



**UNIVERSIDADE DO ALGARVE**

**APLICAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO EM SISTEMA DE  
LAMAS ATIVADAS NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE  
ÁGUAS RESIDUAIS DE ALBUFEIRA POENTE**

Sara Margarida Soares Correia Barreto

Relatório de Atividade Profissional

Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente

Trabalho efetuado sob orientação de:

Professora Doutora Margarida Ribau Teixeira – Orientador interno da UAIG

Doutor Engenheiro António Manuel Pedro Martins – Orientador externo da Águas do Algarve S.A.

2015



**UNIVERSIDADE DO ALGARVE**

**APLICAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO EM SISTEMA DE  
LAMAS ATIVADAS NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE  
ÁGUAS RESIDUAIS DE ALBUFEIRA POENTE**

Sara Margarida Soares Correia Barreto

Relatório de Atividade Profissional

Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente

Trabalho efetuado sob orientação de:

Professora Doutora Margarida Ribau Teixeira – Orientador interno da UAlg

Doutor Engenheiro António Manuel Pedro Martins – Orientador externo da Águas do Algarve S.A.

2015

# **APLICAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO EM SISTEMA DE LAMAS ATIVADAS NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DE ALBUFEIRA POENTE**

## **Declaração de autoria de trabalho**

Declaro ser o autor deste trabalho, que é original e inédito. Autores e trabalhos consultados estão devidamente citados no texto e constam da listagem de referências incluída.

Faro, 19 de abril de 2015

---

(Lic. Sara Margarida Soares Correia Barreto)

Copyright de Sara Margarida Soares Correia Barreto

A Universidade do Algarve tem o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicitar este trabalho através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, de o divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

## **AGRADECIMENTOS**

À minha orientadora, Professora Margarida Teixeira, pela sua orientação na organização e estrutura do relatório, pelos seus sábios conselhos e pela sua elevada exigência que sempre demonstrou, quer como minha professora há algum tempo, quer como minha orientadora no presente.

Ao meu orientador das Águas do Algarve SA, Engenheiro António Martins, por ter apostado nas minhas qualidades para desenvolver o tema do relatório, pela sua prontidão, e completa disponibilidade em transmitir os seus dotados conhecimentos, que me levaram a desenvolver e a valorizar o relatório.

À minha Direção de Saneamento da Águas do Algarve SA, que contribuiu para enriquecer a minha experiência profissional e que tornou este Relatório possível...

A todos os que, nos meus momentos menos bons, estiveram presentes...

Por último, sem necessidade de palavras, à minha família e ao Ivo....

## RESUMO

As Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) são infraestruturas dotadas de um conjunto de operação unitárias, cujo principal objetivo é remover a carga contaminante presente na água residual. No tratamento de águas residuais domésticas são utilizados sistemas biológicos, sendo os de biomassa em suspensão, como os sistemas de lamas ativadas, os mais comuns.

A modelação matemática é uma ferramenta poderosa, para descrever o comportamento de sistemas complexos, como são os sistemas de lamas ativadas. A sua utilização neste tipo de sistemas permite, por um lado, avaliar as condições de funcionamento da instalação, e, por outro, identificar pontos críticos que podem ser otimizadas e consequentemente refletir-se numa redução de custos, associados à exploração das estações de tratamento de águas residuais. A modelação matemática pode assim constituir uma ferramenta de apoio para a tomada de decisão pelas Entidades Gestoras.

O objetivo do trabalho foi a aplicação de um modelo matemático, de modo a reproduzir o comportamento da ETAR de Albufeira Poente, com vista a otimizar as condições de funcionamento do arejamento na época baixa, (através da reconfiguração do reator biológico), tendo presente o compromisso da necessidade de garantir a qualidade do efluente tratado, de acordo com a licença de descarga da instalação.

Os resultados da simulação mostram que o modelo aplicado à ETAR, descreve a produção de lamas e os parâmetros físico-químicos do efluente tratado, ao nível da CQO, SST e Fósforo.

A modelação evidencia que a reconfiguração do reator biológico na zona aeróbia, (primeiro compartimento aeróbio, segundo compartimento anóxico e os dois últimos compartimentos aeróbios), durante a época baixa, permite manter a qualidade do efluente tratado, exigida pelo normativo de descarga e traduz-se numa poupança anual em 3.107€.

Palavras-chaves: ETAR, modelação matemática, Mantis, ASM3, ASM2d

## ABSTRACT

The Wastewater Treatment Plants (WWTP) are infrastructures with a set of unit operation, whose main objective is to remove the contaminant load in the wastewater. In the treatment of domestic wastewater biological systems are used, and the suspended biomass, such as activated sludge systems, the most common.

Mathematical modeling is a powerful tool to describe the behavior of complex systems, as are those of activated sludge systems. Its use in such systems enables on the one hand, to evaluate the operating conditions of the installation, and, secondly, to identify critical points can be optimized and therefore is reflected in a reduction of costs associated with the operation of the processing stations wastewater. Mathematical modeling is a support tool for decision by the Management Entities.

The objective was the application of a mathematical model in order to reproduce the behavior of the WWTP of Albufeira Poente, in order to optimize the operating conditions of ventilation in low season (by reconfiguring the biological reactor), bearing in mind the commitment of the need to ensure the quality of the treated effluent, according to the installation discharge license.

Simulation results show that the model applied to the treatment plant, describes the production of sludge and physico-chemical parameters of the treated effluent, the level of COD, TSS and phosphorus.

The modeling shows that the reconfiguration of the biological reactor in the aerobic zone (first aerobic compartment, according anoxic compartment and the last two aerobic compartments) during the low season, keeps the quality of the treated effluent, required by regulatory discharge and translates on an annual savings 3107€.

Keywords: WWTP, mathematical modeling, Mantis, ASM3, ASM2d

## INDICE

<b>AGRADECIMENTOS</b>	<b>iv</b>
<b>RESUMO</b>	<b>v</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>vi</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
<b>2 MODELAÇÃO MATEMÁTICA</b>	<b>6</b>
2.1 APLICAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS (ASM)	7
<b>3 METODOLOGIA</b>	<b>14</b>
3.1 DESCRIÇÃO DA ETAR	17
3.2 APLICAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS – MANTIS e ASM3 - NA ETAR DE ALBUFEIRA POENTE – EXCLUSÃO DA REMOÇÃO BIOLÓGICA E QUÍMICA DO FÓSFORO	26
3.3 APLICAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO - ASM2d - NA ETAR DE ALBUFEIRA POENTE – INCLUSÃO DA REMOÇÃO BIOLÓGICA E QUÍMICA DO FÓSFORO	30
<b>4 RESULTADOS DA MODELAÇÃO</b>	<b>32</b>
4.1 RESULTADOS DA APLICAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS – MANTIS e ASM3	33
4.2 RESULTADOS DA APLICAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO – ASM2d	36
<b>5 RECONFIGURAÇÃO DO REATOR BIOLÓGICO</b>	<b>50</b>
5.1 ENQUADRAMENTO DA NECESSIDADE DE RECONFIGURAÇÃO DO REATOR BIOLÓGICO	51
<b>6 CONCLUSÕES</b>	<b>58</b>
<b>7 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS</b>	<b>61</b>
<b>8 ANEXOS</b>	<b>65</b>
Anexo 1 – Identificação das variáveis estado da biblioteca CNPLIB do Programa GPS-X 6.2	66
Anexo 2 – Identificação das variáveis Estequiométricas da biblioteca CNPLIB do Programa GPS-X	67
Anexo 3 – Identificação das variáveis compostas calculadas da biblioteca CNPLIB do Programa GPS-X	68
Anexo 4 - Equações dos processos do modelo ASM2d – Hidrólise (M. Henze et al,1999).	69

Anexo 5 - Equações dos processos do modelo ASM2d – Organismos Heterotróficos (M. Henze et al,1999). _____	70
Anexo 6 - Equações dos processos do modelo ASM2d – Organismos Acumuladores de Fósforo (M. Henze et al,1999). _____	71
Anexo 7 - Equações dos processos do modelo ASM2d – Organismos nitrificantes (autotróficos) (M. Henze et al,1999)._____	72
Anexo 8 - Equações dos processos do modelo ASM2d – Precipitação simultânea do fósforo com hidróxido de ferro. (M. Henze et al,1999). _____	72
Anexo 9 - Valores típicos dos parâmetros cinéticos do ASM2d. (M. Henze et al,1999).___	73
Anexo 10 – Entradas da simulação matemáticas (caudais diários e concentrações de CQO, Azoto total e fósforo no afluente bruto)_____	76

# INDICE DE FIGURAS

Figura 3.1 - Esquema da metodologia adotada para aplicação de modelo matemático (adaptado de IWA, 2014)	16
Figura 3.1.1 - Imagem aérea da ETAR de Albufeira Poente. Fonte: Google Earth, acedido em 30 de outubro 2014	17
Figura 3.1.2 – Tratamento preliminar - Gradagem mecânica e manual	20
Figura 3.1.3 – Tratamento preliminar – Desarenadores/desengorduradores	20
Figura 3.1.4 – Tratamento biológico – reatores biológicos	21
Figura 3.1.5. – Tratamento biológico – decantadores secundários	21
Figura 3.1.6 – Reservatórios de armazenamento do sulfato férrico	21
Figura 3.1.7. – Desinfecção - Canais UV	22
Figura 3.1.8 – Produção de água de serviço – Filtros de areia e reservatório de água de serviço	22
Figura 3.1.9 – Produção de água de serviço – Central hidropressora e sistema de desinfecção em conduta fechada	23
Figura 3.1.10 – Fase sólida - Espessamento gravítico	23
Figura 3.1.11 – Fase sólida – Desidratação mecânica por centrifugação	24
Figura 3.1.12 – Fase sólida – Silos de lamas desidratadas	24
Figura 3.1.13 – Fase gasosa – ventilador, torre de lavagem e biofiltro	25
Figura 3.2.1 – Representação do layout da ETAR de Albufeira Poente sem remoção biológica e química do fósforo	26
Figura 3.3.1 – Layout reformulado da ETAR de Albufeira Poente incluindo a precipitação química do fósforo	30
Figura 4.2.1 – Evolução da concentração de CQO simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente.	39
Figura 4.2.2 – Evolução da concentração de SST simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente.	39
Figura 4.2.3 – Evolução da concentração de fósforo total simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente-	40
Figura 4.2.4 – Evolução da concentração de azoto total simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente.	40
Figura 4.2.5 – Evolução da concentração de azoto amoniacal simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente.	41
Figura 4.2.6 – Evolução da concentração de nitratos simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente.	41

Figura 4.2.7 – Evolução da concentração de SST simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente.	42
Figura 4.2.8 – Evolução da concentração de nitratos simulada com e sem zona anóxica e a real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente-	44
Figura 4.2.9 – Resultados da simulação para o parâmetro azoto amoniacal no efluente tratado para um Q afluente-9330 m <sup>3</sup> /dia; CQO afluente – 1000 mg/L e Nt afluente – 100 mg/L – Extração do programa GPS-X	46
Figura 4.2.10 – Processos envolvidos no ciclo de azoto, retirado (GIBLIN, 2013)	48
Figura 5.1.1 – Esquema da atual configuração a) e reconfiguração do reator biológico b) da ETAR de Albufeira Poente	51
Figura 5.1.2 – Resultados da simulação para os parâmetros azoto amoniacal, nitratos e azoto total no efluente tratado – extração do programa GPS-X	52
Figura 5.1.3 - Resultados da simulação para os parâmetros CQO e SST no efluente tratado – extração do programa GPS-X	53
Figura 5.1.4 - Resultados da simulação para o parâmetro fósforo no efluente tratado – extração do programa GPS-X	53
Figura 5.1.5 – Evolução do azoto amoniacal no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente em função do caudal afluente com reconfiguração do reator biológico	54
Figura 5.1.6 - Evolução do azoto amoniacal no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente em função do caudal afluente com reconfiguração do reator biológico (1 tanox+3taer)	55
Figura 5.1.7 - Esquema adotado do reator biológico da ETAR de Albufeira Poente	55

# INDICE DE QUADROS

Quadro 2.1.1- Características dos modelos matemáticos ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3 (adaptado de GERNAEY et al, 2004).	9
Quadro 2.1.2 – Limitações dos modelos ASM1, ASM2, ASM2d e ASM3 (adaptado de PETERSON et al, 2002).	9
Quadro 2.1.3 – Exemplos de casos de estudo de aplicação de ASM em ETAR	11
Quadro 3.1.1 - Dados de base considerados no Projeto da ETAR da Albufeira Poente (adaptado Aguas do Algarve, 2010)	18
Quadro 3.1.2 - Parâmetros e respetivo Valor Limite de Emissão estipulados na Licença de Descarga N.º L006811.2013.RH8	19
Quadro 3.1.3 – Valores dos parâmetros necessários para aplicação do modelo matemático na ETAR de Albufeira Poente	25
Quadro 3.2.1 – Caracterização física e operacional	28
Quadro 3.2.2 – Caracterização do afluente bruto.	29
Quadro 3.3.1 - Caracterização física e operacional da etapa de doseamento de coagulante	31
Quadro 4.1.1 – Produção de lamas real e resultante da simulação com os modelos Mantis e ASM3	33
Quadro 4.1.2 – Resultados analíticos de CQO, SST e Azoto total no efluente tratado e resultados da simulação com os modelos Mantis e ASM3.	34
Quadro 4.1.3 – Reajuste nas variáveis de caracterização do afluente bruto	34
Quadro 4.1.4 – Resultados da simulação após reajuste nas variáveis de caracterização do afluente bruto	35
Quadro 4.2.1 – Alteração dos valores pré-definidos remoção biológica do fósforo no ASM2d	36
Quadro 4.2.2 – Setpoints de oxigénio estabelecidos no ASM2d	37
Quadro 4.2.3 – Comparação da produção de lamas real de 2013 com a simulada ASM2d	38
Quadro 4.2.4 – Comparação da concentração média real e simulada dos parâmetros (CQO, SST, fósforo, azoto total, azoto amoniacal e nitratos) no efluente tratado	43
Quadro 4.2.5 – Concentrações de azoto amoniacal lidos pela sonda instalada à saída do reator, medidos em Laboratório e no efluente tratado	47
Quadro 4.2.6 – Monitorização realizada em agosto 2014 ao parâmetro azoto amoniacal à saída do tanque aeróbio e decantador secundário.	47
Quadro 5.1.1 – Dados específicos do arejador de superfície instalado	56

## **ABREVIATURAS E SIMBOLOGIA**

AdA – Águas do Algarve SA

ANO – Organismos nitrificantes autotróficos

ASM – Activated Sludge Model

ASMI – Activated Sludge Model N.º1

ASM2 - Activated Sludge Model N.º2

ASM2d - Activated Sludge Model N.º2d

ASM3 - Activated Sludge Model N.º3

A<sub>2</sub>N – Anaeróbio/Anóxico/Nitrificação

CBO<sub>5</sub> – Carência Bioquímica de Oxigénio

CQO – Carência Química de Oxigénio

DIA – Declaração de Impacte Ambiental

EA – Época alta

EB – Época baixa

EBPR – Enhance biological phosphorus removal

ETAR – Estações de Tratamento de Águas Residuais

GAO – Organismos acumuladores de glicogénio

IWA – International Water Association

IWQA – Associação Internacional de Qualidade da Água

LQ – Limite de quantificação

n – nº de amostras

N – Azoto total

NH<sub>4</sub> – Azoto amoniacal

NO<sub>2</sub> - Nitritos

NO<sub>3</sub> - Nitratos

O&M – Operação e Manutenção

PAO – Organismos acumuladores de fósforo

P – Fósforo total

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

SST – Sólidos Suspensos Totais

STR – Tempo de Retenção dos Sólidos

TAEO – Tanque aeróbio

TANOX – Tanque anóxico

UV – Desinfecção por radiação ultravioleta

UCT – University of Cape Town (tipo de tratamento biológico)

VLE – Valor Limite de Emissão

# I INTRODUÇÃO

As Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) são instalações fundamentais para preservar a saúde pública e a qualidade dos meios recetores.

As ETAR são infraestruturas dotadas de um conjunto de operação unitárias, com o principal objetivo de remover a carga contaminante presente na água residual. Existem diferentes tipos de tratamento biológico, que são adotados nas ETAR em função da qualidade que é necessária garantir no meio recetor. Destacam-se os sistemas de tratamento biológico em biomassa fixa, como por exemplo os sistemas de leitos percoladores, e os sistemas de biomassa em suspensão, como os sistemas de lamas ativadas.

O tratamento biológico por leitos percoladores surge no ano 1893, em Inglaterra (TCHOBANOGLIOUS, 1995). Trata-se de um sistema em leitos com um meio de enchimento (geralmente pedra ou, mais recentemente, material plástico) na qual os microrganismos, maioritariamente aeróbios, aderem e originam um filme biológico (biofilme) (EPA, 2000).

O tratamento por lamas ativadas surge mais tarde, em 1914, em Inglaterra, por Arden e Lockett e consiste na produção de uma massa ativada de microrganismos capazes de degradar a matéria orgânica por via aeróbia (TCHOBANOGLIOUS, 1995). É necessário separar a biomassa do efluente tratado pelo que após o reator biológico existe igualmente a etapa de decantação secundária.

No reator biológico os microrganismos responsáveis pelo tratamento da água residual são mantidos em suspensão sob a forma de flocos (licor misto), sendo fornecido oxigénio necessário para a oxidação biológica da matéria orgânica. No decantador secundário os flocos biológicos sedimentam e são separados da fase líquida (efluente tratado), ocorrendo assim a separação sólido-líquido. Para garantir a concentração adequada de lamas no reator biológico, parte das lamas biológicas são recirculadas a partir do fundo do decantador secundário para o início do tratamento biológico. De modo a manter um correto tempo de retenção de sólidos no sistema, as lamas que se formam em excesso, são geralmente purgadas a partir do fundo do decantador, sendo enviadas para tratamento da fase sólida (TCHOBANOGLIOUS, 1995).

Pese embora os elevados custos associados à operação e manutenção (O&M), designadamente a nível do consumo energético associado à etapa de arejamento,

comparativamente ao sistema de leitos percoladores, o sistema de lamas ativadas apresenta vantagens por permitir:

- ✓ uma melhor flexibilidade operacional,
- ✓ maior efeito tampão face às condições de afluência,
- ✓ uma melhor resposta ao cumprimento do normativo de descarga mais exigente quanto aos valores limite de emissão (VLE),
- ✓ a remoção da matéria orgânica e de nutrientes (azoto e fósforo).

O tratamento por lamas ativadas apresenta-se competitivo ao nível da remoção biológica de matéria orgânica e nutrientes, através dos processos biológicos como a nitrificação, desnitrificação e remoção biológica do fósforo pelos organismos acumuladores de fósforo (PAO).

A remoção da matéria orgânica é realizada pelos organismos heterotróficos, que sob condições anóxicas e aeróbias, utilizam o substrato orgânico como fonte de carbono. O rendimento do crescimento da biomassa é a fração de substrato que é utilizado como fonte de carbono para produção de biomassa. O crescimento dos organismos requer disponibilidade dos nutrientes, azoto e fósforo, para a síntese celular (HAUDUC et al, 2013), conforme equação 1.1.

