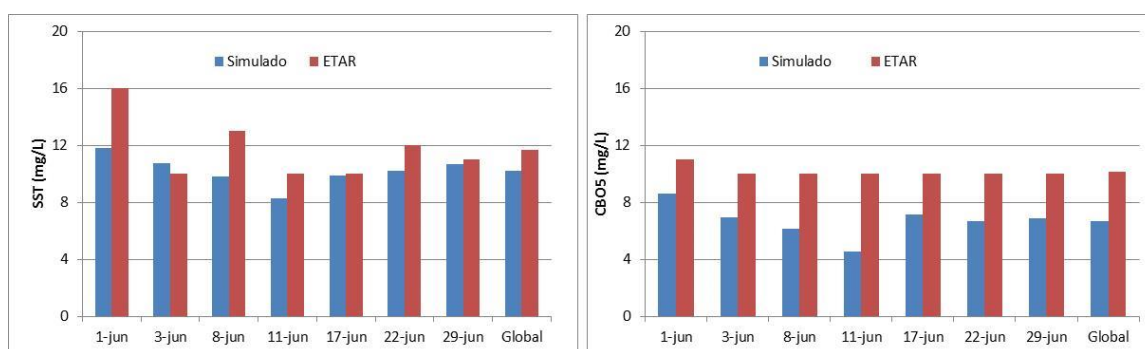
das formas, com base nos dados fornecidos, a ETAR apresenta uma eficiência média de remoção de azoto de aproximadamente 77%, o que é manifestamente elevada face à forma como o sistema pré-anóxico é operado, nomeadamente a nível da recirculação interna. A literatura da especialidade aponta para taxas de recirculação interna superiores 400%, para se atingirem estes níveis de eficiência (WEF, ASCE, EWRI, 2005).

## 6.2. Resultados da Calibração do Modelo

A precisão do modelo foi avaliada com base na sua capacidade para simular a qualidade do efluente, ainda que se tenha verificado também a sua capacidade para simular outras variáveis como a concentração das lamas nos reatores biológicos e nas lamas de recirculação.

Para a calibração do modelo utilizaram-se os dados disponíveis para o mês de junho de 2015, e procedeu-se de acordo com o descrito na secção 5.3.2.

A comparação entre os valores simulados e os reais de SST e CBO<sub>5</sub> para diferentes dias do mês de junho encontram-se na Figura 18 e na Tabela 2. Para o azoto não se apresentam os resultados da calibração pelo facto de apenas se ter informação para dois dias do mês. Não obstante, foi possível identificar discrepâncias, com o modelo a subestimar claramente os valores experimentais.



**Figura 18** - Comparação entre os valores simulados e os reais de SST e CBO<sub>5</sub> do efluente final da ETAR, para diferentes dias do mês de junho. Os valores globais do mês também são apresentados.

**Tabela 2** - Parâmetros estatísticos calculados para avaliar a a qualidade dos valores simulados com base nos dados experimentais de junho de 2015.

Parâmetro	Valores aceitáveis	Valor ideal	SST	CBO <sub>5</sub>
r	-1 a 1	1	0,61	0,70
DM	$-\infty$ a $+\infty$	0	-1,49	-3,42
RMSE	0 a $+\infty$	0	2,21	3,54
d	0 a 1	1	0,58	0,13

Os resultados obtidos mostram alguma discrepância entre valores experimentais e simulados, em particular para a CBO<sub>5</sub>, para o qual o desvio das médias é de -3,42 mg/L. Para o parâmetro SST no efluente final, o modelo também subestima os valores de SST em cerca de 1,5 mg/L, mas existe um ajustamento mais razoável entre os valores simulados e os experimentais, como é possível ver pela magnitude dos parâmetros estatísticos da Tabela 2.

Apesar das tentativas em ajustar os principais parâmetros cinéticos e estequiométricos, dentro das gamas aceitáveis, o modelo revelou-se sempre muito pouco sensível a essas alterações e, por essa razão, todos os parâmetros cinéticos e estequiométricos foram mantidos inalterados. Em todo este processo foram adotados os três princípios básicos de calibração aduzidos por Henze *et al.* (1995): (1) alterar apenas um parâmetro de cada vez; (2) existem parâmetros que nunca devem ser alterados, na medida em que a sua variação é negligenciável em termos de modelação; (3) se o modelo não se revelar sensível à alteração de um determinado parâmetro, este não deve ser alterado.

As diferenças encontradas justificam-se, sobretudo, pelo facto de o modelo representar relativamente bem a ETAR em condições ideais, sendo particularmente difícil ajustar algumas imperfeições que possam existir ao nível do regime hidráulico e das condições de arejamento, que exercem uma influência determinante.

A posterior validação do modelo será efetuada no capítulo 6, secção 6.2, por comparação entre os resultados das simulações e os experimentais, para outros meses do ano de 2015.

### 6.3. Avaliação do Comportamento Simulado da ETAR

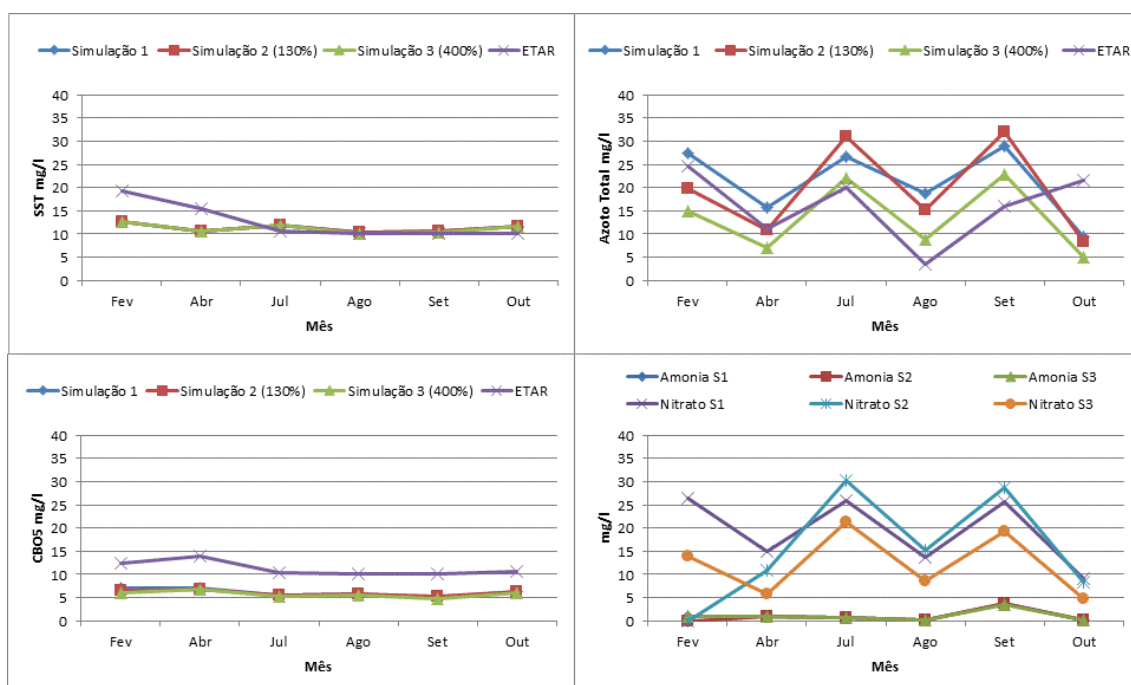
Com o sistema calibrado até um nível de precisão não ideal, mas satisfatório face ao objetivo pretendido, procedeu-se à realização de simulações e respetiva avaliação

para o período de fevereiro a outubro. Junho não foi incluído nestas simulações por ter servido de base à calibração do modelo.

Foram realizadas três simulações distintas, designadas doravante por simulações1 (S1) e simulações2 (S2) e simulações3 (S3):

- As simulações1 foram realizadas nas mesmas condições das que conduziram ao modelo calibrado;
- As simulações2 diferem das simulações1, na medida em que a recirculação interna foi estabelecida em 130% (valor próximo do valor médio) para todos os meses estudados;
- As simulações3 diferem das simulações2, na medida em que a recirculação interna foi estabelecida em 400% para todos os meses estudados.

Os principais resultados destas simulações, expressos em concentrações médias mensais de CBO<sub>5</sub>, SST, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N e Nt, encontram-se na Figura 19. Os valores reais para as concentrações de CBO<sub>5</sub>, SST, Nt também se encontram graficados para facilitar a comparação entre uns e outros.



**Figura 19** – Comparação entre valores simulados (simulação 1, simulação 2) e valores reais de SST, CBO<sub>5</sub> e azoto total do efluente final da ETAR, para diferentes meses de 2015.

