

ISEL

INSTITUTO SUPERIOR DE ENGENHARIA DE LISBOA

ÁREA DEPARTAMENTAL DE ENGENHARIA QUÍMICA



Simulação Numérica Aplicada ao Tratamento de Efluentes

PRITI MUKESH ARISCRISNÃ
Licenciada

Trabalho final de Mestrado para a obtenção de grau de Mestre em
Engenharia Química e Biológica

Orientadores:

Doutora Maria Teresa Loureiro dos Santos
Mestre Teodoro José Pereira Trindade

Júri:

Presidente: Prof. Doutor José Augusto Paixão Coelho
Vogais:

Doutora Maria Helena Marecos
Doutor Rui Manuel Gouveia Filipe
Doutora Maria Teresa Loureiro dos Santos
Mestre Teodoro José Pereira Trindade

Dezembro 2012



INSTITUTO SUPERIOR DE ENGENHARIA DE LISBOA
ÁREA DEPARTAMENTAL DE ENGENHARIA QUÍMICA



Simulação Numérica Aplicada ao Tratamento de Efluentes

PRITI MUKESH ARISCRISNÃ
Licenciada

Trabalho final de Mestrado para a obtenção de grau de Mestre em
Engenharia Química e Biológica

Orientadores:

Doutora Maria Teresa Loureiro dos Santos
Mestre Teodoro José Pereira Trindade

Júri:

Presidente: Prof. Doutor José Augusto Paixão Coelho

Vogais:

Doutora Maria Helena Marecos
Doutor Rui Manuel Gouveia Filipe
Doutora Maria Teresa Loureiro dos Santos
Mestre Teodoro José Pereira Trindade

Dezembro 2012

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à Doutora Maria Teresa dos Santos pela sua disponibilidade, constantes reuniões e ajuda na elaboração deste trabalho.

Ao professor Teodoro Trindade pelo apoio e orientação para a conclusão desta tese.

À empresa canadiana Hydromantis, por ter cedido a licença do *software* de simulação GPS-X versão 6.0.

Os meus sinceros agradecimentos à minha família por todo o seu apoio ao longo deste meu percurso e ao meu namorado, por toda a sua paciência, carinho e incentivo na realização deste trabalho final.

À Ana Mestre, um agradecimento especial, por estar sempre presente, nos momentos de distração e nos momentos de apoio.

A todos os meus amigos próximos, obrigado.

RESUMO

A existência de estações de tratamentos de águas residuais (ETAR) é, nos dias de hoje, fundamental na medida em que permite, reduzir a poluição ambiental associada às águas e, também, a reutilização da água tratada para diversos fins.

A constante necessidade de cumprir os limites de descargas nos meios recetores conduziu a um melhoramento nas técnicas e processos de tratamento de efluentes, nomeadamente, nos processos biológicos. O processo por lamas ativadas é um processo amplamente utilizado para a remoção de poluentes orgânicos presentes nas águas residuais, pelo que um estudo mais intensivo sobre estes tratamentos resultou na publicação de uma série de conceitos e pressupostos, através de modelos numéricos.

A modelação numérica de processos de tratamento de águas residuais e a utilização de ferramentas de simulação numérica têm sido largamente utilizadas, a nível mundial, por exemplo em investigação, desenvolvimento de processos, atividade de consultoria e igualmente por entidades reguladoras, na medida em que os auxiliam no planeamento, dimensionamento e análise do comportamento de infraestruturas de tratamento. No presente trabalho, recorreu-se ao *software* de simulação GPS-X (versão 6.0) para implementar o esquema de tratamento da ETAR de Beirolas.

O objetivo deste trabalho é verificar a aplicabilidade de modelos numéricos na simulação de unidades de tratamento de efluentes e avaliar a resposta dos diferentes modelos, assim como a influência na alteração de características das águas afluentes no comportamento dos modelos.

Os resultados obtidos permitiram concluir que os modelos numéricos podem ser utilizados para prever a resposta dos sistemas biológicos e as suas perturbações. Conclui-se ainda que o comportamento, dos modelos estudados (ASM1, ASM2d, ASM3 e mantis), é semelhante, contudo deve-se referir que devido à complexidade do modelo e a falta de informação experimental sobre as características do efluente, não permitiram efetuar uma completa caracterização e calibração do caso de estudo, e toda a informação disponível sobre as características físico-químicas da água foram baseadas em estimativas de concentrações de carências de oxigénio e sólidos suspensos.

ABSTRACT

The existence of waste water treatment plants (WWTP) is nowadays very important as it allows reducing water pollution and also the reuse of treated water for various purposes.

The constant need to meet the discharge limits in receiving waterbodies led to an improvement in the techniques and effluent treatment processes, particularly in biological processes. The activated sludge process is a biological process widely used for the removal of organic pollutants in wastewater, so a more intensive study of these treatments led to the publication of a series of concepts and assumptions, based on numerical models.

The numerical modeling of wastewater treatment processes and the use of software simulation tools have been widely used worldwide, for example in research, development processes, and also consulting firms and governing organizations, assisting in the planning, design and behavior analysis of treatment facilities. In this study, a WWT simulator (GPS-X (version 6.0)) was used to implement the treatment layout of Beirolas's WWTP.

The main goal of this work is to verify the applicability of the models in wastewater treatment and to evaluate the behavior between different models and its influence in changing characteristics of the wastewater in operating models.

The result obtained allows concluding that numerical models can be used to predict the response of biological systems and adverse disturbances. Also, it is possible to conclude that the behavior of the different models (ASM1, ASM2d, ASM3 e mantis) is similar, however it should be noted that due to the complexity of the WWTP and the lack of information about the characteristics of the effluent, the characterization and calibration of models are approximate, and therefore all available information on the chemical characteristics of water was based on estimates of concentrations of oxygen demand and suspended solids.

OBJETIVOS

A elaboração do presente trabalho tem como objetivos, a exploração da possibilidade da aplicação de modelos numéricos na modelação computacional de tratamento de águas residuais, avaliar a sua influência sobre as descargas das águas tratadas nos meios recetores e no funcionamento das diferentes unidades de tratamento, recorrendo ao *software* de simulação GPS-X, desenvolvido pela empresa canadiana Hydromantis.

Tem ainda como objetivo a escrita de um manual de utilizador do simulador, constituído por exemplos simples permitindo aos utilizadores uma melhor compreensão dos modelos utilizados em cada unidade de tratamento em ambiente de simulação.

ESTRUTURA

O presente trabalho encontra-se estruturado em cinco capítulos principais.

No **primeiro capítulo** foi efetuada uma breve introdução sobre as águas residuais e as suas características, bem como a situação do tratamento destas em Portugal. Aborda-se também neste capítulo os limites de descarga dos poluentes das águas residuais tratadas estabelecidos no DL n.º152/97.

No **segundo capítulo** foi efetuada uma abordagem sobre as diferentes etapas de tratamento a que uma água residual está sujeita, numa estação de tratamento de águas residuais. Este capítulo encontra-se dividido em cinco subcapítulos, sendo cada subcapítulo destinado a uma etapa de tratamento. Os primeiros dois subcapítulos descrevem os tratamentos necessários a serem efetuados a uma água não tratada à entrada de uma estação de tratamento de águas residuais e a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos presentes no afluente, tratamento preliminar e tratamento primário. Abordaram-se os aspetos mais relevantes associados aos diferentes tipos de sedimentação que ocorrem nas diferentes unidades de tratamento. Apresentam-se também as principais características e valores típicos de funcionamento das unidades de tratamento envolvidas nestas duas fases de tratamento. No terceiro subcapítulo fez-se uma breve caracterização dos processos biológicos envolvidos no tratamento secundário, nomeadamente os processos de biomassa suspensa. São também apresentados aqui os aspetos mais relevantes associados ao funcionamento dos reatores biológicos. Apresenta-se ainda uma abordagem ao dimensionamento empírico de um reator biológico em regime de mistura completa, incluindo o decantador secundário. No quarto subcapítulo foi efetuada uma descrição resumida ao nível do tratamento terciário, referindo-se apenas os processos de filtração e desinfecção por radiação ultravioleta. No último subcapítulo fez-se uma breve abordagem sobre os processos de tratamento das lamas produzidas durante o tratamento da água residual.

No capítulo seguinte, **terceiro capítulo**, fez-se uma abordagem sobre a simulação e modelação do funcionamento de uma estação de tratamento de águas residuais. Efetuou-se uma descrição e

caracterização dos modelos matemáticos existentes (ASM1, ASM2, ASM2d e ASM3) que têm sido utilizados para descrever o comportamento das populações microbianas em sistemas biológicos de tratamento de águas residuais, apresentando-se também as limitações de cada modelo matemático

No **quarto capítulo**, fez-se a abordagem do caso de estudo do presente documento. Este capítulo encontra-se subdividido em três subcapítulos. No primeiro subcapítulo faz-se uma breve descrição da localização, funcionamento e dimensionamento da ETAR de Beirolas. No subcapítulo seguinte implementou-se, no simulador GPS-X, o esquema de tratamento da ETAR em estudo e no último subcapítulo, apresentaram-se e discutiram-se os resultados obtidos das várias simulações efetuadas.

Por fim, **no quinto capítulo**, apresentaram-se as principais conclusões retiradas dos resultados obtidos e sugestões para trabalhos futuros.

Para além dos cinco capítulos, no presente trabalho foi também elaborado um manual de utilizador do simulador GPS-X (versão 6.0), o qual se apresenta no anexo IV, de modo a facilitar a sua utilização em trabalhos futuros. O referido manual inclui um vídeo de aplicação do simulador GPS-X.

ÍNDICE

Agradecimentos.....	iii
Resumo.....	iv
Abstract.....	v
Objetivos.....	vi
Estrutura.....	vi
1 Introdução.....	1
1.1 Águas Residuais.....	1
1.2 Estação de tratamento de águas residuais.....	4
1.3 Saneamento em Portugal.....	5
2 Tratamento de Águas Residuais.....	6
2.1 Tratamento preliminar (pré-tratamento).....	6
2.2 Tratamento primário.....	13
2.3 Tratamento secundário.....	16
2.4 Tratamento terciário.....	28
2.5 Tratamento de lamas.....	29
3 Modelação e simulação.....	32
3.1 Modelos ASM.....	33
3.1.1 Modelo ASM1.....	33
3.1.2 Modelo ASM2.....	35
3.1.3 Modelo ASM3.....	38
3.2 Modelos de decantação.....	40
3.3 Modelos ADM.....	40
4 Caso de Estudo.....	42
4.1 Descrição da ETAR de Beirolas.....	42
4.2 Dados para a simulação das operações de tratamento da ETAR de Beirolas.....	46
4.3 Apresentação e discussão de resultados.....	49
5 Conclusões e trabalhos futuros.....	62
6 Referencias Bibliográficas.....	64

7	Anexos.....	66
	Anexo I. Componentes de Águas Resíduais no tratamento por processos biológicos	67
	Anexo II. Valores típicos de dimensionamento de equipamentos	68
	Anexo III. Matrizes de Petersen e valores típicos de parâmetros e componentes	71
	Anexo IV. Manual de utilizador do simulador GPS-X.....	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Evolução da população servida com sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais (ERSAR, 2010).....	5
Figura 2 - Diagrama de um tanque ideal de sedimentação (adaptado de Ramalho, 1977).....	9
Figura 3 - Geometria do dimensionamento de um tanque de desarenação (adaptado de Ramalho, 1977)	9
Figura 4 - Geometria de tanque de desarenação arejado	11
Figura 5 - Geometria de tanque de desarenação do tipo ciclone (Metcalf & Eddy, 2003).....	11
Figura 6 - Localização em série do processo de equalização (adaptado de Davis, 2010)	12
Figura 7 - Localização em paralelo do processo de equalização (adaptado de Davis, 2010).....	12
Figura 8 – Gráfico para a determinação do volume do tanque de equalização (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).....	12
Figura 9 - Diagrama de uma secção do tanque de sedimentação do tipo II (adaptado de Ramalho, 1977)	13
Figura 10 - Esquema de tratamento primário	15
Figura 11 - Esquema típico de um processo de tratamento por lamas ativadas	19
Figura 12 - Esquema de um sistema de tratamento por lamas ativadas	22
Figura 13 – Perfil da concentração de sólidos-profundidade do decantador (Ferreira <i>et al.</i> , 2005).....	27
Figura 14 – Esquema de tratamento da fase sólida.....	29
Figura 15 - Representação esquemática dos processos envolvidos e as interligações entre cada componente - ASM1 (Adaptado de (Petersen <i>et al.</i> , 2002).....	34
Figura 16 - Representação esquemática dos processos heterotróficos e nitrificantes considerados nos modelos ASM3 (adaptado de Petersen, 2002)	39
Figura 17 – Representação esquemática do processo de digestão anaeróbia (adaptado de Thamsiroj and Murphy, 2011).....	41
Figura 18 - Visualização da localização ETAR de Beirolas (Google Maps)	42
Figura 19 - Esquema de tratamento da ETAR de Beirolas.....	43
Figura 20 - Imagem de Satélite da ETAR de Beirolas com a sinalização dos diferentes tipos de tratamentos (Google Maps).....	44
Figura 21 – Esquema de tratamento da ETAR de Beirolas, desenhado no simulador GPS-X.....	47
Figura 22 -Valores ajustados no Influent Advisor.....	48
Figura 23 – Quantidade de S_s ao longo do tempo antes do tratamento biológico.....	51

Figura 24 – Quantidade de S_s ao longo do tempo após tratamento biológico.....	51
Figura 25 - Concentração de SST do efluente na descarga ao longo do tempo	52
Figura 26 - Concentração de CBO5 do efluente na descarga ao longo do tempo	52
Figura 27 - Concentração de CQO do efluente na descarga ao longo do tempo	52
Figura 28 - Concentração de P do efluente na descarga ao longo do tempo	52
Figura 29 - Concentração de N do efluente na descarga ao longo do tempo	53
Figura 30 - Variação da concentração de MLSS no reator anóxico ao longo do tempo	54
Figura 31 - Variação da concentração de MLSS no reator aeróbio ao longo do tempo	54
Figura 32 – Nitratos e nitritos ao longo do tempo	55
Figura 33 – Azoto amoniacal ao longo do tempo.....	55
Figura 34 – Taxa de nitrificação ao longo do tempo	56
Figura 35 – Taxa de desnitrificação ao longo do tempo.....	56
Figura 36 - Alteração no esquema de tratamento da ETAR de Beirolas, com introdução de uma água residual média doméstica	58
Figura 37 - Alteração no esquema de tratamento da ETAR de Beirolas, com a introdução de um afluente proveniente de fossa séptica	58
Figura 38 - Composição de uma água residual média de origem doméstica.....	59
Figura 39 – Composição de efluente de uma fossa séptica	59
Figura 40 – Concentração de SST para os diferentes cenários ao longo do tempo	59
Figura 41 - Concentração de CBO5 para os diferentes cenários ao longo do tempo	59
Figura 42 - Concentração de CQO para os diferentes cenários ao longo do tempo	60
Figura 43 - Concentração de N para os diferentes cenários ao longo do tempo.....	61
Figura 44 - Concentração de P para os diferentes cenários ao longo do tempo	61
Figura 45 – Variação de MLSS no reator aeróbio ao longo do tempo	61
Figura 46 – Variação de MLSS no reator anóxico ao longo do tempo	61
Figura 47 - GPS-X: Janela principal do simulador.....	83
Figura 48 - GPS-X: Barra de menus.....	84
Figura 49 – GPS-X: Barra de ferramentas.....	85
Figura 50 – Menu de seleção das bibliotecas do modelo	87
Figura 51 - GPS-X: Área de desenho composta por unidades de processo e tabela de unidades.....	90

Figura 52 - GPS-X: Janela da funcionalidade Locator.....	90
Figura 53 – GPS-X: Ligação das unidades de tratamentos	91
Figura 54 - GPS-X: Janela de alteração da legenda dos objetos de processo e correntes	91
Figura 55 - GPS-X : Esquema completo de tratamento	92
Figura 56 – GPS-X : Janela de gravação.....	92
Figura 57 – GPS-X: Seleção do tipo de modelo de afluente	93
Figura 58 – GPS-X: Janela <i>Influent Advisor</i> (biblioteca: cnlib; modelo: condstats; modelo biológico: mantis;).96	
Figura 59 – GPS-X: Janela Influent Advisor com fórmula de cálculo das variáveis de estado e variáveis compositas.....	98
Figura 60 – Caracterização completa da água residual	99
Figura 61 - Janela Influent Advisor sinalizando erros de cálculo sinalizados a vermelho	100
Figura 62 - GPS-X: Janela de alteração dos parâmetros operacionais de um decantador secundário.....	101
Figura 63 – GPS-X: Janela da construção do modelo com a indicação de completo.....	102
Figura 64 - GPS-X: Ambiente de simulação	102
Figura 65 - Adição dos parâmetros de entrada na janela de controladores	103
Figura 66 - GPS-X: Janela de controlo de propriedades de entrada.....	103
Figura 67 - GPS-X: Diferentes tipos de controladores interativos	104
Figura 68 – GPS-X: Remoção de controladores de entrada	105
Figura 69 - GPS-X: Janela de saída QuickDisplay.....	106
Figura 70 - Relatório de Excel gerado pelo simulador.....	106
Figura 71 - GPS-X: Diferentes tipos de apresentação de resultados(Hydromantis, 2011).....	108
Figura 72 – Adição de parâmetros de saída na janela de apresentação de resultados	109
Figura 73 – GPS-X: Janela do ambiente de simulação preenchido.....	110
Figura 74 – GPS-X: Seleção da janela das propriedades dos gráficos	110
Figura 75 - GPS-X: Janela de propriedades dos gráficos	111
Figura 76 - Gráfico com duas variáveis de saída em análise.....	111
Figura 77 – Barra de ferramentas de simulação	112
Figura 78 – GPS-X: Comandos de Simulação	113