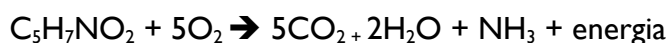
#### 1. Oxidação da Matéria Orgânica e Síntese



**(equação 1.1)** (TCHOBANOGLIOUS, 1995).

A respiração endógena nos organismos ocorre quando há escassez de substrato, sendo utilizado como fonte de carbono o próprio protoplasma, de acordo com a equação 1.2.

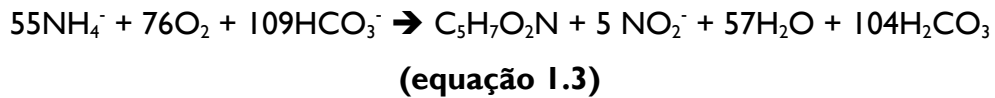
#### 2. Respiração endógena



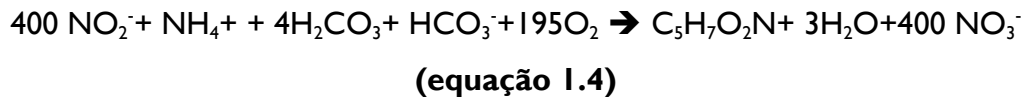
**(equação 1.2)** (TCHOBANOGLIOUS, 1995).

A nitrificação consiste na conversão do azoto amoniacal ( $\text{NH}_4$ ) presente na água residual em nitratos ( $\text{NO}_3$ ) e é realizada por intermédio de organismos autotróficos nitrificantes (ANO), incluindo dois passos (HAUDUC et al, 2013):

1. Oxidação do azoto amoniacal a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), realizada pelos ANO do género *Nitrosomonas* – **Nitritação** (equação 1.3) (TCHOBANOGLOUS, 1995).



2. Oxidação do nitrito a nitratos realizada pelos ANO do género *Nitrobacter* – **Nitratação** (equação 1.4) (TCHOBANOGLOUS, 1995).



O azoto amoniacal e o nitrito são utilizados como fonte de energia para os ANO captarem o carbono inorgânico, que é incorporado na biomassa, para permitir o seu crescimento. A nitrificação ocorre obrigatoriamente sob condições aeróbias, sendo necessário assegurar o oxigénio suficiente para que não haja inibição do processo biológico. Os ANO podem ficar inibidos da sua atividade pelo pH mais baixo, pela presença de compostos como níquel, cobre, crómio e algumas condições ambientais (HAUDUC et al, 2013).

A desnitrificação é o processo biológico realizado pelos organismos heterotróficos, designadamente do género *Pseudomonas*, *Achromobacter*, que em condições de anóxia e na presença de substrato solúvel (fonte de carbono), convertem o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) a azoto molecular ( $\text{N}_2$ ), para obtenção de energia para o seu crescimento, equação 1.5 (TCHOBANOGLOUS, 1995).



A remoção biológica do fósforo é realizada por organismos heterotróficos designados PAO que possuem uma fisiologia complexa a qual envolve a formação e consumo de polímeros intracelulares (polifosfatos, glicogénio, polihidroxicanoatos (PHA) e polihidroxibutiratos (PHB) (HAUDUC et al, 2013). Para o crescimento destes organismos é necessário garantir alternadamente condições anaeróbias e aeróbias. Na fase anaeróbia os PAO metabolizam a fonte de carbono facilmente biodegradável (fermentável) como os ácidos gordos voláteis, e armazenam o carbono na sua estrutura celular interna, sob a forma de PHA. Caso seja o acetato a fonte de carbono, o polímero armazenado é o PHB. A energia necessária para metabolizar os ácidos gordos voláteis e subsequente formação de PHA, é obtida pela quebra das cadeias de polifosfatos

existente na estrutura interna, ocorrendo deste modo a libertação de fosfatos para o meio líquido. Na fase aeróbia os PAO utilizam como fonte de energia o PHA acumulado para absorver do meio líquido os fosfatos, com o objetivo de recuperar as reservas de polifosfatos necessárias para o seu crescimento. A remoção da biomassa (lamas em excesso) com a presença significativa de PAO, e, conseqüentemente de polifosfatos, permite a obtenção de efluentes com baixas concentrações de fósforo (HAUDUC et al, 2013).

A atividade dos PAO pode ficar comprometida, pela presença dos organismos acumuladores de glicogénio (GAO), que competem com os PAO, pelo carbono orgânico, mas que não contribuem para a remoção do fosfato, atendendo ao facto de não possuírem na sua estrutura interna cadeias de polifosfatos (HAUDUC et al, 2013).

Os principais fatores que afetam negativamente o desempenho dos PAO devido à competição com os GAO, são as temperaturas mais elevadas ( $> 20^{\circ}\text{C}$ ), a composição dos ácidos gordos voláteis, pH mais baixo ( $<7$ ) e o tempo de retenção hidráulico (LANHAM, 2012).

Atualmente existem modelos matemáticos aplicados a sistemas de lamas ativadas, que incorporam os processos biológicos associados à remoção da matéria orgânica e de nutrientes, permitindo simular e descrever o comportamento biológico das estações de tratamento de águas residuais, bem como indicar estratégias de operação futuras face a alterações das condições de afluência (capacidade de previsão).

Neste sentido, o objetivo deste trabalho é aplicação de um modelo matemático em lamas ativadas, de modo a reproduzir o comportamento da ETAR de Albufeira Poente, e otimizar o funcionamento do arejamento na época baixa, através da reconfiguração do reator biológico, tendo presente o compromisso da redução do consumo energético e a manutenção da qualidade do efluente tratado, de acordo com os valores estipulados na licença de descarga.

## **2 MODELAÇÃO MATEMÁTICA**

A modelação matemática aplicada a sistemas de lamas ativadas, na língua anglo-saxónica ASM (*Activated Sludge Model*), consiste na representação simplificada da ETAR, que através de equações matemáticas descreve os processos biológicos, bem conhecidos, e que ocorrem num sistema de lamas ativadas.

Trata-se de uma ferramenta que permite num curto espaço de tempo a análise do comportamento da instalação, face a determinadas condições, sem envolver custos adicionais (GERNAEY et al, 2004).

A modelação matemática envolve os seguintes conceitos:

- ✓ **Modelo** – conjunto de equações processuais
- ✓ **Simulador** – implementação do modelo
- ✓ **Simulação** – aplicação do simulador.

Independentemente da seleção do modelo em sistema de lamas ativadas há três aspetos fundamentais que integram qualquer modelo dinâmico (HAUDUC et al, 2013):

✓ **Variáveis de estado**

Incluem as diferentes frações de CQO, a biomassa e diferentes tipos de nutrientes, orgânico, inorgânico, solúvel e particulado.

✓ **Descrição dos processos dinâmicos**

Lista os diferentes processos biológicos que são modelados, em conjunto com suas fórmulas.

✓ **Parâmetros do modelo**

Variáveis (parâmetros cinéticos e estequiométricos) que descrevem as circunstâncias do sistema biológico, rendimento da biomassa heterotrófica e autotrófica, a taxa de crescimento da biomassa heterotrófica, taxa de decadência, taxa de hidrólise, entre outros.

## 2.1 APLICAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS (ASM)

A investigação na área de modelação em sistemas de lamas ativadas tem sido coordenada por um grupo de trabalho da Internacional Water Association (IWA) que foi criado em 1983, com vista a desenvolver uma estrutura geral para modelos matemáticos. Um dos principais objetivos foi desenvolver um modelo de baixa complexidade e simples de

representar, para prever com precisão os processos biológicos e conseqüentemente o comportamento das ETAR (JEPPSSON, 1997). O primeiro modelo desenvolvido foi o ASMI e incorporou um modelo básico para a remoção de carência química de oxigênio (CQO), o crescimento bacteriano, e degradação da biomassa (HENZE et al, 1987). Os modelos evoluíram, incorporando mais processos biológicos, destacando-se para além do ASMI, os modelos ASM2, ASM2d, ASM3 (HENZE et al, 2000). Existem ainda modelos que incorporam melhorias específicas, como o Mantis, por exemplo (HYDROMANTIS, 2013).

O ASMI foi desenvolvido por Henze em 1987 e é considerado como o modelo de referência (GARNAEY et al, 2004). Considera 13 componentes de caracterização das águas residuais e 8 variáveis de processos biológicos. Descreve o consumo do oxigênio, produção de lamas e eliminação do azoto amoniacal.

Em 1995, como extensão do ASMI surgiu o ASM2, o qual inclui os processos para a remoção do fósforo, e a simulação de processos de precipitação química do fósforo (HENZE et al, 1999). Considera 19 componentes da caracterização das águas residuais e 19 variáveis para os processos biológicos.

Em 1999, surgiu o modelo ASM2d, em que a principal diferença relativamente ao ASM2 é que considera que os PAO efetuam o processo de desnitrificação (HENZE et al, 1999).

O ASM3 surge em 1999, com a finalidade de corrigir os principais defeitos do modelo ASMI (GUJER et al, 1999). Assenta em quatro processos base, mas diferentes do ASMI: hidrólise da matéria orgânica particulada, armazenamento intracelular da matéria orgânica facilmente biodegradável, crescimento e decaimento da biomassa. (HENZE et al, 2000).

Em resumo, a Quadro 2.1.1 apresenta as principais características encontradas nos modelos ASMI, ASM2, ASM2d e ASM3.

**Quadro 2.1.1- Características dos modelos matemáticos ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3 (adaptado de GERNAEY et al, 2004).**

Modelos	Componentes (variáveis de estado)	Processos biológicos	Remoção da matéria orgânica	Nitrificação	Desnitrificação	Remoção do Fósforo (química e biológica)	Dependência da temperatura
ASM1	13	8	X	X	X		
ASM2	19	19	X	X	X	X	X
ASM2d	19	21	X	X	X	X	X
ASM3	13	12	X	X	X		X

As principais limitações dos modelos supracitados encontram-se descritas no Quadro 2.1.2.

**Quadro 2.1.2 – Limitações dos modelos ASM1, ASM2, ASM2d e ASM3 (adaptado de PETERSON et al, 2002).**

Modelos	Principais Limitações
ASM1	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Temperatura e pH constante</li> <li>✓ Desenvolvido tipicamente para água residuais domésticas</li> <li>✓ Características das águas residuais consideradas estáveis ao longo do tempo</li> <li>✓ Os valores dos parâmetros das taxas são constantes</li> <li>✓ Não considera o efeito da limitação de nutrientes. Os fatores de correção para a desnitrificação são constantes</li> <li>✓ Coeficientes de nitrificação constantes, não considera o efeito de inibição pela presença de compostos tóxicos na água residual</li> <li>✓ A biomassa permanece homogénea</li> <li>✓ Hidrólise da matéria orgânica e azoto em simultâneo e ao mesmo nível</li> </ul>
ASM2	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Assume que os PAO não permitem a desnitrificação</li> <li>✓ Os organismos heterotróficos e PAO não sofrem alterações com o tempo, constituem uma massa homogénea</li> <li>✓ Não tem em conta deficiências de catiões de potássio e magnésio</li> <li>✓ Não foi considerado o efeito inibitório do nitrito</li> </ul>

ASM2d	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Válido para temperatura na gama entre 10°C e 25°C</li> <li>✓ Os organismos heterotróficos e PAO não sofrem alterações com o tempo, constituem uma massa homogénea</li> <li>✓ Não tem em conta deficiências de catiões de potássio e magnésio</li> <li>✓ Não foi considerado o efeito inibitório do nitrito</li> </ul>
ASM3	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Temperatura situada na gama entre 8°C e 23°C</li> <li>✓ O pH situado na gama entre 6,5 a 7,5</li> <li>✓ Não descreve o comportamento das bactérias em tanques anaeróbios</li> <li>✓ O efeito dos nitritos não é considerado</li> <li>✓ Não pode ser utilizado em sistema com elevadas cargas orgânicas</li> </ul>

As vantagens associadas à utilização dos ASM nas ETAR traduzem-se por:

- ✓ Conhecimento mais detalhado da instalação o que confere maior confiança na rotina de exploração;
- ✓ Gestão da instalação de forma integrada e avançada, vista como um todo em tempo real;
- ✓ Redução de custos associados ao controlo analítico realizado ao nível do processo;
- ✓ Otimização de consumos energéticos nomeadamente associados à etapa de arejamento, sem comprometer a qualidade do efluente tratado;
- ✓ Otimização da produção de lamas, através do controlo da idade de lamas do sistema;
- ✓ Apoio na decisão de investimento, nomeadamente na reabilitação da ETAR e na aquisição de equipamento adequado à instalação;
- ✓ Atuação preventiva, atendendo a que o ASM prevê o comportamento da instalação face a determinadas condições de afluência, evitando-se assim ocorrências indesejáveis.

De referir que a aplicação de modelos matemáticos apresenta uma desvantagem inicial que se prende com a calibração do modelo, consiste na alteração dos valores considerados por defeito no modelo, por tentativa, até se obter um padrão no comportamento do sistema idêntico com a realidade. No fundo consiste na adaptação do modelo à realidade da instalação (PETERSEN, 2002). Esta fase envolve um elevado dispêndio de tempo, exige alguns conhecimentos específicos sobre a instalação alvo de estudo e conhecimentos sobre modelação matemática, visto que a alteração

inconsciente de determinados parâmetros pode levar à alteração de resultados completamente irrealistas. O Quadro 2.1.3 apresenta alguns casos de estudo de aplicação de ASM em ETAR, tanto a nível nacional como internacional.

**Quadro 2.1.3 – Exemplos de casos de estudo de aplicação de ASM em ETAR**

Instalação	Objetivo	Principais Resultados	Referência bibliográfica
ETAR de Beirolas	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Influência da aplicação de diferentes modelos numéricos nas concentrações dos poluentes à entrada e saída da ETAR.</li> <li>- Capacidade da ETAR receção de descargas de limpa-fossas.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- A ETAR de Beirolas não apresenta variações significativas utilizando os diferentes modelos.</li> <li>- A modelação permitiu concluir que a ETAR não se encontra projetada para receber efluentes de fossas sépticas acima de determinados caudais.</li> </ul>	(ARISCRISNÃ, 2012)
ETAR de Fernão Ferro	<p>Demonstrar a aplicação de modelação e simulação dinâmica de processos de tratamento biológicos por lamas ativadas na fase de dimensionamento. Avaliar a capacidade de tratamento da ETAR a vários caudais de descargas de limpa-fossas.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Foi possível ajustar satisfatoriamente os resultados do modelo aos valores obtidos nas campanhas analíticas.</li> <li>- Modelação mostra o melhor cenário para receção de descargas de limpa-fossas.</li> </ul>	(POMBO, 2011)
ETAR de Portucel	<p>Aplicação de modelo matemático para descrever o comportamento da ETAR. Análise da influência da adição de ureia no processo e taxa de produção de lamas.</p>	<p>A modelação mostra que a adição de ureia no processo não tem efeito considerável na eficiência do processo biológico, remoção de CQO e além disso conduz ao aumento de custos pelo aumento da produção de lamas. Conclui que não é necessária a sua adição.</p>	(PEREIRA, 2014)

ETAR da Ericeira	Otimização das condições de arejamento do tratamento biológico	A modelação mostra qual o melhor cenário para funcionamento do arejamento.	(COTRIM, 2013)
ETAR São João da Talha	Análise e aplicação de instrumentos de modelação do comportamento dinâmico	Foi possível utilizar de forma integrada e com relativo sucesso os modelos para simulação do comportamento global da ETAR	(FERREIRA, 2006)
ETAR Hardenbeg	Modelação metabólica para remoção biológica de azoto e fósforo	Previsão correta do efluente. Correta estimativa de STR. O modelo EBPR cinético menos sensível.	(MEIJER et al, 2001)
ETAR Hardenbeg	Evolução de modelo matemático em dois processos UCT e A <sub>2</sub> N	O A <sub>2</sub> N consome ligeiramente menos oxigénio. Temperaturas mais baixas afetam o desempenho das bactérias-P sendo mais evidente no A <sub>2</sub> N	(HAO et al, 2001)
ETAR de Guardamar del Segura	Otimização da operação mediante a utilização de ferramentas de simulação	Modelo permite compreender e analisar os processos de eliminação biológica da matéria orgânica e nutrientes. Permitiu seleccionar a estratégia de operação que estima melhores benefícios com uma redução de 32% na energia.	(GOSÁLBEZ et al, 2007)
ETAR de Haarlem Waarderpolder	Modelação de remoção de CQO, Azoto e Fósforo	A combinação do modelo ASM2 e Delf BRP mostra uma boa capacidade de descrição do desempenho da ETAR. Necessidade de refinar o modelo para situações extremas.	(BRDJANOVIC, 1998)

Atualmente existem vários programas disponíveis no mercado que incorporam os ASM como GPS-X, EFOR, WEST, ASIM, AQUASIM, BIOWIN, STOAT e SIMBA (MELCER, 2003).

A aplicação de ASM apresenta-se como uma solução para as Entidades Gestoras de estações de tratamento de águas residuais, atendendo a que permite avaliar o funcionamento da instalação, bem como identificar aspetos que carecem de otimização, podendo-se refletir numa redução de custos associada à exploração das estações de tratamento de águas residuais.

## **3 METODOLOGIA**

A metodologia aplicada neste trabalho envolveu quatro fases:

**1ª Fase:** Descrição da ETAR de Albufeira Poente e recolha de dados relevantes para aplicação de modelo matemático.

**2ª Fase:** Aplicação de modelo matemático (Mantis e ASM3), excluindo no tratamento biológico da ETAR a remoção química e biológica do fósforo. Esta estratégia permitiu-me familiarizar com o programa e com os modelos ASM de forma mais simples. Esta fase envolve a inserção no programa de dados operacionais da ETAR, com vista a proceder à calibração do modelo, ou seja para tornar o modelo o mais representativo da ETAR. Atendendo a que a calibração implica ajustes nas variáveis de estado é necessário realizar simulações para a validação da mesma, assim optou-se, por apresentar no capítulo Resultados da Modelação, os passos que envolvem o processo de calibração/simulação. Nesta fase, não explorei com tanto detalhe os modelos ASM3 e Mantis, que descrevem o comportamento da ETAR.

**3ª Fase:** Aplicação de modelo matemático (ASM2d), mais complexo, em que se considera a existência de remoção biológica e química do fósforo. Esta fase envolve o mesmo procedimento descrito anteriormente, ao nível da calibração/simulação e apresentação de resultados. O ASM2d foi considerado o modelo matemático de referência para simulações na ETAR de Albufeira Poente, por incluir todos os processos biológicos que ocorrem nesta instalação. Nesta fase, e com mais exigência no procedimento de calibração, pretendi comparar a produção de lamas real e a obtida pela simulação, bem como analisar a evolução das concentrações reais dos parâmetros físico-químicos no efluente tratado e os SST no tanque aeróbio com as obtidas pela simulação. Para tal, recorreu-se ao histórico dos resultados quinzenais do afluente bruto entre 1 de janeiro 2012 a 31 de maio 2014 (CQO, Fósforo, Azoto total) e respetivos caudais diários que serviram de entradas ao modelo. Foram carregados no programa as entradas (caudais e concentrações no afluente bruto) correspondentes a 58 dias de simulação (Anexo 10).