À semelhança do que já tínhamos discutido na secção 5.3.3, todas as simulações reproduzem relativamente bem as concentrações do efluente tratado em relação aos SST, sobretudo de julho a outubro, mas subestima os valores entre fevereiro e maio. Em relação à CBO<sub>5</sub>, o padrão de variação definido pelos valores simulados segue de certa forma o definido pelos valores reais, mas todas as simulações subestimam as concentrações para todo o período estudado. Para o azoto total, o modelo dá também uma excelente resposta a nível do padrão de variação mensal, em particular quando obtidos pela simulação<sup>3</sup>. A simulação<sup>1</sup> e a simulação<sup>2</sup> apresentam um perfil similar, mas sobrestimam os valores de azoto total. Como foi referido na secção 3.3.1, as baixas recirculações internas não permitem que todo o nitrato seja desnitrificado e daí as simulações S1 e S2 conduzirem a descargas de azoto total mais elevadas do que o verificado para as simulações S3. As simulações deixam assim antever que o aumento das taxas de recirculação interna se traduzem em melhoria do desempenho da ETAR em termos de remoção de azoto total, em particular de nitratos.

A leitura efetuada é reforçada pelos resultados parâmetros estatísticos obtidos para a comparação entre as concentrações simuladas e reais do efluente final da ETAR (ver Tabela 3). As melhores correlações foram encontradas para a CBO<sub>5</sub>, mas os menores desvios das médias foram registados para os SST. Para o azoto total registaram-se as correlações mais baixas, mas apresentam os melhores índices de concordância e, em particular, as simulações S3 apresentam desvios das médias bastante satisfatórios.

**Tabela 3** - Parâmetros estatísticos calculados para avaliar a qualidade dos valores simulados do efluente final da ETAR de Bragança, para diferentes meses de 2015.

Parâmetro	Valores aceitáveis	Valor ideal	SST			CBO <sub>5</sub>			Nt		
			S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<b>r</b>	-1 a 1	1	0,51	0,50	0,51	0,88	0,89	0,86	0,39	0,21	0,364
<b>DM</b>	-∞ a +∞	0	-1,30	-1,30	-1,36	-5,11	-5,17	-5,45	4,27	3,45	-2,68
<b>RMSE</b>	0 a +∞	0	3,48	3,49	3,5	5,18	5,26	5,54	9,2	10,89	8,75
<b>d</b>	0 a 1	1	0,45	0,44	0,45	0,35	0,34	0,33	0,57	0,41	0,58

As diferenças encontradas podem ter várias causas, mas certamente refletem os vários fatores que condicionam o desempenho do processo de lamas ativadas. Entre os mais importantes temos os relacionados com a atividade biológica dos microorganismos, com as propriedades da própria lama ativada (licor misto), com as

perturbações hidráulicas, que afetam sobretudo a capacidade do clarificador em separar e concentrar as lamas activadas do efluente e, ainda, com as condições do arejamento.

Indiretamente é possível introduzir no modelo alguns dos efeitos destes fatores, mas ao não se proceder a essas alterações, o modelo é uma representação do sistema real em condições ideais e, portanto, é natural que apresente resultados ligeiramente melhores. Em relação ao azoto, o modelo sobrestima as concentrações de Nt no efluente, mas os resultados corroboram o reportado na literatura para um sistema pré-anóxico Ludzack-Ettinger modificado. Será interessante, explorar em trabalhos futuros, as razões que estão na base das elevadas eficiências da ETAR em termos de remoção de azoto.

A avaliação do comportamento e do desempenho das lamas biológicas é igualmente muito difícil, através de medidas de biomassa microbiana como MLSS ou SSVTA, uma vez que ainda não foi possível relacionar diretamente o número de bactérias com o desempenho do processo (Stypka, 1998). A estimativa do número de bactérias, a diferenciação entre bactérias viáveis e não-viáveis e a estimativa dos níveis de atividade das bactérias em função da idade das lamas encerra um processo difícil para uma população mista de lamas activadas. Atualmente usam-se outros métodos de natureza química para avaliar a atividade biológica das lamas, entre os quais se demarca a medição da adenosina-trifosfato (ATP), que é usado para medir o número de células viáveis presentes em lamas activadas, o teste TTC para avaliar a actividade da desidrogenase e a assimilação da glucose (Gray, 1990).

Atividade biológica das lamas activadas pode ser afetada por muitos fatores diferentes. A atividade do “licor misto” pode ser inibida pela presença de materiais tóxicos (e.g. metais pesados), que por sua vez depende de diversos parâmetros do processo (carga orgânica, idade das lamas, MLSS) e das características das águas residuais (concentração e tipo dos metais pesados e pH).

Além disso, existem outros fatores, cuja influência não é integrada nos modelos ou é integrada, mas envolve descrições demasiado simplistas, que afetam a floculação e, conseqüentemente, a separação sólido-líquido nos sedimentadores secundários. A desfloculação pode ocorrer para qualquer nível de carga orgânica e estar associada a uma variedade de causas como os baixos níveis de oxigénio dissolvido, o baixo pH, e aos choques causados por cargas tóxicas (Stypka, 1998).

Também importa acrescentar que as diferentes simulações não têm em consideração as flutuações de caudal e concentração de curto termo que podem alterar substancialmente o desempenho da ETAR, como veremos na secção que se segue.

#### 6.4 Análise de Cenários

Com o objetivo de avaliar a influência de um conjunto de fatores ambientais e operacionais, foram realizadas várias simulações com o intuito de avaliar a resposta do sistema. Para simplificar esta análise, as simulações realizadas neste âmbito nem sempre foram estendidas a todo o período avaliado. Parte delas apenas tiveram por base (referência) o mês de maio.

As diferentes simulações foram separadas em três grupos distintos:

- **Caudal e concentração:** neste grupo foram analisados os comportamentos da estação em momentos de grande variação de caudal e concentrações do afluente ao sistema.
- **Condições operacionais:** neste caso foram simuladas mudanças operacionais, como as relacionadas com a recirculação interna e a recirculação de lamas e níveis de oxigénio nos tanques aeróbios.
- **Outros cenários:** Neste grupo foram simuladas outras situações de mudança de projeto como por exemplo avaliar a remoção de SST e CBO<sub>5</sub> na ausência do tanque anóxico e adotar um sistema mais completo de remoção de azoto, do tipo configuração Bardenpho de 4 estágios (ver capítulo 3.3.1).

#### Cenários de Variação de Caudal e Concentrações

A avaliação da influência do caudal afluente à ETAR e da composição da água residual bruta foi efetuada para reproduzir algumas flutuações que ocorrem na realidade e que podem requerer uma atuação técnica específica que contrarie os efeitos a nível da qualidade do tratamento.

A avaliação da variação do caudal consistiu na variação desta variável, alterando os caudais de recirculação de lamas e de recirculação interna de forma proporcional.

Neste exercício assumiram-se duas situações para o caudal do afluente, uma em que o caudal pode reduzir-se a metade e a outra em que o caudal pode aumentar para o

dobro. Em relação à influência da concentração de SST, CBO<sub>5</sub> e Azoto Total, também se adoptou um procedimento similar. Numa terceira situação consideraram-se todas as variáveis em conjunto, reduzindo-as a metade e aumentando-as para o dobro, alterando igualmente os caudais de recirculação de lamas e de recirculação interna de forma proporcional.

Os principais resultados expressos em concentrações de saída de SST, CBO<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N e Azoto Total encontram-se sumariados na Tabela 4.

**Tabela 4** - Resultados da influência da variação do caudal e das concentrações do afluente na qualidade do efluente final da ETAR.

Alterações do Caudal e Concentrações do Afluente	Concentrações no Efluente da ETAR (mg /L)				
	SST	CBO <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Nt
<b>Variação do Caudal</b>					
100%	11.91	7.09	1.67	13.04	14.71
50%	6.63	4.43	0.22	12.9	13.12
200%	92.14	44.98	12.34	8.87	21.21
<b>Variação das concentrações de SST, CBO<sub>5</sub> e Azoto</b>					
100%	11.91	7.09	1.67	13.04	14.71
50%	8.99	5.82	0	13.14	13.14
200%	12.7	8.71	20.19	19.21	39.4
<b>Variação do Caudal e das concentrações</b>					
50%	5.26	2.72	0	12.03	12.03
200%	83.15	73.2	65.48	3.71	69.19

A partir dos resultados obtidos, constata-se que o aumento dos caudais conduz a situações bastante desfavoráveis a nível das eficiências de tratamento dos parâmetros avaliados, em especial de SST. O aumento das concentrações conduz a uma ligeira perda de eficiência a nível dos sólidos e da CBO<sub>5</sub>, mas pode comprometer seriamente a remoção do azoto total, motivada ora por nitrificações ora por desnitrificações incompletas. A ocorrência de aumentos de caudal e das concentrações traduzem-se na situação mais crítica, com perdas consideráveis de eficiência em relação a este parâmetro de qualidade.