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Tipos de sólidos e a sua descrição (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)	2
Tabela 2 – Composição típica de uma água residual domestica não tratada (adaptado de Davis, 2010).....	4
Tabela 3 – Requisitos de descargas para as ETAR em zonas sensíveis (DL nº152/97).....	4
Tabela 4 – Tipos de sedimentação e aplicações (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).....	8
Tabela 5 - Eficiências remoção típicas de sólidos nos tanques de sedimentação primários (Metcalf & Eddy, 2003).....	15
Tabela 6 - Valores típicos de funcionamento de decantadores primários (Metcalf & Eddy, 2003).....	16
Tabela 7 – Processos típicos de um tratamento biológico por lamas ativadas (adaptado de Davis, 2010)	17
Tabela 8 - Processos de Tratamentos biológicos mais comuns (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)	17
Tabela 9 – Número de processos biológicos e componentes adotadas para cada modelo	40
Tabela 10 – Dados de entrada no simulador (Simtejo 2007).....	48
Tabela 11 – Parâmetros-chave de funcionamento das unidades de tratamento para o simulador	49
Tabela 12 - Parâmetros de qualidade do efluente da ETAR e a concentração de lamas produzidas (Simtejo 2007)	49
Tabela 13 - Concentração dos diferentes parâmetros à entrada e à saída da ETAR e respetivas eficiências de remoção	51
Tabela 14 – Quantidades de lamas mistas e digeridas produzidas na ETAR	57
Tabela 15 – Composição de biogás obtida na digestão anaeróbia.....	57
Tabela 16 - Componentes de águas residuais utilizados no tratamento por processos biológicos (Adaptado de Davis, 2010)	67
Tabela 17 - Valores típicos para dimensionamento de desarenadores de escoamento horizontal (Metcalf & Eddy, 2003).....	68
Tabela 18 - Valores típicos para dimensionamento de desarenadores por injeção de ar (Metcalf & Eddy, 2003)	68
Tabela 19 - Valores típicos de dimensionamento de sedimentadores retangulares e circulares (Metcalf & Eddy, 2003).....	68
Tabela 20 - Parâmetros principais de dimensionamento associados aos diferentes processos de tratamento por lamas ativadas (Pombo2010).....	69
Tabela 21 - Principais critérios de dimensionamento associados à operação de decantação secundaria por lamas ativadas (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)	70

Tabela 22 - Matriz de Petersen para o modelo ASM1 (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).....	71
Tabela 23 - Valores típicos dos parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo ASM1, para pH neutro e águas residuais domésticas (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)	72
Tabela 24 - Matriz de Petersen para o modelo ASM2 – estequiometria (adaptado de Henze <i>et al.</i> , 2000)	73
Tabela 25 – Matriz de Petersen para o modelo ASM2 – Taxas de processo (adaptado de Henze <i>et al.</i> , 2000)....	74
Tabela 26 – Matriz adotada para o modelo ASM2d – Estequiometria (Adaptado de (Henze <i>et al.</i> , 2000)	75
Tabela 27 - Matriz adotada para o modelo ASM2d – Taxas de processo (Adaptado de (Henze <i>et al.</i> , 2000))....	76
Tabela 28 – Valores típicos das constantes estequiométricas dos modelos ASM2 e ASM2d, e de fatores de conversão dos modelos ASM2 (adaptado de (Henze <i>et al.</i> , 2000)).....	77
Tabela 29 – Parâmetros cujo valor é aproximadamente constante para os modelos ASM2 e ASM2d (adaptado de (Henze <i>et al.</i> , 2000)).....	77
Tabela 30 - Valores típicos para efluente primário: modelos ASM2 e ASM2d para 20°C (adaptado de (Henze <i>et al.</i> , 2000))	78
Tabela 31 – Matriz de Petersen para o modelo ASM3 – estequiométrica (adaptado de (Henze <i>et al.</i> , 2000))	79
Tabela 32 - Matriz de Petersen para o modelo ASM3 – taxas de processo (adaptado de (Henze <i>et al.</i> , 2000)) ...	80
Tabela 33 - Valores típicos de constantes estequiométricas e de fatores de conversão do modelo ASM3 para 20°C (adaptado de (Henze <i>et al.</i> , 2000)).....	80
Tabela 34 – Valores cinéticos típicos para efluente primário: modelo ASM3 para 20°C (adaptado de (Henze <i>et al.</i> , 2000))	81
Tabela 35 - Unidades de tratamento disponíveis no GPS-X	87
Tabela 36 – Parâmetros de uma determinada água residual (Hydromantis 2010)	97

SIMBOLOGIA E ABREVIATURAS

ASM1	Activated Sludge Model N.º 1	K_h	Taxa máxima específica de hidrólise [g.g ⁻¹ .d ⁻¹]
ASM2	Activated Sludge Model N.º 2	K_X	Coefficiente de meia-saturação para a hidrólise de substrato [g.g ⁻¹ .d ⁻¹⁹]
ASM2d	Activated Sludge Model N.º 2d	μ_A	Taxa máxima específica do crescimento da biomassa autotrófica [g.g ⁻¹ .d ⁻¹]
ASM3	Activated Sludge Model N.º 3	K_{NH}	Coefficiente de meia-saturação em azoto amoniacal para a biomassa autotrófica [mg.L ⁻¹]
IWA	International Water Association	$K_{O,A}$	Coefficiente de meia-saturação em oxigénio para a biomassa autotrófica [mg.L ⁻¹]
ST	Sólidos Totais	$b_{L,A}$	Coefficiente de decaimento da biomassa autotrófica [g.g ⁻¹ .d ⁻¹]
STV	Sólidos Totais Voláteis	TKN	Total Kjeldahl Nitrogen
STF	Sólidos Totais Fixos	IL	Idade de lamas
SST	Sólidos Suspensos Totais	TRS	Tempo de retenção de sólidos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis	IVL	Índice Volumétrico de Lamas [mg.L ⁻¹]
STD	Sólidos Totais Dissolvidos	MLSS	Mixed Liquor Suspended Solids [mg.L ⁻¹]
SDV	Sólidos dissolvidos voláteis	MLVSS	Mixed Liquor Volatil Suspended Solids [mg.L ⁻¹]
SDF	Sólidos dissolvidos fixos	F/M	Food/Microorganisms [kgCBO ₅ .kg ⁻¹ MLSS.dia]
Y_H	Rendimento celular da biomassa heterotrófica [gCOD.g ⁻¹ COD usado]	e.p	Equivalente populacional
f_D	Fração da biomassa que origina produtos particulados [gcell debris.g ⁻¹ COD]	X	Concentração de microrganismos no tanque de arejamento [kg SSV.m ⁻³]
i_{N/XB}	Massa de azoto/massa de CQO na biomassa [gN.g ⁻¹ COD ativo]	V_d	Volume de decantador secundário [m ³]
i_{N/XD}	Massa de azoto/massa de CQO nos produtos da biomassa [gN.g ⁻¹ COD (detritos)]	Q_e	Caudal de efluente tratado [m ³ .h ⁻¹]
Y_A	Rendimento celular da biomassa autotrófica [gCOD.g ⁻¹ N oxidado]	S_e	Concentração do substrato no efluente tratado [kg CBO ₅ . m ⁻³]
μ_H	Taxa máxima específica do crescimento da biomassa heterotrófica [dia ⁻¹]	X_e	Concentração de microrganismos no efluente tratado [kg SSV.m ⁻³]
K_S	Coefficiente de meia-saturação para a biomassa heterotrófica [mg.L ⁻¹]	Q_w	Caudal de purga de lamas [m ³ .h ⁻¹]
K_{O,H}	Coefficiente de meia-saturação em oxigénio para a	S_w	Concentração do substrato na purga de

K_{NO}	biomassa heterotrófica [$mg.L^{-1}$] Coeficiente de meia-saturação em azoto para a biomassa heterotrófica [$mg.L^{-1}$]	X_w	lamas [$kg\ CBO_5.m^{-3}$] Concentração de microrganismos na purga de lammas [$kg\ SSV.m^{-3}$]
$b_{L,H}$	Coeficiente de decaimento da biomassa heterotrófica [$g.g^{-1}.d^{-1}$]	$P_{x,ssv}$	Lamas produzidas [$kgSSV.d^{-1}$]
η_g	Fator de correção de μ_H em condições anóxicas [$g.g^{-1}$]		
η_h	Fator de correção da hidrólise em condições anóxicas [$g.g^{-1}$]		
K_a	Taxa específica de amonificação [$l.mg^{-1}\ COD.d^{-1}$]		

1 INTRODUÇÃO

Os primeiros indícios de recolha de águas residuais surgem no início do século XIX. No entanto, um tratamento sistemático generalizado destes efluentes só se verificou no final desse século, impulsionado pelo desenvolvimento da teoria do germe por *Koch e Pasteur* (em meados do século XIX), marcando uma nova era sanitária (Metcalf & Eddy, 2003).

O crescimento da população e da indústria tem levado a um aumento significativo da poluição, contribuindo para uma grande acumulação de poluentes nas águas. A implementação de normas de qualidade da água conduziu a alterações substanciais no controlo da sua poluição. Assim, a existência de estações de tratamento de águas residuais (ETAR), tem como objetivos a redução da poluição, a proteção do meio ambiente e da saúde pública, vindo nos dias de hoje a atingir um peso significativo em termos ambientais. A ETAR visa a produção de efluentes tratados, de modo a minimizar o impacto ambiental da sua descarga nos meios recetores e, em certos casos, de modo a que seja viável a reutilização da água para diversos fins, tais como utilizações industriais, agrícolas e recreativas.

1.1 Águas Residuais

As águas sujas, que arrastam resíduos líquidos e sólidos de pequenas dimensões provenientes da atividade humana nas habitações, escolas e outros edifícios públicos, estabelecimentos comerciais e unidades industriais, são designadas por águas residuais. Estas são portadoras de substâncias indesejáveis de varias proveniências, podendo ser classificadas principalmente, conforme a sua origem:

- **Domésticas:** águas residuais de serviços e de instalações residenciais, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de atividades domésticas;
- **Industriais:** águas provenientes de qualquer tipo de atividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas nem sejam águas pluviais;

Às águas residuais domésticas, ou à mistura destas com as águas residuais industriais e/ou pluviais dá-se o nome de águas residuais urbanas (DL n.º 152/97).

1.1.1 Composição das águas residuais

A composição de uma água residual varia consoante um amplo conjunto de fatores, os quais incluem especificidades do sistema de drenagem e regimes de afluência (caudais e flutuações) e características físicas, químicas e biológicas.

- **Os sistemas de drenagem**

A função dos sistemas de drenagem é transportar as águas residuais dos locais onde são produzidas até à entrada da estação de tratamento ou então até aos meios recetores. Os sistemas de drenagem podem ser divididos essencialmente em três tipos: separativos, unitários e mistos:

- **Separativos:** constituídos por duas redes de coletores, distintas, cada uma transportando um tipo de efluente. A situação mais comum envolve duas redes, uma destinada às águas residuais domésticas e industriais e outra à drenagem de águas pluviais ou similares;
- **Unitários:** constituídos por uma única rede de coletores em que são admitidas conjuntamente todos os tipos de águas residuais (domésticas, industriais e pluviais);
- **Mistos:** constituídos pela conjugação dos dois tipos anteriores, em que uma parte da rede de drenagem opera como sistema unitário e a restante como sistema separativo (Decreto Reg. n.º23/95).

- **Características**

É fundamental ter um conhecimento detalhado sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas das águas residuais, tendo em vista não só a eficiência do processo de tratamento mas também a posterior descarga no meio recetor. Estas propriedades variam em amplas gamas consoante a sua origem (doméstica/industrial), a dimensão do aglomerado (processo tecnológico), a localização geográfica, etc.

Uma das mais relevantes propriedades físicas associadas ao tratamento é a temperatura, a qual influencia a velocidade das reações químicas e sobretudo biológicas (Metcalf & Eddy, 2003).

Os sólidos, encontram-se nas águas residuais como matéria dissolvida (sólidos dissolvidos) ou como matéria em suspensão (sólidos suspensos) podendo estes ser classificados em diferentes frações. As suas concentrações fornecem informações úteis para as características das águas residuais e para o controlo dos processos de tratamento (Lin, 2005). Na Tabela 1 apresentam-se a classificação dos tipos de sólidos e a sua respetiva descrição.

Tabela 1 – Tipos de sólidos e a sua descrição (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

Tipo	Descrição
Sólidos totais (ST)	Matéria sólida que permanece como resíduos após evaporação e secagem a uma temperatura entre 103° e 105°C.
Sólidos totais voláteis (STV)	Matéria que pode ser volatilizada quando os ST entram em ignição (500±50°C).
Sólidos fixos totais (STF)	Resíduo que permanece após ignição de ST (500±50° C).
Sólidos suspensos totais (SST)	Fração de ST que fica retida em filtros após secagem a temperatura entre 103 a 105°C.
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	Matéria que pode ser volatilizada quando os SST entram em ignição (500±50°C).
Sólidos suspensos fixos (SSF)	Resíduo que permanece após ignição de SST (500±50° C).
Sólidos totais dissolvidos (STD)	Matéria que passa pelo filtro e é evaporada e seca a uma temperatura de 180°C. Esta é composta por sólidos coloidais e dissolvidos. Os coloides apresentam uma dimensão entre 0,001 a 1 µm
Sólidos dissolvidos voláteis (SDV)	Matéria que pode ser volatilizada quando os STD entram em ignição (500±50°C).
Sólidos dissolvidos fixos (SDF)	Resíduo que permanece após ignição de STD (500±50° C).
Sólidos sedimentáveis (SSed)	Sólidos que sedimentam num período de 1 hora.

A matéria presente nas águas residuais, de origem doméstica ou industrial, pode ser orgânica ou inorgânica. A matéria orgânica é essencialmente constituída por carbono, hidrogénio e oxigénio, associando-se em compostos especiais como os hidrocarbonetos, óleos e gorduras, proteínas, etc. A matéria inorgânica inclui todas as matérias não orgânicas como metais pesados, compostos com base em enxofre (sulfuretos, sulfatos e sulfitos) assim como outras substâncias como óxidos, hidróxidos, carbonatos, etc.

A transformação biológica da matéria orgânica existente na água residual consome o oxigénio dissolvido (OD). A quantidade de oxigénio necessário para o processo de transformação referido constitui a base de um segundo critério de quantificação da carga orgânica de uma água residual e denomina-se por carência bioquímica de oxigénio (CBO₅). Esta determina a quantidade de oxigénio consumido na oxidação, por via biológica, da matéria orgânica biodegradável presente na água ao fim de cinco dias e a uma temperatura de 20°C (Metcalf & Eddy, 2003).

Outro parâmetro que caracteriza a água residual é a carência química de oxigénio (CQO), que determina a quantidade de matéria orgânica que pode ser oxidada. Para uma amostra, a CQO apresenta uma relação empírica com a CBO₅. Enquanto a determinação de CBO demora 5 dias, a CQO pode ser determinada em poucas horas. Esta última apresenta valores iguais ou superiores a CBO₅ e segundo Lin (2005), apresenta uma relação CBO₅/CQO de 0,5, para uma água residual de origem doméstica com características médias.

A alcalinidade é, também, um dos parâmetros químicos importantes na caracterização das águas residuais, uma vez que, representa a capacidade da água residual absorver iões H⁺ sem apresentar variações significativas no valor do pH. É geralmente, expressa em concentração (mássica) de carbonato de cálcio (CaCO₃), sendo vulgares quantidades entre os 70 e 80 mg.L⁻¹ (Metcalf & Eddy, 2003).

Nas águas residuais os principais nutrientes são o azoto e o fósforo. O teor de azoto é doseado através do azoto total de *Kjeldahl* (TKN), sendo este a medida do azoto orgânico e amoniacal presente nas águas residuais. O TKN quantifica a disponibilidade de azoto utilizado como nutriente pelos microrganismos assim como o azoto envolvido no processo de nitrificação. O fósforo aparece dissolvido na água residual em diversas formas, fosfatos orgânicos e inorgânicos, podendo ser doseado como fósforo total.

As grandezas quantificadas através dos parâmetros CBO, CQO, TKN e SST, podem ser subdivididas em diferentes contribuições. Por exemplo, no valor associado à CBO existe a contribuição da matéria orgânica solúvel (CBO solúvel) e particulada (CBO total – CBO solúvel). As diferentes contribuições destes parâmetros encontram-se na Tabela 16 do anexo I (Davis, 2010).

Os principais parâmetros que caracterizam a composição de uma água residual possuem amplas variações nos seus valores. Este efeito pode ser avaliado através dos valores apresentados na Tabela 2, relativos a uma água residual não tratada de origem doméstica.

Flutuações de caudais

As águas residuais são igualmente caracterizadas pelo seu caudal e pela concentração de poluentes. Tipicamente os caudais de águas residuais que chegam à ETAR dependem do fluxo a que são produzidos os efluentes. A concentração dos poluentes é muito dependente da origem da água residual. Geralmente, águas residuais de origem doméstica possuem cargas poluentes muito inferiores às de origem industrial.

Alterações ao sistema normal de afluência à ETAR verificam-se quando existem roturas no sistema interceptor que podem dar origem a perdas de efluente ao longo da linha de transporte ou entrada de detritos ou águas de origem pluvial. Estas alterações contribuem para uma perturbação ao sistema de tratamento a jusante.

Tabela 2 – Composição típica de uma água residual domestica não tratada (adaptado de Davis, 2010)

Parâmetro	Fraca	Media	Forte
Alcalinidade [mgCaCO ₃ . L ⁻¹]	50	100	200
Amónia (Livre) [mg.L ⁻¹]	10	25	50
CBO ₅ [mgO ₂ .L ⁻¹]	100	200	300
Cloretos [mg.L ⁻¹]	30	50	100
CQO [mgO ₂ .L ⁻¹]	250	500	1000
SST [mg.L ⁻¹]	120	210	400
SSV [mg.L ⁻¹]	95	160	315
SSF [mg.L ⁻¹]	25	50	85
SSed [mL.L ⁻¹]	5	10	20
Sulfatos [mg.L ⁻¹]	20	30	50
SDT [mg.L ⁻¹]	200	500	1000
TKN [mgN.L ⁻¹]	20	40	80
Carbono orgânico total (TOC) [mgC.L ⁻¹]	75	150	300
Fosforo total [mgP.L ⁻¹]	5	10	20
pH	6,8 - 8,5		

1.2 Estação de tratamento de águas residuais

Uma ETAR é constituída por uma sequência de operações através das quais se efetuam o tratamento da água residual de forma cumprir os requisitos legais indicados no DL n.º 152/97, de 19 de Junho, o qual transpõe para o direito interno, a Diretiva n.º 91/271/CEE, do Conselho, de 21 de Maio.

O objetivo da implementação deste decreto de lei de tratamento de águas residuais urbanas é proteger as águas superficiais dos efeitos das descargas de águas residuais urbanas, o qual integra-se no objetivo mais vasto de proteção do ambiente. Este DL estabelece as diretrizes e a legislação sobre o sistema de coletores das águas residuais, o seu tratamento e a sua descarga no meio recetor.

De acordo com o DL n.º152/97, é necessário um tratamento mais exigente para aglomerações, com mais de 10 000 equivalentes populacionais (e.p.), que descarreguem em zona sensíveis de forma a cumprir os limites de descarga listados na Tabela 3. As restantes aglomerações, desde que inferiores a 10 000 e.p., quer as que descarregam para zonas normais, independentemente da sua dimensão, quer as que descarregam para zonas sensíveis, deverão ser sujeitas a pelo menos um tratamento secundário. As descargas efetuadas em zonas não sensíveis apenas cumprem os limites dos parâmetros SST, CBO e CQO.