**4ª Fase:** Após validação da calibração do modelo matemático aplicado à ETAR de Albufeira Poente, estudei a possibilidade de reconfigurar o reator biológico tendo em vista a otimização do consumo de energia associado à etapa de arejamento durante a época baixa (outubro a maio). A modelação matemática permitiu verificar se existiriam

alterações na qualidade do efluente tratado com a reconfiguração do reator. Foram analisados dois cenários de reconfiguração, conforme descrito no capítulo 5.

O esquema da metodologia adotada para aplicação de ASM na ETAR de Albufeira Poente, Figura 3.1, segue o princípio definido em bibliografia consultada (IWA, 2014)



**Figura 3.1 – Esquema da metodologia adotada para aplicação de modelo matemático (adaptado de IWA, 2014)**

Para a modelação matemática na ETAR de Albufeira Poente, recorreu-se à aplicação do programa GPS-X 6.2, da Hydromantis (HYDROMANTIS, 2013), que a Águas do Algarve tem disponível para sua utilização. Este programa foi desenvolvido pela empresa canadiana Hydromantis e foi lançado em 1991, para aplicação em análise de dimensionamento e controlo de ETAR. O programa permite a simulação dinâmica ou em regime permanente do tratamento de águas residuais domésticas e industriais, sendo usado no dimensionamento e exploração de ETAR (FERREIRA, 2006).

O GPS-X 6.2 integra vários modelos matemáticos (ASMI, ASM2, ASM2d, ASM3, Mantis e NewGeneral) para descrever os possíveis processos biológicos e as respetivas bibliotecas (CNLIB, CNPLIB, CN2LIB, CNIPLIB, CNPIPLIB, CN2IPLIB, MANTIS2LIB) que contemplam variáveis de estado, parâmetros cinéticos e estequiométricos. A seleção da biblioteca depende do objetivo do tipo de tratamento biológico implementado na ETAR:

- CNLIB – para remoção de carbono, azoto.

- CNPLIB – para remoção de carbono, azoto e fósforo.
- CN2LIB – para remoção avançada de carbono e azoto (nitrificação em duas etapas).
- CNIPLIB – para remoção de poluentes industriais, carbono e azoto.
- CNPIPLIB – para remoção de poluentes industriais, carbono, azoto e fósforo.
- CN2IPLIB – para remoção avançada carbono e azoto (nitrificação em duas etapas) e poluentes industriais.
- MANTIS2LIB – para remoção de carbono, azoto, fósforo e controlo de pH.

As variáveis de estado, componentes estequiométricas e os parâmetros cinéticos, que constam no programa encontram-se definidos na língua anglo-saxónica, pelo que se optou por os apresentar neste Relatório na mesma língua. No que diz respeito aos parâmetros monitorizados na ETAR são apresentados e referidos na língua portuguesa.

### 3.1 DESCRIÇÃO DA ETAR

A ETAR de Albufeira Poente, alvo de estudo neste Relatório, encontra-se localizada na freguesia da Guia, Albufeira, servindo os Municípios de Albufeira, Silves e Lagoa (Intermunicipal). A Figura 3.1.1 apresenta a imagem aérea da ETAR.



Figura 3.1.1 - Imagem aérea da ETAR de Albufeira Poente. Fonte: Google Earth, acedido em 30 de outubro 2014

A estação de tratamento foi dimensionada para servir no horizonte de projeto 133.900 hab eq., a que corresponde um caudal de 28.119 m<sup>3</sup>/dia.

Os dados que serviram de base ao dimensionamento da instalação foram determinados para o horizonte de projeto (2018) e apresentam-se no Quadro 3.1.1:

**Quadro 3.1.1 - Dados de base considerados no Projeto da ETAR da Albufeira Poente (adaptado Aguas do Algarve, 2010)**

<b>DADOS DIMENSIONAMENTO</b>	<b>ANO 2018</b>	
	<b>EA</b>	<b>EB</b>
População (hab. eq.)	133.900	36.930
Caudal médio diário (m <sup>3</sup> /dia)	28.119	5.909
Caudal de ponta (m <sup>3</sup> /h)	2.242	508
CBO <sub>5</sub> (kg/dia)	8.042	2.216
SST (kg/dia)	12.063	3.327
Azoto (kg/dia)	1.603	443
Fósforo (kg/dia)	366	106

EB- Época Baixa; EA- Época Alta

Face à dimensão da ETAR e de acordo com o especificado no DL n.º 69/2000 de 3 de maio, o projeto da instalação foi sujeito a um processo de avaliação de impacto ambiental, na qual resultou a emissão da declaração de impacto ambiental (DIA).

O meio recetor onde o efluente final é descarregado é a Ribeira de Espiche, linha de água afluente da Lagoa dos Salgados, qualificada como zona sensível ao abrigo do DL n.º 149/2004 de 22 de junho. Tendo em consideração a classificação do meio recetor, a Licença de Descarga da ETAR de Albufeira Poente impõe o cumprimento dos parâmetros indicados no Quadro 3.1.2.

**Quadro 3.1.2 - Parâmetros e respetivo Valor Limite de Emissão estipulados na Licença de Descarga N.º L006811.2013.RH8**

Parâmetro	Valor Limite de Emissão (VLE)	Legislação aplicável
CBO <sub>5</sub>	25 mg/L O <sub>2</sub>	DL n.º 152/97, de 19/06
CQO	125 mg/L O <sub>2</sub>	DL n.º 152/97, de 19/06
SST	35 mg/L	DL n.º 152/97, de 19/06
N <sub>Total</sub>	10 mg/L	DL n.º 152/97, de 19/06
P <sub>Total</sub>	1 mg/L	DL n.º 152/97, de 19/06
Escherichia coli	2.000 NMP/100 ml	DL n.º 236/98, de 01/08

No que diz respeito à conceção, a ETAR contempla as fases de tratamento líquida, sólida e gasosa. As informações gerais relativas aos tratamentos da ETAR foram retiradas do folheto Sistema Multimunicipal de Saneamento do Algarve – ETAR de Albufeira Poente (ÁGUAS DO ALGARVE, 2014). Os restantes dados de dimensionamento foram retirados do manual de operação da instalação (AGUAS DO ALGARVE, 2010).

Na **fase líquida** as etapas de tratamento são preliminar, biológico, físico-químico e desinfecção, possuindo ainda uma etapa de filtração e desinfecção adicional para produção de água de serviço.

O tratamento preliminar, Figuras 3.1.2 e 3.1.3, possui as seguintes operações unitárias:

- Elevação do afluente bruto proveniente da Guia para poço de reunião com o afluente bruto da EE4 (caudal de ponta 270 l/s)
- gradagem mecânica (malha 5 mm) e manual (malha 20mm)
- desarenamento/desengorduramento.



**Figura 3.1.2 – Tratamento preliminar - Gradagem mecânica e manual**



**Figura 3.1.3 – Tratamento preliminar – Desarenadores/desengorduradores**

O tratamento biológico é realizado por um sistema biomassa em suspensão por lamas ativadas em regime de arejamento prolongado, com remoção de matéria orgânica e nutrientes (azoto e fosforo), através de três reatores biológicos com zonas anóxicas e aeróbias e três decantadores secundários, constituindo três linhas de tratamento. O reator biológico apresenta três compartimentos separados fisicamente constituindo os tanques anóxicos e quatro compartimentos aeróbios, cada um com um arejador instalado, mas que não se encontram fisicamente delimitados. O fósforo é removido essencialmente por via química mediante adição de um agente coagulante, sulfato férrico, na saída dos reatores biológicos, sendo armazenado em dois reservatórios de capacidade unitária de 25 m<sup>3</sup> (Figura 3.1.6). As Figuras 3.1.4 e 3.1.5 apresentam os reatores biológicos e os decantadores secundários.



**Figura 3.1.4 – Tratamento biológico – reatores biológicos**



**Figura 3.1.5. – Tratamento biológico – decantadores secundários**



**Figura 3.1.6 – Reservatórios de armazenamento do sulfato férrico**

O efluente, após tratamento biológico, é sujeito a desinfecção por ultravioletas (UV), estando a ETAR dotada de três linhas independentes (Figura 3.1.7).

Parte do efluente tratado é elevado para o sistema de filtração, por filtros de areia e é armazenado em reservatório, com vista à produção de água de serviço, a qual é desinfetada por sistema adicional de radiação ultravioleta em conduta fechada (Figuras 3.1.8 e 3.1.9)

A fração de efluente que não é reutilizada no recinto da ETAR, como água de serviço, é descarregada na Ribeira de Espiche.



**Figura 3.1.7. – Desinfecção - Canais UV**



**Figura 3.1.8 – Produção de água de serviço – Filtros de areia e reservatório de água de serviço**



**Figura 3.1.9 – Produção de água de serviço – Central hidropressora e sistema de desinfecção em conduta fechada**

A **fase sólida** consiste em duas linhas de espessamento gravítico e desidratação por centrifugação, seguidas de armazenamento temporário, em silos (Figuras 3.1.10, 3.1.11 e 3.1.12).



**Figura 3.1.10 – Fase sólida - Espessamento gravítico**



**Figura 3.1.11 – Fase sólida – Desidratação mecânica por centrifugação**



**Figura 3.1.12 – Fase sólida – Silos de lamas desidratadas**

Em relação à **fase gasosa**, a instalação é dotada de sistemas de ventilação e extração do ar viciado, abrangendo os órgãos e locais potencialmente geradores de odores. O ar extraído é desodorizado por um sistema de tratamento biológico. Numa fase inicial, o ar sofre um pré-tratamento na torre de lavagem vertical, onde é adicionado água, para criar condições ótimas de humidade, temperatura e pH. Posteriormente este ar humidificado é tratado no biofiltro (Figura 3.1.13).



**Figura 3.1.13 – Fase gasosa – ventilador, torre de lavagem e biofiltro**

Para aplicação do modelo matemático foi necessário a compilação de dados, como caracterização analítica no afluente bruto, caudais médios diários afluentes à ETAR, caudais médios de lamas em excesso, de recirculação interna e de lamas, produção de lamas, consumo de coagulante para precipitação do fósforo (Quadro 3.1.3).

**Quadro 3.1.3 – Valores dos parâmetros necessários para aplicação do modelo matemático na ETAR de Albufeira Poente**

<b>Parâmetro</b>	<b>Ano 2013</b> (1 de jan.13 a 31 de dez. 2013)	<b>n</b> (n.º de amostras)
Caudal médio diário de lamas recirculadas (m <sup>3</sup> /dia)	4.853	350
Caudal médio diário da recirculação interna de nitrato (m <sup>3</sup> /dia)	28.080	365
Caudal médio diário de lamas em excesso (m <sup>3</sup> /dia)	218	314
Produção de lamas (tMO/ano)	2.500	--
Produção de lamas (tMS/ano)	450	--
Consumo de sulfato férrico (t/ano)	270	--

Caraterização do afluente bruto (período selecionado jun.13 a out.14)

Parâmetros	Concentração média (mg/L)	Desvio padrão (mg/L)	n (n.º de amostras)
Carência Química de Oxigénio	778	148	73
Azoto total	70	12	75
Azoto amoniacal	53	7	72
Fósforo total	9	1	75

### 3.2 APLICAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS – MANTIS e ASM3 - NA ETAR DE ALBUFEIRA POENTE – EXCLUSÃO DA REMOÇÃO BIOLÓGICA E QUÍMICA DO FÓSFORO

Nesta segunda fase de trabalho mais direta com o programa GPS-X, não entrei em linha de conta, com a remoção biológica e química do fósforo, pelo facto de não ter qualquer experiência com modelação matemática, tornando facilitador a exclusão da remoção de fósforo no processo de tratamento. O primeiro passo foi a criação do layout no programa de acordo com

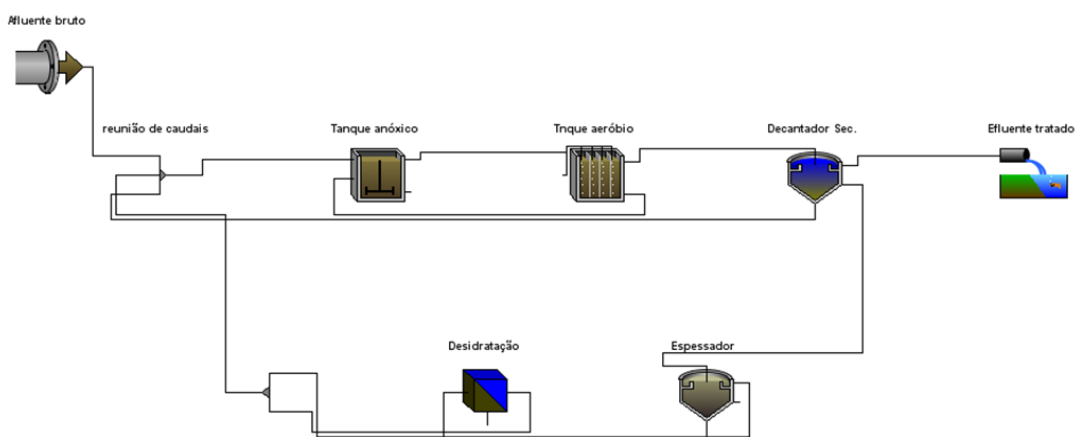


Figura 3.2.1 – Representação do layout da ETAR de Albufeira Poente sem remoção biológica e química do fósforo

Após a criação do layout, selecionei a biblioteca CNLIB que agrupa variáveis de estado para a remoção de matéria orgânica e azoto. O passo seguinte, foi a seleção do modelo matemático a utilizar, sendo que o programa reconhece por defeito e de acordo com o layout, o mais indicado. Nesta situação o GPS-X assumiu o modelo matemático, Mantis.

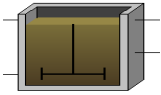
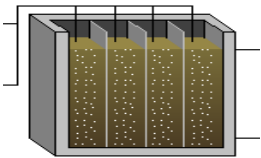
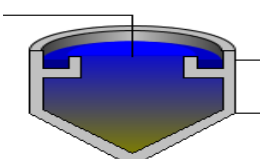
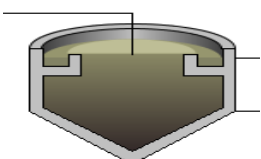
O Mantis é idêntico ao ASM1 diferindo pelo facto de incluir processos adicionais de crescimento para organismos heterotróficos e autotróficos em baixas concentrações de azoto amoniacal e elevadas concentrações de nitratos. Considera que os parâmetros cinéticos são dependentes da temperatura.

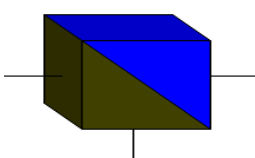
O ASM3 também pode ser utilizado para sistemas em que ocorra a remoção da matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação, a principal particularidade deste modelo é que considera armazenamento e crescimento das bactérias desnitrificantes em grânulos aeróbios, em zonas anóxicas, permitindo o melhor controlo dos processos de decaimento endógenos de biomassa às condições ambientais.

De modo a perceber qual dos modelos se adaptaria melhor à realidade do tratamento da ETAR de Albufeira Poente, fiz a calibração para ambos, adaptando o modelo à realidade da instalação. Importa referir que, apenas se deve alterar um parâmetro de cada vez e evitar a alteração de parâmetros cinéticos e estequiométricos dado que são geralmente estáveis e uma alteração pode comprometer o modelo matemático.

Assim, realizei a alteração dos valores dos parâmetros pré-definidos em cada unidade de tratamento (órgão) e nas concentrações do afluente bruto para os modelos Mantis e ASM3, de acordo com os Quadros 3.2.1 e 3.2.2, seguindo a metodologia indicada por (IWA, 2014).

**Quadro 3.2.1 – Caracterização física e operacional**

Unidade de tratamento	Dados inseridos no programa GPS-X
 <p data-bbox="240 501 448 535">Tanque anóxico</p>	<p data-bbox="596 353 815 387">Volume: 1660m<sup>3</sup></p>
Unidade de tratamento	Dados inseridos no programa GPS-X
 <p data-bbox="240 880 448 913">Tanque aeróbio</p>	<p data-bbox="596 683 959 716">N.º de compartimentos – 4</p> <p data-bbox="596 750 1318 784">Volume total – 5054 m<sup>3</sup>, cada compartimento: 1264 m<sup>3</sup></p> <p data-bbox="596 817 1054 851">Temperatura – 23°C (média anual)</p> <p data-bbox="596 884 1241 918">Sistema de arejamento por arejadores mecânicos</p> <p data-bbox="596 952 1075 985">Potência unitária do arejador: 51kW</p> <p data-bbox="596 1019 1434 1052">Setpoint de oxigênio em cada compartimento: de 0,5 a 1,2 mg/L</p> <p data-bbox="596 1086 1334 1120">Caudal de recirculação interna de nitratos: 28080 m<sup>3</sup>/dia</p>
 <p data-bbox="240 1417 549 1451">Decantador secundário</p>	<p data-bbox="596 1205 831 1238">Tipo: Flat bottom</p> <p data-bbox="596 1272 772 1305">Área: 754 m<sup>2</sup></p> <p data-bbox="596 1339 836 1373">Profundidade: 4 m</p> <p data-bbox="596 1406 1310 1440">Caudal de lamas em excesso: 218 m<sup>3</sup>/dia (média anual)</p> <p data-bbox="596 1473 1362 1507">Caudal de recirculação de lamas 4850 m<sup>3</sup>/dia (média anual)</p>
 <p data-bbox="240 1798 507 1832">Espessador gravítico</p>	<p data-bbox="596 1585 772 1619">Área: 133 m<sup>2</sup></p> <p data-bbox="596 1653 836 1686">Profundidade: 4 m</p> <p data-bbox="596 1720 1445 1753">Concentração de SST das lamas espessadas – 27000 mg/L (média anual)</p> <p data-bbox="596 1787 1426 1821">Caudal de alimentação à desidratação – 42 m<sup>3</sup>/dia (média anual)</p>

 <p>Desidratação</p>	<p>Matéria seca das lamas desidratadas – 18% (média anual)</p> <p>Eficiência de remoção da etapa de desidratação: 79%</p>
---	---

**Quadro 3.2.2 – Caracterização do afluente bruto.**

Parâmetros	Valores pré-definidos (programa GPS-X 6.2)	Valores adotados (reais)
CQO (mg/L)	430	778
Azoto total (mg/L)	40	70
Azoto amoniacal (mg N/L)	25	53
XCOD/VSS ratio	1,8	2,2
BOD <sub>5</sub> /BOD <sub>ultimate</sub>	0,66	0,64

As alterações nas variáveis XCOD/VSS ratio e BOD<sub>5</sub>/BOD<sub>ultimate</sub> permitem alcançar indiretamente, por interação e manipulação, as concentrações de CBO<sub>5</sub>, SST e SSV no afluente bruto.