Os problemas das cargas hidráulicas excessivas em instalações de tratamento, especialmente em resultado de um caudal de tempestade, são recorrentes e que em muitas situações podem comprometer as eficiências mínimas de tratamento, resultando numa séria deterioração do efluente. Este facto só não terá estas repercussões negativas no tratamento se o aumento do caudal conduzir a uma diluição substancial das cargas poluentes. Caso contrário, é importante adotar soluções capazes de acomodar os caudais de pico, sendo a utilização ocasional de bacias de equalização um dos métodos mais eficazes para minimizar os efeitos desses picos de caudal no tratamento primário e secundário.

### Cenários de Variação de Condições Operacionais

Para os cenários das alterações das condições operacionais foram estudadas as influências de três parâmetros/processos na qualidade do efluente da ETAR:

- a recirculação de lamas;
- a recirculação interna;
- os níveis de oxigénio no reator aeróbio.

Os resultados encontram-se nas Tabelas 5, 6 e 7.

**Tabela 5-** Resultados da influência da recirculação de lamas na qualidade do efluente final da ETAR.

Taxa de Recirculação de Lamas	Concentrações no Efluente da ETAR				
	SST	CBO <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Nt
25%	13,2	9,20	15,26	9,31	24,57
50%	14,46	9,33	6,70	11,86	18,56
75%	15,85	9,49	3,68	12,09	15,77
100%	17,05	9,52	2,42	11,70	14,12
125%	18,31	9,95	1,84	11,14	12,98

**Tabela 6-** Resultados da influência da recirculação interna na qualidade do efluente final da ETAR.

Taxas de Recirculação Interna	Concentrações no efluente da ETAR (mg/L)				
	SST	CBO <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Nt
100%	11.86	7.36	1.1	14.55	15.65
200%	11.89	7	1.15	11.54	12.69
300%	11.87	6.92	1.18	8.96	10.14
400%	11.86	6.87	1.65	7.63	9.28

**Tabela 7** - Resultados da influência dos níveis de Oxigénio Dissolvido do reator aeróbio na qualidade do efluente final da ETAR.

Variações de O.D no Tanque Aeróbio	Concentrações no Efluente da ETAR (mg/L)				
	SST	CBO <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Nt
25%	12.01	8.19	22.66	5.48	28.14
50%	11.95	7.48	9.82	9.92	19.74
75%	11.92	7.21	3.71	12.2	15.91
100%	11.91	7.09	1.67	13.04	14.71
125%	11.91	7.03	1.04	13.31	14.35
150%	11.90	6.99	0.78	13.42	14.2
200%	11.90	6.95	0.55	13.52	14.07

Em relação à recirculação de lamas, fizeram-se várias simulações em que se procedeu à variação das taxas relativamente ao valor de referência (100%), tendo-se simulado para taxas de 25% até 125%. De um modo geral, os resultados revelam que à medida que se aumentou a taxa de recirculação de lamas, a remoção de azoto total aumentou, a remoção de CBO<sub>5</sub> manteve-se praticamente inalterada e a remoção de SST diminuiu. Atendendo às eficiências de tratamento e às poupanças energéticas resultantes de uma taxa de recirculação mais baixa, este simples cenário suporta o valor aplicado na ETAR para o mês de base.

No que concerne ao estudo da influência da recirculação interna, os resultados mostram que apenas os níveis de azoto são substancialmente alterados. Como referido na secção 6.2, num sistema Ludzack-Ettinger modificado as taxas de desnitrificação são dependentes do caudal de recirculação interna, uma vez que é este fluxo que transporta os nitratos produzidos no tanque aeróbio para o tanque anóxico para serem desnitrificados.

Ainda que o efeito da taxa de recirculação interna pareça baixo nas concentrações de azoto total, constata-se que a quadruplicação do caudal de recirculação interna se traduz numa diminuição das concentrações de Nt de aproximadamente 40%, que pode ser fundamental quando está em causa o cumprimento legal. Neste caso em particular o valor usado na ETAR apresenta-se como o mais adequado para atingir os objetivos de tratamento em relação a SST e CBO<sub>5</sub>.

No que concerne ao oxigénio dissolvido, este constitui também um parâmetro operacional crítico na eficiência do tratamento e, além disso, apresenta também um peso considerável nos custos globais do tratamento. De um modo geral, verifica-se que o

aumento dos níveis de oxigénio no tanque aeróbio melhora a eficiência de tratamento, sendo particularmente significativa para o azoto total. Curiosamente, o aumento do O.D. no reator aeróbio tem um efeito negativo na desnitrificação, que advém do facto de as recirculações de lamas e interna disponibilizarem oxigénio no reator anóxico, reduzindo as taxas de desnitrificação. Os resultados das simulações indicam também que os valores usados na ETAR são os adequados, se a remoção de azoto não for priorizada.

## **Outros Cenários**

### *Configurações do Tipo Bardenpho de 4 Estágios*

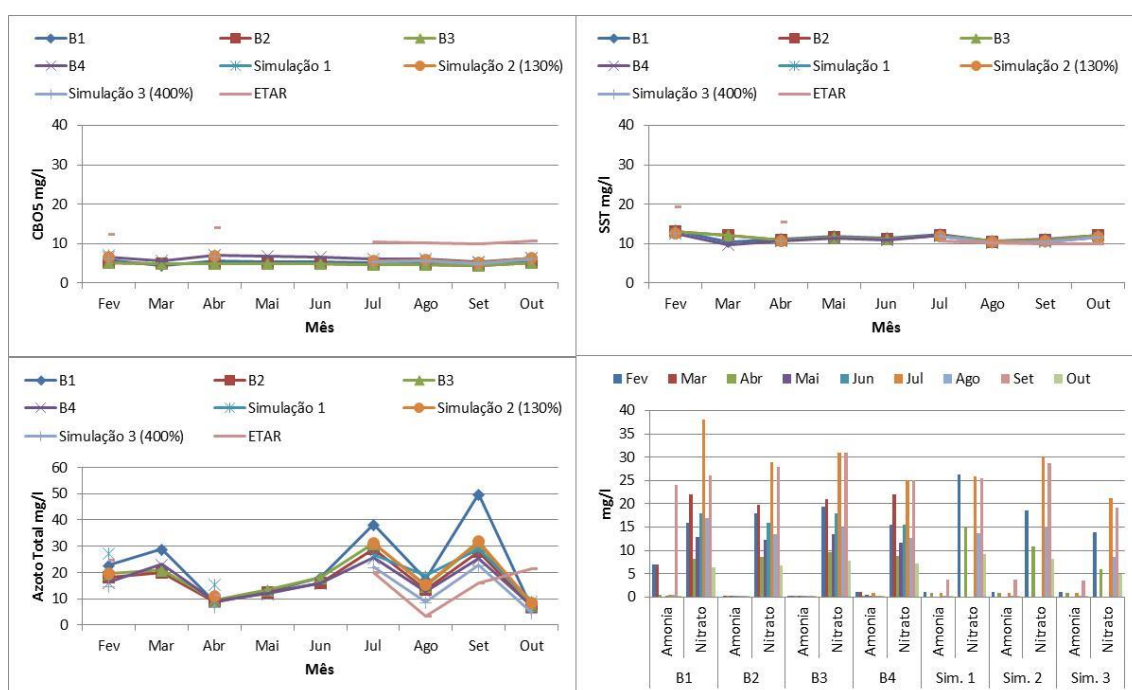
Um outro cenário estudado consistiu em substituir o sistema pré-anóxico *Ludzack-Ettinger modificado*, por um sistema do tipo *Bardenpho* de quatro estágios, estudando três situações distintas:

- Simulação B1: sistema do tipo Bardenpho com as mesmas dimensões do atual sistema de tratamento biológico e com uma taxa de recirculação interna de 130%. Os volumes relativos para os quatro estágios foram de 0,283, 0,217, 0,283 e 0,217;
- Simulação B2: sistema do tipo Bardenpho, com dimensões 50% acima das dimensões iniciais, mantendo a taxa de recirculação interna de 130%. Neste caso, os volumes relativos para os quatro estágios foram de 0,19, 0,48, 0,3, e 0,03;
- Simulação B3: sistema do tipo Bardenpho, com dimensões 50% acima das dimensões iniciais, reduzindo a taxa de recirculação interna para 100% e mantendo as proporções das dimensões dos 4 estágios igual à situação anterior;
- Simulação B4: sistema do tipo Bardenpho com as mesmas dimensões do atual sistema de tratamento biológico, modificando as proporções das dimensões dos quatro estágios (compartimentos) para 0,15, 0,35, 0,15 e 0,35, repetivamente, e dividindo equitativamente o caudal de alimentação de cada linha pelos estágios 1 e 3.