Tabela 3 – Requisitos de descargas para as ETAR em zonas sensíveis (DL nº152/97)

Parâmetro	Concentração (mg/L)	ou	Redução mínima (%)
CBO ₅	25		70 - 90
CQO	125		75
SST	35		70 - 90
P	2 (10 000-100 000 p.e.)		80
	1 (> 100 000 p.e.)		
N	15 (10 000-100 000p.e.)		70-80
	10 (> 100 000p.e.)		

1.3 Saneamento em Portugal

Em Portugal, entre 1980 e 2007 verificou-se uma significativa melhoria no sistema de saneamento (Pinto 2010). De acordo com a informação disponível no Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR) 2007-2013, cerca de 80% da população está servida com sistemas de drenagem (Figura 1).

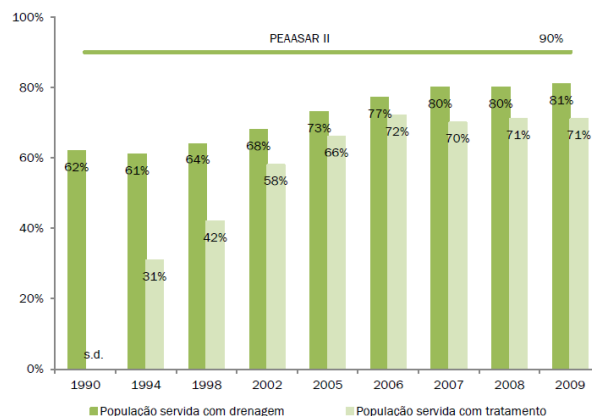


Figura 1 – Evolução da população servida com sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais (ERSAR, 2010)

Relativamente ao tratamento das águas residuais, verifica-se um aumento acentuado até 2006 mantendo-se a partir daí a um nível aproximadamente de cerca de 70% de população servida (Figura 1). Este valor ainda está longe do objetivo definido pelo PEAASAR de fornecer até 2013, cerca de 90% da população com redes de drenagem e com ETAR.

O total da população servida, a nível nacional, com tratamento dos efluentes, perto de 97% da população é servida por 1 814 ETAR, e somente 3% é servida por 2 242 fossas sépticas comunitárias (FSC) (INSAAR, 2010).

Ainda de acordo com os dados presentes no relatório verifica-se uma capitação média a nível nacional de águas residuais domésticas de $169 \text{ L.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$, sendo o volume total de águas residuais tratado, em ETAR e FSC, de $562\,615\,000 \text{ m}^3$ no ano de 2009.

As cargas poluentes, bruta e rejeitada, em termos da CBO_5 , das águas residuais da componente ETAR e FSC a nível nacional, indicada para o ano de 2009, foi de $180\,920 \text{ tonO}_2.\text{ano}^{-1}$ e $48\,854 \text{ tonO}_2.\text{ano}^{-1}$, respetivamente, apontando para uma eficiência média de remoção de CBO_5 de 73% (INSAAR, 2010).

2 TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

De um modo geral, numa ETAR, para além do tratamento da fase líquida (águas residuais), faz-se também o tratamento da fase sólida (lamas) e por vezes da fase gasosa (odores).

O tratamento da fase líquida é constituído por diferentes níveis de tratamento: pré-tratamento, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário. Em cada uma destas etapas podem ser utilizados um ou mais processos de tratamento, consoante as características das águas residuais.

Relativamente ao tratamento da fase sólida, esta é efetuada para lamas produzidas na fase líquida, nomeadamente durante os tratamentos primário e secundário, ou seja, lamas primárias e secundárias.

Quanto ao tratamento da fase gasosa, este deve ser efetuado sempre que se libertem compostos tóxicos ou com odores desagradáveis.

A seleção do processo de tratamento de águas residuais ou a sequência de processos de tratamento depende de uma série de fatores associados às águas residuais (Metcalf & Eddy, 2003), como por exemplo:

- Características iniciais das águas residuais, como a CBO_5 , os SST, a alcalinidade e a presença de substâncias tóxicas;
- A qualidade de efluente pretendida;
- O custo da tecnologia de tratamento e a disponibilidade de terrenos.

2.1 Tratamento preliminar (pré-tratamento)

A finalidade de um tratamento preliminar é proteger e melhorar o funcionamento das ETAR. Consiste na remoção, da água residual, de componentes que possam obstruir ou danificar os sistemas de bombagem, ou interferir com os processos de tratamentos posteriores. Assim, os equipamentos para tratamentos preliminares são concebidos para remover ou reduzir em tamanho, sólidos de grandes dimensões ou material flutuante, arrastados junto com as águas residuais, tais como, pedaços de madeira, trapos, papel, plástico entre outros. No tratamento preliminar é igualmente necessário remover os sólidos inertes, como as areias e cascalhos, metais e vidros, assim como quantidades excessivas de óleos e gorduras. Para tal, são realizadas diversas operações de tratamento, nomeadamente, a gradagem, a desarenação e a equalização.

Nesta etapa de tratamento pode ainda procede-se a uma equalização de caudais e neutralização da carga do afluente antes de este dar entrada no processo de tratamento, em especial nas unidades de sedimentação (Metcalf & Eddy, 2003).

2.1.1 Gradagem

Geralmente a gradagem é um processo efetuado à entrada das ETAR. Este processo tem como finalidade reter objetos como trapos e latas e, periodicamente, grandes quantidades de folhas e ramos, que são arrastados pelas águas pluviais, protegendo desta forma os equipamentos a jusante.

As grades podem ser formadas por barras de dimensões e espaçamentos uniformes, que retêm os resíduos à medida que o efluente as atravessa. Os sólidos retidos são posteriormente removidos e depositados em aterros ou são enviados para incineração. A limpeza destas grades pode ser efetuada de forma manual ou mecânica e podem ser classificadas como grades finas, médias e grossas (Davis, 2010). O dimensionamento da gradagem não é referido no presente trabalho, porque o *software* de simulação utilizado não apresenta esta operação de tratamento.

2.1.2 Tanques de remoção de areias ou desarenadores

As águas residuais contêm quantidades relativamente altas de minerais pesados de pequenas dimensões, tais como, areias, cascalhos, sementes, entre outros, em suspensão sendo designados por areias. As areias são materiais inertes, uma vez que não sofrem alteração das suas propriedades físicas e químicas. Possuem densidades e, conseqüentemente, velocidades de sedimentação consideravelmente superiores às dos sólidos orgânicos, o que permite em condições normais uma separação razoável através de unidades de separação gravíticas. A quantidade de areias presentes em águas residuais varia consoante o seu tipo de recolha, sistemas de drenagem e de localidade (*e.g.* pluviais, esgotos sanitários, entre outros). Por exemplo, na região de Lisboa a concentração média de areias nas águas residuais é de 23 mg.L^{-1} (Simtejo, 2007). Os coletores de águas pluviais transportam geralmente grandes quantidades de terras, areias e outros sólidos. Em sistemas de drenagem separativos, as cargas de areia são muito mais baixas, mas é necessário prever situações de infiltrações resultantes de ruturas nos interceptores.

Os desarenadores são projetados de forma a proteger os equipamentos/sistemas mecânicos de abrasões e obstruções, reduzir a formação de depósitos em tubagens, canais e condutas e reduzir a frequência de manutenção e limpeza de tanques de sedimentação, unidades de arejamento e digestores (Metcalf & Eddy, 2003).

❖ Dimensionamento de desarenadores

A sedimentação é uma operação comum no tratamento de águas residuais e encontra-se geralmente presente na maior parte das ETAR, pois envolve menores custos em comparação a muitas outras operações de tratamento equivalentes, como por exemplo a filtração. É necessário ter um conhecimento das velocidades de sedimentação (v_s) das partículas que se pretendem remover, antes de se dimensionar um tanque de desarenação. Esta velocidade é caracterizada pelas propriedades físicas das partículas, tais como, a densidade, a dimensão, forma, entre outros (Metcalf & Eddy, 2003).

De forma a melhor compreender a sedimentação, esta encontra-se dividida fundamentalmente em três classes: sedimentação de partículas discretas (Tipo I), sedimentação floculenta (Tipo II), sedimentação por zonas (tipo III) (Davis, 2010).

Os diferentes tipos de sedimentação existentes e a sua ocorrência/aplicação encontram-se resumidamente na Tabela 4.

Tabela 4 – Tipos de sedimentação e aplicações (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

Tipo de Sedimentação	Descrição	Aplicação / Ocorrência
Tipo I (Discreta)	As partículas sedimentam de forma individual a uma velocidade constante e não ocorre integração significativa com as partículas vizinhas	Remoção de Areias e partículas da água residual
Tipo II (Floculenta)	As partículas aglomeram-se durante a sedimentação, aumentando de tamanho e sedimentam-se com velocidades superiores (suspensões diluídas)	Remoção de SST em sedimentadores primários e na superfície de sedimentadores secundários
Tipo III (Por zonas)	As partículas tendem a permanecer numa posição fixa em relação as partículas vizinhas e sedimentam-se com uma massa única de partículas (suspensões concentradas)	Ocorre em sedimentadores secundários associados a sistemas de lamas ativadas

A sedimentação discreta (Tipo I) é caracterizada por partículas que se sedimentam de forma discreta a uma velocidade constante. As partículas sedimentam individualmente não ocorrendo associação com partículas vizinhas. Exemplo deste tipo de partículas são as areias (cascalhos, metais, vidros, etc.). De uma forma geral, esta sedimentação ocorre durante a remoção das areias, antes do tratamento primário e segue um regime baseado na *lei de Stoke*, que indica que quando uma partícula sedimenta discretamente, a sua velocidade de sedimentação pode ser calculada (Equação 1) e o dimensionamento do tanque pode ser efetuado de forma a remover partículas com dimensões específicas (Davis, 2010).

$$v_s = \frac{1}{18} \cdot g \cdot \frac{\rho_s - \rho_L}{\mu_L} \cdot d^2 \quad \text{Equação 1}$$

v_s : velocidade de sedimentação da partícula [m.s⁻¹]

g : aceleração da gravidade [m.s⁻²]

μ_L : viscosidade dinâmica do fluido [N.s.m⁻²]

ρ_s : densidade da partícula [kg.m⁻³]

ρ_L : densidade do fluido [kg.m⁻³]

d : diâmetro da partícula [m]

Existem vários tipos de desarenadores (“*grit chamber*”), de entre os mais importantes estão os de escoamento horizontal (gravítico), os arejados (“*aerated grit chamber*”) e os do tipo ciclone.

Os desarenadores de escoamento horizontal consistem em tanques de geometria retangular ou circular, em geral cobertos para minimizar a libertação de odores para a atmosfera. Neste tipo de unidades, o efluente é desacelerado, permitindo que a areia sedimente no fundo para depois ser raspada por raspadores de fundo. A suspensão de água e areia é posteriormente bombeada para outra unidade onde se procede à lavagem das areias e a separação entre a água e o material sólido.

Estas unidades são projetadas de forma a manter uma velocidade média de escoamento de 0,3 m.s⁻¹ e tempo de retenção suficiente para as partículas sedimentarem no fundo do tanque (Metcalf & Eddy, 2003).

O conceito de dimensionamento de um modelo de tanque ideal, desenvolvido por Hazen e Camp, assume a existência de quatro zonas distintas (Ramalho, 1977), como representado na Figura 2.

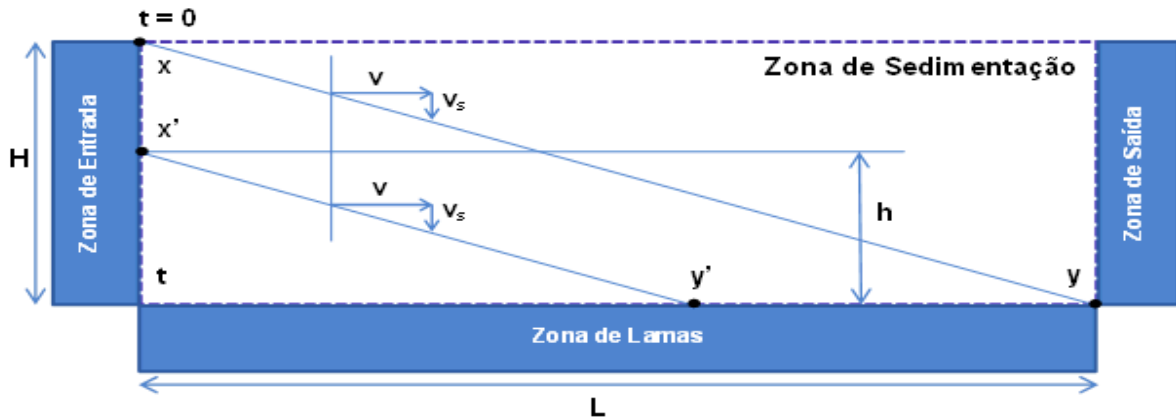


Figura 2 - Diagrama de um tanque ideal de sedimentação (adaptado de Ramalho, 1977)

Na “Zona de Entrada” (linha vertical xt), em que o escoamento vai-se tornando regular, assume-se que as partículas estão uniformemente distribuídas em toda a secção transversal. Na “Zona de Sedimentação” ocorre a sedimentação das partículas. Assume-se que as partículas são removidas da suspensão assim que atingem o fundo, ou seja, a linha horizontal ty . Na “Zona de Saída” recolhe-se a água residual, antes de esta ser enviada para a próxima unidade de tratamento. As partículas que chegam a esta zona são consideradas como partículas não removidas. Na “Zona de Lamas”, removem-se as lamas. Esta zona não faz parte da sedimentação efetiva.

A trajetória das partículas que entram na zona de sedimentação nas posições x e x' indicadas na Figura 2 são o resultado vetorial de duas componentes que atuam no sólido, a velocidade de sedimentação v_s da partícula, e a velocidade de escoamento (v) da água dentro do tanque de desarenação, dada pela Equação 2. O diagrama de dimensões de um tanque de desarenação é ilustrado na **Erro! A origem da referência não foi encontrada.**

ADDIN CSL_CITATION { "citationItems" : [{ "id" : "ITEM-1", "itemData" : { "author" : [{ "dropping-particle" : "", "family" : "Ramalho", "given" : "R. S.", "non-dropping-particle" : "", "parse-names" : false, "suffix" : "" }], "editor" : [{ "dropping-particle" : "", "family" : "AP", "given" : "", "non-dropping-particle" : "", "parse-names" : false, "suffix" : "" }], "id" : "ITEM-1", "issued" : { "date-parts" : [["1977"]] }, "publisher" : "Academic Press", "publisher-place" : "Canada", "title" : "Introduction to Wastewater Treatment Processes", "type" : "book" }, "uris" : ["http://www.mendeley.com/documents/?uuiid=a0e43bd0-acf9-474a-a1e8-72792ab3b0af"] }, "mendeley" : { "manualFormatting" : "(Ramalho, 1977)", "previouslyFormattedCitation" : "(Ramalho 1977)" }, "properties" : { "noteIndex" : 0 }, "schema" : "https://github.com/citation-style-language/schema/raw/master/csl-citation.json" }(Ramalho, 1977).

$$v = \frac{Q}{A_v} = \frac{Q}{WH}$$

Equação 2

v : velocidade de escoamento do fluido [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]

Q : caudal do fluido [$\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$]

A_v : secção transversão ao escoamento do fluido [m^2] = WH .

W : largura da zona de sedimentação [m]

H : altura do tanque [m]

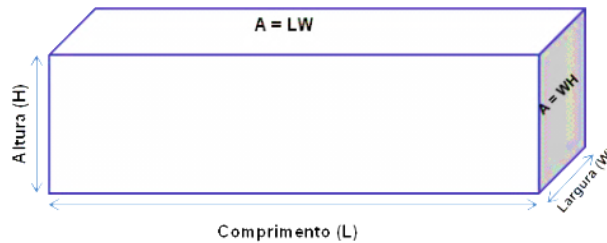


Figura 3 - Geometria do dimensionamento de um tanque de desarenação (adaptado de Ramalho, 1977)

O intervalo de tempo que a água permanece no tanque é designado como tempo de retenção hidráulico (t_R). A sua relação com v da água na unidade é dada pela Equação 3 (Metcalf & Eddy, 2003).

$$t_R = \frac{V}{Q} = \frac{WHL}{v \cdot WH} = \frac{L}{v} \quad \text{Equação 3}$$

L : comprimento do tanque [m]

Encontram-se os valores típicos das velocidades de escoamento e sedimentação para tanques de desarenação gravíticos de escoamento horizontal na Tabela 17, do anexo II.

Outro tipo de desarenador é arejado, representado na Figura 4. As oscilações de caudal produzem variações na velocidade de escoamento da água através da unidade, o que influencia não só a eficiência de remoção das areias mas também o grau de contaminação do material orgânico separado. Assim, através da injeção de pequenas bolhas de ar na água residual pretende-se solucionar estes problemas. À medida que a água atravessa o tanque, injeta-se ar de um dos lados, em geral do mesmo lado de entrada da água residual, provocando a sua rotação de modo a que a passagem do efluente no desarenador arejado seja feito através de um percurso em espiral.

Essa trajetória em espiral é resultante da existência de duas forças atuando na água. Uma força correspondente ao escoamento da água entre a entrada e a saída, empurrando o fluido para a frente, e a outra correspondente à ação do ar empurrando para cima de um dos lados, de onde resulta para a água um movimento de rotação.

Como vantagem, estas unidades podem ser usadas como ponto de adição de agentes químicos, de mistura, e de floculação antes do tratamento primário. O arejamento da água residual evita também o aparecimento de zonas anaeróbias a jusante, permitindo a remoção precoce de alguma CBO assim como atenuando a libertação de odores. As perdas de carga através da câmara são mínimas, tipicamente muito menores do que as existentes nos canais gravíticos. Como desvantagem, apresentam um elevado consumo de energia resultante da compressão do ar de arejamento, podendo haver a emissão de compostos orgânicos voláteis, requerem uma maior manutenção e pode ocorrer a libertação de odores indesejados (Metcalf & Eddy, 2003). Na Tabela 18 do anexo II, encontram-se os valores típicos de dimensionamento para tanques de desarenação arejados.

Nos hidrociclones, as águas residuais são introduzidas para o interior tangencialmente no corpo cilíndrico o que provoca a existência de forças centrífugas que impelem as partículas de maior densidade para as paredes. Este efeito provoca a separação entre as areias (mais densas) e o material orgânico menos denso que acompanha o escoamento da água (Figura 5). As vantagens do seu uso estão associadas com o facto de estes apresentarem dimensões reduzidas e de baixo custo e permitirem a remoção de partículas de diâmetros pequenos (Metcalf & Eddy, 2003).