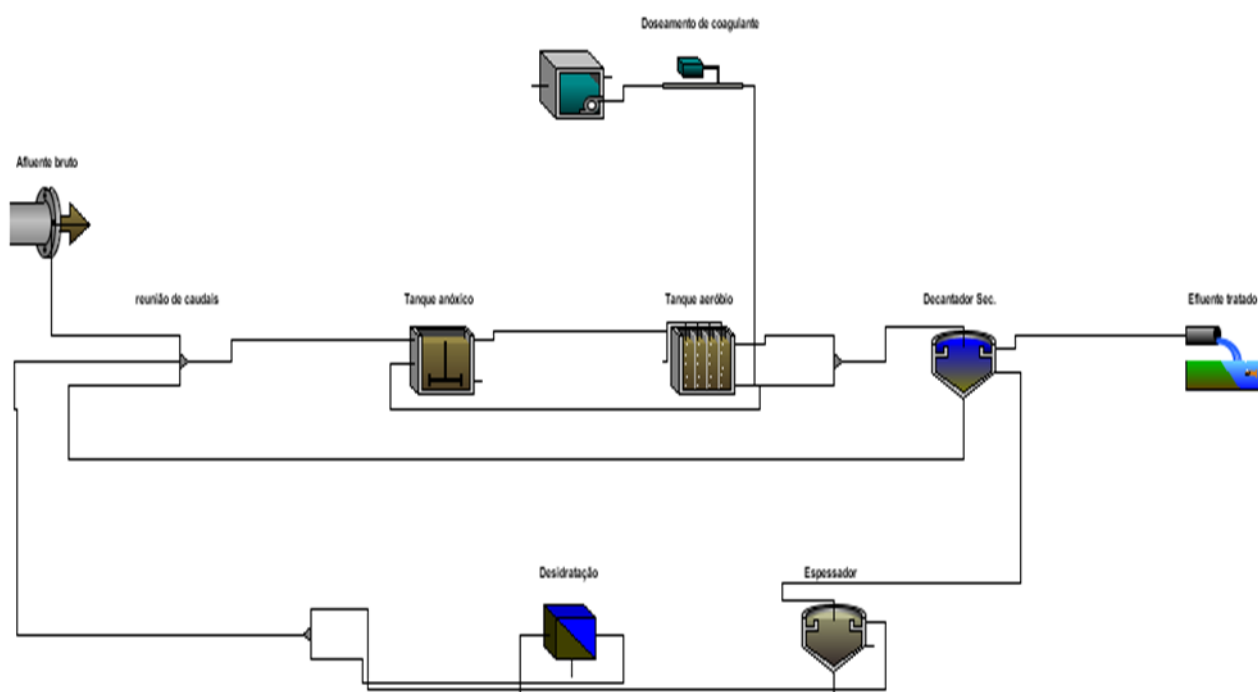
Os resultados da simulação resultantes das calibrações com os modelos ASM3 e Mantis e com o respetivo ajuste nas variáveis de estado, encontram-se no capítulo dos Resultados da Modelação.

### 3.3 APLICAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO - ASM2d - NA ETAR DE ALBUFEIRA POENTE – INCLUSÃO DA REMOÇÃO BIOLÓGICA E QUÍMICA DO FÓSFORO

Nesta fase de trabalho, e já com alguma experiência no GPS-X, considerei no tratamento biológico, a remoção biológica e química do fósforo.

O primeiro passo foi a reformulação do layout da ETAR, com inclusão da etapa de remoção de fósforo.

A Figura 3.3.1 apresenta o layout reformulado.



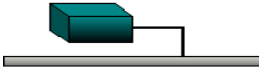
**Figura 3.3.1 – Layout reformulado da ETAR de Albufeira Poente incluindo a precipitação química do fósforo**

Após criação do layout, selecionei a biblioteca CNPLIB (que inclui as variáveis para a remoção da matéria orgânica, azoto e fósforo) e o modelo matemático ASM2d. As variáveis de estado, estequiométricas e calculadas compostas que constam na biblioteca CNPLIB do GPS-X encontram-se nos Anexos 1, 2 e 3, respetivamente. As equações matemáticas que descrevem o modelo ASM2d encontram-se nos Anexos 4, 5, 6, 7 e 8.

No Anexo 9 apresenta-se os valores típicos para os parâmetros cinéticos para as temperaturas 10°C e 20°C que integram o ASM2d.

O passo seguinte, e à semelhança do descrito no ponto anterior, foi a alteração dos parâmetros pré-definidos em cada unidade de tratamento (órgão), de acordo com os Quadros 3.2.1 e 3.2.2 e o apresentado no Quadro 3.3.1 (etapa do doseamento de coagulante para a precipitação química).

**Quadro 3.3.1 - Caracterização física e operacional da etapa de doseamento de coagulante**

Unidade de tratamento	Dados
 Doseamento de coagulante (sulfato férrico)	Dosagem: 88 kgMe/dia (dosagem média anual)

Os resultados da simulação resultantes das calibrações com o modelo ASM2d e o respetivo ajuste nas variáveis de estado, encontram-se no capítulo dos Resultados da Modelação.

## **4 RESULTADOS DA MODELAÇÃO**

#### 4.1 RESULTADOS DA APLICAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS – MANTIS e ASM3

Para verificar se o modelo matemático alterado responde de acordo com a realidade, ou seja, a validação da calibração, fiz a simulação para se obter a produção de lamas, com base no caudal médio diário afluente à ETAR em 2013 e na concentração média de CQO afluente, com o objetivo de comparar com a produção real de lamas tida no respetivo ano.

De referir que houve a necessidade de se retirar (por estimativa) à produção real de lamas em 2013, as lamas químicas, atendendo a que considere a remoção química do fósforo. Para o cálculo da estimativa da produção das lamas químicas entrou-se em linha de conta com o indicador produção de lamas química por quantidade de coagulante adicionado (0,66 kg de produção de lama/kg de coagulante adicionado). Os resultados encontram-se no Quadro 4.1.1.

**Quadro 4.1.1 – Produção de lamas real e resultante da simulação com os modelos Mantis e ASM3**

Dados	Real	MANTIS		ASM3	
		Simulação	Desvio face à produção real	Simulação	Desvio face à produção real
Produção de lamas (kg MS/dia)	819	898	10%	854	-4%

De acordo com bibliografia consultada os desvios associados à produção de lamas não devem ultrapassar 5% (IWA, 2014).

Para além da produção de lamas, inseri em ambos os modelos (Mantis e ASM3) dados reais de caudais diários e de concentrações dos parâmetros CQO, NH<sub>4</sub> e N no afluente bruto, correspondentes aos dados quinzenais para efeitos do programa de autocontrolo de águas residuais no período de 1 de janeiro 2012 a maio de 2014 (funcionamento da ETAR com 1 linha de tratamento). Fiz a simulação para se obter os resultados analíticos no efluente tratado para comparação com resultados reais. O Quadro 4.1.2 apresenta a

concentração média dos parâmetros. Os desvios encontrados para os parâmetros físico-químicos são apresentados em valores absolutos.

**Quadro 4.1.2 – Resultados analíticos de CQO, SST e Azoto total no efluente tratado e resultados da simulação com os modelos Mantis e ASM3.**

Parâmetros	Concentração média real	MANTIS		ASM3	
		Simulação	Desvio face à concentração real (mg/L)	Simulação	Desvio face à concentração real (mg/L)
CQO no efluente tratado (mg/L)	23	44	21	43	20
SST no efluente tratado (mg/L)	6	4	2	4	2
Azoto total no efluente tratado (mg/L)	5	5	0	11	6

Não comparei os parâmetros  $CBO_5$  e  $NH_4$  atendendo que a maioria dos resultados analíticos são inferiores  $<10$  mg/L e  $<4$  mg/L, respetivamente, o que corresponde ao limite de quantificação (LQ), estabelecido pela Laboratório da AdA.

A concentração de CQO no efluente tratado resultante da simulação com ambos os modelos revela-se mais elevada em comparação com a real. Este dado indica um novo reajuste na caracterização do afluente bruto (Quadro 4.1.3).

**Quadro 4.1.3 – Reajuste nas variáveis de caracterização do afluente bruto**

Parâmetros	Valores Pré-definidos	Parâmetros alterados
VSS/TSS ratio	0,75	0,76
Fração solúvel inerte de CQO	0,05	0,03
Fração rapidamente biodegradável	0,20	0,18

Os resultados obtidos da simulação, após reajuste dos parâmetros, para o Mantis e ASM3 encontram-se no Quadro 4.1.4. Os desvios encontrados para a produção de lamas e parâmetros físico-químicos são apresentados em percentagem e em valores absolutos, respetivamente.

**Quadro 4.1.4 – Resultados da simulação após reajuste nas variáveis de caracterização do afluente bruto**

Parâmetros	Real	MANTIS		ASM3	
		Simulação	Desvios	Simulação	Desvios
Produção de lamas (kg MS/dia)	819	834	2%	795	-3%
CQO no efluente tratado (mg/L)	23	25	2	24	1
SST no efluente tratado (mg/L)	6	4	-2	4	-2
Azoto total no efluente tratado (mg/L)	5	7	2	13	8

Os valores de CQO e SST resultantes da simulação são semelhantes ao valor real em ambos os modelos, contudo o ASM3 apresentou um valor de azoto total mais elevado resultante da contribuição mais elevada de nitratos no efluente tratado. Verifica-se que o Mantis, modelo default do GPS-X para o layout considerado é o que melhor se adapta à ETAR de Albufeira Poente excluindo no tratamento biológico a remoção química e biológica do fósforo.

## 4.2 RESULTADOS DA APLICAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO – ASM2d

Para a calibração do ASM2d e de acordo com o descrito no capítulo da Metodologia, considerei exatamente a mesma caracterização do afluente bruto, definida anteriormente com os modelos ASM3 e Mantis. As incongruências resultantes da simulação dada pelo modelo foram:

1. Concentração de fósforo mais elevada no efluente tratado
2. Maior produção de lamas
3. Concentração de nitratos mais elevada no efluente tratado.

No caso do fósforo, a simulação indicava que a quantidade de coagulante adicionada no processo, não era suficiente para precipitar todo o fósforo. Importa referir que, apesar de não existir tanque anaeróbio na configuração do reator, na realidade verifica-se que existe alguma remoção biológica do fósforo nos tanques anóxicos, que se pode comprovar pelos resultados analíticos do fósforo solúvel realizados à saída do tanque aeróbio, antes da adição de sulfato férrico. Este facto é suportado pela simulação realizada, em que na predefinição do modelo, não incluía a remoção biológica do fósforo. Atendendo a esta situação, o Quadro 4.2.1 reflete a alteração que realizei na fração de biomassa PolyP e na fração de PHA do CQO total.

**Quadro 4.2.1 – Alteração dos valores pré-definidos remoção biológica do fósforo no ASM2d**

Parâmetros	Valores pré-definidos do ASM2d	Valores definidos
PolyP biomass fraction of total COD	0	0,2
PHA fraction of total COD	0	0,2

Ao nível da produção de lamas, houve a necessidade de:

- Reajustar as frações orgânicas no afluente bruto de modo a obter a concentração dos parâmetros, mais próximas das reais;
- Aumentar de 0,625 (valor pré-definido) para 0,69 o rendimento da biomassa heterotrófica nos tanques anóxico e aeróbio.

Em relação aos nitratos que se revelaram mais elevados no efluente tratado, em parte esta situação, deve-se à dificuldade de transpor para o modelo, o sistema de arejamento, concebido na ETAR de Albufeira Poente. O programa permite inserir se o sistema de arejamento é regulado por sondas de oxigénio ou pela entrada de ar proveniente dos arejadores de superfície. A questão é que na ETAR, o sistema implementado é um misto do referido anteriormente, ou seja, o reator encontra-se dividido em quatro compartimentos não delimitados fisicamente, cada um com um arejador de superfície instalado. Os dois primeiros arejadores funcionam sem regulação de sonda de oxigénio e temporizados em ciclos de funcionamento/paragem. Os dois últimos arejadores encontram-se dotados de variadores de velocidade, com regulação variável, em função dos valores de oxigénio medidos na sonda fixa, instalada no último compartimento. O fato dos dois primeiros arejadores de superfície encontrarem-se em funcionamento temporizado permite criar condições anóxicas ocorrendo a desnitrificação. Esta condição de funcionamento não se identifica na simulação realizada.

De modo a ultrapassar esta questão, defini no programa que o sistema de arejamento funciona em função da sonda de oxigénio, tendo sido estabelecidos setpoints de oxigénio para os 4 compartimentos. Os valores de oxigénio estabelecidos encontram-se no Quadro 4.2.2:

**Quadro 4.2.2 – Setpoints de oxigénio estabelecidos no ASM2d**

Reator biológico	Primeira interação	Segunda interação
Compartimento 1	0,5	0,5
Compartimento 2	1,0	0,3
Compartimento 3	1,0	1,0
Compartimento 4	1,2	1,2

Além da alteração dos setpoints de oxigénio, no tanque anóxico e aeróbio, nas variáveis cinéticas, aumentei o parâmetro “*fator de redução da desnitrificação*” de 0,8 para 1.

Para a simulação da produção de lamas e validação da calibração (Quadro 4.2.3), as entradas tidas em consideração foram o caudal médio afluente à ETAR em 2013 (3.597 m<sup>3</sup>/dia) e a concentração média anual de CQO afluente (727 mg/L), para o mesmo ano.

**Quadro 4.2.3 – Comparação da produção de lamas real de 2013 com a simulada ASM2d**

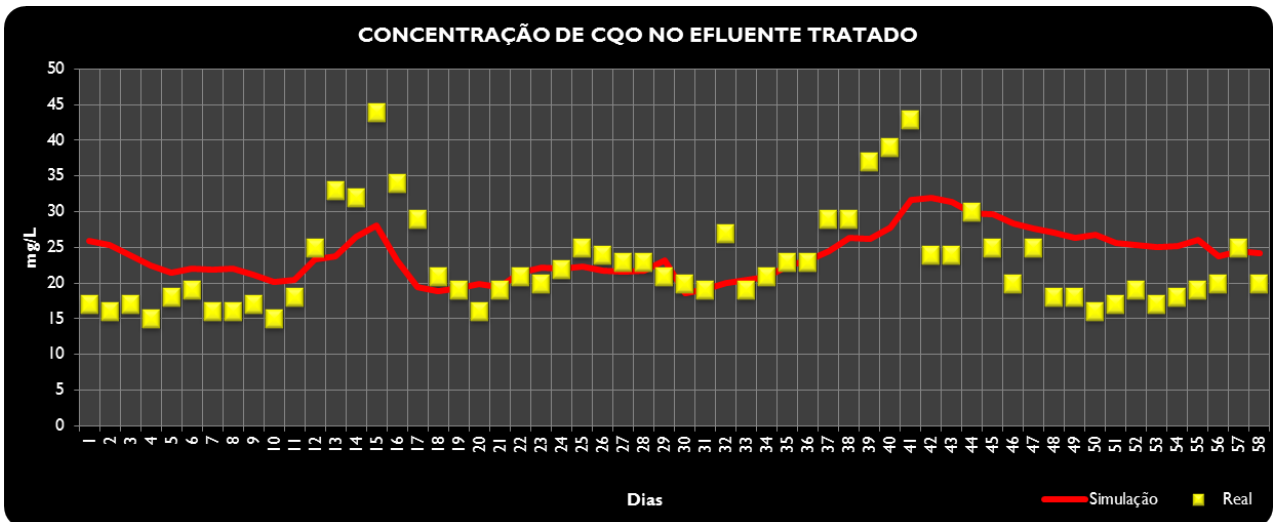
Dados	Real	Simulação AMS2d	Diferença da simulada face à real
Produção de lamas no ano 2013 (kg MS/dia)	1.233	1.177	-4%

Do Quadro 4.2.3, verifica-se que entre a produção de lamas real e a produção de lamas simulada há uma diferença na ordem dos -4%. De referir que a quantidade real de lamas produzidas, resulta da estimativa de lamas transportadas para destino final, dada em matéria original e da média anual da matéria seca das lamas desidratadas. A diferença encontrada é aceitável (<5%), de acordo com bibliografia consultada (IWA, 2014), traduzindo-se numa boa resposta do modelo.

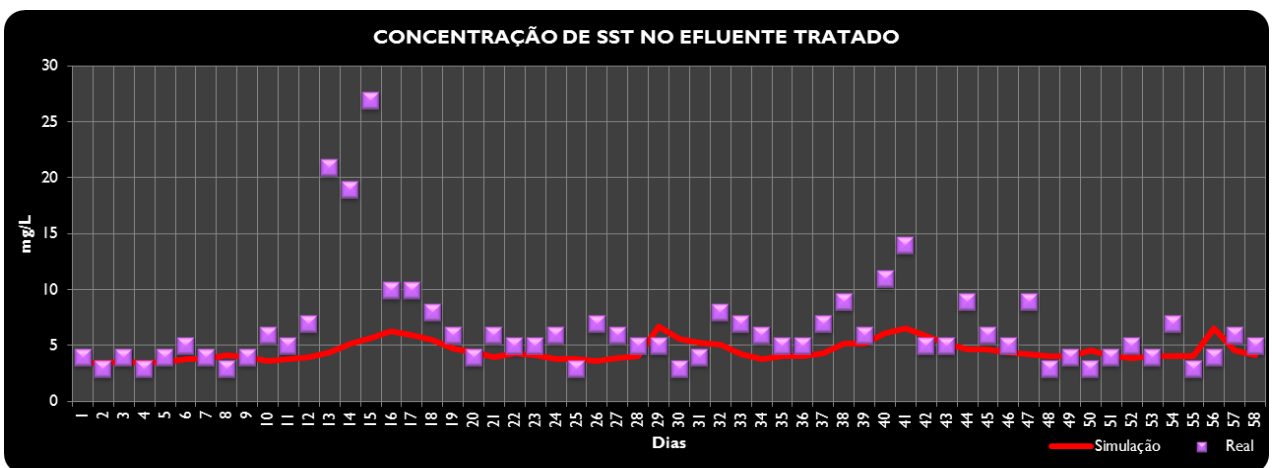
Pretendeu-se igualmente testar o modelo ao nível da qualidade do efluente tratado da ETAR e da evolução dos SST no reator biológico, conforme descrito na metodologia enquadrada nesta fase.

Os resultados da simulação para os parâmetros SST, CQO, Fósforo, Azoto total, Azoto amoniacal, Nitratos no efluente tratado e SST no reator biológico, foram comparados com os resultados analíticos reais. Não considerei para efeitos de comparação (simulação vs real) a concentração de CBO<sub>5</sub> no efluente tratado, dado que geralmente as concentrações deste parâmetro são inferiores ao LQ estabelecido pelo laboratório da AdA (< 10 mg/L).

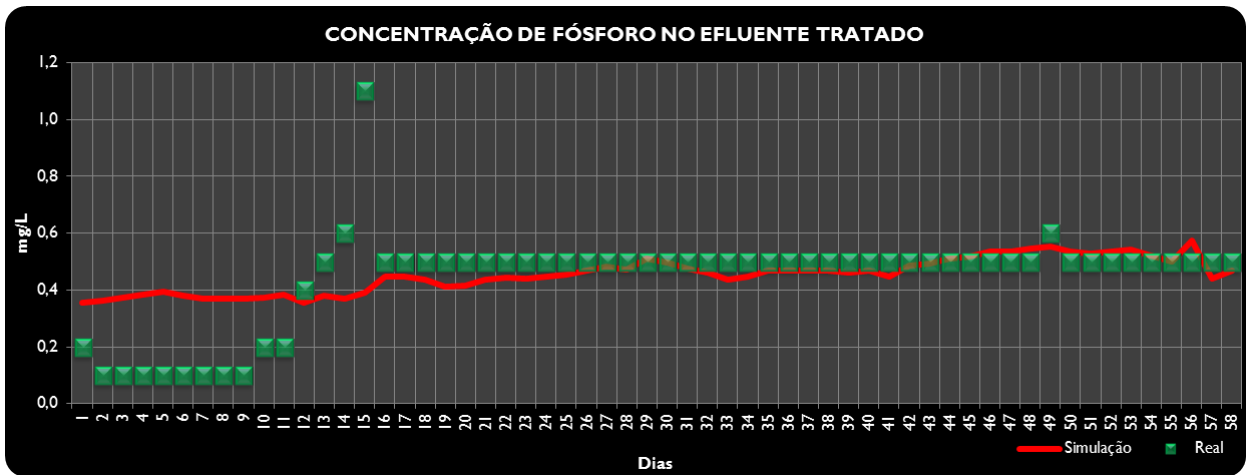
As Figuras 4.2.1 a 4.2.7 mostram a comparação entre os resultados obtidos na simulação e os resultados analíticos realizados no âmbito do controlo analítico.