O estudo destes cenários implicou a construção de um novo modelo global em WRc STOAT. O diagrama global do modelo encontra-se no Anexo III.

Este cenário configura um mero exercício académico com o qual se pretendeu avaliar a possibilidade de haver algum ganho de eficiência e de redução de custos na remoção de azoto face à situação atual, sem ter de proceder a alterações muito profundas no sistema real.

O comportamento deste novo sistema foi simulado para todos os meses de fevereiro a outubro. A Figura 20 apresenta os resultados obtidos através da simulação destas distintas configurações e compara-os com os obtidos nas simulações anteriores (e.g. Simulação1, Simulação2 e Simulação3), e com os dados reais da ETAR, para os parâmetros SST, CBO<sub>5</sub> e Nt. Os valores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N obtidos para as diferentes simulações também são apresentados.



**Figura 20** – Qualidade do efluente final da ETAR obtida por simulação de 4 configurações do tipo Bardenpho de 4 estágios (B1, B2, B3 e B4), por simulações do sistema Ludzack-Ettinger existente (S1, S2 e S3) e por monitorização do sistema real, para diferentes meses de 2015.

A partir da análise dos resultados, foi possível constatar que a configuração, do tipo *Bardenpho*, que apresentou melhor desempenho foi a correspondente à Simulação B4. Face à configuração atual, os resultados simulados expressam uma ligeira melhoria da qualidade do efluente em relação a todos os parâmetros. Todavia, nenhuma das situações estudadas é suficientemente encorajadora para equacionar a adoção de

qualquer uma destas soluções estudadas em projetos futuros. Um sistema de quatro estágios é mais eficiente do que um de dois, mas exige dimensões que podem ser difíceis de conseguir disponibilizar no atual espaço físico da ETAR.

Alternativamente, poder-se-á pensar na implementação das novas tecnologias, algumas das quais referidas no capítulo 3.3.1. e outras não referidas e que ocupam pouco espaço, como os filtros de desnitrificação.

### *Configuração Lama Ativada Convencional*

Outro cenário estudado consistiu na reconversão do tratamento biológico do tipo Ludzack Ettinger modificado num sistema de Lamas Ativadas convencional. O diagrama do modelo construído encontra-se no Anexo III. O diagrama do modelo construído não ilustra objetivamente esta alteração, mas a mesma é conseguida através da configuração do reator biológico, que neste caso passou a ser constituído apenas por um estágio aeróbio.

O estudo deste cenário não foi nem é com a pretensão de vir a ser uma situação futura, mas apenas com o objetivo de avaliar as diferenças entre sistemas combinados de remoção de matéria orgânica e azoto e os sistemas simples de lamas ativadas que somente conseguem a remoção de matéria orgânica e azoto amoniacal. É verdade que este cenário ganhou algum interesse adicional pelo facto de a ETAR não estar obrigada a cumprir o limite de descarga de azoto total.

Os resultados encontram-se na Tabela 8.

**Tabela 8** - Concentrações simuladas de SST, CBO<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N e Nt do efluente final da ETAR para um sistema de lamas ativadas convencional do tipo CSTR.

	Concentrações do Efluente da ETAR (mg/L)				
	SST	CBO <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Nt
<b>Fevereiro</b>	13.55	7.87	0.55	50.54	51.09
<b>Março</b>	11.15	6.46	0.47	61.06	61.53
<b>Abril</b>	11.38	7	0.5	30.11	30.61
<b>Mai</b>	12.02	7.45	0.53	38.88	39.41
<b>Junho</b>	11.68	7	0.35	52.86	53.21
<b>Julho</b>	12.24	7.28	0.48	85	85.48
<b>Agosto</b>	11	6.4	0.11	45.15	45.26
<b>Setembro</b>	11.48	6.33	0.9	85	85.9
<b>Outubro</b>	12.41	6.65	0.08	23.7	23.78

Ao observar os resultados obtidos e comparando com os históricos da ETAR (ver Figura 17), verificou-se que, de um modo geral, este sistema mostrou-se eficiente na remoção de SST e  $\text{CBO}_5$ . É também eficiente na remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , mas como não possui qualquer tanque anóxico, o efluente sai com uma elevada carga de nitratos, podendo comprometer o equilíbrio químico e ecológico dos sistemas aquáticos.

As ETARs que consistem em sistemas combinados de remoção de matéria orgânica e nutrientes, como o azoto, devem procurar otimizar as eficiências de remoção de todos os contaminantes, sob pena de estarem a usar de forma muito pouco eficiente os recursos financeiros envolvidos. Importa também acrescentar que os sistemas pré anóxicos são de facto utilizados para remover azoto, mas apresentam algumas vantagens relacionadas quer com a redução das necessidades de oxigénio e de energia, porque a CBO é removida pela desnitrificação, quer com a redução da produção de lamas, porque as bactérias obtêm menos energia, quando usam uma forma oxidada de azoto como aceitador de eletrões, em comparação com as que usam o  $\text{O}_2$ .

## 7. Considerações Finais

O tratamento de águas residuais urbanas é de complexidade elevada, em virtude do grande número de fatores que atuam sobre as várias etapas ao longo da linha de tratamento, em especial da etapa de tratamento biológico. A modelação matemática dos processos envolvidos nas diferentes etapas de tratamento, juntamente com os ambientes de simulação específicos, têm sido ferramentas essenciais no apoio aos especialistas a nível do projeto e da exploração de estações de tratamento, na medida em que contribuem para a tomada de decisões que se refletem na garantia do cumprimento dos critérios de descarga e na minimização de custos operacionais.

Modelar e simular um sistema real complexo torna-se, todavia, uma tarefa difícil e morosa, porque requer conhecimentos profundos dos processos do sistema real, da descrição matemática destes e das próprios modelos e ferramentas de modelação específicas. Ao longo da realização deste estudo, estas dificuldades estiveram sempre presentes e foram ainda mais sentidas, devido ao reduzido tempo que tivemos para o seu desenvolvimento.

Apesar das imensas dificuldades e das limitações que os modelos atuais ainda possuem, foi possível simular, com elevado grau de confiança, a resposta de uma instalação a situações diversas de funcionamento. De um modo geral, o modelo foi capaz de simular o tratamento da ETAR de Bragança, avaliando-o em termos de eficiência de remoção de SST, CBO<sub>5</sub> e Azoto Total. Em relação ao Azoto Total, o modelo não foi suficientemente capaz de explicar as elevadas eficiências da ETAR, mas identificou a remoção do Azoto como o ponto ou um dos pontos mais críticos da ETAR.

De um modo geral a ETAR apresenta um desempenho excelente para a remoção de SST e de matéria orgânica carbonácea, mas pode e deve melhorar a remoção de azoto.

Através do estudo de cenários procurou-se encontrar alternativas de tratamento eficientes e viáveis de remoção de azoto total, mas não se identificaram soluções que assegurassem decargas de azoto abaixo dos limites legais. Os melhores resultados que se alcançaram para a remoção deste contaminante ocorreram com o aumento das taxas de recirculação interna do sistema pré-anóxico existente e com uma configuração do tipo *Bardenpho de quatro estágios* com alimentação distribuída pelos dois estágios anóxicos. Outras soluções que envolvam tecnologias distintas podem e devem ser

equacionadas em projetos futuros de melhoria de eficiência de remoção de azoto da ETAR.

Alguns dos cenários estudados demonstraram também que a ocorrência de picos de carga hidráulica podem condicionar os bons níveis de tratamento, tornando-se prejudiciais para o meio recetor, se forem acompanhados por cargas de poluição elevadas no afluente.

Um dos aspetos mais críticos relacionados com a utilidade e a fiabilidade dos modelos advém da qualidade dos seus *inputs* e da calibração dos mesmos. A utilização de dados recolhidos rotineiramente nas ETARs não configura a situação ideal, mas com o presente estudo demonstra-se, mais uma vez, que são ferramentas que podem ser de elevada utilidade no dia-a-dia de qualquer gestor de ETAR. Salienta-se, no entanto, que a modelação é apenas uma ferramenta que não substitui a experiência ou o conhecimento de Engenharia.