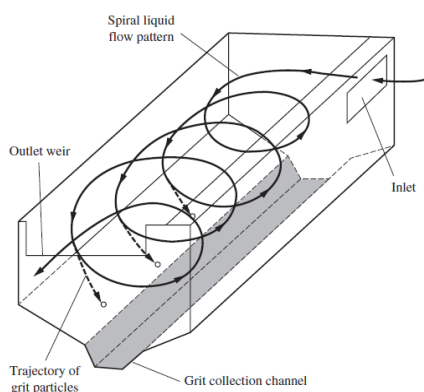


Figura 4 - Geometria de tanque de desarenação arejado (Davis, 2010)

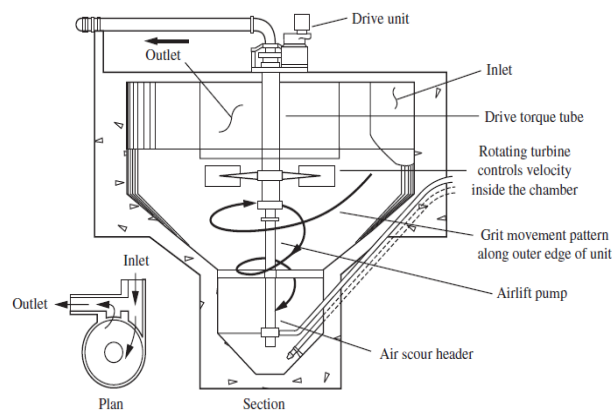


Figura 5 - Geometria de tanque de desarenação do tipo ciclone (Metcalf & Eddy, 2003)

A densidade média das areias atinge os $2\,700\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ quando constituídas exclusivamente por materiais inertes, mas pode possuir valores mais baixos como $1\,300\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ quando existe aglomeração de materiais orgânicos. Uma densidade de empacotamento (“*bulk density*”) dos sólidos $1\,600\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ é vulgarmente usada para caracterizar a mistura removida nos desarenadores (Metcalf & Eddy, 2003).

Os tipos de sistema de drenagem (sistema unitário, separativo ou misto), as características da zona de drenagem (tipo de solo, tipos de indústria, entre outros) afetam as quantidades e características das areias a ser removidas. Segundo dados da *Water Environment Federation (WEF)* a quantidade de areias varia entre $0,004$ e $0,037\text{ m}^3\cdot 10^3\text{ m}^3$ em águas residuais provenientes de sistemas separativos e $0,004$ e $0,18\text{ m}^3\cdot 10^3\text{ m}^3$ em águas residuais de sistemas mistos (Metcalf & Eddy, 2003).

Após a remoção das areias da água residual, as não contaminadas por matéria orgânica, são geralmente depositadas em solos ou usadas como camadas arenosas em leitos de secagem. Uma areia “não limpa” contém cerca de 50% ou mais de matéria orgânica, o que provoca problemas de libertação de maus odores, pelo que devem ser enviadas para aterro sanitário.

2.1.3 Tanques de equalização

A equalização consiste num processo que é utilizado para ultrapassar problemas relacionados com a variação de caudais (*e.g.* caudais em tempo seco, húmido e águas pluviais) e de cargas, de forma a melhorar os processos de tratamento a jusante e de reduzir o tamanho e custos associados (Metcalf & Eddy, 2003).

Este processo regulariza as várias oscilações dos caudais de forma a alcançar um fluxo constante podendo ser aplicado a diferentes tipos de situações, dependendo das características dos sistemas de drenagem.

As vantagens da utilização de um tanque de equalização estão relacionadas com o facto de se conseguir melhorar os tratamentos biológicos a jusante, de forma a eliminar o choque de cargas, diluir as substâncias inibidoras e estabilizar o pH. Em tratamentos químicos é possível a regularização das cargas mássicas de forma a aumentar a eficiência dos processos e o controlo na alimentação dos reagentes (Metcalf & Eddy, 2003).

Os principais fatores a serem considerados para o dimensionamento de um tanque de equalização são: o regime de afluência: a sua localização e configuração, em série (*in-line*) ou em paralelo (*off-line*), como representado nas Figura 6 e Figura 7, respetivamente; a geometria do tanque; as necessidades de mistura e ar e unidades de bombagem.

Um amortecimento considerável das cargas, bem como do caudal, pode ser alcançado com uma localização em série. Uma localização em paralelo é geralmente utilizada para atenuar o caudal em tempo húmido. A um determinado caudal (acima de um caudal pré-determinado), este é desviado para o tanque de equalização (Davis, 2010).

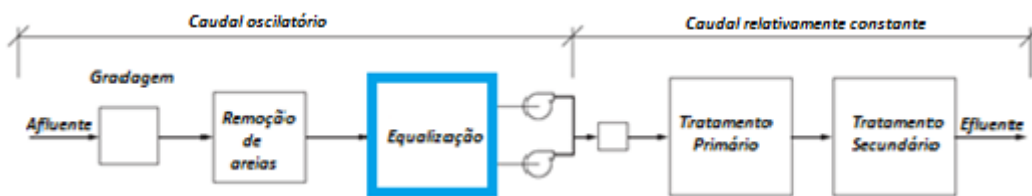


Figura 6 - Localização em série do processo de equalização (adaptado de Davis, 2010)

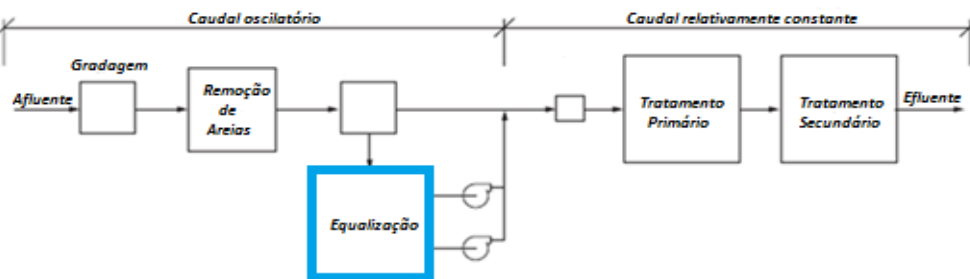


Figura 7 - Localização em paralelo do processo de equalização (adaptado de Davis, 2010)

A determinação do volume necessário para a equalização é efetuada recorrendo a um diagrama que ilustra o volume diário acumulado em função da hora do dia, como demonstrado na Figura 8.

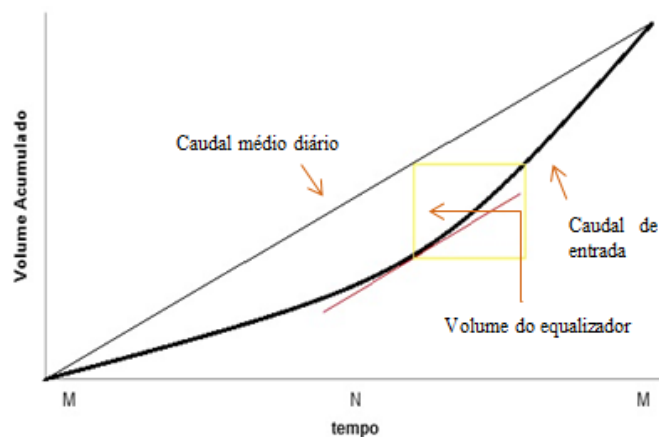


Figura 8 – Gráfico para a determinação do volume do tanque de equalização (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

O volume do tanque de equalização corresponde à distância vertical entre a tangente ao caudal de entrada e a reta do caudal médio diário. Na prática, o volume do tanque será superior ao determinado teoricamente, uma vez que os equipamentos de mistura e arejamento funcionam continuamente, não permitindo o esvaziamento completo do tanque e a existência de recirculações ao longo do processo de tratamento. Em geral, o volume real varia entre 10% a 20% do volume teórico.

Para águas residuais contendo, aproximadamente, 210 mg.L^{-1} de SS, é necessário um agitador com uma capacidade de $0,004$ a $0,008 \text{ kW.m}^{-3}$. De forma a manter condições aeróbias no tanque, deve haver um fornecimento de ar de $0,01$ a $0,015 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}.\text{min}^{-1}$. Caso o tempo de retenção seja inferior a 2 horas, em geral não é necessário efetuar o arejamento (Metcalf & Eddy, 2003).

2.2 Tratamento primário

O tratamento primário, constituído por processos físico-químicos, consiste na remoção dos sólidos em suspensão através da sua deposição por ação da gravidade, podendo também permitir a eliminação de substâncias flutuantes através de um sistema paralelo que efetua a limpeza superficial.

Estes sólidos presentes na água contribuem para a CBO_5 , assim, a sua remoção também irá conduzir a uma redução desse parâmetro (Metcalf & Eddy, 2003).

De acordo com o DL n.º 152/97, o tratamento primário consiste no tratamento das águas residuais urbanas por qualquer processo físico e/ou químico que envolva a decantação das partículas sólidas em suspensão, ou por outro processo em que a CBO_5 das águas recebidas seja reduzida de, pelo menos, 20% antes da descarga e o total das partículas sólidas em suspensão das águas recebidas seja reduzido de, pelo menos, 50%.

Este tratamento trata-se de um processo importante, na medida em que a redução de SST e de CBO_5 conduz a uma diminuição da necessidade de oxigénio, diminuindo a taxa de consumo de energia e também os problemas operacionais relacionados com os processos de tratamento biológico a jusante (Davis, 2010).

O tratamento primário desempenha também uma importante função na remoção de partículas inertes e outros materiais (*e.g.* óleos, plásticos, folhas, panos, cabelos, materiais flutuantes) que não foram eliminados ao longo do tratamento preliminar. Apesar de ser já um processo antiquado é ainda amplamente utilizado em tratamentos de águas residuais.

A principal operação do tratamento primário é a sedimentação, sendo muitas vezes referida como sedimentação primária (Davis, 2010). Ocorre neste tipo de tratamento a sedimentação do tipo II (floculenta), caracterizada por partículas que coalescem, umas com as outras, durante a sedimentação provocando o aumento da sua velocidade de sedimentação. O resultado é uma trajetória de sedimentação não linear (partículas orgânicas), como se pode verificar na Figura 9, em oposição às trajetórias lineares (partículas inertes) (Figura 2) características da sedimentação discretas (Ramalho, 1977).

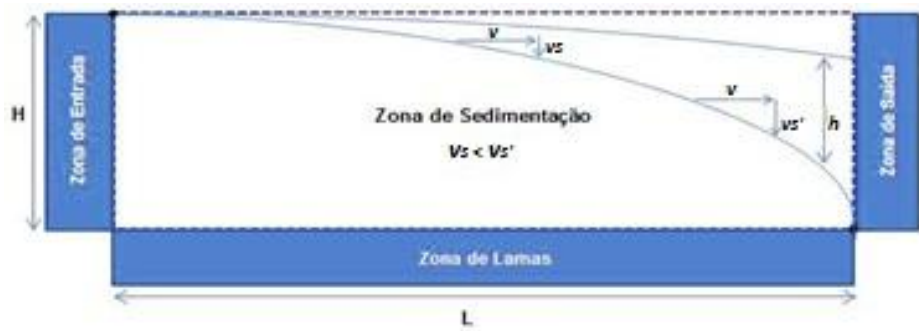


Figura 9 - Diagrama de uma seção do tanque de sedimentação do tipo II (adaptado de Ramalho, 1977)

Não existe nenhuma correlação matemática adequada que possa ser utilizada para descrever a sedimentação flocculenta e a *lei de Stokes* não pode aqui ser aplicada uma vez que as partículas de floculação estão continuamente a mudar de forma, tamanho e densidade. Adicionalmente, a retenção da água nos flóculos altera a densidade das partículas (Davis, 2010).

Os critérios de dimensionamento para sistemas com este tipo de sedimentação são estabelecidos a partir de ensaios laboratoriais de sedimentação. No início do ensaio, a concentração dos SS é mantida uniforme em toda a coluna. A altura da coluna deve ser da mesma ordem de grandeza do sedimentador a dimensionar. Uma coluna típica possui uma altura de 2,44 m, com pontos de amostragem em 0,61 m, 1,22 m, 1,83 m e 2,44 m. Os três primeiros pontos destinam-se à determinação das velocidades de sedimentação enquanto o último ponto é usado para a determinação da compactação das lammas (Ramalho, 1977).

2.2.1 Sedimentação primária

O objetivo do tratamento por sedimentação é remover facilmente SSed e matérias flutuantes e, assim, reduzir a quantidade de SST. Uma vez que a maioria destes são, em geral, de natureza orgânica, a sua remoção resulta numa redução significativa da carga orgânica, usualmente expressa em termos de CBO₅ e de CQO (Metcalf & Eddy, 2003).

Os sólidos que se depositam no fundo do tanque de decantação primário, denominado de lama primária, são por vezes raspados para um reservatório e removidos por uma bomba. Os tanques de sedimentação primários são também um bom ponto de recolha para óleos e gorduras e ainda espumas que flutuam sobre as águas no topo do tanque e são removidos por um raspador de superfície.

Nestes sedimentadores, são geralmente removidos 90 a 95 % dos SSed. Os SST são removidos em menor extensão pelos sedimentadores primários, uma vez que, apenas 50 % são suficientemente volumosos para sedimentar por gravidade. Os SS de menores dimensões são suficientemente grandes para serem retidos num papel de filtro, mas permanecem suspensos em água por mais longo que seja o tempo de sedimentação. De um modo geral, a sedimentação primária remove entre 50 % a 70 % dos SST. Maiores percentagens de remoção podem ser obtidas pela adição de produtos químicos que auxiliam a sedimentação (Metcalf & Eddy, 2003), para tal, recorrendo-se a processos de coagulação/floculação.

Os processos de coagulação/floculação facilitam a remoção de SS e de coloides, e ocorrem, em geral, após processos de separação de sólidos-líquidos, tais como a decantação, a flotação ou a filtração. A coagulação trata-se de uma desestabilização das partículas coloidais formadas pela adição de um reagente químico conhecido como coagulante. A floculação é a aglomeração das partículas desestabilizadas em flóculos de pequenas dimensões que, mais tarde, se transformam em flóculos volumosos que se sedimentam. A adição de um agente floculante promove a formação dos flóculos (Degrémont, 2005).

A eficiência de remoção dos tanques de sedimentação varia, dependendo do caudal das águas residuais, as suas características e as suas condições de chegada à ETAR. Esta eficiência é definida pela Equação 4.

$$\eta_x(\%) = \frac{X_A - X_B}{X_A} \times 100 \quad \text{Equação 4}$$

η_x : Eficiência de remoção (%)

X_A : Concentração de SST no afluente (mg.L^{-1})

X_B : Concentração de SST no efluente (mg.L^{-1})

Equações semelhantes à anterior são aplicadas às eficiências de remoção da CBO (η_{CBO}) e CQO (η_{CQO}), destes sedimentadores (Metcalf & Eddy, 2003).

As remoções típicas dos sólidos nos tanques de sedimentação primária apresentam-se na Tabela 5 e a Figura 10 ilustra as principais etapas do tratamento preliminar e primário.

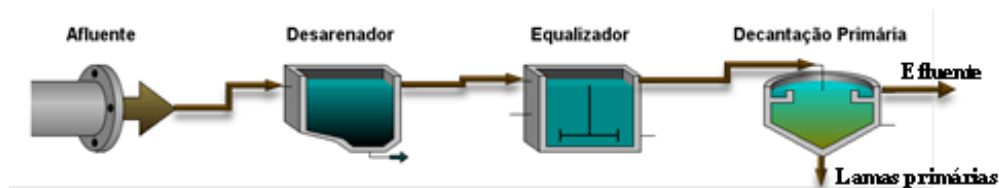


Figura 10 - Esquema de tratamento primário

Tabela 5 - Eficiências remoção típicas de sólidos nos tanques de sedimentação primários (Metcalf & Eddy, 2003)

	Taxa de Remoção (%)
SS	50-70
SSed	90-95
ST	10-15
CBO ₅	25-53

Com base nas eficiências de remoção, pode-se afirmar que a principal ação da sedimentação primária é remover os SSed.

A geometria destes tanques pode ser retangular ou circular, mas ambos apresentam o mesmo princípio de funcionamento, ou seja, recolher os sólidos decantados por lentos raspadores para o ponto de remoção. O essencial a ter em conta é a velocidade a que o efluente atravessa o tanque. Esta velocidade (ou carga hidráulica) é usualmente mantida a cerca de $0,3 \text{ m.min}^{-1}$. A esta velocidade média o t_R num tanque de decantação primário é geralmente de 1 a 2 h (Metcalf & Eddy, 2003).

Nos tanques retangulares, o efluente entra por uma extremidade e flui horizontalmente para a outra extremidade. Os raspadores, ou pás, podem estar ligados pelas suas extremidades a duas cadeias paralelas que passam sobre rodas dentadas. Estes movem lentamente ao longo da base do tanque, empurrando os sólidos decantados para uma caixa de lamas no final do tanque. Os raspadores de superfície, parcialmente submersos, empurram os SS as gorduras e óleos para uma calha no final do tanque.

Nos tanques circulares, o efluente entra no centro e flui radialmente e, geralmente, horizontalmente para a periferia. Os tanques circulares apresentam dois raspadores fixos a um eixo motorizado central. A base deste tipo de tanques é inclinada para o centro e os raspadores movem os sólidos decantados para um funil de lamas no centro. Podem ainda estar equipados com raspadores superficiais para a recolha de sólidos flutuantes, gorduras e óleos (escória).

Os valores típicos dos parâmetros de funcionamento de tanques de sedimentação primários são apresentados na Tabela 6.

Os valores típicos de dimensionamento de tanques de sedimentação primária, circulares e retangulares encontram-se na Tabela 19, do anexo II.

Tabela 6 - Valores típicos de funcionamento de decantadores primários (Metcalf & Eddy, 2003)

Parâmetros	Valor	
	Gama	Típico
<i>Sedimentação Primária seguida de tratamento secundário</i>		
Tempo de Retenção [h]	1,5 a 2,5	2
Carga hidráulica para caudal Médio [$m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$]	30 a 50	40
Carga hidráulica para caudal de ponta [$m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$]	80 a 120	100
Taxa de descarga [$m^3 \cdot m^{-1}$ (linear) $\cdot d^{-1}$]	125 a 500	250
<i>Sedimentação Primária com recirculação de lamas ativadas</i>		
Tempo de Retenção [h]	1,5 a 2,5	2
Carga hidráulica para caudal Médio [$m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$]	30 a 50	28
Carga hidráulica para caudal de ponta [$m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$]	80 a 120	60
Taxa de descarga [$m^3 \cdot m^{-1}$ (linear) $\cdot d^{-1}$]	125 a 500	250

2.3 Tratamento secundário

Segundo o DL n.º 152/97, o tratamento secundário das águas residuais urbanas envolve geralmente um tratamento biológico com decantação secundária.