**Figura 4.2.1 – Evolução da concentração de CQO simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente.**

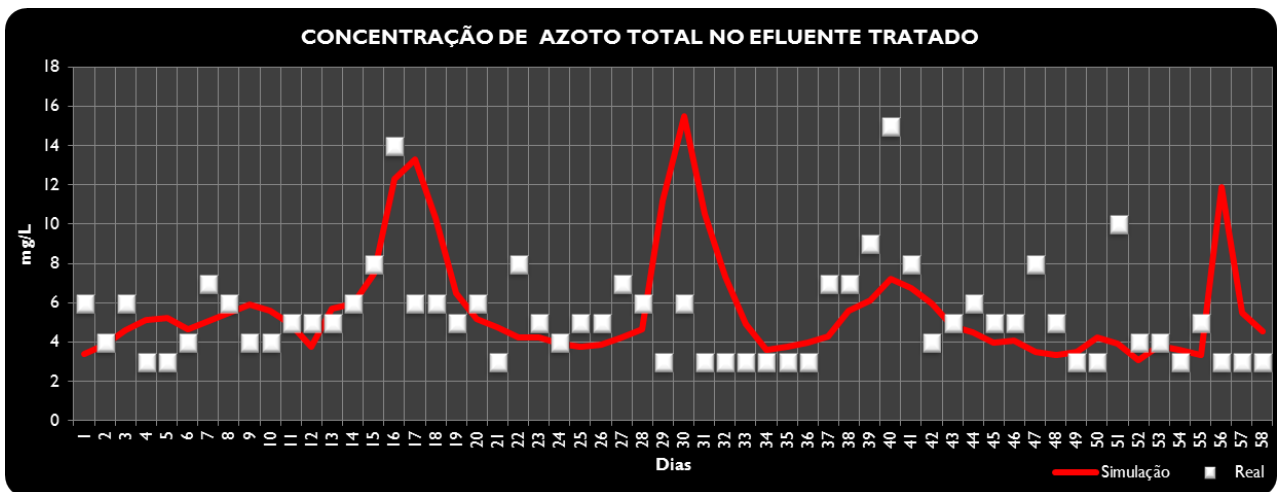


**Figura 4.2.2 – Evolução da concentração de SST simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente.**

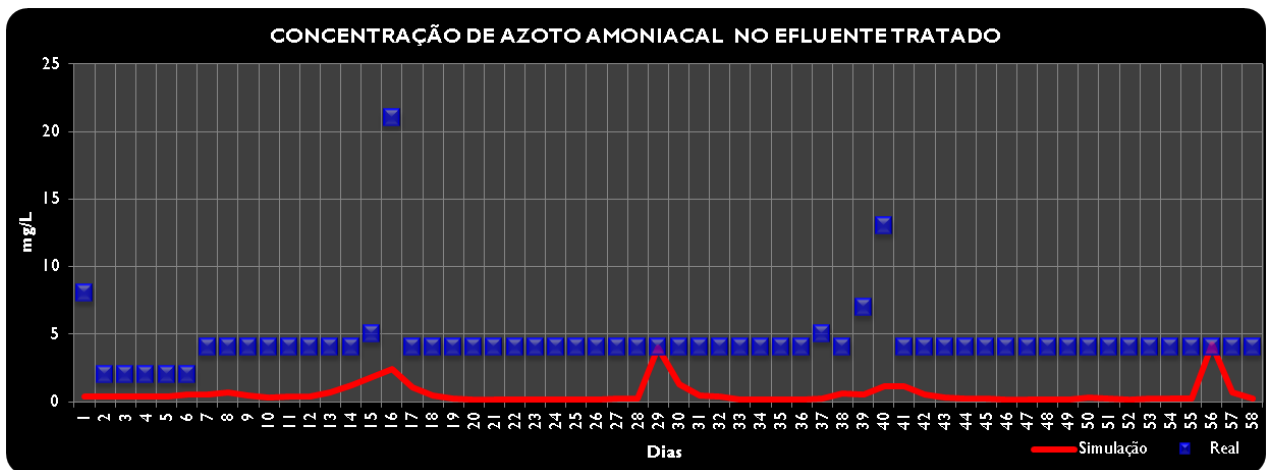


**Figura 4.2.3 – Evolução da concentração de fósforo total simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente-**

Nota: O limite de quantificação do fósforo no método laboratorial utilizado é de 0,1 mg/L sendo de 0,5 mg/L em data posterior.

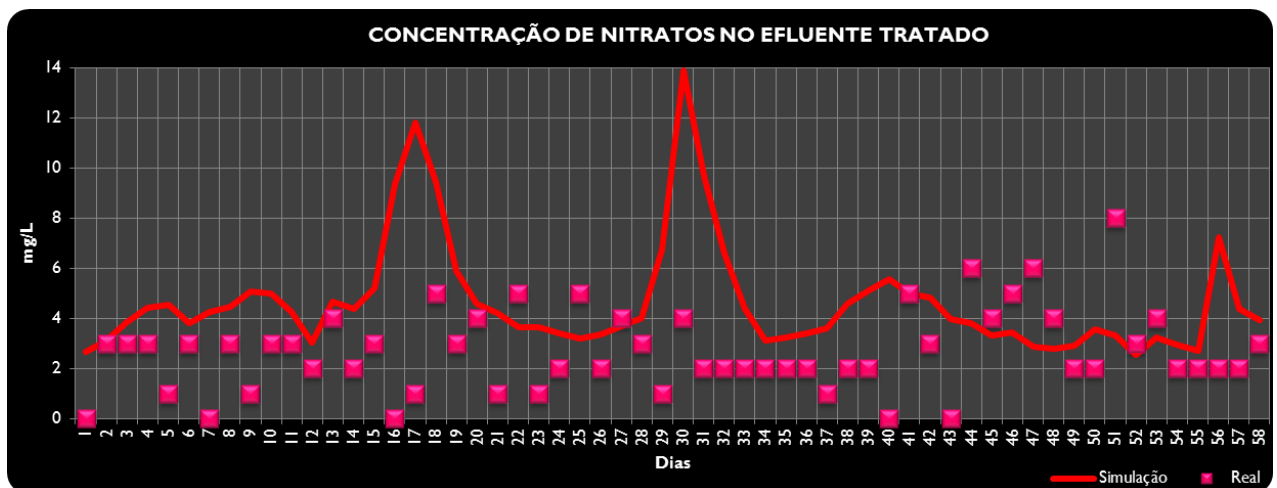


**Figura 4.2.4 – Evolução da concentração de azoto total simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente.**

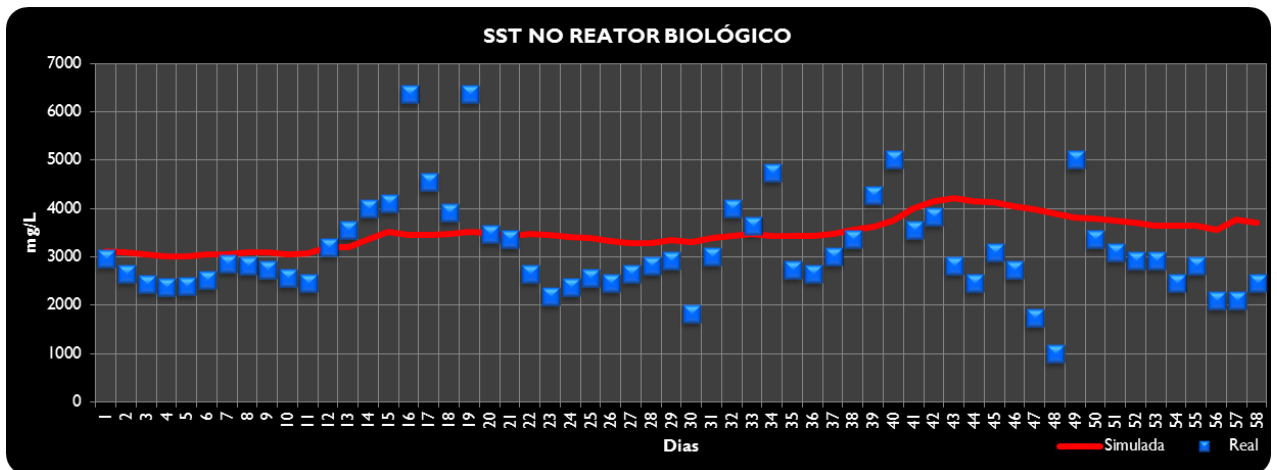


**Figura 4.2.5 – Evolução da concentração de azoto amoniacal simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente.**

Nota: O limite de quantificação do azoto amoniacal no método laboratorial utilizado é de 1 mg/L sendo de 4 mg/L em data posterior.



**Figura 4.2.6 – Evolução da concentração de nitratos simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente.**



**Figura 4.2.7 – Evolução da concentração de SST simulada e real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente.**

O Quadro 4.2.4 apresenta as concentrações médias reais e as resultantes das simulações e respetivos desvios.

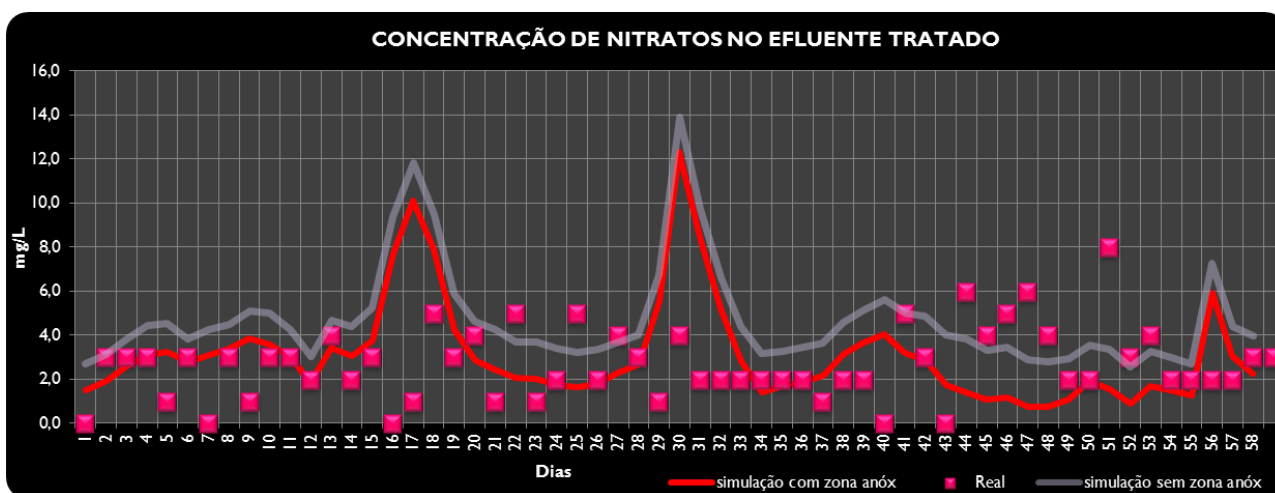
**Quadro 4.2.4 – Comparação da concentração média real e simulada dos parâmetros (CQO, SST, fósforo, azoto total, azoto amoniacal e nitratos) no efluente tratado**

Parâmetros no efluente tratado	Concentração média real	Simulação 1		Simulação 2 (com zona anóxica no decantador)	
		Concentração média simulada	Desvio em relação ao resultado analítico	Concentração média simulada	Desvio em relação ao resultado analítico
CQO (mg/L)	23	24	1	24	1
SST (mg/L)	6	5	-1	4	-2
Fosforo total (mg/L)	0,4	0,5	0,1	0,5	0,1
Azoto total (mg/L)	5	6	1	5	0
Azoto amoniacal (mg N/L)	4*	0,6	-3,4	1,1	-2,9
Nitratos (mgN/L)	3	5	2	3	0
SST no reator biológico (mg/L)	3495	3115	-380	3115	-380

\*Limite de quantificação de azoto amoniacal

Da análise dos resultados acima, constata-se que o modelo descreve globalmente o comportamento dos parâmetros físico-químicos no efluente tratado. No entanto, verifica-se alguma variabilidade entre os valores reais e os valores obtidos do modelo relativamente a concentração dos nitratos no efluente tratado e de SST no reator biológico.

Uma possível explicação para o modelo responder com concentrações de nitratos mais elevadas, poderá ser o facto de, na realidade ocorrer alguma desnitrificação no decantador secundário, não se encontrando esta situação espelhada no modelo utilizado. Assim, considerei no modelo uma zona anóxica associada ao decantador secundário e fiz novamente a simulação (simulação 2) para os 58 dias para o parâmetro nitratos (Figura 4.2.8)



**Figura 4.2.8 – Evolução da concentração de nitratos simulada com e sem zona anóxica e a real no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente-**

A concentração média de nitratos simulada sob a condição de zona anóxica associada ao decantador secundário no período de referência é 3 mgN/L, resultado da segunda simulação.

No que diz respeito ao parâmetro SST (Figura 4.2.7), a concentração simulada apresenta uma evolução mais estável do que a real, o modelo não espelha os picos da concentração de SST, que correspondem ao período de época alta. Refira-se que o resultado analítico de SST no reator biológico resulta de uma amostra pontual. Esta situação pode ter algum impacto durante a época alta, quando a recolha da amostra realizada durante o período diurno coincide com maior afluência de carga à ETAR.

De referir que, no período de 46 a 48 procedeu-se à mudança da linha de tratamento biológico para efeitos de manutenção, na linha que se encontrava em operação. Este procedimento envolve a trasfega de lamas de uma linha para a outra que se encontrava com água de serviço, verificando-se neste período uma diminuição natural da concentração dos sólidos no reator biológico.

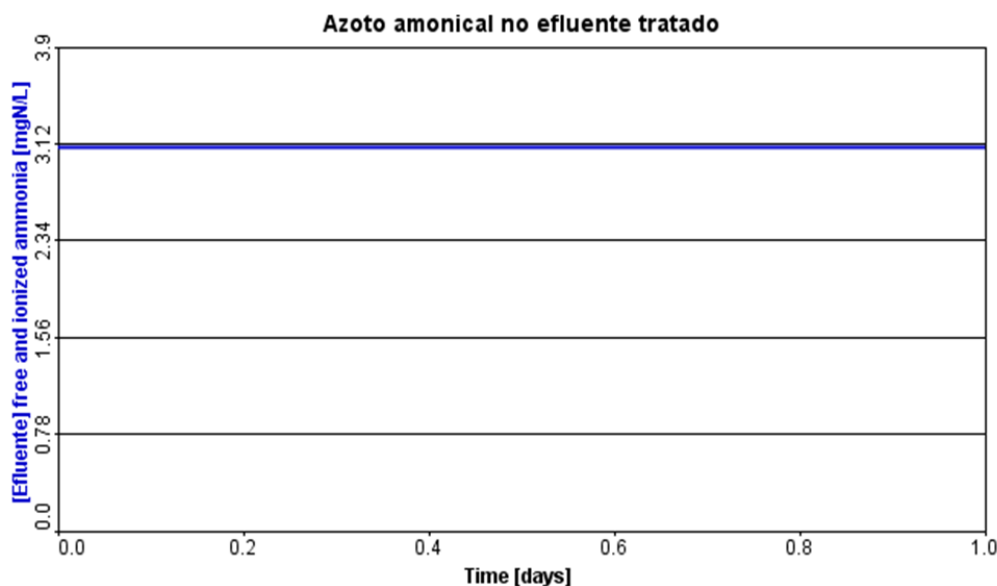
Da análise dos resultados constata-se que, a simulação para o parâmetro Azoto amoniacal no efluente tratado (Figura 4.2.5), não mostra qualquer incumprimento neste parâmetro, contrariamente ao verificado durante o mês de agosto na ETAR de Albufeira Poente. Atipicamente durante este mês, com o funcionamento em contínuo do sistema de arejamento, verifica-se concentração elevada de azoto amoniacal no efluente tratado. Estudando detalhadamente esta questão, fiz uma simulação para um dia, em que considerei o seguinte:

1. Entradas da simulação:

- Caudal diário máximo para uma linha de tratamento: **9.330 m<sup>3</sup>/dia**
- Concentração de CQO no afluente bruto: **1.000 mg/L**
- Concentração de azoto total no afluente bruto: **100 mg/L**

2. Alteração do modo de funcionamento do arejamento para 4 arejadores de superfície, com potência de 51 kW cada, sem definição de setpoint de oxigénio, funcionamento em contínuo. Não considerei para efeitos de simulação a zona anóxica do decantador secundário, atendendo a que se trata de uma possível justificação para a análise do resultado de nitratos.

Pretendeu-se com estas condições de afluência extrema verificar se a simulação apresentava a concentração de azoto amoniacal mais elevada no efluente tratado. A Figura 4.2.9 apresenta o resultado da simulação.



**Figura 4.2.9 – Resultados da simulação para o parâmetro azoto amoniacal no efluente tratado para um Q afluente-9330 m<sup>3</sup>/dia; CQO afluente – 1000 mg/L e Nt afluente – 100 mg/L – Extração do programa GPS-X**

Da análise da Figura acima verifica-se que, em condições de afluência extrema e com uma linha de tratamento biológico em funcionamento, os arejadores de superfície, instalados no reator biológico, garantem o arejamento suficiente para a nitrificação.

Estes resultados vão de encontro com o que verifiquei ocasionalmente em agosto de 2013, quando a título experimental foi instalada à saída do reator uma sonda para leitura de azoto amoniacal e nitratos. Os Quadros 4.2.5 e 4.2.6 apresentam alguns dados:

Quadro 4.2.5 – Concentrações de azoto amoniacal lidos pela sonda instalada à saída do reator, medidos em Laboratório e no efluente tratado

Datas	Sonda instalada no tanque aeróbio (NH4 mg/L NH4-N)	Análise no tanque aeróbio através dos kits (NH4 mg/L NH4-N)	Efluente tratado (NH4 mg/L NH4-N)	Efluente tratado – amostra filtrada (NH4 mg/L NH4-N)
15-7-2013	0,1	0,07	3,7	--
16-7-2013	0,4	0,7	3,0	--
18-7-2013	0,1	0,03	4	--
23-7-2013	*	1,06	4,2	4,1

\*Sonda avariada

Em agosto de 2014, apesar de se encontrar em funcionamento duas linhas de tratamento biológico, verificou-se novamente que à saída do reator biológico a concentração de azoto amoniacal é inferior à concentração verificada à saída do decantador secundário, como se pode certificar no Quadro 4.1.3.