Em trabalhos futuros, seria interessante aprofundar outros aspetos como:

- proceder a uma calibração mais rigorosa do modelo, com a realização de uma ou mais campanhas intensivas de medição e realização de ensaios laboratoriais para recolha de dados relevantes para a calibração/validação do modelo;

- realizar simulações dinâmicas recorrendo a séries de entrada contínuas em termos de quantidade e qualidade. Estas séries de dados podem ser obtidas a partir dos dados dicretos disponíveis e transformados, através da utilização de séries de Fourier ou de outros procedimentos já aplicados e descritos na literatura;

- utilizar a modelação como ferramenta de base para avaliar a sustentabilidade ambiental de estratégias/alternativas de tratamento.

## 8. Referências

- Águas do Norte. (s.d.). ETAR de Bragança. Águas do Norte, Grupo Águas de Portugal.
- Ahn, Y. H., 2006. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Proc. Biochem.*, 41 (8), 1709-1721.
- APHA-AWWA-WEF, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater twenty first edition. American Publishing Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, New York.
- Barcellos, C. H. e Carvalho, A. R. P. 2010. Tratamento Biológico de Efluentes. 2010. Disponível em: <[http://www.kurita.com.br/adm/download/tratamento\\_biologico\\_de\\_efluentes.pdf](http://www.kurita.com.br/adm/download/tratamento_biologico_de_efluentes.pdf)>.
- Barker, P.S., Dold, P.L., 1997. General model for biological nutrient removal activated sludge systems: model presentation. *Water Environ. Res.* 69, 969–984.
- Barroso, A. F. 2012. Avaliação do desempenho de uma ETAR de lamas ativadas através do estudo das comunidades microbiológicas do licor misto. Disponível em: <[https://sigarra.up.pt/flup/pt/pub\\_geral.show\\_file?pi\\_gdoc\\_id=61534](https://sigarra.up.pt/flup/pt/pub_geral.show_file?pi_gdoc_id=61534)>.
- Brdjanovic, D., van Loosdrecht, M.C.M., Versteeg, P., Hooijmans, C.M., Alaerts, G.J., Heijnen, J.J., 2000. Modelling COD, N and P removal in a full-scale WWTP Haarlem Waarderpolder. *Water Research.* 34, 846–858.
- Brinkman, S.F. 2009. Chronic Toxicity of Ammonia to Early Life Stage Rainbow Trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 138:433–440.
- Carlsson, B. 1998. An introduction to sedimentation theory in wastewater treatment. Systems and Control Group Uppsala University. Suécia.
- Chambers B. e Jones G. L. 1988. Optimisation and uprating of activated sludge plants by efficient process design. *Wat. Sci. Tech.*, 20, pp. 121-132.
- Cheremisinoff, N. P. 1996. Biotechnology for waste and wastewater treatment. Noyes Publications, Westwood, NJ, 231 pp.
- Coen, F., Petersen, B., Vanrolleghem, P.A., Vanderhaegen, B., Henze, M., 1998. Model-based characterisation of hydraulic, kinetic and influent properties of an industrial WWTP. *Water Science Technology.* 37 (12), 317–326.
- Coen, F., Vanderhaeghen, B., Boonen, I., Vanrolleghem, P.A., Van Eyck, L., Van Meenen, P., 1996. Nitrogen removal upgrade of a WWTP within existing reactor volumes: a simulation supported scenario analysis. *Water Sci. Technol.* 34 (3-4), 339–346.
- Comeau, Y., Hall, K. J., Hancock, R. E. W., Oldham, W. K. 1986. Biochemical model for enhance biological phosphorus removal. *Water Research*, 20, 1511-1521.
- Costa, T. B. 2005. Desempenho de Reactor em Batelada Sequencial (RBS) com Enchimento Escalonado no Tratamento de Esgoto Sanitário Doméstico. Tese de Mestrado, Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil.

- De Jesus, Armando Jorge Teixeira de. Avaliação e otimização da ETAR de Celorico de Basto. 2014. 105 f. Dissertação de Mestrado - Curso de Tecnologia Ambiental, Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, 2014.
- Debiasi, R. 2012. Aplicação do modelo ASM1 em uma ETE de Lodos Ativados. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.
- Dold, P., Ekama, G.A., Marais, G.V.R., 1980. A general model for the activated sludge process. *Prog. Water Tech.* 12 (6), 47–77.
- Drinan, J.E. 2001. *Water & Wastewater Treatment: A Guide for the Non-Engineering Professional*. Boca Raton, FL: CRC Press
- EC. 2001. Pollutants in urban waste water and sewage sludge. Final Report Prepared by IICON II C Consultants Ltd., London United Kingdom. European Communities.
- Ekama, G., Barnard, J., Gunthert, F., Krebs, P., McCorquodale, J., Parker, D., & Wahlberg, E. (1997). *Secondary Settling Tanks: Theory, Modelling, Design and Operation (Vol. 6)*. (S. a. Report, Ed.) IWA Publishing.
- Gao, Y., Peng, Y., Zhang, J., Wang, J. e Ye, L. 2010. Using excess sludge as carbon source for enhanced nitrogen removal and sludge reduction with hydrolysis technology, *Water Science & Technology*, 62(7): 1536-1543.
- Gernaey, K., Mussati, M., Yuan, Z., Nielsen, M.K., Jørgensen, S.B., 2002. Control strategy evaluation for combined N and P removal using a benchmark wastewater treatment plant. In: *Proceedings 15th IFAC World Congress for Automatic Control*, Barcelona, Spain, July 21–26, 2002.
- Gernaey, K. V., van Loosdrecht, M. C., Henze, M., Lind, M., & Jorgensen, S. B. 2004. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. *Environmental Modelling & Software* 19, 763 - 783.
- Gray, N.F. 1990. *Activated sludge, theory and practice*. Oxford University Press.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., and Marais, G. V. R. (1995). The activated sludge model No. 2: Biological phosphorus removal. *Water Science Technology*. 31, 1–11.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., & van Loosdrecht, M. 1999. Activated Sludge Model No. 3. *Water Science and Technology*, 39, 183-193.
- Gujer W. 2006. Activated sludge modelling: past, present and future. *Wat. Sci. Tech.*, 53(3), pp. 111 - 119.
- Haller, E. J. 1995. *Simplified Wastewater Treatment Plant Operations. Basic Activated Sludge Process Control*. Water Environment Federation.
- Henze M. 2008. *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*. IWA Publishing.
- Henze, M., Grady, C.P.L., Jr., Gujer, W., Marais, G.V.R., Matsuo, T., 1987. Activated Sludge Model No. 1. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, London, UK.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M.C.M., Marais, G.V.R., 1995. Activated Sludge Model No. 2. IWA Scientific and Technical Report No. 3, London, UK.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M.C., Marais, G.V.R., van Loosdrecht, M.C.M., 1999. Activated Sludge Model No. 2d, ASM2D. *Water Sci. Technol.* 39 (1), 165–182.

- Henze, M., Gujer, W., Takashi, M., & van Loosdrecht, M. 2000. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. London, U.K.: IWA Publishing.
- Henze, M., Comeau, Y., 2008. Wastewater characterisation. In: Hence, M., van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A., Brdjanovic, D. (Eds.), Biological Wastewater Treatment: Principles, Design and Modelling. IWA Publishing, London.
- 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 Sci. Technol.* 45 (6), 127–136.
- Jeppsson, U., 1996. Modelling aspects of wastewater treatment processes. Ph.D. Thesis, Lund Institute of Technology, Sweden. Available from <http://www.iea.lth.se/publications>.
- Jesus, V, e Falcão, F. 2014. Modelação dinâmica de sistemas de tratamento de águas residuais. Luságua. Disponível em: [https://www.aquaporservicos.pt/uploads/attachments/576/vania\\_jesus.pdf](https://www.aquaporservicos.pt/uploads/attachments/576/vania_jesus.pdf).
- Jetten, M. S. M.; Wagner, M.; Fuerst, J.; van Loosdrecht, M.; Kuenen, G.; Strous, M. 2001. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ("anammox"<sup>TM</sup>) process. *Current Option Biotechnology*, v.12, p.283-288,
- Jones G. L. 1978. A mathematical model for bacterial growth and substrate utilisation in the activated-sludge process. In *Mathematical Models in Water Pollution Control*, ed. A. James, pp. 265-279. John Wiley and Sons, London.
- Jordão, P. 2012. Estudo e otimização da estação de tratamento secundário da Celbi, S.A. Disponível em: <[http://comum.rcaap.pt/bitstream/10400.26/5848/1/Tese Pedro Jordão- novembro\\_2012.pdf](http://comum.rcaap.pt/bitstream/10400.26/5848/1/Tese%20Pedro%20Jord%C3%A3o%20-%20novembro_2012.pdf)>.
- Kaschka, E., Weyrer, S. 1999. Phostrip Handbook. 4<sup>a</sup> Edition. Simbach: Phostrip Abwassertechnik GmbH.
- Koch P. Water Sources Principles and practices of water supply operations series. 2010. American Water Works Association, EUA.
- Koch, G., Kuhni, M., Gujer, W., Siegrist, H., 2000. Calibration and validation of activated sludge model no. 3 for Swiss municipal wastewater. *Water Res.* 34, 3580–3590.
- Langergraber, G., Rieger, L., Winkler, S., Maurer, M. 2004. A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. *Water Science & Technology* 50(7):131-8.
- Lessard, P. e Beck, M. B. 1988. Dynamic modelling of primary sedimentation", *Journal of Environmental Engineering* 114(4)753-769.
- Lever, M. 2012. ACTIVATED SLUDGE BULKING One hundred years of theory and practice. LEVEREDGE Water Services.
- Lin, S. D. 2007. Handbook of Environmental Engineering Calculations. 2a ed. USA: Mcgraw-Hill.
- Luizi, R. P. 2012. Operação de Sistemas de Tratamento de Águas Residuais por Lamas Activadas com Arejamento Prolongado. Universidade Nova de Lisboa.
- Machado, M. L. 2014. Apostila de QAM Química Ambiental Água. 2014. Disponível em: <[http://www.etelg.com.br/paginaete/downloads/QUIMICA/Apostila\\_pratica\\_QAM\\_\\_1sem\\_2014.pdf](http://www.etelg.com.br/paginaete/downloads/QUIMICA/Apostila_pratica_QAM__1sem_2014.pdf)>
- Mannina, G.. C., Cosenza, A., Vanrolleghem, P.A., Viviani, G. 2011. A practical protocol for calibration of nutrient removal wastewater treatment models. *Journal of Hydroinformatics* 9 13.4.
- Martins, A. P., Pagillac, K., Heijnen, J. J., van Loosdrecht, M.C.M., 2004. Filamentous bulking sludge—a critical review. *Water Research* 38 (2004) 793–817.