O efluente proveniente de tratamentos primários contém quantidades significativas de sólidos coloidais, orgânicos e inorgânicos que necessitam de ser removidos das águas residuais para que sejam cumpridos os limites de descarga. A eliminação destas matérias pode ser efetuada recorrendo a processos de tratamento secundário. Este envolve a remoção de matérias orgânicas dissolvidas e coloidais biodegradáveis recorrendo a diferentes processos de tratamento biológico, utilizando-se diversas populações de microrganismos, em ambiente controlado.

A ação dos microrganismos consiste em converter a matéria orgânica em gases simples e lamas. Uma vez que as lamas apresentam uma densidade específica superior à das águas residuais, estas podem ser removidas por sedimentação secundária. É importante ter em conta que enquanto estas lamas (matéria orgânica) não forem removidas do efluente, o tratamento secundário não se dá como finalizado, uma vez que estas são medidas em termos de CBO. Para além disso, na estabilização da matéria orgânica carbonácea, alguns microrganismos podem remover nutrientes (fósforo (P) e azoto (N)) responsáveis pela eutrofização (Davis, 2010; Metcalf & Eddy, 2003).

Os quatro processos comuns utilizados em tratamentos secundários são: a oxidação aeróbia, nitrificação, desnitrificação, e a remoção de fósforo (Tabela 7).

Tabela 7 – Processos típicos de um tratamento biológico por lamas ativadas (adaptado de Davis, 2010)

Operação	Aplicação
Oxidação Aeróbia	Remoção de CBO ₅ e CQO solúvel
Nitrificação	Oxidação de N orgânico a nitrato
Desnitrificação	Redução de a N ₂
Remoção de Fósforo	Incorporação de P em células de biomassa que são posteriormente removidas do processo

Os principais processos biológicos podem ser divididos em duas principais categorias: **processos de biomassa suspensa** (em que os microrganismos, responsáveis pela conversão da matéria orgânica e/ou outros constituintes da água residual em água, gases e células, são mantidos em suspensão) e **processos de biomassa fixa** [em que os microrganismos, responsáveis pela conversão da matéria orgânica e/ou outros constituintes da água residual em gases e células, ficam agregados por meio inerte (e.g.: rochas, escória ou matérias cerâmicos)]. Podem ainda ser classificados consoante a sua capacidade de utilizarem oxigénio nas reações de oxidação/redução. Assim, dividem-se principalmente em **processos aeróbios** (que ocorrem na presença de oxigénio), **processos anaeróbios** (que ocorrem na ausência de oxigénio) e **processos anóxicos** (em que ocorre a conversão biológica dos nitratos em azoto gasoso, na ausência de oxigénio, também designados de desnitrificação). Pode-se ainda classificar como **processos facultativos** (em que os microrganismos têm atividade quer na presença quer na ausência de oxigénio) e **processos mistos** (combinação variada entre processos aeróbio, anaeróbios e anóxicos) (Metcalf & Eddy, 2003). Os processos mais comuns do tratamento biológico e as suas aplicações apresentam-se na Tabela 8.

Tabela 8 - Processos de Tratamentos biológicos mais comuns (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

	Designação	Aplicação
<i>Processo Aeróbio</i>		
Biomassa Suspensa	Lamas ativadas	Remoção de CBO ₅ e nitrificação
	Lagoas arejadas	
	Digestão aeróbia	Estabilização e remoção de CBO ₅
Biomassa Fixa	Leitos percoladores	Remoção de CBO ₅ e nitrificação
	Discos biológicos	
	Reatores de leito fluidizado	
Híbridos	Lamas ativadas/filtros biológicos	Remoção de CBO ₅ e nitrificação
<i>Processo Anaeróbio</i>		
Biomassa Suspensa	Contacto anaeróbio	Remoção de CBO ₅
	Digestão anaeróbia	Estabilização e destruição de células

		e sólidos
Biomassa Fixa	Reatores de leito fixo e fluidizado	Estabilização de resíduos e desnitrificação
Manto de lamas	Manto de lamas fluxo ascendente	Remoção de CBO ₅ e resíduos de cargas elevadas
Híbridos	Biomassa fixa	Remoção de CBO ₅
<i>Processo Anóxico</i>		
Biomassa Suspensa	Desnitrificação de biomassa suspensa	Desnitrificação
Biomassa Fixa	Desnitrificação de biomassa fixa	Desnitrificação

2.3.1 Tratamento por biomassa suspensa

Diversos processos de crescimento de biomassa em suspensão são utilizados em tratamento de águas residuais domésticas e industriais. Operam com concentrações de oxigénio dissolvido (processos aeróbicos) contudo, existem processos de tratamento em que são utilizados reatores anaeróbios (na ausência de oxigénio), tais como, tratamento de águas industriais contendo elevadas concentrações de matéria orgânica. O processo de crescimento de biomassa mais comum utilizado em tratamento de águas residuais urbanas é o processo de tratamento biológico por lamas ativadas (Metcalf & Eddy, 2003).

❖ Tratamento biológico por lamas ativadas

Este processo de tratamento surgiu de um estudo efetuado há muitos anos atrás, em que as águas residuais, domésticas ou industriais, eram arejadas durante um determinado período de tempo. Nesse período, a matéria orgânica tendia a reduzir-se e paralelamente desenvolvia-se uma massa floculenta de microrganismos ativos (biomassa suspensa) (Ramalho, 1977).

A designação de “lamas ativadas” foi dada por Arden e Lockett, em 1914, e surgiu com o facto de este sistema envolver a produção de uma massa ativa de microrganismos com a capacidade de estabilizar uma água residual na presença de oxigénio. Existem muitas variantes deste processo, contudo, na sua essência, apresentam o mesmo princípio de funcionamento (Metcalf & Eddy, 2003). Para além da remoção de carbono orgânico, os processos de tratamento por lamas ativadas podem também promover a remoção biológica de N e P, em função da conceção, funcionamento e composição do efluente (Gernaey *et al.*, 2004).

De um modo geral, um processo de tratamento por lamas ativadas inclui as seguintes etapas/unidades de tratamento:

- Reator biológico (tanque de arejamento), em que é fornecido o oxigénio necessário para os microrganismos metabolizarem a matéria orgânica, mantida em suspensão e arejadas;
- Operação de separação fase sólida-líquida, em geral, por decantadores secundários, para separar os flóculos de microrganismos formados no ponto anterior. Da fase líquida resulta o efluente tratado e da fase sólida as lamas biológicas (ou lamas secundárias);

- Sistema de recirculação de lamas provenientes da base do decantador secundário para o reator biológico, de forma a garantir a concentração de microrganismos neste;
- Sistema de extração de lamas (purga de lamas), para remover o excesso lamas que são posteriormente enviadas para linhas de tratamento de lamas (Metcalf & Eddy, 2003).

Um esquema típico do processo de tratamento por lamas ativadas, não considerando os diferentes tratamentos que normalmente precedem os tanques de lamas ativadas é apresentado na Figura 11.



Figura 11 - Esquema típico de um processo de tratamento por lamas ativadas

À mistura das lamas ativas com a água residual no tanque de arejamento designa-se de licor misto. À concentração de biomassa ativa dá-se o nome de sólidos suspensos voláteis do licor misto (*MLSSV – Mixed liquor volatile suspended solids*). À concentração de biomassa ativa misturada com os sólidos inertes dá-se o nome de sólidos suspensos do licor misto (*MLSS- Mixed liquor suspended solids*). Segundo Metcalf & Eddy (2003) os valores de MLSS variam entre 1500 e 8000 mg.L⁻¹ e valores de MLSSV entre 2200 e 5000 mg.L⁻¹. O tempo de retenção dos sólidos (TRS), a idade de lamas (IL) ou tempo de residência de microrganismos, são definidos pela quantidade média de tempo que os microrganismos são mantidos no sistema. Em sistemas convencionais de lamas ativadas, o efluente é arejado durante um período de 6 a 8 horas. O ar é fornecido de modo suficiente para manter as lamas em suspensão, podendo ser este injetado perto do fundo do tanque, por sistemas de difusores, ou introduzido à superfície, através de agitadores superficiais. O volume de lamas que é reciclado novamente para o tanque de arejamento é tipicamente de 20 a 30% do caudal afluente ao sistema (Davis, 2010).

O processo de lamas ativadas é controlado através da remoção (purga) de uma determinada porção de microrganismo por dia do sistema (lamas em excesso), de forma a manter a quantidade apropriada, para que a oxidação da CBO biodegradável seja eficiente. Se a quantidade de lamas em excesso for elevada, a concentração de microrganismos no licor misto será demasiado baixa para um tratamento eficaz. Caso as lamas sejam removidas em quantidades reduzidas, uma concentração mais elevada de microrganismos ir-se-á acumular no licor misto provocando a redução na sedimentabilidade das lamas (Davis, 2010).

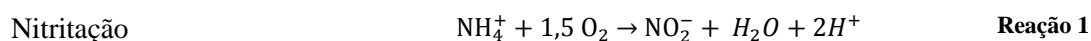
✓ Remoção de C, N e P

No processo de lamas ativadas é possível remover C, N e P consoante o tipo e a sequência de reatores de reatores (aeróbio, anóxico ou anaeróbio).

Os processos de tratamento por lamas ativadas promovem a remoção biológica da matéria orgânica dissolvida e de matérias sob a forma coloidal presentes no efluente, assim como os sólidos suspensos não sedimentáveis e outros constituintes são captados pelos microrganismos. Note-se ainda que, o P e o N podem ser parcialmente removidos ou volatilizados durante o processo de tratamento biológico (Pombo, 2010).

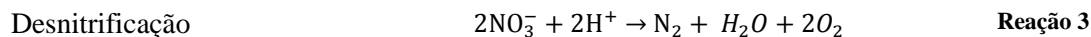
O azoto pode aparecer dissolvido na água residual em diversas formas, tais como azoto amoniacal (NH_3 e NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-). O azoto total (N_t) é resultado do conjunto destas diferentes formas. Embora o azoto seja um nutriente essencial para o crescimento biológico e um dos principais constituintes de todos os organismos vivos, uma presença excessiva no efluente deve ser evitada por várias razões, como por exemplo, o amoníaco é tóxico para os organismos aquáticos tais como o peixe e os azotos orgânicos e amoniacal conduzem a um consumo excessivo de oxigénio nos meios recetores. O seu excesso pode potenciar o crescimento acelerado de algas e de formas superiores de plantas aquáticas, perturbando o equilíbrio biológico e a qualidade das águas em causa podendo causar o fenómeno de eutrofização (Mulas, 2006).

Quando as águas residuais não tratadas chegam à ETAR, a maior parte do azoto vem sob a forma de azoto amoniacal, e pode ser removido através de processo constituído por duas etapas, a nitrificação e a desnitrificação. Na nitrificação, o NH_4^+ é oxidado a NO_3^- em condições aeróbias, sendo descrita pelas reações 1 e 2.



Assim, o NH_4^+ é primeiro oxidado a NO_2^- e depois a NO_3^- . O microrganismo presente nestas reações requer a presença de oxigénio para realizar o processo, ou seja, é necessário a existência de uma zona aeróbica.

A segunda etapa consiste em transformar os NO_3^- em azoto (N_2) por um processo de desnitrificação, o qual é efetuado por via biológica. Este processo ocorre em ambiente anóxico, ou seja, na ausência de oxigénio molecular. Os microrganismos responsáveis por este processo utilizam o oxigénio do NO_3^- em vez do oxigénio dissolvido. A reação 3 traduz globalmente o processo.



Para que ocorra a desnitrificação é necessário que na ETAR haja uma zona anóxica.

O fósforo (fósforo total (P_t)) aparece dissolvido nas águas residuais sob a forma de orto-fosfatos (PO_4^{3-}), de polifosfatos (P_2O_7) e de fosfatos orgânicos.

A remoção de P funciona com base no crescimento de microrganismos com capacidade de acumular os fosfatos (*PAO – Phosphate accumulating organisms*), que são sujeitos a condições aeróbias e anaeróbias. Em condições aeróbias os microrganismos quebram as ligações de elevada energia dos polifosfatos acumulados, resultando na libertação de fosfatos e num consumo de matéria orgânica, na forma de ácidos orgânicos voláteis (*VFA –*

volatile fat acid) e outros compostos orgânicos biodegradáveis. Em condições anaeróbias os microrganismos consomem os fosfatos que acumulam na forma de polifosfatos (Metcalf & Eddy, 2003).

❖ Dimensionamento dos processos biológicos de tratamento por lamas ativadas

O funcionamento e dimensionamento de um processo de tratamento por lamas ativadas envolvem um conjunto de conceitos e princípios básicos, sendo os mais relevantes descritos, sucintamente, de seguida.

O dimensionamento baseia-se tradicionalmente em parâmetros empíricos, tais como a carga orgânica, a carga hidráulica e o tempo de reação, determinados a partir de expressões empíricas ou semi-empíricas e métodos tradicionais.

Para além dos parâmetros empíricos, são também considerados parâmetros cinéticos estimados a partir de equações cinéticas que traduzem o crescimento da biomassa, as taxas de utilização de substrato (coeficientes estequiométricos), as razões F/M, o tempo de retenção de sólidos, entre outros parâmetros.

✓ Seleção de reator biológico (tanque de arejamento)

A principal função do tanque de arejamento é remover a matéria orgânica solúvel. É neste tanque que permanecem as lamas juntamente com a água a ser tratada. O seu nome resulta da existência fornecimento de oxigénio, dado que as bactérias que conduzem o processo são aeróbias (Metcalf & Eddy, 2003).

Para o dimensionamento de reatores biológicos deve se ter em atenção alguns parâmetros importantes como:

- **Regime hidráulico:** em que os reatores podem ser classificados como reatores de mistura completa (em que ocorre dispersão infinita) e de fluxo pistão (em que não há dispersão);
- **Requisitos de transferência de oxigénio:** requer uma melhor seleção dos parâmetros operacionais do processo de tratamento, tais como:
 - Arejamento cónico no qual se faz tentativa de combinar o ar fornecido com a carência de oxigénio ao longo do reator;
 - Processo de alimentação do reator por etapas, em que o afluente é distribuído ao longo do comprimento do reator (em geral, em quatro zonas distintas);
 - Em processo de mistura completa, o ar é fornecido uniformemente.

A seleção ótima dos parâmetros operacionais conduz a melhorias na conceção e dimensionamento dos equipamentos de arejamento.

- **Natureza das águas residuais:** Características genéricas, como a alcalinidade e o pH, são inerentes às águas residuais e influenciadas diretamente por contribuições de efluentes domésticos, descargas industriais, e infiltrações. O pH e a alcalinidade são parâmetros importantes nos processos de nitrificação, na medida em que baixos valores inibem o crescimento de organismos nitrificantes e potenciam o crescimento de organismos filamentosos. As descargas de origens industriais podem afetar o pH das águas residuais que apresentem valores baixos de alcalinidade. A maior parte das bactérias não

tem condições de sobrevivência em valores de pH acima de 9,5 e abaixo de 4,0, sendo que o ótimo se situa em torno da neutralidade (6,5 a 7,5) (Metcalf & Eddy, 2003).

- **Condições ambientais locais:** A temperatura é um parâmetro importante que afeta o desempenho do tratamento biológico, uma vez que a alteração desta pode influenciar a velocidade dos processos (Metcalf & Eddy, 2003). Um estudo efetuado por Costa *et al.* (2003), sobre o tratamento de efluentes de uma indústria química que envolvia variações de temperaturas, foi possível constatar que, a temperaturas entre o 25° C e 35°C, existe uma maior eficiência de remoção de matéria orgânica, correlacionada com as boas características apresentadas pelos flocos do sistema (Costa *et al.*, 2003).
- **Inibidores de substâncias tóxicas no efluente:** Descargas com substâncias tóxicas podem inibir processos de tratamento biológico. Um reator de mistura completa pode suportar mais facilmente alterações das características qualitativas do efluente, comparativamente a um reator de fluxo pistão. De facto, os processos de tratamento em regime de mistura completa tem sido amplamente utilizado em diversas instalações de tratamento por forma a mitigar os impactos causados pelo choque de cargas de descargas tóxicas, especialmente provenientes de instalações industriais (Metcalf & Eddy, 2003).

✓ Relações Cinéticas

As relações cinéticas são utilizadas para determinar a utilização de substrato e o crescimento da biomassa, que ajudam a definir o desempenho do tratamento biológico.

Um esquema típico do processo de tratamento por lamas ativadas e os principais parâmetros envolvidos na caracterização deste tipo de sistemas são apresentados na Figura 12.

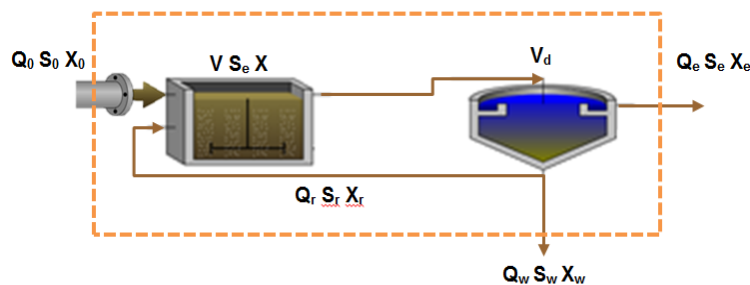


Figura 12 - Esquema de um sistema de tratamento por lamas ativadas

- Q_0 : caudal de afluente [$m^3 \cdot h^{-1}$]
 S_0 : concentração do substrato no afluente [$kg \text{ CBO}_5 \cdot m^{-3}$]
 X_0 : concentração de microrganismos no afluente [$kg \text{ SSV} \cdot m^{-3}$]
 V : volume de tanque de arejamento [m^3]
 S_e : concentração do substrato no efluente tratado [$kg \text{ CBO}_5 \cdot m^{-3}$]
 X : concentração de microrganismos no tanque de arejamento [$kg \text{ SSV} \cdot m^{-3}$]
 V_d : volume de decantador secundário [m^3]
 Q_e : caudal de efluente tratado [$m^3 \cdot h^{-1}$]
 S_e : concentração do substrato no efluente tratado [$kg \text{ CBO}_5 \cdot m^{-3}$]
 X_e : concentração de microrganismos no efluente tratado [$kg \text{ SSV} \cdot m^{-3}$]
 Q_w : caudal de purga de lamas [$m^3 \cdot h^{-1}$]
 S_w : concentração do substrato na purga de lamas [$kg \text{ CBO}_5 \cdot m^{-3}$]
 X_w : concentração de microrganismos na purga de lamas [$kg \text{ SSV} \cdot m^{-3}$]

Q_r : caudal de reciclo de lamas [$m^3 \cdot h^{-1}$]

S_r : concentração do substrato no reciclo de lamas [$kg \text{ CBO}_5 \cdot m^{-3}$]

X_r : concentração de microrganismos no reciclo de lamas [$kg \text{ SSV} \cdot m^{-3}$]

✓ **Tempo de retenção de sólidos (Solid Retention Time ou Θ_C) ou idade das lamas (IL)**

O tempo de retenção de sólidos (TRS) ou IL, é o período médio de tempo de permanência dos microrganismos no sistema antes de abandonarem o mesmo através do efluente tratado e da purga de lamas. Assim, o TRS é dado pela Equação 5 que traduz o quociente entre a quantidade total de microrganismos presentes no tanque de arejamento e a velocidade de saída destes do sistema:

$$\theta_c = \frac{V \cdot X}{Q_e X_e + Q_w X_w} \quad \text{Equação 5}$$

Para a remoção de carbono, os valores típicos de TRS podem variar entre 3 e 5 dias, dependendo da temperatura do licor misto. Para temperaturas entre os 18 e os 25°C, deve considerar-se um valor mínimo de cerca de 3 dias, privilegiando a remoção de CBO_5 , desencorajando a nitrificação e eliminando as respetivas carências de oxigénio. Para uma temperatura de 10°C, os valores normalmente utilizados variam entre os 5 a 6 dias para a remoção de CBO_5 (Metcalf & Eddy, 2003).