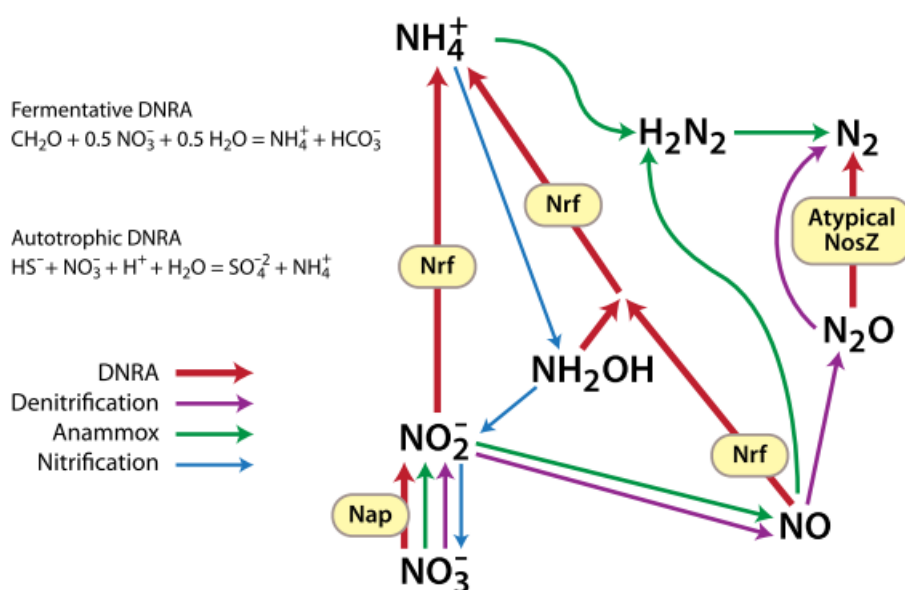
**Quadro 4.2.6 – Monitorização realizada em agosto 2014 ao parâmetro azoto amoniacal à saída do tanque aeróbio e decantador secundário.**

Datas	Tanque aeróbio (NH4 mg/L NH4-N)	Saída do decantador secundário (NH4 mg/L NH4-N)
11-8-2014	1,1	4,5
13-8-2014	0,1	2,3
18-8-2014	4,5	12
23-08-2014	0,4	1,1

No sentido de se perceber este aumento de azoto amoniacal no decantador secundário, situação esta não evidenciada pelo ASM2d, deverá ser implementado na próxima época

alta uma campanha de monitorização ao azoto amoniacal nos pontos de amostragem, saída do reator biológico e efluente tratado (amostra filtrada e não filtrada).

Dado que o aumento de azoto amoniacal na etapa de decantação secundária parece não se encontrar associado à presença de SST no efluente tratado, tal como evidenciado no resultado de azoto amoniacal em amostrada filtrada (amostragem de 23.07.2013, Quadro 4.2.5), efetuou-se uma pesquisa bibliográfica para se encontrar possíveis justificações para este facto. Alguns autores defendem que em determinadas condições, ainda pouco definidas e estudadas, pode acontecer um processo de redução dissimilatória do nitrato a amónia, conhecido por DNRA na língua anglo-saxónica, em que, o nitrato se converte a azoto amoniacal. Este é um método menos comum de redução do nitrato, que é realizado por organismos com gene funcional Nrf (BOUNDLESS, 2014), (GIBLIN, 2013). O gene funcional Nrf está presente em diversas bactérias pertencentes aos géneros *Proteobacteria*, *Planctomycetes*, *Bacteroides* e *Firmicutes*. Figura 4.2.10 apresenta os principais processos envolvidos no ciclo do azoto.



**Figura 4.2.10 – Processos envolvidos no ciclo de azoto, retirado (GIBLIN, 2013)**

A DNRA pode ser realizada por organismos heterotróficos que utilizam a fonte de carbono como aceitador de eletrões (DNRA fermentativo) e por organismos quimiolitotoautotróficos, que utilizam o nitrato para oxidar sulfuretos ou para reduzir outros substratos inorgânicos (GIBLIN, 2013).

Ao contrário dos organismos desnitrificantes que convertem o nitrato a azoto atmosférico, a DNRA conserva o azoto no ecossistema, convertendo os nitratos em azoto amoniacal. Os fatores ambientais que determinam o balanço entre DNRA e a desnitrificação não são completamente conhecidos. Contudo alguns estudos apresentam que DNRA é favorecida, em vez da desnitrificação, quando há aumento da salinidade e de temperatura. Recentes pesquisas apontam que a relação alta de carbono/nitratos favorecem a DNRA ao invés da desnitrificação (GIBLIN, 2013).

De acordo com esta pesquisa, e tendo em consideração os fatores acima referidos que favorecem a DNRA, durante a época alta, dever-se-á monitorizar a condutividade, em contínuo.

# **5 RECONFIGURAÇÃO DO REATOR BIOLÓGICO**

## 5.1 ENQUADRAMENTO DA NECESSIDADE DE RECONFIGURAÇÃO DO REATOR BIOLÓGICO

Um importante objetivo da operação da ETAR de Albufeira Poente é a otimização do consumo energético, designadamente na etapa de arejamento, tendo como base o modelo matemático desenvolvido e calibrado para a ETAR de Albufeira Poente.

Esta necessidade surge pelo facto da instalação funcionar durante o ano em dois regimes de afluências diferentes, devido à sazonalidade que se sente no Algarve. Durante a época baixa de outubro a maio, o caudal médio diário afluente à ETAR é cerca de 2.878 m<sup>3</sup>/dia aumentando para 4.574 m<sup>3</sup>/dia durante a época alta, sendo o mês de agosto o de maior afluência (6.837 m<sup>3</sup>/dia). Durante a época baixa, a necessidade de arejamento é bastante menor, sendo necessário parametrizar os dois primeiros arejadores com temporização realizando ciclos de funcionamento/paragem, em vez do funcionamento em contínuo existente na época alta. Contudo, verifica-se que o período de paragem do ciclo, não pode ser superior a 30 minutos, atendendo a que maiores tempos provocam a sedimentação da biomassa, por não existir, nos tanques aeróbios, electroagitadores instalados no fundo dos tanques. Esta condição, origina mais tempo de funcionamento dos arejadores do que o necessário, refletindo-se num aumento de consumo energético. Face a este cenário, recorreu-se à modelação matemática, para verificar se existiria alteração da qualidade do efluente tratado, reconfigurando o reator e tornando-o mais versátil, através da instalação de electroagitadores submersíveis nos dois primeiros tanques aeróbios (Figura 5.1.1 b).

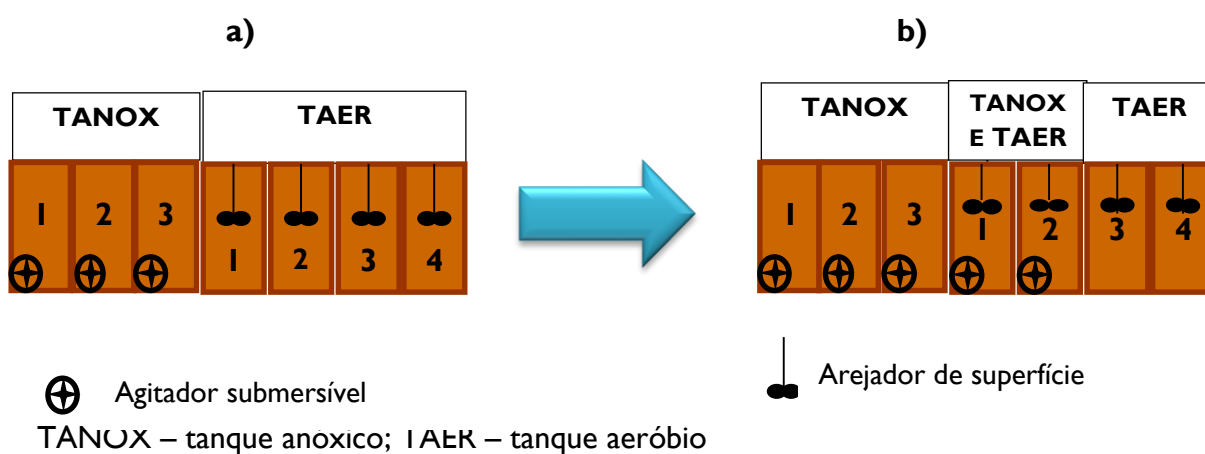
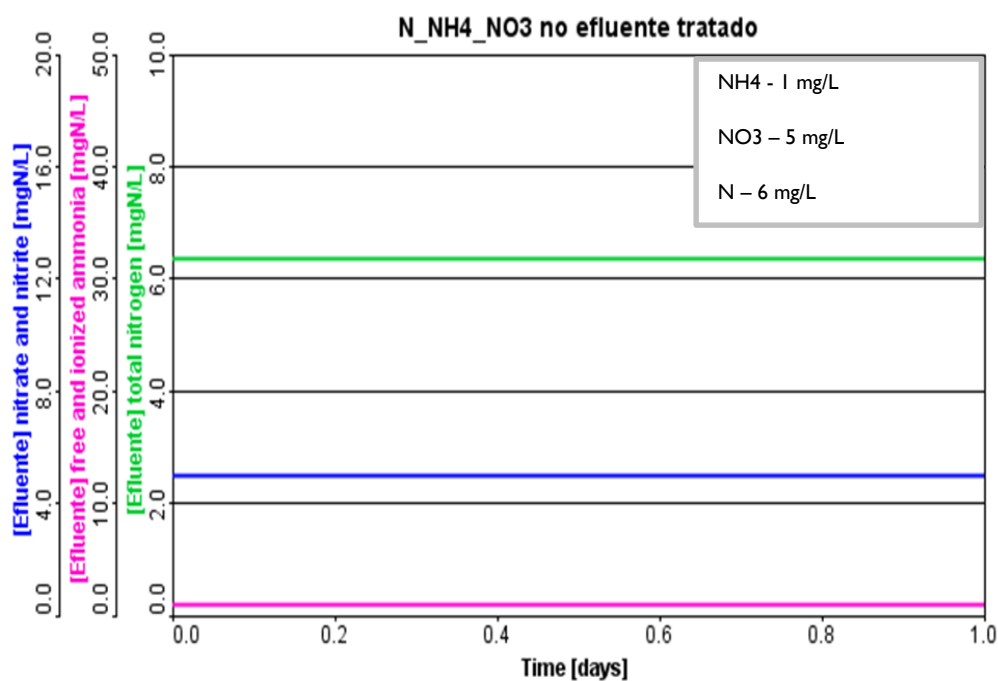


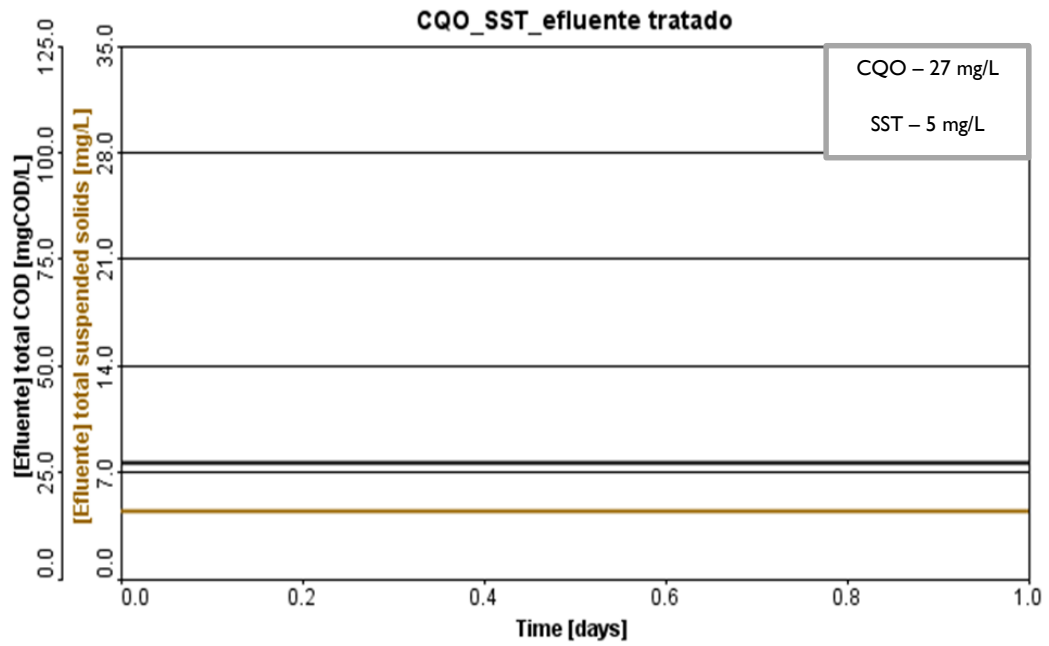
Figura 5.1.1 – Esquema da atual configuração a) e reconfiguração do reator biológico b) da ETAR de Albufeira Poente

Desta forma durante a época baixa, os compartimentos 1 e 2 do TAER funcionariam em regime de tanque anóxicos e na época alta como tanques aeróbio.

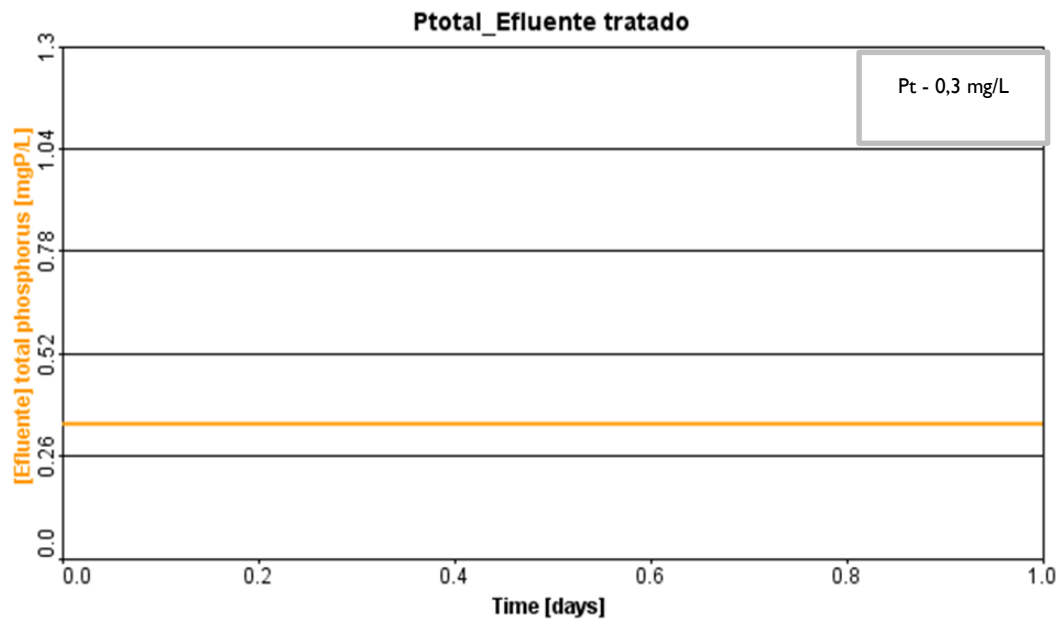
Com o objetivo de verificar a qualidade do efluente tratado com a reconfiguração do reator biológico (Figura 5.1.1 b), considerei para efeitos de simulação de um dia, o caudal médio diário na época baixa de 3000 m<sup>3</sup>/dia, o funcionamento dos arejadores em contínuo e, o decantador secundário sem a zona anóxica associada. As Figuras 5.1.2, 5.1.3 e 5.1.4 apresentam os resultados da simulação no efluente tratado para os parâmetros Azoto Total, Azoto Amoniacal, Nitratos, CQO, SST e Fósforo.



**Figura 5.1.2 – Resultados da simulação para os parâmetros azoto amoniacal, nitratos e azoto total no efluente tratado – extração do programa GPS-X**



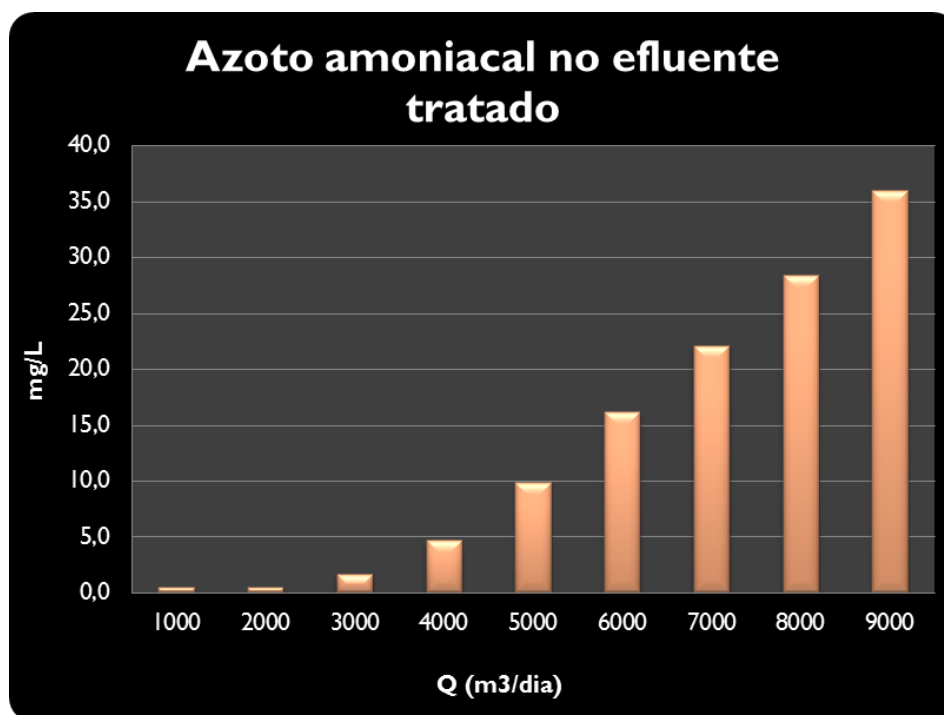
**Figura 5.1.3 - Resultados da simulação para os parâmetros CQO e SST no efluente tratado – extração do programa GPS-X**



**Figura 5.1.4 - Resultados da simulação para o parâmetro fósforo no efluente tratado – extração do programa GPS-X**

As Figuras 5.1.2 a 5.1.4 mostram que a reconfiguração do reator biológico para o caudal médio de 3000 m<sup>3</sup>/dia, não compromete a qualidade do efluente tratado, cumprindo-se na íntegra com o normativo de descarga.

Outro aspeto que importa ter conhecimento com esta reconfiguração é o caudal médio que não garante a qualidade do efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente, para o parâmetro azoto amoniacal, dado que é o mais sensível. Fiz a simulação para caudais de 1000 m<sup>3</sup>/dia até 9000 m<sup>3</sup>/dia (capacidade de uma linha de tratamento). A Figura 5.1.5 apresenta o resultado da simulação.



**Figura 5.1.5 – Evolução do azoto amoniacal no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente em função do caudal afluente com reconfiguração do reator biológico**

A concentração de azoto amoniacal no efluente tratado aumenta significativamente para 5 mg/L a partir de caudais na ordem dos 4000 m<sup>3</sup>/dia, aproximando este parâmetro para o valor indicado na licença de descarga.

De modo a ultrapassar esta limitação, considerou-se outro cenário de reconfiguração do reator biológico, conforme Figura 5.1.7. Assim na simulação, o primeiro compartimento do TAE seria aeróbio, o segundo compartimento anóxico e os dois últimos compartimentos aeróbios.