- Maurer M., Gujer W. 1998. Dynamic modelling of enhanced biological phosphorus and nitrogen removal in activated sludge systems, *Water Science and Technology*, 38, 203-210.
- Metcalf & Eddy. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4a ed. USA: McGraw-Hill.
- Monte, M.H. 2010. Requisitos de qualidade da água para reutilização. Comunicação pessoal. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa.
- Murnleitner, E., Kuba, T., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., 1997. An integrated metabolic model for the aerobic and denitrifying biological phosphorus removal. *Biotechnology & Bioengineering*. 54, 434–450.
- NSFC (Editor). 2004a. Explaining the Activated Sludge Process. Pipeline, 2/14). Morgantown: National Small Flows Clearinghouse.
- NSFC (Editor) 2004b. The Attached Growth Process – An old technology takes on new forms. (= Pipeline, 1/15). Morgantown: National Small Flows Clearinghouse.
- Olsson, G., Newell, B., 1999. *Wastewater Treatment Systems. Modelling, Diagnosis and Control*. IWA Publishing, London, UK.
- Pelczar, M., Reid, R. e Chan, E.C.S. *Microbiologia*, volume II, McGraw-Hill, S. Paulo, trad. de Manuel Adolpho May Pereira, 1981.
- Petersen, B., 2000. Calibration, identifiability and optimal experimental design of activated sludge models. Ph.D. Thesis, Ghent University, Belgium. Available from <http://biomath.rug.ac.be/theses/OldTheses.html>.
- Petersen, B., Gernaey, K., & Vanrolleghem, P. A. 2002. Calibration of Activated Sludge Models: A Critical Review of Experimental Designs. Denmark.
- Petersen, B., Gernaey, K., Henze, M., Vanrolleghem, P.A., 2002. K.V. Gernaey *et al.* / Environmental Modelling & Software 19 (2004) 763–783 783 Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal– industrial wastewater treatment plant. *J. Hydroinformatics* 4, 15–38.
- Ramalho, R. S. *Introduction to Wastewater Treatment Processes*. 2th Edition, Academic Press, Canada, 1983.
- Richard, M. 2003. Activated sludge microbiology problems and their control. 20th Annual USEPA National Operator Trainers Conference. Buffalo, NY.
- Rieger, L., Koch, G., Kuš hni, M., Gujer, W., Siegrist, H., 2001. The EAWAG bio-P module for activated sludge model No. 3. *Water Res.* 35, 3887–3903.
- Roeleveld, P.J., van Loosdrecht, M.C.M., 2002. Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Sci. Technol.* 45 (6), 77–87.
- Rubino, F. F., Araújo, O. Q., Coelho, M. A. Z. 2003. Remoção biológica de Nutrientes em Reactor Batelada Sequencial. 2º Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo & Gás, Rio de Janeiro, Brasil.
- Russel, D. L. 2006. *Practical wastewater treatment*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey
- Scheeren, M. B., Kunz A., Steinmetz, R.L.R., Dressler, V.L. 2011. The ANAMMOX process as an alternative for treatment of water with high containing nitrogen. *Rev. bras. eng. agríc. ambient.* vol.15 no.12.

- Serra, I. S. D., Costa, A. J. M. P., Sobrinho, P. A. 2001. Adaptação de Lodos Activados para Tratamento de Efluentes Líquidos com Elevadas Concentrações de Fenol e Nitrogénio Amoniacal. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, Brasil.
- Silva, D. e Carvalho, A. R. P. 2010. Etapas de um tratamento de efluente. 2010. Disponível em: <[http://www.kurita.com.br/adm/download/Etapas\\_do\\_Tratamento\\_de\\_Efluentes.pdf](http://www.kurita.com.br/adm/download/Etapas_do_Tratamento_de_Efluentes.pdf)>.
- Smith, M., Cooper, P, Murchie, J., Stevenson, D. Ma, B., Stocked, R., Bayes, C. e Clark, D. 1998. Nitrification trials at Dunnswood sewage treatment works and process modelling using WRC STOAT. J. Ch. Inst. Wat. & Envl: Mangt., 12, (3), 157.
- Smolders, G.J.F., Klop, J.M., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., 1995. Metabolic model of the biological phosphorus removal process: I. Effect of the sludge retention time. Biotechnol. Bioeng. 48, 222–233.
- Sochacki, A. Knodel, J., Geissen, S.-U. Zambarda, V. Bertanza, G., Plonka, L. 2008. Modelling and simulation of a municipal WWTP with limited operational data. Environmental Biotechnology Department, Faculty of Environmental Engineering and Energy, Silesian University of Technology, ul. Akademicka 2, 44100 Gliwice, Poland
- Sonune A., Ghate R. Developments in wastewater treatment methods. Desalination 167 (2004) 55-63
- Sousa, E. 2001. Noções sobre a qualidade da água. Disponível em: <[https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/282093452010759/Nocoos\\_Qualidade\\_Agua\\_ERS.pdf](https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/282093452010759/Nocoos_Qualidade_Agua_ERS.pdf)>
- Stokes A. J., West, J. R., Forster, C. F., Kruger, R. C. A, De Bel, M. e Davies, W. J. 1997. Improvements to a STOAT model of a full scale wastewater treatment works through the use of detailed mechanistic studies. Wat. Sci. Technol., 36, 277.
- Stokes, A. J., Forster, C. F., West, J. R. & Davies W. J. 2000. Stoat and the Oxygen Requirements of an Activated Sludge Plant, Environmental Technology, 21:11,
- Stypka, A. 1998. Advanced wastewater treatment activated sludge process. Report no 4. Division of water resources engineering. KTH.
- Takacs, I., Patry, G.G., Nolasco, D., 1991. A dynamic model of the clarification-thickening process. Water Res. 25, 1263–1271.
- UNEP. 2010. Clearing the Waters. A focus on water quality solutions. United Nations Environment Programme. UNON, Publishing Services Section, Nairobi
- USEPA .1997. Waste water treatment manuals: primary, secondary and tertiary treatment. United States Environmental Protection Agency.
- USEPA. 2009. Nutrient control design Manual – State of technology review report. EPA/600/R-08/012. United States Environmental Protection Agency.
- Van Loosdrecht, M.C.M., Henze, M., 1999. Maintenance, endogenous respiration, lysis, decay and predation. Water Sci. Technol. 39 (1), 107–117.
- Van Loosdrecht, M.C.M., Lopez-Vazquez, C.M., Meijer, S.C.F., Hooijmans, C.M. & Brdjanovic, D. 2015. Twenty-five years of ASM1: past, present and future of wastewater treatment modelling. J. Hydroinformatics, in press.
- Van Veldhuizen, H.M., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., 1999. Modelling biological phosphorus and nitrogen removal in a full scale activated sludge process. Water Res. 33, 3459–3468.