Uma vez que a nitrificação depende da temperatura, a seleção de TRS deverá ser efetuada a uma temperatura mínima do licor misto, variando entre 4 a 48 ou mais dias. Em casos em que a nitrificação é necessária o TRS varia entre 12 a 24 dias (Pinto, 2010).

✓ **Razão alimento/microrganismo (F/M – Food to Microorganism)**

A razão F/M é dada pela relação entre o alimento, o substrato, e a quantidade diária mássica de microrganismo disponível, apresentada na Equação 6.

$$\frac{F}{M} = \frac{Q_0 X_0}{V \cdot X} \quad \text{Equação 6}$$

A razão F/M apresenta alguma base em estudos teóricos, contudo os valores usados na prática são derivados de observações empíricas. Valores típicos de F/M, segundo dados disponíveis na literatura, situam-se entre os 0,04 e 5,0 $mg \text{ CBO}_5 \cdot mg^{-1} \text{ MLVSS} \cdot d^{-1}$ (Davis, 2010; Metcalf & Eddy, 2003).

✓ **Carga volúmica**

A carga volumétrica é definida como a quantidade de CBO_5 por dia no tanque de arejamento. Os valores característicos, segundo a literatura, variam entre os 0,3 a 3 $kg \text{ CBO}_5 \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$. A carga C_V é dada pela Equação 7.

$$C_V = \frac{Q_0 S_0}{V} \quad \text{Equação 7}$$

Valores mais elevados de C_V geralmente dão resultado a maiores necessidades de transferência de oxigénio por unidade de volume para o sistema de arejamento (Metcalf & Eddy, 2003).

✓ **Produção de lamas**

A produção de lamas em relação às quantidades de CBO₅ removidas afeta o dimensionamento do tanque de arejamento. A quantidade de lamas produzidas pode ser estimada pela Equação 8.

$$P_{X,SSV} = Y_{obs} Q(S_0 - S_e)(1 \text{ kg}/10^3 \text{ g}) \quad \text{Equação 8}$$

P_{X,SSV}: lamas produzidas [kgSSV.d⁻¹]

Y_{obs}: rendimento observado [gSSV.g⁻¹ substrato removido]

S₀: concentração do substrato no afluente [mg.L⁻¹]

S_e: concentração do substrato no efluente tratado [mg.L⁻¹]

Consoante o tipo de efluente, o valor de Y_{obs} irá variar em função do substrato definido em termos de CBO₅ ou CQO, de acordo com as Equação 9, Equação 10 e Equação 11.

$$Y_{obs} = \frac{r_{Xt,SSV}}{r_{su}} \quad \text{Equação 9}$$

r_{Xt,SSV}: Taxa de produção de SSV totais [g.m⁻³.d⁻¹]

r_{su}: Taxa de utilização do substrato solúvel [g.m⁻³.d⁻¹]

$$r_{Xt,SSV} = \frac{-Yr_{su} - k_d X + f_d(k_d)X + QX_{o,i}}{V} \quad \text{Equação 10}$$

$$r_{su} = -\frac{kXS}{K_s + S} \quad \text{Equação 11}$$

X_{o,i}: Concentração de SSVnb [g.m⁻³];

k_d: Coeficiente de decaimento endógeno [g SSV/g SSV.dia];

X: concentração de biomassa (microrganismos) [g.m⁻³];

k: Taxa de utilização máxima específica de substrato [g substrato/g microrganismos.dia];

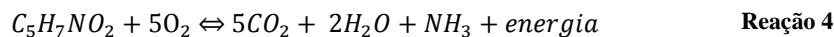
K_s: Constante de meia saturação (representa a concentração de substrato para a qual a velocidade de crescimento é metade da velocidade de crescimento máxima) [mg.L⁻¹];

S: Concentração de substrato em solução, limitante para o crescimento de microrganismos [g.m⁻³];

Segundo Metcalf & Eddy os valores da produção de lamas variam entre 0,1 e 0,7 KgSSV. Kg⁻¹ CBO₅removido.

✓ **Necessidades de oxigénio**

A estimativa da necessidade de oxigénio pode ser efetuada a partir de um balanço de massas, utilizando a concentração de CQO biodegradável (CQOb) do efluente tratado e a quantidade de biomassa que sai do sistema por dia (Metcalf & Eddy, 2003). Se se assumir que todo o CQOb é convertido, por oxidação segundo a Reação 4, a CO₂, H₂O, e NH₃, a necessidade de oxigénio será igual à concentração de CQOb (Davis, 2010).



A necessidade de oxigénio (R₀) para a remoção de CBO₅ pode ser estimada pela Equação 12.

$$R_0 = Q_0(S_0 - S_e)(1 \text{ kg}/10^3 \text{ g}) - 1,42P_{X,SSV} \quad \text{Equação 12}$$

Uma vez que a nitrificação é uma etapa do processo, as necessidades de oxigénio não estão somente ligadas a remoção de matéria carbonácea, mas também ligadas à oxidação da amónia e do nitrito a nitrato, de acordo com a Equação 13.

$$R_0 = Q_0(S_0 - S_e)(1 \text{ kg}/10^3 \text{ g}) - 1,42P_{X,SSV} + 4,33Q_0(NO_x) \quad \text{Equação 13}$$

NO_x : concentração de NH_4^+ no efluente que sofre nitrificação [$mg.L^{-1}$]

Segundo a WEF, os valores de oxigénio variam entre 0,9 a 1,3 $kg O_2.kg^{-1} CBO_5$ removido para TRS de 5 a 20 dias.

✓ Necessidade de Nutrientes

Os principais nutrientes envolvidos num tratamento biológico são o N e o P. Um eficiente funcionamento deste tratamento requer uma disponibilidade adequada de nutrientes. Assim, para um sistema em equilíbrio, utilizando a fórmula $C_5H_7NO_2$ para a composição da biomassa celular é possível determinar, aproximadamente, qual a quantidade de N que é necessária, sendo esta de 12,4 % (m/m). Relativamente ao parâmetro P, assume-se que a quantidade necessária ao sistema será um quinto da quantidade necessária de N. No entanto, apesar destas quantidades serem geralmente utilizadas não podem ser consideradas como valores das necessidades efetivas do sistema (Metcalf & Eddy, 2003). As quantidades necessárias de P e N podem ser estimadas de acordo com a Equação 14.

$$P_{X,SSV} = \frac{Q_0 Y (S_0 - S_e) (1 \text{ kg}/10^3 \text{ g})}{1 + (k_d) TRS} + \frac{(f_d)(k_d)(S_0 - S_e) TRS (1 \text{ kg}/10^3 \text{ g})}{1 + (k_d) TRS} + \frac{Q_0 Y_n (NO_x) (1 \text{ kg}/10^3 \text{ g})}{1 + (k_{dn}) TRS}$$

Equação 14

f_d : fração remanescente de biomassa como resíduo celular [g/g]

k_d : coeficiente de decaimento endógeno [dia^{-1}]

k_{dn} : coeficiente de decaimento endógeno dos microrganismos nitrificantes [dia^{-1}]

Y : rendimento da biomassa [g biomassa produzida/ g substrato consumido]

É de notar que podem ocorrer limitações relativas aos nutrientes quando as concentrações de N e P se encontram na gama de 0,1 a 0,3 $mg.L^{-1}$. Como regra geral, para 7 dias de TRS, são necessárias quantidades de, sensivelmente, 5 g de N por cada 100 g de CBO_5 no sistema ($CBO_5 : N : P = 100 : 5 : 1$) (Metcalf & Eddy, 2003).

✓ Índice volumétrico das lamas (IVL)

O ILV é um indicador de sedimentabilidade das lamas no decantador secundário. Define-se como o volume ocupado por grama de lama após uma sedimentação de 30 min.

A determinação de ILV é feita, tradicionalmente, recolhendo uma amostra de licor misto numa proveta graduada de 1 a 2 litros, e medindo o volume sedimentado após 30 minutos e a concentração de MLSS respetiva. O valor deste parâmetro é estimado pela Equação 15 (Davis, 2010).

$$IVL = \frac{(\text{volume de lama sedimentada, mL/L})(10^3 \text{mg/g})}{MLSS (\text{mg/L})} = \text{mL.g}^{-1} \quad \text{Equação 15}$$

Valores de ILV inferiores a 100 mL.g⁻¹ indicam uma boa sedimentabilidade das lamas, contudo resultados superiores a 150 mL.g⁻¹ indicam um crescimento de microrganismos filamentosos indesejáveis ao sistema (Metcalf & Eddy, 2003).

✓ Outros requisitos químicos

O parâmetro químico mais importante no tratamento por lamas ativadas é provavelmente a alcalinidade relativa à etapa de nitrificação. A quantidade de alcalinidade necessária ao crescimento celular da biomassa no sistema é de, aproximadamente, 7,07 gCaCO₃/gN-NH₄. Contudo, é necessário estar, igualmente, disponível no sistema, quantidades de alcalinidade adicionais de forma a manter o pH na gama dos 6,8 a 7,4. Geralmente, para manter o valor de pH neutro (~7) são necessários 70 a 80 mg.L⁻¹ de CaCO₃ (Metcalf & Eddy, 2003).

Os principais parâmetros de dimensionamento do processo de lamas ativadas, e os diferentes tipos de configurações de acordo Metcalf & Eddy (2003) e Qasim (2000) citados por Pombo (2010), apresentam-se na Tabela 20 do anexo II.

2.3.2 Tratamento por biomassa fixa

Em contraste com o processo de tratamento por lamas ativadas, processo este em que os microrganismos crescem em suspensão dentro do tanque de arejamento, os microrganismos no processo de biomassa fixa “agarram-se” e crescem numa superfície, natural ou artificial (*e.g.* rochas, cascalhos, matérias plásticas, entre outros), resistente a mudanças e condições ambientais durante vários anos.

O princípio de funcionamento deste tratamento é a remoção de matéria orgânica da água residual por ação dos microrganismos. Quando a água residual entra em contato com os microrganismos, estes oxidam e removem a matéria orgânica.

O processo de tratamento por biomassa fixa pode ser classificado essencialmente como: processo de tratamento em leitos percoladores e em discos biológicos rotativos (Spellman, 2003).

As principais vantagens de um processo por biomassa fixa, relativamente a processo por lamas ativadas, são o facto de estes apresentarem menores requisitos de energia, operações mais simples, menores necessidades de manutenção e melhores propriedades de espessamento de lamas. As desvantagens são por exemplo, o efluente proveniente de um tratamento por biomassa fixa, principalmente processos por leitos percoladores, apresentar uma qualidade reduzida de efluente em termos de concentrações de CBO₅ e SST, uma maior sensibilidade a temperaturas mais baixas e potenciais problemas de libertação de odores (Metcalf & Eddy, 2003).

Os sistemas de discos biológicos rotativos (“*Rotating Biological Contactors*” RBC) são outro exemplo de um tratamento por biomassa fixa (Davis, 2010), cujo principal objetivo é a remoção de CBO_5 e a nitrificação.

O tratamento por RBC é efetuado em estágios, ou seja, em tanques colocados em série e/ou paralelo. Por vezes, pode ser construído apenas um único tanque colocando-se barreiras (chicanas) a separá-lo em diferentes estágios de tratamento.

Quando comparados com os processos convencionais de lamas ativadas, os RBC: apresentam baixos consumos energéticos e uma fácil manutenção; permitem ter coberturas biológicas diferentes em cada estágio, o que confere um elevado grau de flexibilidade no tratamento de poluentes específicos; não necessitam da recirculação da biomassa; e apresentam custos de clarificação baixos, uma vez que a biomassa possui geralmente boas características de sedimentação (Trindade, 2007).

2.3.3 Sedimentação Secundária

Após o sofrer o tratamento biológico (apenas a reação), é necessário separar a água tratada das lamas biológicas. Para tal, a forma mais comum utilizada é a sedimentação em tanques secundários.

A função de um sedimentador secundário é produzir um efluente clarificado. Tem também a função de espessamento, de modo a produzir maiores concentrações de lamas, quer para o reciclo quer para a purga para tratamento posterior.

A sedimentação que ocorre no processo por lamas ativadas é do tipo III (por zonas), dependendo da profundidade do sedimentador. No nível superior da água existe uma zona clarificada. À medida que as partículas se vão afundando começa-se a formar flóculos (manto de lamas) (Davis, 2010).

A sedimentação por compressão ocorre quando a velocidade de sedimentação é suficientemente elevada provocando um contato físico entre as partículas. A consolidação do sedimento no fundo do tanque de sedimentação é extremamente lenta. A taxa de sedimentação diminui com o tempo devido ao aumento da resistência ao caudal de fluido (Lin, 2005).

A Figura 13 ilustra o perfil típico do comportamento da concentração de sólidos, que permite determinar a profundidade do tanque de sedimentação, sendo dividido em quatro partes diferentes: a zona de água clarificada (h_1), a zona de separação (h_2), a zona de armazenamento (h_3) e a zona de compactação (h_4).

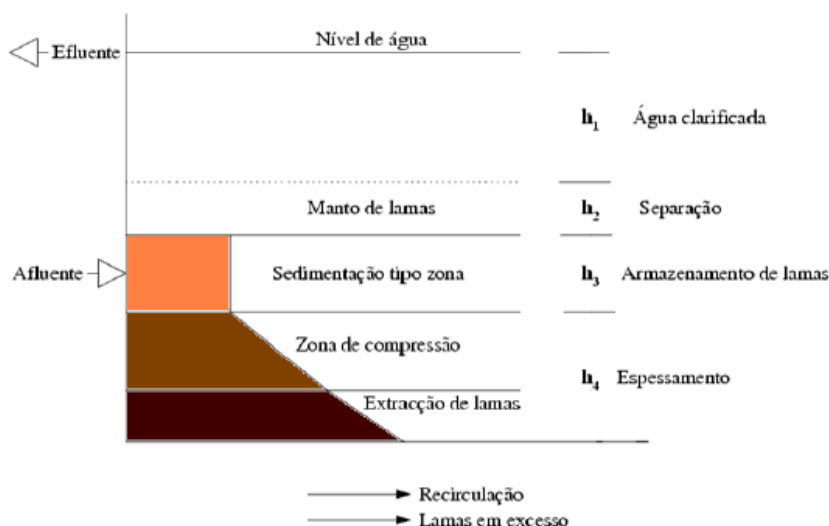


Figura 13 – Perfil da concentração de sólidos-profundidade do decantador (Ferreira *et al.*, 2005)

Assim como na sedimentação primária, os tanques utilizados na sedimentação secundária apresentam também geometria retangular ou circular, não existindo grande diferença entre o seu funcionamento.

Os critérios de dimensionamento de tanques de sedimentação secundária dependem essencialmente da carga hidráulica (relacionada com a etapa de clarificação dos efluentes) e da carga de sólidos em suspensão (relacionada com a etapa de espessamento das lamas) (Davis, 2010).

Os principais critérios de dimensionamento associados a decantadores secundários por tratamento de lamas ativadas encontram-se na Tabela 21, no anexo II.

2.4 Tratamento terciário

Na década de 1970, os processos de tratamento terciário eram designados por processos de tratamentos avançados de águas residuais, pois eram utilizadas técnicas mais avançadas que no tratamento secundário. Nas últimas três décadas muitas dessas tecnologias ou foram incorporadas diretamente nos tratamentos secundários, tais como a remoção de nutrientes, ou então inerentes ao cumprimento rigoroso das normas de qualidade de descargas das águas, tornando-se convencionais. Estes processos incluem a desinfecção, precipitação química, a filtração granular, filtração por membranas e a adsorção de carbono. Assim, sendo processos convencionais, são melhor designados de tratamentos terciários do que propriamente tratamentos avançados de águas residuais. Na prática atual, as tecnologias avançadas de tratamento de águas é utilizada, fundamentalmente, para o tratamento de águas para reutilização (Davis, 2010).

2.4.1 Desinfecção

A desinfecção das águas residuais visa a remoção de microrganismos patogênicos (*as* bactérias, vírus, entre outros, presentes no efluente após tratamento) e a proteção contra contaminações durante o seu trajeto até ao destino final de reutilização. A desinfecção é realizada recorrendo a métodos químicos (*e.g.* cloração e

ozonização), físicos (em geral utilizados conjuntamente com um dos outros métodos, de forma a aumentar a sua eficiência (e.g. filtração)) e fotoquímicos (e.g. radiações ultravioletas) (Acher *et al.*, 1997) .

Fatores como tempo de contato, intensidade e natureza de agentes físicos, temperatura e número de microrganismos, devem ser considerados no processo de seleção dos produtos químicos a utilizar (Spellman, 2003).

❖ Filtração

A filtração visa remover as impurezas coloidais e os SS, que permanecem na água residual, fazendo-a passar por um meio poroso. O processo mais comum utilizado é a filtração granular. O meio poroso utilizado, é geralmente um leito constituído por areias ou por outro tipo de material, como por exemplo, carvão ativado.

A classificação dos filtros granulares é efetuada, essencialmente, consoante a velocidade a que atravessa a água o meio filtrante, as técnicas de lavagem e a taxa de filtração (Davis, 2010).