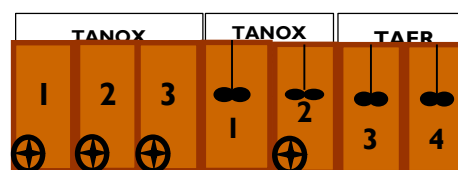
Os resultados da simulação encontram-se na Figura 5.1.6:



**Figura 5.1.6 - Evolução do azoto amoniacal no efluente tratado da ETAR de Albufeira Poente em função do caudal afluente com reconfiguração do reator biológico (1 tanox+3taer)**

Para caudais médios diários afluentes à ETAR de 8000 m<sup>3</sup>/dia, verifica-se que a concentração de azoto amoniacal aumenta para valores na ordem dos 4 mg/L.

Tendo presente os resultados da simulação, considera-se que a reconfiguração do reator biológico que apresenta uma maior flexibilidade no processo de tratamento é a seguinte:



**Figura 5.1.7 - Esquema adotado do reator biológico da ETAR de Albufeira Poente**

Para implementar esta alternativa de funcionamento do reator biológico na ETAR de Albufeira Poente, durante a época baixa, é importante realizar a análise económica e verificar a sua viabilidade de implementação.

Ao nível do investimento é necessário a aquisição de eletroagitador (cerca de 2.500 €) para se instalar no segundo compartimento do tanque aeróbio, tornando-se este tanque em anóxico na época baixa e aeróbio na época alta. Para o cálculo da potência do equipamento considerou-se a potência específica de agitação  $6 \text{ w/m}^3$  volume do tanque (TCHOBANOGLIOUS, 1995) e o volume de um compartimento (Quadro 3.2.1) o que resultou numa potência necessária de agitação de cerca de 8 kW.

No Quadro 5.1.1 são apresentados dados específicos do arejador de superfície instalado.

**Quadro 5.1.1 – Dados específicos do arejador de superfície instalado**

<b>Dados específicos do arejador de superfície</b>	
Média de horas de funcionamento por dia durante época baixa (h)	<b>9</b>
Número total de horas de funcionamento durante a época baixa (h)	<b>1.890</b>
Potência instalada do arejador (kW)	<b>51</b>
Consumo em kWh de um arejador durante a época baixa	<b>96.390</b>
Tarifa (€/kWh)	<b>0,10</b>
Custo energético de um arejador de superfície em funcionamento (€)	<b>9.639</b>

Época baixa: de 1 de outubro a 30 abril

Do Quadro 5.1.1. retira-se o custo associado ao funcionamento do arejador durante a época baixa, cerca de 9.639 €, caso se excluísse o arejador.

Tendo em conta o investimento de aquisição de um electroagitador de potência 8 kW, (2.500 €) e o custo energético associado ao seu funcionamento em contínuo, durante o

período da época baixa (4.032€), o benefício anual traduz-se em 3.107€, com o investimento do equipamento amortizado ao fim de 10 meses.

A redução do consumo energético (56.070 kWh) associado à reconfiguração do reator biológico durante época baixa na ETAR de Albufeira Poente, permite uma redução de 26,4 toneladas de emissão CO<sub>2</sub>e, tendo em consideração o fator de emissão estipulado no Despacho n.º 17217 de 3 de junho de 2008 (0,47 kg CO<sub>2</sub>e/kWh).

## **6 CONCLUSÕES**

A modelação matemática é uma ferramenta de extrema importância para a otimização da operação dos sistemas de tratamento de águas residuais, fornecendo indicações do comportamento das instalações face a alterações de estratégias da operação, sem a necessidade de realizar o investimento inicial, o que é relevante para as Entidades Gestoras deste tipo de sistemas.

Uma das maiores dificuldades de aplicação do modelo matemático consiste na calibração do ASM, o que envolve uma fase inicial de grande dispêndio de tempo.

O objetivo deste trabalho foi a aplicação de um modelo matemático em lamas ativadas, de modo a reproduzir o comportamento da ETAR de Albufeira Poente e otimizar o funcionamento do arejamento na época baixa, para redução do consumo energético, garantindo a qualidade do efluente tratado, conforme a licença de descarga.

Dos vários modelos estudados, em que não considerei a remoção do fósforo, o Mantis foi o que apresentou melhor reprodutibilidade do comportamento da ETAR face ao ASM3.

Os resultados da simulação com o ASM2d mostram que o modelo aplicado à ETAR responde de forma semelhante à produção de lamas e aos parâmetros físico-químicos do efluente tratado, com destaque para CQO, SST e Fósforo. Contudo, verificou-se que o modelo não responde a concentrações mais elevadas de nitratos no efluente tratado, que contribui para concentrações mais elevadas de azoto total. Foi possível verificar que esta situação deve-se ao facto de ocorrer desnitrificação no decantador secundário.

O modelo matemático utilizado não descreve o incumprimento no parâmetro Azoto amoniacal no efluente tratado, que se verifica durante o mês de agosto. No entanto, a modelação pressupõe que de acordo com as condições de afluência que se regista neste mês, o sistema de arejamento instalado na ETAR de Albufeira, garante a nitrificação. Na época alta deverá ser implementado um plano de monitorização ao parâmetro azoto amoniacal nos pontos de amostragem saída do tanque aeróbio e saída do decantador secundário, de forma a analisar os resultados obtidos para melhor entender o fenómeno de amonificação do efluente.

Os resultados da simulação evidenciam que tornando o primeiro compartimento aeróbio, o segundo anóxico e os dois últimos compartimentos do reator biológico em tanque aeróbios, garante-se a qualidade do efluente tratado, exigida pelo normativo de descarga. A implementação desta medida reverte para uma poupança anual associada ao consumo energético de 3.107€ e uma redução anual na emissão de CO<sub>2</sub>e de 26,4 toneladas.

Face às vantagens inerentes à modelação matemática de sistemas de tratamento de águas residuais e tendo em conta a experiência adquirida com a realização do presente trabalho, designadamente a nível da implementação, calibração e validação do modelo, tem sido aplicada esta ferramenta a outros sistemas de tratamento da Aguas do Algarve, contribuindo assim para a otimização da operação dos sistemas, para uma melhor definição das alterações a implementar e para aumentar o nível de previsibilidade do desempenho dos sistemas.

# **7 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS**

ÁGUAS DO ALGARVE SA (2010). *Manual de Operação da ETAR de Albufeira Poente*. Faro.

ÁGUAS DO ALGARVE SA (2014). *Folheto: Sistema Multimunicipal de Saneamento do Algarve – ETAR de Albufeira Poente*. Faro

ARISCRISNÃ P. M. (2012). *Simulação Numérica Aplicada ao Tratamento de Efluentes*. Lisboa: Instituto Superior de Engenharia. Tese de Mestrado em Engenharia Química e Biológica.

BRDANOVIC D. (1998). Modeling COD, N and P Removal in a Full-Scale WWTP Haarlem Waarderpolder. In *Modeling biological phosphorus removal in activated sludge systems*. Rotterdam: Balkemam ISBN 90 5410415 5. Vol. 5, 95-124.

BOUNDLESS (2014). Nitrate Reduction and Denitrification. *Boundless Microbiology*. Boundless, [Consultado 08 mar. 2015]. Disponível em <https://www.boundless.com/microbiology/textbooks/boundless-microbiology-textbook/microbial-metabolism-5/anaerobic-respiration-49/nitrate-reduction-and-denitrification-314-7650>

COTRIM D. (2013). *Otimização das condições de arejamento do tratamento biológico da ETAR da Ericeira*. Lisboa: Faculdade de Ciências e Tecnologia Universidade Nova de Lisboa. Tese de Mestrado em Engenharia e Gestão de Água.

Despacho n.º 17217/2008. Diário da Republica – 2ª Série – N.º 122 – 22 de junho de 2008. Ministério da Economia e da Inovação.

EPA (2000). *Wastewater technology fact sheet trickling filters*. Washington, D.C.: United States Environmental Protection Agency. Office of Water.

FERREIRA F. (2006). *Modelação e Gestão Integrada de Sistemas de Águas Residuais*. Lisboa: Universidade Técnica de Lisboa. Tese de Doutoramento em Engenharia Civil.

GERNAEY K., LOOSDRECHT M., HENZE M., LIND M., JORGENSEN S. (2004). Activated Sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. *Environmental Modelling and Software, Elsevier, 763-783*.

GIBLIN A.E., TOBIAS C.R., SONG B., WESTON N., BANTA G.T., RIVEIRA-MONROY V.H. (2013). The importance of dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in the nitrogen cycle of coastal ecosystems. *Oceanography 26(3)*, 124–131.

GOSÁLBEZ H., IGELMO M., URCOLA M., MARTINEZ J., BONORA I., ASENSI J. (2007). Optimización de la operación de la EDAR de Guardamar del Segura mediante la utilización de herramientas de simulación. *Tecnología del Agua*, 284, 38 – 45.

HAO X., MEIJER F., van LOOSDRECHT M., HEIJEN J., QUIAN Y. (2001). Model - based evaluation of two BNR processes – UCT and A<sub>2</sub>N. *Water Res.* 35 (12), 2851-2860.

HAUDUC H., RIEGER L., OEHMEN A., van LOOSDRECHT M., COMEAU Y., HÉDUIT A., VANROLLEGHEM P., GILLOT S. (2013). Critical Review of Activated Sludge Modeling: State of Process Knowledge, Modeling Concepts and Limitations. *Biotechnology and Bioengineering*, 24-46.

HENZE M., GRADY L., GUJER W., MARAIS R., MATSUO T. (1987). Activated sludge model no. 1. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1, IAWPRC, London.

HENZE M., GUJER W., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M., MARAIS G., van LOOSDRECHT, M. (1999). Activated Sludge Model n.º 2 d, ASM2D. *Water. Science Technology*, Vol. 39, Great Britain, Elsevier Science, 165-182.

HENZE M., GUJER W., MINO T., van LOOSDRECHT M. (2000). Activated Sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment. *Scientific and Technical Report series*, IWA.

HYDROMANTIS (2013). Environmental Software Solutions. GPS-X User´s Guide.

IWA (2014). Course on Modelling Activated Sludge Plants, Lisbon, 19-20 September 2014 - *Good Modelling Practice IWA Task Group on*.

JEPSSON U. (1997). A General Description of the IAWQ Activated Sludge Model No.1 [Consultado 27 de outubro. 2014]. Disponível em WWW: <URL: <http://www.iea.lth.se/sbr/iawq/iawq.pdf>

LANHAM A. (2012). *Full-scale biological phosphorus removal: quantification of storage polymers, microbial performance and metabolic modelling*. Lisboa: Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa. Tese de Doutoramento em Engenharia Química e Bioquímica.

MEIJER F., van LOOSDRECHT M., HEIJEN J. (2001). Metabolic modeling of full-scale biological nitrogen and phosphorus removing WWTP'S. *Water Res.* 35(11), 2711-2723.

MELCER H. (2003). Review of IWA Activated Sludge Model. In *Methods for wastewater characterization in activated sludge modelling (99-WWF-3)* Alexandria: Water Environment Research Foundation Vol. 2, 47-56.

PEREIRA S. (2014). *Modelling of a wastewater treatment plant using GPS-X*. Lisboa: Universidade Nova de Lisboa. Dissertation to obtain the degree of Master in Chemical and Biochemical Engineering.

PETERSEN B., GERNAEY K., HENZE M., VANROLLEGHEM P.A. (2002). Calibration of activated sludge Models: a critical review of experimental designs. Denmark.

POMBO S. (2010). *Contributo para a utilização de Modelos de Simulação Dinâmica no Dimensionamento de processos de Lamas Activadas*. Lisboa: Universidade Nova de Lisboa. Tese de Mestrado em Engenharia Sanitária.

TCHOBANOGLIOUS G. (1995). Processos biológicos unitarios. In *Metcalf & Eddy, Inc - Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*. 3ª ed. Madrid: McGraw-Hill/Interamericana de España. Vol. 8, 409-500.

## **8 ANEXOS**

**Anexo I – Identificação das variáveis estado da biblioteca CNPLIB do  
Programa GPS-X 6.2**

<b>Variáveis de estado da biblioteca CNPLIB</b>		
<b>Inorganic Suspended Solids</b>		
<i>xii</i>	<i>inert inorganic suspended solids</i>	
<b>Organic Variables</b>		
<i>si</i>	<i>soluble inert organic material</i>	
<i>ss</i>	<i>readily biodegradable substrate</i>	
<i>sf</i>	<i>fermentable readily biodegradable substrate</i>	
<i>slf</i>	<i>volatile fatty acids</i>	
<i>xi</i>	<i>particulate inert organic material</i>	
<i>xs</i>	<i>slowly biodegradable substrate</i>	
<i>xbh</i>	<i>active heterotrophic biomass</i>	
<i>xba</i>	<i>active autotrophic biomass</i>	
<i>xbp</i>	<i>active poly-P accumulating biomass</i>	
<i>xu</i>	<i>unidegradable particulates from cell decay</i>	
<i>xsto</i>	<i>internal cell storage product</i>	
<i>xbt</i>	<i>poly-hydroxy-alkanoates (PHA)</i>	
<i>xgly</i>	<i>Stored glycogen</i>	
<b>Dissolved Oxygen</b>		
<i>so</i>	<i>dissolved oxygen</i>	
<b>Phosphorous Compounds</b>		
<i>sp</i>	<i>soluble ortho-phosphate</i>	
<i>xpp</i>	<i>stored polyphosphate</i>	
<i>xppr</i>	<i>stored polyphosphate (releasable)</i>	
<b>Compostos azotados</b>		
<i>snh</i>	<i>free and ionized ammonia</i>	
<i>snd</i>	<i>soluble biodegradable organic nitrogen</i>	
<i>xnd</i>	<i>particulate biodegradable organic nitrogen</i>	
<i>sno</i>	<i>nitrate and nitrite</i>	
<i>sni</i>	<i>soluble unbiodegradable organic nitrogen</i>	
<i>snn</i>	<i>dinitrogen</i>	
<b>Alkalinity</b>		
<i>salk</i>	<i>alkalinity</i>	
<b>Metal Precipitates</b>		
<i>xmeoh</i>	<i>metal-hydroxides</i>	
<i>xmep</i>	<i>metal-phosphates</i>	

## Anexo 2 – Identificação das variáveis Estequiométricas da biblioteca CNPLIB do Programa GPS-X

<b>Biobiblioteca das Variáveis Estequiométricas</b>	
<b>Organic Fractions</b>	
<i>icv</i>	<i>XCOD/VSS ratio</i>
<i>fbod</i>	<i>BOD5/BODultimate ratio</i>
<b>Nutrient Fractions</b>	
<i>insi</i>	<i>N content of soluble inert organic material</i>
<i>inss</i>	<i>N content of readily biodegradable substrate</i>
<i>insf</i>	<i>N content of fermentable readily biodegradable substrate</i>
<i>inxi</i>	<i>N content of particulate inert organic material</i>
<i>inxs</i>	<i>N content of slowly biodegradable substrate</i>
<i>inxu</i>	<i>N content of unbiodegradable particulates from cell decay</i>
<i>inxbh</i>	<i>N content of active heterotrophic biomass</i>
<i>inxba</i>	<i>N content of active autotrophic biomass</i>
<i>inxbp</i>	<i>N content of active poly-P accumulation biomass</i>
<i>ipsi</i>	<i>P content of soluble inert organic material</i>
<i>ipss</i>	<i>P content of readily biodegradable substrate</i>
<i>ipsf</i>	<i>P content of fermentable readily biodegradable substrate</i>
<i>ipxi</i>	<i>P content of particulate inert organic material</i>
<i>ipxs</i>	<i>P content of slowly biodegradable substrate</i>
<i>ipxu</i>	<i>P content of unbiodegradable particulates from cell decay</i>
<i>ipxbh</i>	<i>P content of active heterotrophic biomass</i>
<i>ipxba</i>	<i>P content of active autotrophic biomass</i>
<i>ipxbp</i>	<i>P content of active poly-P accumulating biomass</i>

### Anexo 3 – Identificação das variáveis compostas calculadas da biblioteca CNPLIB do Programa GPS-X

Variáveis Compostas Calculadas		
Composite Variables		
<i>scod</i>	<i>filtered COD</i>	= $sbodu+si$
<i>xcod</i>	<i>Particulate COD</i>	= $xbodu+xi+xu$
<i>cod</i>	<i>total COD</i>	= $scod+xcod$
<i>sbod</i>	<i>Filtered carbonaceous BOD5</i>	= $fbod*sbodu$
<i>xbod</i>	<i>particulate carbonaceous BOD5</i>	= $fbod*xbodu$
<i>bod</i>	<i>total carbonaceous BOD5</i>	= $sbod+xbod$
<i>sbodu</i>	<i>filtered ultimate carbonaceous BOD</i>	= $ss+slf+sf$
<i>xbodu</i>	<i>particulate ultimate carbonaceous BOD</i>	= $xs+xbh+xba+xsto+xbp+xbt+xgly$
<i>bodu</i>	<i>total ultimate carbonaceous BOD</i>	= $sbodu+xbodu$
<i>vss</i>	<i>volatile suspend solids</i>	= $xcod/ivc$
<i>x</i>	<i>total suspend solids</i>	= $vss+xiss$
<i>xiss</i>	<i>inert inorganic suspend solids</i>	= $xii+xmeoh+xmep+0,205*(xpp+xppr)$
<i>stkn</i>	<i>filtered TKN</i>	= $snh+snd+sni+insi*si+inss*ss+insf*sf$
<i>xtkn</i>	<i>particulate TKN</i>	= $tkn-stkn$
<i>tkn</i>	<i>total TKN</i>	= $stkn+xnd+inxbh*xbh+inxba*xba+inxbp*xbp+inxix*$
<i>tn</i>	<i>total nitrogen</i>	= $tkn+sno$
<i>stp</i>	<i>filtered phosphorus</i>	= $sp+ipsi*si+ipss*ss&o+ipsf*sf$
<i>xtp</i>	<i>particulate phosphorus</i>	= $ipxbh*xbh+ipxba*xba+ipxbp*xbp+ipxi*xi+ipxu*xu$
<i>tp</i>	<i>total phosphorus</i>	= $xtp*stp$
Volatile Fractions		
<i>ivt</i>	<i>Vss/Tss ratio</i>	$vss/x$

**Anexo 4 - Equações dos processos do modelo ASM2d – Hidrólise (M. Henze et al,1999).**

<b>Processos</b>	<b>Equações</b>
<b>Hidrólise</b>	
Hidrólise aeróbica	$K_H \times \frac{S_0}{K_{O_2} + S_0} \times \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{BH}}} \times X_{BH}$
Hidrólise Anóxica	$K_H \times \eta_{NO_3} \times \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_0} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO_3} + S_{NO}} \times \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{BH}}} \times X_{BH}$
Hidrólise Anaeróbia	$K_H \times \eta_{Fe} \times \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_0} \times \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO}} \times \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{BH}}} \times X_{BH}$

**Legenda:**  $K_H$  – taxa de hidrólise ( $d^{-1}$ );  $K_{O_2}$  – Coeficiente de saturação/inibição para o oxigénio ( $g\ O_2.m^{-3}$ );  $K_X$  - Coeficiente de saturação para CQO particulado ( $gX_s.g^{-1}X_H$ );  $K_{NO_3}$  – Coeficiente de saturação/inibição para o nitrato ( $gN.m^{-3}$ );  $\eta_{NO_3}$  - Fator de redução da hidrólise em condições anóxicas;  $\eta_{Fe}$  – fator de redução da hidrólise em condições anaeróbias