- Vandekerckhove, A., Moerman, W. & Van Hulle, S. W. H. 2008. Fullscale modelling of food industry wastewater treatment plant in view of process upgrade. *Chem. Engng Journal* 135(3), 185–194
- Vanrolleghem, P.A., Spanjers, H., Petersen, B., Ginestet, P., Takacs, I., 1999. Estimating (combinations of) activated sludge model no. 1 parameters and components by respirometry. *Water Sci. Technol.* 39 (1), 195–214.
- Vieira, M. R. 2015. Os principais parâmetros monitorados pelas sondas multiparâmetros são: pH, condutividade, temperatura, turbidez, clorofila ou cianobactérias e oxigênio dissolvido. Em: [http://www.agsolve.com.br/news\\_upload/file/Parametros%20da%20Qualidade%20da%20Agua.pdf](http://www.agsolve.com.br/news_upload/file/Parametros%20da%20Qualidade%20da%20Agua.pdf).
- WEF, ASCE, EWRI. 2005. Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants. (A. E. Manual of Practice nº 29 of WEF and Manuals and Reports on Engineering Practice nº 109 of WEF, Ed.) USA: McGraw-Hill.
- WEF. 2008. Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants Manual of Practice 1. Water Environment Federation . McGraw-Hill.
- WRc. s.d.a. STOAT: Process model descriptions. Water Research Center. U.K.
- WRc. s.d.b. STOAT:Unit process descriptions. Water Research Center. U.K.
- WRc. 2013. STOAT: Tutorials guide. Water Research Center .U.K.
- Weiner E., 2000. Applications of environmental chemistry: a practical guide for environmental professionals, CRC Press LLC, ISBN 1-56670-354-9.
- Wentzel, M. C., Lotter, L. H., Loewenthal, R. E., Marais, G. v. R. 1986. Metabolic behaviour of *Acinetobacter* ssp. in enhance biological phosphorus removal – A biochemical model. *Water SA*, 12, 209-224.
- Wiesmann, U., Chu, I. S., & Dombrowski. 2007. Fundamentals of Biological Wastewater Treatment. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmgH & Co. KGaA.

## **9. Anexos**

**Anexo 1** - Matriz de Petersen para o modelo ASM1 e Valores típicos para o modelo ASM1

**Anexo 2** – Descrição Matemática e Parâmetros do modelo ASAL3

**Anexo 3** – Diagramas dos Modelos Globais Utilizados na Avaliação de *Outros Cenários*

**Anexo 1 - Matriz de Petersen para o modelo ASM1 e Valores típicos para o modelo ASM1**

**Tabela 9 - Matriz de Petersen para o modelo ASM1 – estequiometria e taxas de processos (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).**

Componentes	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Taxas de Processo
j	Processo	S <sub>T</sub>	S <sub>S</sub>	X <sub>T</sub>	X <sub>S</sub>	X <sub>SH</sub>	X <sub>S</sub> <sub>A</sub>	X <sub>P</sub>	S <sub>O</sub>	S <sub>NO</sub>	S <sub>NH</sub>	S <sub>ND</sub>	S <sub>ND</sub>	S <sub>ALK</sub>	
1	Crescimento aeróbico dos heterotróficos		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1 - Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\hat{\mu}_H \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H}$
2	Crescimento anóxico dos heterotróficos		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1 - Y_H}{2.86 Y_H}$	$-i_{XB}$				$\frac{1 - Y_H}{14 * 2.86 Y_H}$ $-\frac{i_{XB}}{14}$	$\hat{\mu}_H \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{S_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_B X_{B,H}$
3	Crescimento aeróbico dos autotróficos						1		$-\frac{4.57}{Y_A} + 1$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XB} - \frac{1}{Y_A}$			$-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7Y_A}$	$\hat{\mu}_A \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A}$
4	Decaimento dos heterotróficos				$1 - f_P$	-1		$f_P$					$i_{XB} - f_P i_{XP}$		$b_H X_{B,H}$
5	Decaimento dos autotróficos				$1 - f_P$	-1		$f_P$					$i_{XB} - f_P i_{XP}$		$b_A X_{B,A}$
6	Amonificação do azoto orgânico solúvel										1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_A S_{N,D} X_{B,H}$
7	Hidrólise da matéria orgânica		1		-1										$k_h \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + (X_S/X_{B,H})} \left[ \left( \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right]$
8	Hidrólise do azoto orgânico											1	-1		$\rho_7 (X_{ND}/X_S)$
Taxas de conversão observadas (ML <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> )		$r_i = \sum_f v_f \rho_f$													

**Anexo 1 - Matriz de Petersen para o modelo ASM1 e Valores típicos para o modelo ASM1**

**Tabela 10 - Valores típicos para os parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo ASM1, para pH neutro e águas residuais domésticas (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).**

Símbolo	Designação	Valor típico a 20°C	Unidades
Parâmetros Estequiométricos			
$Y_H$	Rendimento Celular da biomassa heterotrófica	0,6	gCOD.g <sup>-1</sup> COD
$f_D$	Fração da biomassa que origina produtos particulados	0,08	gcell debris.g <sup>-1</sup> COD
$i_{N/XB}$	Massa de azoto/massa de CQO na biomassa	0,086	gN.g <sup>-1</sup> COD ativo
$i_{N/XD}$	Massa de azoto/massa de CQO nos produtos da biomassa	0,06	gN.g <sup>-1</sup> COD (debritos)
$Y_A$	Rendimento celular da biomassa autotrófica	0,24	gCOD.g <sup>-1</sup> oxidado
Parâmetros Cinéticos			
$\mu_H$	Taxa máxima específica do crescimento da biomassa heterotrófica	6	dia <sup>-1</sup>
$K_S$	Coeficiente da meia-saturação para biomassa heterotrófica	20	mg.L <sup>-1</sup>
$K_{O,H}$	Coeficiente da meia-saturação em oxigênio para a biomassa heterotrófica	0,1	mg.L <sup>-1</sup>
$K_{NO}$	Coeficiente da meia-saturação em azoto para biomassa heterotrófica	0,2	mg.L <sup>-1</sup>
$b_{1,H}$	Coeficiente de decaimento da biomassa heterotrófica	0,4	g.g <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>
$\eta_g$	Fator de correção de $\mu_H$ em condições anóxicas	0,8	g.g <sup>-1</sup>
$\eta_h$	Fator de correção da hidrólise em condições anóxicas	0,4	g.g <sup>-1</sup>
$K_a$	Taxa específica de amonificação	0,16	L.mg <sup>-1</sup> COD.d <sup>-1</sup>
$K_h$	Taxa máxima específica de hidrólise	2,21	g.g <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>
$K_X$	Coeficiente de meia-saturação para a hidrólise do substrato	0,15	g.g <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>
$\mu_A$	Taxa máxima específica do crescimento da biomassa autotrófica	0,76	g.g <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>
$K_{NH}$	Coeficiente de meia-saturação em azoto amoniacal para a biomassa autotrófica	1	Mg.L <sup>-1</sup>
$K_{O,A}$	Coeficiente da meia-saturação em oxigênio para a biomassa autotrófica	0,75	Mg.L <sup>-1</sup>
$b_{1,A}$	Coeficiente de decaimento da biomassa autotrófica	0,07	g.g <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>

## Anexo 2 - Descrição Matemática e Parâmetros do Modelo ASAL3

O modelo ASAL3 é similar ao ASAL2, mas disponibiliza todos os parâmetros cinéticos e estequiométricos ao utilizador, requerendo por isso utilizadores mais experientes no tratamento de águas residuais.

### Variáveis de Estado e Equações

- Remoção de CBO Solúvel:

$$\frac{dS_s}{dt} = \frac{Q}{V}(S_{s,in} - S_s) - \frac{\mu_H}{Y_H} \cdot X_{H,V} - \Psi_H \cdot X_{H,NV} + \frac{R_X \cdot X_S}{K_X \cdot X_T + X_S} \cdot X_{H,V}$$

O termo de entrada  $Q(S_{s,in} - S_s)$  não inclui os efeitos do afluente, a recirculação das lamas, a recirculação interna e o fluxo normal do líquido misturado através do tanque de lamas ativadas.

- Remoção da CBO particulada, a partir da hidrólise:

$$\frac{dX_s}{dt} = \frac{Q}{V}(X_{s,in} - X_s) - \frac{R_X \cdot X_S}{K_X \cdot X_T + X_S} \cdot X_{H,V}$$

- Heterotróficos viáveis:

$$\frac{dX_{H,V}}{dt} = \frac{Q}{V}(X_{H,V,in} - X_{H,V}) - \mu_H \cdot X_{H,V} - \varphi \cdot X_{H,V}$$

- Heterotróficos não-viáveis:

$$\frac{dX_{H,NV}}{dt} = \frac{Q}{V}(X_{H,NV,in} - X_{H,NV}) - K_D \cdot X_{H,NV} + \varphi \cdot X_{H,V}$$

Estas mesmas equações são repetidas para os autotróficos da nitrificação, substituindo a CBO a as bactérias heterotróficas pela amónia e pelas bactérias autotróficas.