❖ Radiação Ultravioleta

O processo de desinfecção de águas residuais por radiação ultravioleta (UV) consiste fundamentalmente na transferência de energia eletromagnética, com origem numa lâmpada de mercúrio, até às células dos microrganismos. A radiação, ao penetrar na parede das células, é absorvida pelo ácido nucleico provocando alterações no material genético do organismo, e conseqüentemente destruindo a respetiva capacidade de reprodução.

O sistema de desinfecção por radiação UV é composto por três componentes importantes: a lâmpada de mercúrio, o reator e a caixa de controlo. A fonte da radiação UV é uma lâmpada, fabricada com um tipo de vidro especial, que permite a passagem de 70 a 90% da radiação. Esta é gerada por uma descarga elétrica através do vapor de mercúrio e a intensidade da radiação emitida pela lâmpada dissipa-se à medida que a distância à lâmpada aumenta. A parte do espectro eletromagnético onde ocorre radiação UV está entre os 100 e os 400 nm. A escala desta radiação caracteriza-se de acordo com o comprimento de onda, existindo as de onda-longa, onda-média e onda-curta. A porção germicida da radiação UV encontra-se entre os 220 e os 320 nm, principalmente na escalada da onda-curta (Metcalf & Eddy, 2003; Acher *et al.*, 1997).

2.5 Tratamento de lamas

A necessidade de tratamentos das lamas produzidas numa ETAR surge devido a estas apresentarem uma composição complexa, tendo teores relativamente elevados de matéria orgânica, diferentes nutrientes (e.g. N, K, P, etc.), diversos contaminantes (e.g. metais pesados, pesticidas, etc.), microrganismos patogénicos e compostos orgânicos biologicamente instáveis, causadores de emissões de fortes odores e potenciais atratores de insetos, roedores, entre outros, que, consoante a sua concentração, podem ou não ser um risco para o ambiente.

Estas lamas têm origem nos processos de tratamentos primários e secundários, sendo essencialmente, resultado da remoção de matéria orgânica do efluente e do crescimento dos microrganismos. Os principais destinos finais destas lamas são a reutilização, valorização, a incineração e o aterro sanitário.

Os principais processos de tratamento de lamas, tendo em vista a sua adequada aplicação, são: o espessamento (gravítico ou por flotação com ar dissolvido), a digestão anaeróbia ou aeróbia, a estabilização química com cal, a compostagem das lamas, a secagem térmica e a eliminação por incineração (Figura 14).

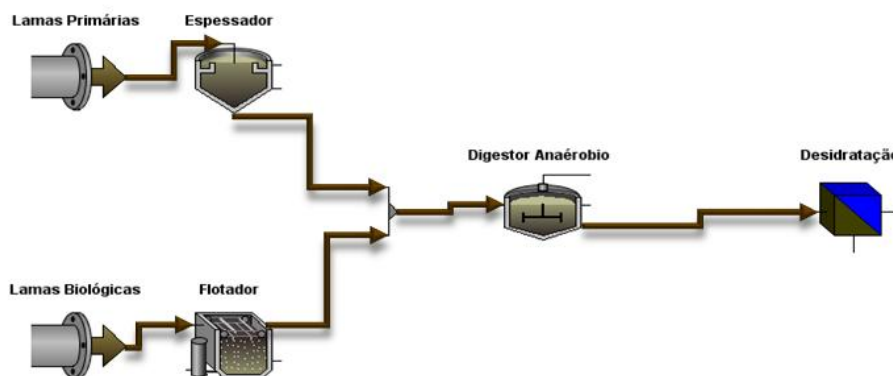


Figura 14 – Esquema de tratamento da fase sólida

2.5.1 Espessamento gravítico

O espessamento gravítico consiste na acumulação da lama, proveniente de decantação primária/secundária, no fundo de um tanque circular, semelhante a um decantador convencional, formando um manto de lamas. O peso dos sólidos provoca a compactação das lamas, fazendo libertar a água presente nelas, que sobe à superfície e é posteriormente retirada do espessador e enviada novamente para a entrada da ETAR (Spellman, 2003).

O desempenho e o dimensionamento deste tipo de espessadores é efetuado tendo em conta a carga de sólidos no afluente, a carga hidráulica, o tipo de lamas produzido no tratamento da fase líquida da água residual, a profundidade do manto de lamas e o tempo de retenção dos sólidos (Spellman, 2003).

Relativamente à carga hidráulica, uma elevada carga pode provocar a passagem de sólidos em excesso, e uma baixa carga hidráulica pode causar cenários sépticos e odores. Assim, de forma a manter uma carga hidráulica constante e ideal pode-se adicionar água de diluição (efluente final) ou polímero às lamas que são encaminhadas para o espessador (Metcalf & Eddy, 2003).

2.5.2 Flotação por ar dissolvido

A flotação por ar dissolvido visa espessar lamas provenientes de tratamentos biológicos, através da injeção de ar pressurizado, forçando os sólidos a subirem até à superfície e posteriormente removidos de forma mecânica. Estes tipos de espessadores (flotadores) são mais eficazes em lamas provenientes de tratamentos por lamas ativadas. É, em geral, aplicado a lamas secundárias, no entanto, pode também ser aplicado em espessamento de lamas primárias ou mistas.

De forma a melhorar o desempenho destes flutuadores, podem ser utilizados polímeros como auxiliares de flotação. O uso de polímeros permite aumentar a eficiência de remoção de sólidos de 85% para 98 a 99%, reduzindo, assim, a sua recirculação no sobrenadante (Metcalf & Eddy, 2003).

A concentração de lamas flutuadas é influenciada por vários fatores, nomeadamente a relação ar-sólido, a característica das lamas, a carga de sólidos, o uso ou não de polímeros e em particular o seu ILV.

A relação ar-sólidos, parâmetro que apresenta um maior peso no desempenho do flutuador, é definida pela relação de peso entre o ar disponível para a flotação e dos sólidos que vão ser bombeados para o espessador. A flotação é máxima quando essa relação se encontra entre os 2 e os 4%. Relativamente ao ILV, valores inferiores a 200 permitem um melhor desempenho do flutuador (Metcalf & Eddy, 2003).

2.5.3 Digestão anaeróbia

A escolha entre um processo de digestão aeróbia ou anaeróbia é efetuado tendo em conta os custos associados, a eficácia e a flexibilidade do processo. Em virtude da ênfase dada sobre a conservação de energia, a recuperação e uma reutilização benéfica dos biosólidos resultantes das águas residuais, o processo mais viável é o da digestão anaeróbia, uma vez que este possibilita a produção de biogás que permite satisfazer algumas das necessidades energéticas da ETAR (Metcalf & Eddy, 2003).

A digestão anaeróbia das lamas é um processo bioquímico que consiste na degradação de matérias orgânicas complexas, na ausência de oxigénio molecular. Este é um dos sistemas mais utilizados na estabilização de lamas nas ETAR, uma vez que, do seu processo, parte da matéria orgânica volátil é convertida numa mistura de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) (principais componentes do biogás), que pode ser aproveitada na produção de energia térmica e elétrica, evitando a sua libertação para a atmosfera (Metcalf & Eddy, 2003).

A digestão anaeróbia divide-se em quatro principais fases: hidrólise, acidogénese (ou fermentação), acetogénese e a metanogénese. Na primeira fase, ocorre a hidrólise das macromoléculas (compostos orgânicos complexos como as proteínas, hidratos de carbono e lípidos), na fase acidogénica, ocorre a produção de compostos orgânicos solúveis e ácidos orgânicos de cadeia curta e na fase da acetogénese forma-se o acetado. Por fim, na última fase, metanogénese, ocorre a conversão dos ácidos orgânicos voláteis em metano e dióxido de carbono formando-se o biogás.

A temperatura, o pH, a composição de lamas e os tempos de retenção de sólidos são fatores a ter em conta nos processos de digestão anaeróbia (Metcalf & Eddy, 2003).

2.5.4 Desidratação

Após os tratamentos de espessamento e digestão de lamas, estas ainda apresentam teores elevados de humidade, pelo que precisam de ser submetidas a um processo de desidratação.

O objetivo deste processo é reduzir o volume de lamas, de forma a reduzir os custos associados ao seu encaminhamento a destino final, uma vez que o seu transporte apresenta custos associados que estão diretamente ligados ao volume/peso das lamas (Metcalf & Eddy, 2003).

3 MODELAÇÃO E SIMULAÇÃO

Desde a década de 70 que têm sido desenvolvidos diversos modelos com vista à simulação do funcionamento de uma ETAR, revelando serem especialmente úteis para a sua operação e gestão. A simulação numérica e a modelação computacional, são ferramentas indispensáveis para um planeamento eficaz, um *design* melhorado e para uma adequada manutenção e operação dos processos que ocorrem nos coletores, nas ETAR e nos meios recetores, apresentando diferentes níveis de detalhe e complexidade (Khu *et al.*, 2006).

Um modelo é, de uma forma geral, a representação simplificada do que ocorre na realidade, possibilitando a análise do comportamento de uma ETAR e uma melhor compreensão dos processos que se encontram envolvidos. É um conjunto de equações matemáticas e procedimentos, constituídos por diferentes variáveis e diferentes parâmetros que variam ao longo do tempo (Pombo, 2010). Permite ainda um estudo e análise de determinadas questões de engenharia num curto intervalo de tempo e sem custos associados às análises laboratoriais.

É comum caracterizar os modelos recorrendo a expressões anglo-saxónicas “*black box model*”, “*glass box/white box model*” ou “*grey box model*”. Os modelos do tipo “*black box*” são modelos empíricos, simplificados, de aplicação limitada às condições de calibração e reproduzem a resposta do sistema. Os modelos “*white box*” são modelos que representam os processos mais relevantes através de equações diferenciais, nomeadamente, equações de continuidade, conservação do momento e da energia, transporte de massa e de reações biológicas. O modelo “*grey box*” corresponde a modelos baseados em simplificações das leis físicas e transformações químicas (Matos, 2006).

Para modelar um processo é necessário ter em conta um conjunto de fatores que estão envolvidos no processo, tais como fatores que vão desde a definição do seu objetivo até à sua aplicação na simulação em ETAR. Assim, o processo de modelação deverá considerar as seguintes etapas principais:

- Definição do problema: que consiste em definir processos a modelar e respetivas variáveis, e os objetivos do modelo (*e.g.* dimensionamento do sistema, simulação da operação do sistema, controlo da ETAR, resolução de problemas existentes, investigação e ensino);
- Recolha de informação disponível;
- Seleção do modelo a aplicar: que consiste na escolha das equações que traduzem os processos, atendendo aos principais fins a que o modelo se destina;
- Estabelecimento de condições iniciais e de condições de fronteira para todas as variáveis dos processos;
- Representação das equações diferenciais de forma discreta, através de métodos numéricos;
- Desenvolvimento do código;
- Calibração e validação do modelo: que consiste na comparação dos resultados obtidos com os dados que não foram utilizados durante calibração;
- Aplicação do modelo (Gernaey *et al.*, 2004).

Para se simular o comportamento de uma ETAR é necessário acrescentar, de igual forma, módulos de previsão da qualidade da água associados às operações de decantação primária e secundária.

No presente trabalho é dada importância a modelos destinados ao tratamento biológico por lamas ativadas, uma vez que são estes os processos de tratamento biológico mais aplicados em tratamentos de águas residuais.

A modelação matemática de tratamentos microbiológicos em processos de lamas ativadas foi introduzida no início dos anos 70, tendo sofrido várias transformações e alterações até se chegar aos atuais modelos matriciais desenvolvidos há cerca de 20 anos, pela *Internacional Water Association, IWA*. Os modelos atuais, em terminologia anglo-saxónica, “*activated sludge models*”, *ASM*, que compreendem os modelos ASM1, ASM2, ASM2d e ASM3 provam ser excelentes ferramentas de modelação para processos de oxidação de C, nitrificação e desnitrificação, e remoção biológica de P (Nuhoglu *et al.*, 2005).

Em 1997, com o objetivo de desenvolver um modelo genérico dos processos da digestão anaeróbia, a *IWA* desenvolveu um novo modelo, designado de modelo de digestão anaeróbia (“*anaerobic digestion model*”, *ADM*) (Batstone *et al.*, 2002).

Os modelos ASM têm sido aplicados em diversos *softwares* comerciais de modelação e simulação do comportamento dinâmico de processos biológicos (Gernaey *et al.*, 2004). De entre os *softwares* atualmente existentes, destacam-se: GPS-X, SIMBA, EnviroSim, BioWin e AQUASIM.

No âmbito do presente trabalho foi selecionado o simulador GPS-X (versão 6.0), desenvolvido por uma empresa canadiana Hydromantis.

3.1 Modelos ASM

3.1.1 Modelo ASM1

O modelo ASM1, introduzido por Henze *et al.*(1987), pode ser considerado como um modelo de referência, uma vez que este desencadeou a aceitação geral de modelação de uma ETAR (Gernaey *et al.*, 2004).

O desenvolvimento deste modelo foi efetuado utilizando uma notação matricial e é definido por quatro processos principais: o crescimento da biomassa; o decaimento da biomassa; a amonificação do azoto orgânico e a hidrólise da matéria orgânica particulada. Na Figura 15 apresenta-se um esquema dos processos envolvidos e as interligações entre cada componente do processo definidos em ASM1 (Petersen *et al.*, 2002).

Crescimento aeróbio da biomassa heterotrófica e autotrófica

O crescimento aeróbio da biomassa ocorre devido à degradação da fração de substrato solúvel facilmente biodegradável (S_S) pelo consumo de oxigénio (S_O). As concentrações de S_S e S_O podem ser limitantes no processo de crescimento da biomassa.

A amónia, como fonte de azoto (S_{NH}), utilizada para a síntese de proteínas, é incorporada na massa celular da população de microrganismos. Este processo está também associado à remoção de CQO, envolvendo de igual forma, a alteração da concentração de alcalinidade (S_{ALK}).

Relativamente ao crescimento autotrófico, parte da fração de S_{NH} sofre oxidação, passando a nitrato, pelo processo de nitrificação e outra parte da fração desta é incorporada na massa celular da população de microrganismos autotróficos. O processo de nitrificação apresenta um efeito importante sobre a alcalinidade e sobre a CQO.

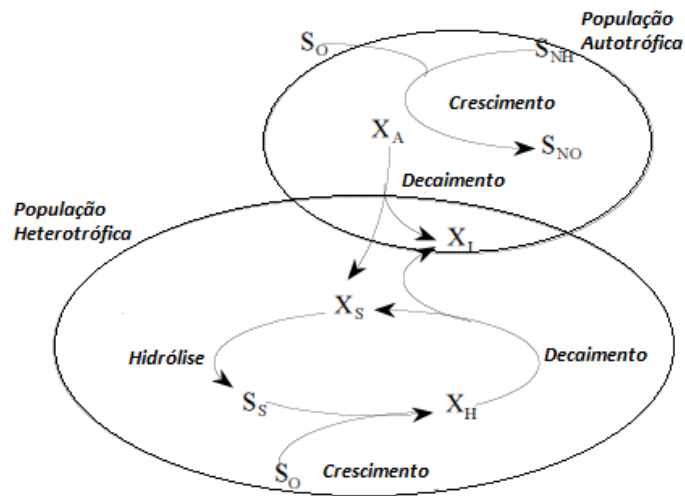


Figura 15 - Representação esquemática dos processos envolvidos e as interligações entre cada componente - ASM1 (Adaptado de (Petersen *et al.*, 2002))

Crescimento anóxico da biomassa heterotrófica

Este crescimento é semelhante ao anterior, contudo ocorre na ausência de oxigénio, possibilitando que os microrganismos heterotróficos utilizem o ião NO_3^- como recetor de eletrões, dando resultado, por processos de desnitrificação, ao crescimento de uma nova biomassa e na formação de N_2 .

Decaimento da biomassa heterotrófica e autotrófica

O decaimento da biomassa é modelado através de reações de primeira ordem relativamente à concentração de biomassa. Ocorre em todas as condições ambientais e apresenta diferentes mecanismos, tais como: a respiração endógena, a morte, a predação e a lise. Resulta do processo de conversão da biomassa em substrato particulado lentamente biodegradável (X_S) e em matéria orgânica particulada inerte (detritos celulares) (X_P).

No ASM1, é admitido o conceito pragmático de “*death-regeneration*” (Dold *et al.*, 1980; citado por Henze *et al.*, 1987, em Petersen *et al.*, 2002), em que se assume que não ocorre utilização de recetor de eletrões durante o decaimento da biomassa, sendo a taxa de decaimento independente das condições ambientais.

Amonificação do azoto orgânico solúvel

Consiste na conversão azoto orgânico solúvel biodegradável (S_{ND}) em S_{NH} , através de uma reação de primeira ordem. O consumo de iões de hidrogénio neste processo de conversão altera a concentração de S_{ALK} .

Hidrólise de matéria orgânica particulada e azoto orgânico

A hidrólise de X_S resulta na produção de S_S , disponível para o processo de crescimento de microrganismos. Ocorre apenas em condições aeróbias e anóxicas.

Relativamente ao azoto orgânico, a sua hidrólise resulta na produção de azoto orgânico solúvel.

A matriz adotada é representada por 13 componentes de caracterização das águas residuais e 8 processos biológicos.

A matriz de Petersen para o modelo ASM1 é apresentada na Tabela 22, do anexo III, assim como os vários parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo (Tabela 23 do anexo III).

❖ Restrições do modelo ASM1

Segundo Henze *et al.* (1987) (citado por Petersen *et al.* 2002) o modelo apresenta algumas limitações e pressupostos, os quais se encontram enunciadas de seguida:

- O sistema deverá operar a uma temperatura constante;
- O pH deverá ser constante e aproximadamente neutro, uma vez que este influencia vários parâmetros, no entanto, o atual estado da arte não permite expressar estas possíveis influências. A introdução da alcalinidade no modelo permite a detetar de problemas relacionados com o pH;
- As características das águas residuais, os coeficientes e os parâmetros das expressões que traduzem as taxas de processos são considerados estáveis ao longo do tempo (apesar de ser possível a simulação de variações de cargas de poluentes do afluente, não se consideram alterações na natureza da matéria orgânica);
- O efeito dos nutrientes inorgânicos (N e P) no crescimento celular não é considerado no modelo, os parâmetros de desnitrificação (η_g e η_h) são fixos e constantes assim como os parâmetros de nitrificação;
- A biomassa heterogénea é assumida como homogénea e mantém-se constante ao longo do tempo;
- O modelo ASM1 não é aplicável a águas residuais com elevadas contribuições industriais e a idade de lamas, não pode ser elevada ou apresentar TRS inferiores a 1 dia (Gernaey *et al.*, 2004), assim deve-se encontrar nos limites adequados (3 a 30 dias) para que a biomassa floculenta se desenvolva de forma a evitar problemas de sedimentação. Para se garantir uma correta sedimentabilidade das lamas biológicas é necessário assegurar uma concentração de MLSS de 750 a 7500 mg.L⁻¹ (Ferreira, 2011).