**Anexo 5 - Equações dos processos do modelo ASM2d – Organismos Heterotróficos (M. Henze et al, 1999).**

<b>Processos</b>	<b>Equações</b>
<b>Organismos Heterotróficos</b>	
Crescimento do substrato fermentável ( $S_F$ )	$\mu_H \times \frac{S_O}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{S_F}{K_F + S_F} \times \frac{S_F}{S_F + S_{LF}} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \times \frac{S_P}{K_P + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times X_{BH}$
Crescimento com produtos de fermentação ( $S_{LF}$ )	$\mu_H \times \frac{S_O}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{S_{LF}}{K_{LF} + S_{LF}} \times \frac{S_{LF}}{S_F + S_{LF}} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH_4} + S_{NH}} \times \frac{S_P}{K_P + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times X_{BH}$
Desnitrificação com substrato fermentável ( $S_F$ )	$\mu_H \times \eta_g \times \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO_3} + S_{NO}} \times \frac{S_F}{K_F + S_F} \times \frac{S_F}{S_F + S_{LF}} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH_4} + S_{NH}} \times \frac{S_P}{K_P + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times X_{BH}$
Desnitrificação com produtos da fermentação ( $S_{LF}$ )	$\mu_H \times \eta_g \times \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO_3} + S_{NO}} \times \frac{S_{LF}}{K_{LF} + S_{LF}} \times \frac{S_{LF}}{S_F + S_{LF}} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH_4} + S_{NH}} \times \frac{S_P}{K_P + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times X_{BH}$
Fermentação	$q_{fe} \times \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO}} \times \frac{S_F}{K_{Fe} + S_F} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times X_{BH}$
Lise	$b_H \times X_{BH}$

**Legenda:**  $\mu_H$  - Taxa máxima específica do crescimento da biomassa heterotrófica ( $gX_s \cdot g^{-1}X_H \cdot d^{-1}$ );  $q_{fe}$  - Taxa máxima para fermentação ( $d^{-1}gS_F \cdot g^{-1}X_H \cdot d^{-1}$ );  $\eta_{NO_3}$  - Fator de redução para a desnitrificação;  $b_H$  - taxa de lise ( $d^{-1}$ );  $K_{O_2}$  - Coeficiente de saturação/inibição para o oxigênio ( $g O_2 \cdot m^{-3}$ );  $K_F$  - Coeficiente de saturação para crescimento  $S_F$  ( $gCOD \cdot m^{-3}$ );  $K_{Fe}$  - Coeficiente de saturação para fermentação de  $S_F$  ( $gCOD \cdot m^{-3}$ );  $K_{LF}$  - Coeficiente de saturação para crescimento  $S_{LF}$  ( $gCOD \cdot m^{-3}$ );  $K_{NO_3}$  - Coeficiente de saturação/inibição para o nitrato ( $gN \cdot m^{-3}$ );  $K_{NH_4}$  - Coeficiente de saturação amónia (nutriente) ( $gN \cdot m^{-3}$ );  $K_P$  - Coeficiente de saturação para o fósforo (nutriente) ( $gP \cdot m^{-3}$ );  $K_{ALK}$  - Coeficiente de saturação para a alcalinidade ( $mol HCO_3^- \cdot m^{-3}$ )

**Anexo 6 - Equações dos processos do modelo ASM2d – Organismos Acumuladores de Fósforo (M. Henze et al, 1999).**

Processos	Equações
<b>Organismos Acumuladores de Fósforo</b>	
Armazenamento de $X_{PHA}$	$q_{PHA} \times \frac{S_{LF}}{K_{LF} + S_{LF}} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times \frac{\frac{X_{PP}}{X_{BP}}}{K_{PP} + \frac{X_{PP}}{X_{BP}}} \times X_{BP}$
Armazenamento aeróbio de $X_{PP}$	$q_{PP} \times \frac{S_0}{K_{O2} + S_0} \times \frac{S_P}{K_{PS} + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times \frac{\frac{X_{BT}}{X_{BP}}}{K_{PHA} + \frac{X_{BT}}{X_{BP}}} \times \frac{K_{MAX} - \frac{X_{PP}}{X_{BP}}}{K_{IPP} + K_{MAX} - \frac{X_{PP}}{X_{BP}}} \times X_{BP}$
Armazenamento anóxico de $X_{PP}$	$q_{PP} \times \frac{S_0}{K_{O2} + S_0} \times \frac{S_P}{K_{PS} + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times \frac{\frac{X_{BT}}{X_{BP}}}{K_{PHA} + \frac{X_{BT}}{X_{BP}}} \times \frac{K_{MAX} - \frac{X_{PP}}{X_{BP}}}{K_{IPP} + K_{MAX} - \frac{X_{PP}}{X_{BP}}} \times X_{BP} \times \eta_{NO3} \times \frac{K_{O2}}{S_0} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO3} + S_{NO}}$
Crescimento aeróbio de $X_{PHA}$	$\mu_{PAO} \times \frac{S_0}{K_{O2} + S_0} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH4} + S_{NH}} \times \frac{S_P}{K_P + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times \frac{\frac{X_{BT}}{X_{BP}}}{K_{PHA} + \frac{X_{BT}}{X_{BP}}} \times X_{BH}$
Crescimento anóxico de $X_{PHA}$	$\mu_{PAO} \times \frac{S_0}{K_{O2} + S_0} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH4} + S_{NH}} \times \frac{S_P}{K_P + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times \frac{\frac{X_{BT}}{X_{BP}}}{K_{PHA} + \frac{X_{BT}}{X_{BP}}} \times X_{BH} \times \eta_{NO3} \times \frac{K_{O2}}{S_0} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO3} + S_{NO}}$
Lise de $X_{PAO}$	$b_{PAO} \times X_{BP} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}}$
Lise de $X_{PP}$	$b_{PP} \times X_{PP} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}}$
Lise de $X_{PA}$	$b_{PHA} \times X_{BT} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}}$

**Legenda:**  $q_{PHA}$  – Taxa de armazenamento de PHA (base  $X_{PP}$ ) ( $g_{X_{BT}} \cdot g^{-1} X_{BP} \cdot d^{-1}$ );  $K_{LF}$  - Coeficiente de saturação para crescimento  $S_{LF}$  ( $g_{COD} \cdot m^{-3}$ );  $K_{ALK}$  – Coeficiente de saturação para a alcalinidade ( $mol\ HCO_3 \cdot m^{-3}$ );  $K_{PP}$  – Coeficiente de saturação para a polifosfato ( $g\ X_{PP} \cdot g^{-1} X_{BP}$ ),  $q_{PP}$  - Taxa para armazenamento de  $X_{PP}$  (base  $X_{PP}$ ) ( $g\ X_{PP} \cdot g^{-1} X_{BP} \cdot d^{-1}$ ),  $K_{O2}$  – Coeficiente de saturação/inibição para o oxigénio ( $g\ O_2 \cdot m^{-3}$ );  $K_{PS}$  – Coeficiente de saturação para o fósforo armazenado como PP ( $gP \cdot m^{-3}$ ),  $K_{ALK}$  – Coeficiente de saturação para a alcalinidade ( $mol\ HCO_3 \cdot m^{-3}$ );  $K_{PHA}$  – Coeficiente de saturação para PHA ( $g_{X_{BT}} \cdot g^{-1} X_{BP}$ );  $K_{MAX}$  – razão máxima entre  $X_{PP}/X_{PAO}$  ( $g_{X_{PP}} \cdot g^{-1} X_{BP}$ );  $K_{IPP}$  – Coeficiente de inibição para armazenamento de PP ( $g_{X_{PP}} \cdot g^{-1} X_{BP}$ );  $K_{NO3}$  – Coeficiente de saturação/inibição para o nitrato ( $gN \cdot m^{-3}$ );  $\eta_{NO3}$  - Fator de redução para a atividade anóxica;  $\mu_{PAO}$  – Taxa máxima específica de crescimento dos PAO ( $d^{-1}$ );  $K_{NH4}$  – Coeficiente de saturação amónia (nutriente) ( $gN \cdot m^{-3}$ );  $b_{PAO}$  – Taxa de lise  $X_{BP}$  ( $d^{-1}$ );  $b_{PP}$  – Taxa de lise  $X_{PP}$  ( $d^{-1}$ );  $b_{PHA}$  – Taxa de lise  $X_{PHA}$  ( $d^{-1}$ )

**Anexo 7 - Equações dos processos do modelo ASM2d – Organismos nitrificantes (autotróficos) (M. Henze et al, 1999).**

Processos	Equações
<b>Organismos nitrificantes - autotróficos</b>	
Crescimento aeróbio de $X_{AUT}$	$\mu_{AUT} \times \frac{S_O}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH_4} + S_{NH}} \times \frac{S_P}{K_P + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times X_{BA}$
Lise de $X_{AUT}$	$b_{AUT} \times X_{BA}$

**Legenda:**  $\mu_{AUT}$  – Taxa máxima específica de crescimento de  $X_{BA}$  ( $d^{-1}$ );  $K_{O_2}$  – Coeficiente de saturação/inibição para o oxigénio ( $g\ O_2.m^{-3}$ );  $K_{NH_4}$  – Coeficiente de saturação amónia (nutriente) ( $gN.m^{-3}$ );  $K_P$  – Coeficiente de saturação para o fósforo (nutriente) ( $gP.m^{-3}$ );  $K_{ALK}$  – Coeficiente de saturação para a alcalinidade ( $mol\ HCO_3^-.m^{-3}$ ),  $b_{AUT}$  – Taxa de decaimento de  $X_{BA}$  ( $d^{-1}$ )

**Anexo 8 - Equações dos processos do modelo ASM2d – Precipitação simultânea do fósforo com hidróxido de ferro. (M. Henze et al, 1999).**

Processos	Equações
<b>Precipitação simultânea do fósforo com hidróxido de ferro</b>	
Precipitação	$K_{PRE} \times S_P \times X_{MeOH}$
Redissolução	$K_{RED} \times X_{MeP} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}}$

**Legenda:**  $K_{PRE}$  – Taxa de precipitação do fósforo ( $m^3.g^{-1}Fe(OH)_3.d^{-1}$ );  $K_{RED}$  – Taxa de redissolução ( $d^{-1}$ );  $K_{ALK}$  – Coeficiente de saturação para a alcalinidade ( $mol\ HCO_3^-.m^{-3}$ )

**Anexo 9 - Valores típicos dos parâmetros cinéticos do ASM2d. (M. Henze et al, 1999).**

**HIDRÓLISE**

Parâmetros cinéticos		20°C	10°C	Unidades
$K_H$	Taxa de hidrólise	3,00	2,00	$d^{-1}$
$\eta_{NO_3}$	Fator de redução de hidrólise em condições anóxicas	0,60	0,60	-
$\eta_{fe}$	Fator de redução de hidrólise em condições anaeróbias	0,40	0,40	-
$K_{O_2}$	Coeficiente de saturação/inibição para o oxigénio	0,20	0,20	$g O_2 m^{-3}$
$K_{NO_3}$	Coeficiente de saturação/inibição para o nitrato	0,50	0,50	$g N m^{-3}$
$K_X$	Coeficiente de saturação/inibição para o CQO particulado	0,10	0,10	$g X_s g^{-1} X_H$

**ORGANISMOS HETEROTRÓFICOS:  $X_H$**

Parâmetros cinéticos		20°C	10°C	Unidades
$\mu_H$	Taxa máxima específica do crescimento de biomassa heterotrófica	6,00	3,00	$g X_s g^{-1} X_H d^{-1}$
$q_{fe}$	Taxa máxima para fermentação	3,00	1,50	$g S_F g^{-1} X_H d^{-1}$
$\eta_{NO_3}$	Fator de redução da desnitrificação	0,80	0,80	-
$b_H$	Taxa de lise e decaimento	0,40	0,2	$d^{-1}$
$K_{O_2}$	Coeficiente de saturação/inibição para o oxigénio	0,20	0,20	$g O_2 m^{-3}$
$K_F$	Coeficiente de saturação para crescimento em SF	4,00	4,00	$g COD m^{-3}$
$K_{fe}$	Coeficiente de saturação para fermentação em SF	4,00	4,00	$g COD m^{-3}$
$K_A$	Coeficiente de saturação para crescimento em SA (acetato)	4,00	4,00	$g COD m^{-3}$
$K_{NO_3}$	Coeficiente de saturação/inibição para o nitrato	0,50	0,50	$g N m^{-3}$
$K_{NH_4}$	Coeficiente de saturação para a amónia (nutriente)	0,05	0,05	$g N m^{-3}$
$K_P$	Coeficiente de saturação para o fosfato (nutriente)	0,01	0,01	$g P m^{-3}$
$K_{ALK}$	Coeficiente de saturação para a alcalinidade	0,10	0,10	$mol HCO_3^- m^{-3}$

## ORGANISMOS ACUMULADORES DE FÓSFORO: $X_{PAO}$

Parâmetros cinéticos		20°C	10°C	Unidades
$q_{PHA}$	Taxa de armazenamento de $X_{PHA}$ (Base $X_{PP}$ )	3,00	2,00	$g X_{PHA} g^{-1} X_{PAO} d^{-1}$
$q_{PP}$	Taxa de armazenamento de $X_{PP}$	1,50	1,00	$g X_{PP} g^{-1} X_{PAO} d^{-1}$
$\mu_{PAO}$	Taxa máxima específica de crescimento de PAO	1,00	0,67	$d^{-1}$
$\eta_{NO3}$	Fator de redução da atividade anóxica	0,60	0,60	-
$b_{PAO}$	Taxa de lise de $X_{PAO}$	0,20	0,10	$d^{-1}$
$b_{PP}$	Taxa de lise de $X_{PP}$	0,20	0,10	$d^{-1}$
$b_{PHA}$	Taxa de lise de $X_{PHA}$	0,20	0,10	$d^{-1}$
$K_{O2}$	Coefficiente de saturação/inibição para o oxigénio	0,20	0,20	$g O_2 m^{-3}$
$K_{NO3}$	Coefficiente de saturação/inibição para o nitrato	0,50	0,50	$g N m^{-3}$
$K_A$	Coefficiente de saturação para crescimento em SA (acetato)	4,00	4,00	$g COD m^{-3}$
$K_{NH4}$	Coefficiente de saturação para a amónia (nutriente)	0,05	0,05	$g N m^{-3}$
$K_{PS}$	Coefficiente de saturação para o fósforo armazenado com PP	0,20	0,20	$g P m^{-3}$
$K_P$	Coefficiente de saturação para o fosfato (nutriente)	0,01	0,01	$g P m^{-3}$
$K_{ALK}$	Coefficiente de saturação para a alcalinidade	0,10	0,10	$mol HCO_3^- m^{-3}$
$K_{PP}$	Coefficiente de saturação para o fósforo (nutriente)	0,01	0,01	$g X_{PP} g^{-1} X_{PAO}$
$K_{MAX}$	Razão máxima de $X_{PP}/X_{BP}$	0,34	0,34	$g X_{PP} g^{-1} X_{PAO}$
$K_{IPP}$	Coefficiente de inibição para o armazenamento de PP	0,02	0,02	$g X_{PP} g^{-1} X_{PAO}$
$K_{PHA}$	Coefficiente de saturação para PHA	0,01	0,01	$g X_{PHA} g^{-1} X_{PAO}$

**ORGANISMOS NITRIFICANTES (AUTOTRÓFICOS):  $X_{AUT}$**

<b>Parâmetros cinéticos</b>		<b>20°C</b>	<b>10°C</b>	<b>Unidades</b>
$\mu_{AUT}$	Taxa máxima específica de crescimento dos autotróficos	1,00	0,35	$d^{-1}$
$b_{AUT}$	Taxa de decaimento dos autotróficos	0,15	0,05	$d^{-1}$
$K_{O_2}$	Coeficiente de saturação/inibição para o oxigénio	0,50	0,50	$g\ O_2\ m^{-3}$
$K_{NH_4}$	Coeficiente de saturação para a amónia (substrato)	1,00	1,00	$g\ N\ m^{-3}$
$K_{ALK}$	Coeficiente de saturação para a alcalinidade	0,50	0,50	$mol\ HCO_3^-\ m^{-3}$
$K_P$	Coeficiente de saturação para o fósforo (nutriente)	0,01	0,01	$g\ P\ m^{-3}$

**PRECIPITAÇÃO**

<b>Parâmetros cinéticos</b>		<b>20°C</b>	<b>10°C</b>	<b>Unidades</b>
$K_{PRE}$	Taxa de precipitação do fósforo	1,00	1,00	$m^3\ g^{-1}\ Fe(OH)_3\ d^{-1}$
$K_{RED}$	Taxa de redissolução	0,60	0,60	$d^{-1}$
$K_{ALK}$	Coeficiente de saturação para a alcalinidade	0,50	0,50	$mol\ HCO_3^-\ m^{-3}$

**Anexo 10 – Entradas da simulação matemáticas (caudais diários e concentrações de CQO, Azoto total e fósforo no afluente bruto)**

<b>Dias</b>	<b>Caudal médio diário (m3/dia)</b>	<b>CQO (mg O2/L)</b>	<b>Azoto total (mg N/L)</b>	<b>Fósforo (mg P/L)</b>
1	2200	637	79	6,7
2	2293	516	64	10
3	2282	482	63	8,0
4	2520	537	59	6,3
5	2992	724	70	3,0
6	2941	584	66	2,9
7	3538	643	73	5,7
8	3149	520	58	33
9	2442	500	52	7,6
10	2953	630	60	5,0
11	3080	1000	59	5,6
12	3879	606	64	7,6
13	4967	900	70	6,9
14	5761	800	70	9,8
15	6750	400	80	7,2
16	6236	400	70	15
17	5407	500	70	25
18	3975	600	60	17
19	3329	600	60	16
20	2617	500	70	11
21	3343	800	60	11
22	2875	680	70	14
23	2270	610	70	11
24	2423	700	60	7,5
25	2097	540	60	9,7
26	2657	600	70	7,8
27	3077	630	70	6,2
28	7594	590	60	7,3
29	5814	300	31	8,7
30	5087	600	70	9,7
31	4818	570	39	12
32	3075	670	60	7,8
33	2058	700	70	8,3

<b>Dias</b>	<b>Caudal médio diário (m3/dia)</b>	<b>CQO (mg O2/L)</b>	<b>Azoto total (mg N/L)</b>	<b>Fósforo (mg P/L)</b>
34	2920	800	70	8,5
35	2763	710	70	10
36	3380	800	70	9
37	4810	800	80	10
38	4734	700	70	10
39	6223	800	70	8,0
40	6571	1000	80	10
41	5285	900	70	10
42	3795	900	57	10
43	2891	700	60	10
44	2970	900	54	11
45	2348	620	60	11
46	2051	800	70	10
47	1867	700	70	10
48	2094	690	60	9
49	3331	800	41	9
50	2023	570	70	8
51	1664	800	70	8
52	2486	650	70	10
53	2380	800	110	9
54	2342	900	60	8
55	7095	470	35	8
56	3442	1000	90	7
57	2545	540	60	9
58	2638	800	70	10