- Total de sólidos:

$$\frac{dX_T}{dt} = \frac{Q}{V}(X_{T,in} - X_T) + \mu_H \cdot X_{H,V} + \mu_A \cdot X_{A,V} - \frac{1}{Y_{S,X}} \frac{R_X \cdot X_S}{K_X \cdot X_T + X_S} \cdot X_{H,V}$$

- Consumo de oxigénio dissolvido que envolve os processos de oxidação da CBO, de oxidação da amónia e de transferência de oxigénio para o efluente através do arejamento:

$$\begin{aligned} \frac{dS_0}{dt} = & \frac{Q}{V}(S_{0,in} - S_0) + K_L a \cdot (S_0^* - S_0) - \frac{\mu_H}{Y_H} \cdot X_{H,V} - \Psi_H \cdot X_{H,NV} \\ & - Y_{0,NH3} \cdot \left( \frac{\mu_A}{Y_A} \cdot X_{A,V} - \Psi_A \cdot X_{A,NV} \right) - M_0 \cdot \frac{S_0}{K_0 + S_0} \cdot X_T \end{aligned}$$

- Os termos da cinética de crescimento e enzimática usam equações semelhantes:

Equação de Monod - cinética de crescimento:

$$\mu = \frac{\mu_{\max} \cdot S}{K_S + S} \frac{S_0}{K_0 + S_0}$$

Equação de Michaelis-Menten prazo - cinética enzimática:

$$\Psi = \frac{\Psi_{\max} \cdot S}{K_S + S} \frac{S_0}{K_0 + S_0}$$

- Perda de viabilidade:

$$\varphi = \mu \cdot \max \left\{ \varphi_{\min}, \min \left[ 1 - \frac{\mu}{f \cdot \mu_{\max}} \right] \right\}$$

onde  $\varphi_{\min}$  é o mínimo e viabilidade e  $f$  é a taxa de crescimento fracionada abaixo da qual a biomassa começa a perder a sua viabilidade.

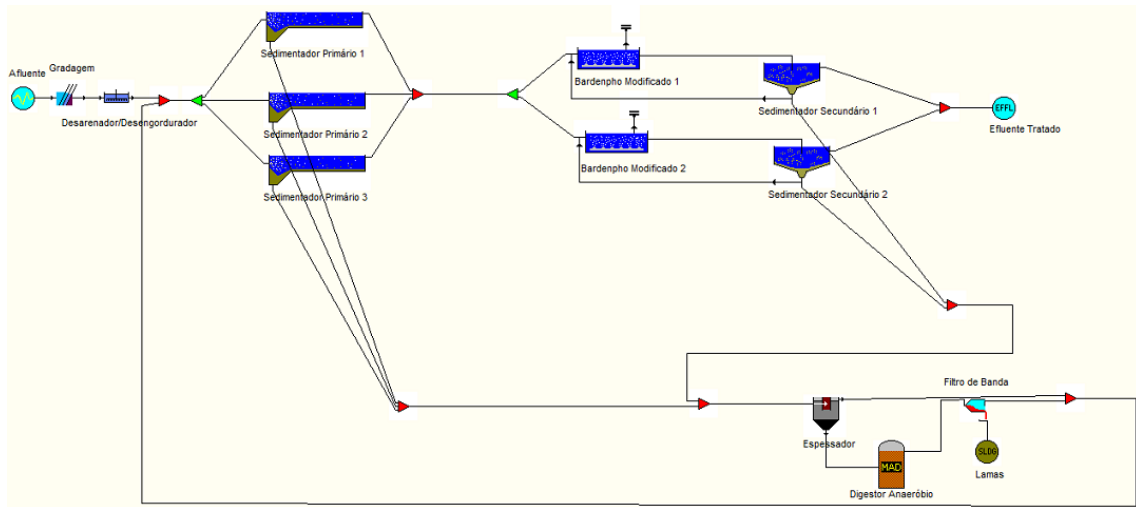
**Quadro 11** - Variáveis de estado do modelo ASAL3 (WRc, s.d.a).

Símbolo	Definição	Unidades
$S_{NH3}$	Amónia	mg/L
$S_{NO3}$	Nitrato	mg/L
$S_O$	Oxigénio Dissolvido	mg/L
$S_S$	CBO Solúvel	mg/L
$X_{A,V}$	Autotróficos Viáveis	mg/L
$X_{A,NV}$	Autotróficos Não-Viáveis	mg/L
$X_{H,V}$	Heterotróficos Viáveis	mg/L
$X_{H,NV}$	Heterotróficos Não-Viáveis	mg/L
$X_T$	Sólidos Suspensos no Licor Misto	mg/L

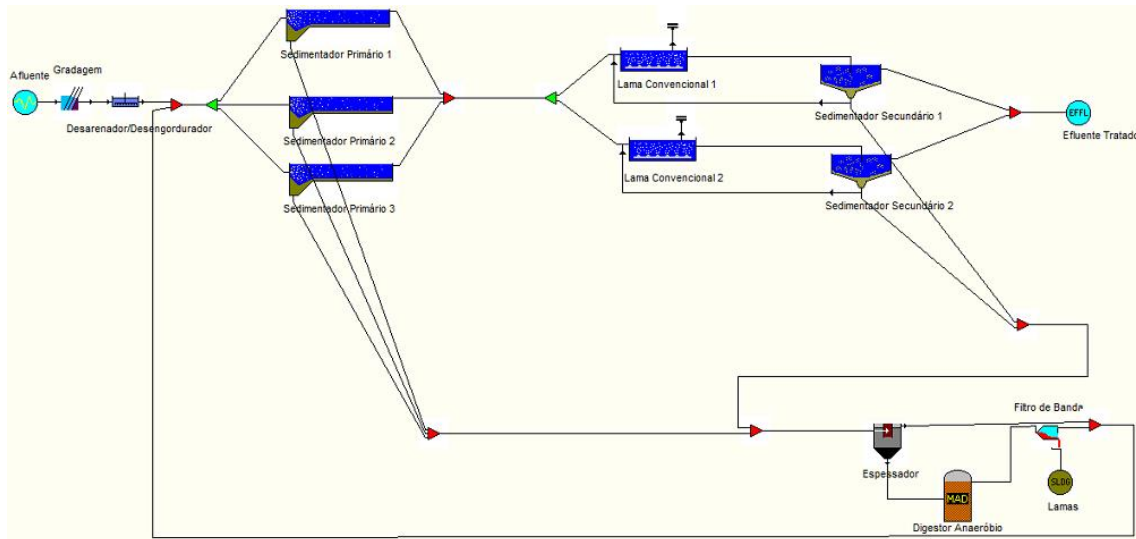
**Quadro 12** - Parâmetros do modelo ASAL3 (WRc, s.d.a).

Símbolo	Definição	Unidades
$\mu$	Taxa de crescimento bacteriano	1/h
$\psi$	Taxa de remoção do substrato enzimático	1/h
$K_D$	Taxa de mortalidade	1/h
$K_{L,a}$	Taxa de transferência mássica de oxigénio	1/h
$K_O$	Constante de Monod para o oxigénio	mg/L
$K_S$	Constante de Monod para a CBO	mg/L
$K_X$	Constante de semi-vida para a CBO particulada	-
$M$	Taxa de manutenção	1/h
$P_X$	Conteúdo de Fósforo da biomassa heterotrófica	-
$Q$	Caudal	m <sup>3</sup> /h
$R_X$	Taxa de hidrólise para a CBO particulada	1/h
$V$	Volume	m <sup>3</sup>
$Y_A$	Rendimento dos autotróficos sobre o azoto amoniacal	-
$Y_H$	Rendimento dos heterotróficos sobre a CBO	-
$Y_{O,NH3}$	Oxigénio necessário para oxidar uma massa unitária de NH3-N	-
$Y_{S,X}$	Conteúdo de CBO por unidade de massa de sólidos voláteis	-

### Anexo 3 - Diagramas dos Modelos Globais Utilizados na Avaliação de *Outro Cenários*



**Figura 21** - Diagrama do modelo criado para estudar o comportamento de configurações do tipo Bardenpho de 4 estágios.



**Figura 22** - Diagrama do modelo criado para estudar o comportamento de ma configuração de lamas ativadas convencionais.