Este modelo não inclui processos de tratamento que descrevem o comportamento da biomassa em condições anaeróbias assim, a fração não arejada do reator deve ser limitada (Ferreira, 2011). A simulação de sistemas, em que parte significativa do volume do reator biológico apresenta condições anaeróbias, pode apresentar resultados com erros significativos e distantes do comportamento real observado (Petersen *et al.*, 2002).

3.1.2 Modelo ASM2

O modelo ASM2, introduzido também por Henze, em 1995, consiste numa extensão do modelo ASM1 e inclui processos relativos a remoção biológica de fósforo. Este modelo integra dois processos químicos para simular a precipitação química do fósforo, que resulta da presença de metais em águas residuais com elevadas concentrações em ortofosfatos.

Para além dos componentes orgânicos considerados no modelo ASM1, baseados inteiramente na CQO, o modelo ASM2 engloba também os SST, X_{TSS} , tendo em conta a fração de lamas ativadas que não apresenta CQO, os polifosfatos, e, considerando a presença de sólidos minerais particulados no afluente assim como a formação deste tipo de sólidos durante a precipitação química do P.

A matéria orgânica deste modelo é constituída por duas componentes: a correspondente aos produtos da fermentação, S_A , considerados como acetatos, e a matéria orgânica fermentável, S_F , rapidamente biodegradável e disponível para assimilação pelos heterotróficos. A matéria orgânica solúvel não biodegradável, resultado de processos de hidrólise e presentes no afluente, é dada neste modelo pela variável S_I .

Relativamente aos componentes azotados solúveis, estes englobam o azoto amoniacal, S_{NH_4} , nitratos e nitritos, S_{NO_3} . Durante o processo de desnitrificação, forma-se um gás, S_{N_2} , considerado insolúvel, que sai de imediato da solução. Os restantes componentes solúveis são o fósforo solúvel inorgânico, S_{PO_4} , constituídos essencialmente por ortofostatos, o oxigénio, S_{O_2} , e, S_{ALK} , utilizada para controlar os valores de pH baixos que possam inibir os processos biológicos.

O modelo ASM2 inclui a biomassa autotrófica aeróbia, X_{AUT} , responsável pela nitrificação, os organismos heterotróficos, X_H , responsáveis pela hidrólise de X_S a S_F , e organismos acumuladores de P, PAO (*Phosphate-Accumulating Organisms*), X_{PAO} . Os produtos internamente armazenados pelos PAO são representados por variáveis do sistema distintas de X_{PAO} , designadamente por X_{PP} , polifosfatos, e por X_{PHA} , CQO internamente armazenada.

A matéria orgânica não biodegradável, que integra o afluente ou é eventualmente produzida durante o decaimento da biomassa, X_I , também é modelada. Os restantes componentes particulados são, os hidróxidos de metilo, X_{MeOH} , e os fosfatos de metilo, X_{MeP} , que se assume serem constituídos por $Fe(OH)_3$ e por $FePO_4$, respetivamente.

Relativamente aos processos descritos pelo ASM2, para além dos processos de precipitação química do fósforo, este compreende também a hidrólise e processos que envolvem X_H , organismos autotróficos e PAO. Os processos de hidrólise, aeróbia, anóxica ou anaeróbia, em função do recetor de eletrões disponíveis, são progressivamente mais lentos. A hidrólise do azoto orgânico não é considerada no modelo, uma vez que se assume que X_S contém uma fração constante de azoto orgânico, i_{NXS} , e de P, i_{PXS} , sendo hidrolisados simultaneamente. O crescimento aeróbio, nos processos heterotróficos, com base em S_F e com base em S_A , é modelado como processos paralelos com idênticas taxas e coeficientes de rendimento, Y_H . Estes processos requerem S_{O_2} , S_{NH_4} e S_{PO_4} e S_{ALK} e produzem X_{TSS} . A morte e lise dos organismos heterotróficos são modeladas de forma idêntica à do modelo ASM1.

Os organismos PAO encontram-se incluídos em processos de: armazenamento de S_A sob a forma de X_{PHA} , maioritariamente em condições anaeróbias mas também em condições aeróbias e anaeróbias; armazenamento de X_{PP} ; crescimento dos organismos PAO, modelados como um processo aeróbio, consumindo apenas X_{PHA} ; e o decaimento (por morte, lise, respiração endógena ou por manutenção) de PAO e dos seus produtos de armazenamento, X_{PP} e X_{PHA} , formando a libertação de S_{PO_4} e S_A .

Os processos autotróficos integram o crescimento em condições aeróbias estritas e o decaimento destes organismos apresentam processo análogo ao descrito no modelo ASM1 (Henze *et al.*, 2000).

❖ Restrições do modelo ASM2

Neste modelo são aplicáveis as mesmas restrições consideradas para o modelo ASM1. Para além dessas, existem mais algumas restrições adicionais, uma vez que a remoção do P e o comportamento dos organismos PAO ainda não estão completamente estudados.

- Os organismos heterotróficos e os PAO são homogêneos não sofrendo qualquer alterações com o tempo;
- O S_A é o único substrato que pode ser absorvido pelos PAO;
- Em condições aeróbias, admite-se que o crescimento dos PAO está associado ao consumo de X_{PHA} , não consumindo S_A diretamente, pelo que os sistemas em que a afluência de S_A ao reator aeróbio é significativa não devem ser modelados com o ASM2;
- Apesar de que, na realidade, os PAO poderem sofrer desnitrificação e utilizarem nitratos ao invés de polifosfato para a obtenção de energia, assume-se que os PAO não desnitrificam;
- O modelo ASM2 não tem em conta limitações relacionadas com a deficiência dos cátions potássio e magnésio, o que pode resultar na redução da eficiência de acumulação de polifosfatos (Henze *et al.*, 2000);

❖ Modelo ASM2d

O modelo ASM2d foi publicado em 1999 por Henze *et al.* Trata-se de uma extensão do modelo ASM2. Este inclui dois processos adicionais que contabilizam os PAO em duas frações, em que uma delas sofre desnitrificação, recorrendo aos produtos no interior das células. Enquanto o modelo ASM2 assume que os PAO apresentam crescimento apenas em condições aeróbias, o ASM2d inclui também a sua desnitrificação.

No ASM2d, assume-se que uma fração de PAO tem capacidade para acumular P sob a forma de polifosfatos, enquanto os restantes podem desnitrificar. O modelo admite que o crescimento de X_{PAO} pode ocorrer em condições aeróbias e anóxicas.

Os modelos ASM2 e ASM2d, em termos práticos, são apenas aplicável a águas residuais domésticas, não sendo possível a sua aplicação a águas com elevadas contribuições industriais. A temperatura das águas residuais deve-se situar entre 10° e 25°C (Henze *et al.*, 2000).

Relativamente às matrizes adotadas, no modelo ASM2 constam 19 componentes de caracterização das águas e 19 processos biológicos, enquanto o modelo ASM2d apresenta 21 processos biológicos.

As matrizes de Petersen adotadas para os modelos ASM2 e ASM2d encontram-se nas Tabela 24 e Tabela 26/Tabela 27 do anexo III, respetivamente, assim como os vários parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo (Tabela 28, Tabela 29, Tabela 30, do anexo III).

3.1.3 Modelo ASM3

O modelo ASM3 foi desenvolvido com a finalidade de corrigir os principais defeitos do modelo ASM1, tendo sido desenvolvido e publicado por Gujer *et al.* (1999) (citado por Petersen *et al.*, 2002). No desenvolvimento deste modelo, foram avaliadas algumas das limitações do modelo ASM1, facilitando a sua aplicação.

De um modo resumido, o modelo ASM3 apresenta uma descrição mais detalhada dos processos celulares internos, dando importância ao armazenamento de substratos orgânicos e permitindo melhor ajustamento dos processos de decaimento às condições ambientais.

Admite-se, neste modelo, que S_S é inicialmente armazenada internamente pelos heterotróficos, devendo ser determinada por testes de respirometria. O S_I pode estar presente no afluente ou ser produzido pela hidrólise de X_S . Os componentes azotados solúveis consistem em S_{NH_4} , S_{NO_3} , e S_{N_2} , considerado o único produto da desnitrificação. Os restantes componentes solúveis são o oxigénio, S_{O_2} , e a alcalinidade, S_{Alk} (usada para prever atempadamente o valor de pH, que pode, eventualmente, conduzir à inibição dos processos biológicos).

Os componentes particulados incluem a matéria orgânica inerte não biodegradável, X_I , que pode fazer parte do afluente ou ser produzida no processo de decaimento da biomassa (corresponde a X_P no ASM1). O substrato lentamente biodegradável, X_S , é convertido por hidrólise a S_S e S_I anteriormente à respetiva assimilação. Contrariamente ao ASM1 assume-se que todo o X_S está contido no afluente, não sendo produzido no processo de decaimento da biomassa.

No modelo são apenas considerados organismos heterotróficos e autotróficos. A biomassa autotrófica, X_A , é considerada aeróbia estrita e responsável pela nitrificação. Em condições aeróbias e anóxicas, a biomassa heterotrófica, X_H , é responsável pela hidrólise de X_S e por metabolizar toda a matéria orgânica degradável; em condições anaeróbias a sua atividade limita-se à hidrólise extracelular. O componente X_{STO} representa os substratos orgânicos armazenados intercelularmente pelos heterotróficos e encontra-se sempre associado a X_H (mas não incluído na sua massa). Nos cálculos estequiométricos, considera-se que X_{STO} possui a composição $(C_4H_6O_2)_n$. O modelo considera ainda os sólidos suspensos através do componente X_{SS} .

De acordo com Gujer *et al.* (1999), no modelo ASM3 existem também quatro processos base, contudo ligeiramente diferentes ao do modelo ASM1: hidrólise da matéria orgânica particulada, armazenamento de matéria orgânica facilmente biodegradável, crescimento e decaimento da biomassa. Na Figura 16 apresenta-se um esquema dos processos heterotróficos e autotróficos envolvidos e as interligações entre cada componente do processo definidos em ASM3.

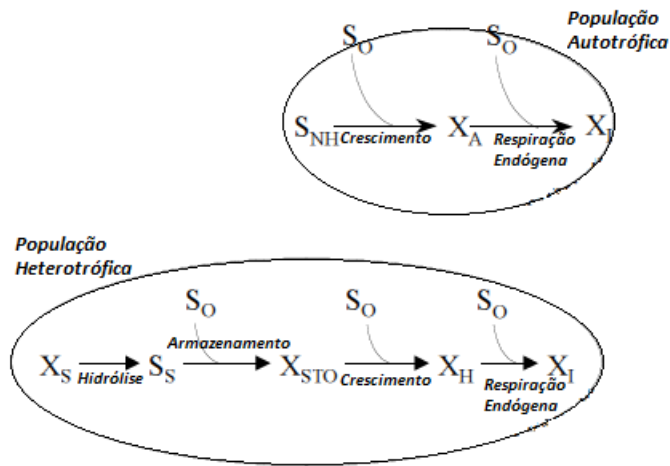


Figura 16 - Representação esquemática dos processos heterotróficos e nitrificantes considerados nos modelos ASM3 (adaptado de Petersen, 2002)

Hidrólise de matéria orgânica particulada

O processo de hidrólise, como mencionado no modelo ASM1, é responsável pela quebra de X_S em S_S , no entanto no modelo ASM3, o X_S é considerado como sendo dador de elétrons independentes, não desempenhando o mesmo papel dominante como em ASM1.

Armazenamento aeróbio e anóxico de matéria orgânica particulada facilmente biodegradável

Este processo descreve o armazenamento de S_S sob a forma de X_{STO} em condições aeróbias e anoxias com consumo de oxigênio. Assume-se que todo o S_S se transforma em matéria armazenada antes de ser utilizada para o crescimento. A energia necessária obtida da respiração aeróbia ou pela desnitrificação, consoante as condições ambientais. Dado que apenas uma das frações dos heterotróficos pode desnitrificar, as taxas de armazenamento em condições anóxicas são inferiores às aeróbias.

Crescimento aeróbio e anóxico da biomassa

Os processos de crescimento aeróbio e anóxico de biomassa heterotrófica são idênticos ao modelo ASM1. É aplicado, novamente, o fator de correção (η_{NO}) para contabilizar a redução das taxas de respiração anóxicas, quando comparadas com as taxas de respiração aeróbia.

Decaimento aeróbio e anóxico da biomassa

O decaimento da biomassa é modelado como a respiração endógena (em oposição ao conceito “*death-regeneration*” adotado no modelo AM1). Este processo descreve todas as formas de consumo de biomassa e as necessidades de energia não são associadas ao crescimento.

São considerados dois processos distintos de decaimento dos organismos heterotróficos: respiração endógena aeróbia e respiração endógena anóxica. Existem ainda dois processos semelhantes, perda aeróbia e anóxica de X_{STO} , que asseguram o decaimento de X_{STO} conjuntamente com o da biomassa.

Os processos autotróficos integram o crescimento em condições aeróbias estritas e a respiração endógena em condições aeróbias e anóxicas.

A matriz de Petersen adotada para este modelo encontram-se nas Tabela 31/Tabela 32, do anexo III, assim como os vários parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo (Tabela 33 e Tabela 34 do anexo III).

❖ Restrições do modelo ASM3

Apesar do modelo ASM3 ter sido desenvolvido como uma forma de colmatar alguns erros provenientes do modelo ASM1, este tem ainda algumas limitações semelhantes, pois o modelo ASM3 pressupõe que:

- A alcalinidade deve ser predominantemente constituída por bicarbonato, HCO_3^- ;
- O modelo não consegue “lidar” com elevadas concentrações de nitritos;
- Os parâmetros utilizados pelo modelo devem ser especificados pelo utilizador após a caracterização das águas residuais afluentes ao sistema (Petersen *et al.*, 2002).

O número de processos biológicos e componentes (estequiométricas e cinéticas) adotadas para cada modelo ASM apresentam-se na Tabela 9.

Tabela 9 – Número de processos biológicos e componentes adotadas para cada modelo

Modelo	Processos Biológicos	Componentes (Cinéticas e estequiométricas)
ASM1	8	13
ASM2	19	19
ASM2d	21	19
ASM3	12	13

3.2 Modelos de decantação

A sedimentação é um dos passos mais importantes do tratamento de águas residuais por lamas ativadas. De acordo com Ekma *et al.* (1997) (citado por Ferreira, 2006), os modelos de sedimentação são classificados segundo a sua resolução espacial, de 0 a 3 dimensões (0D-3D). Os modelos mais utilizados são os modelos 1D, que descrevem os processos de separação líquido-sólido e acumulação de sólidos no decantador (Ferreira, 2006).

3.3 Modelos ADM

O modelo ADM1, publicado em 2002 pela IWA (Batstone *et al.*, 2002), simula o comportamento dos elementos no interior do digestor anaeróbio com base numa série de processos bioquímicos e físico-químicos. Os processos bioquímicos envolvem, geralmente as etapas de a acidogénese, a acetogénese e a metanogénese. Envolve, adicionalmente, duas outras etapas não biológicas: a desintegração e a hidrólise. Apresentam-se, na Figura 17, de forma simplificada, as principais etapas presentes na digestão anaeróbia (Thamsiriroj and Murphy, 2011). O modelo pressupõe que a matéria orgânica particulada à entrada do digestor é homogénea.

O modelo ADM1 assume as etapas de hidrólise e desintegração como funções empíricas de primeira ordem que representam um efeito cumulativo de um processo constituído por vários passos. Estes passos incluem o crescimento, absorção e o decaimento.

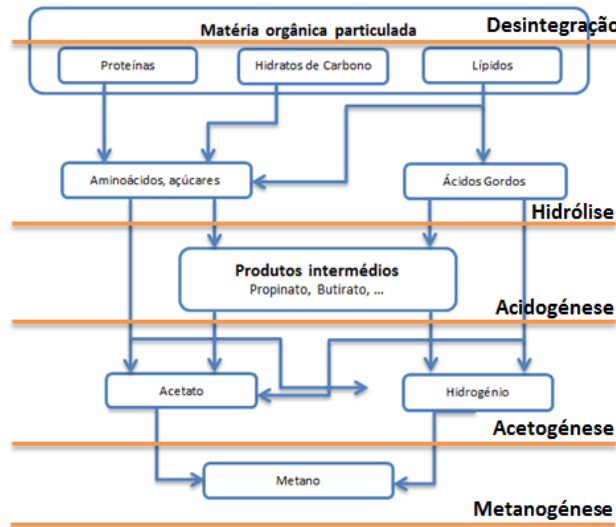


Figura 17 – Representação esquemática do processo de digestão anaeróbia (adaptado de Thamsiroj and Murphy, 2011)

Este modelo engloba 32 variáveis de estado dinâmicas, 19 processos bioquímicos (que envolvem 105 parâmetros cinéticos e estequiométricos), 6 processos cinéticos ácido-base e 3 processos de transferência da fase gasosa/líquida (Thamsiroj and Murphy, 2011; Schon, 2009).

Na elaboração do presente trabalho não foi aprofundado este modelo.

4 CASO DE ESTUDO

O objetivo deste capítulo é conhecer e compreender o funcionamento dos modelos de simulação, disponíveis no simulador GPS-X quando aplicados a esquemas de tratamento de águas residuais, atualmente em funcionamento em Portugal, nomeadamente a ETAR de Beirolas.

4.1 Descrição da ETAR de Beirolas

4.1.1 Localização da ETAR

A ETAR de Beirolas (Figura 18) localiza-se junto da ponte Vasco da Gama, na margem norte do Tejo, servindo a zona oriental de Lisboa e ainda parte do concelho de Loures.



Figura 18 - Visualização da localização ETAR de Beirolas (Google Maps)

A ETAR de Beirolas encontra-se em funcionamento desde 1989. Está localizada no município de Loures e tem a capacidade de tratar diariamente $54\,000\text{ m}^3$ de águas residuais correspondentes a cerca de 215 000 habitantes dos municípios de Loures e Lisboa. A ETAR inclui tratamentos do nível secundário por lamas ativadas em biomassa suspensa, passando a incluir também, após a sua remodelação no ano 2 000, remoção de N tratamento terciário como a filtração e desinfecção do efluente por radiação UV (Figueiredo, 1995).

4.2 Esquema de tratamento da ETAR

O esquema de tratamento da ETAR de Beirolas é apresentado na Figura 19 e a Figura 20 ilustra a imagem de satélite da ETAR.

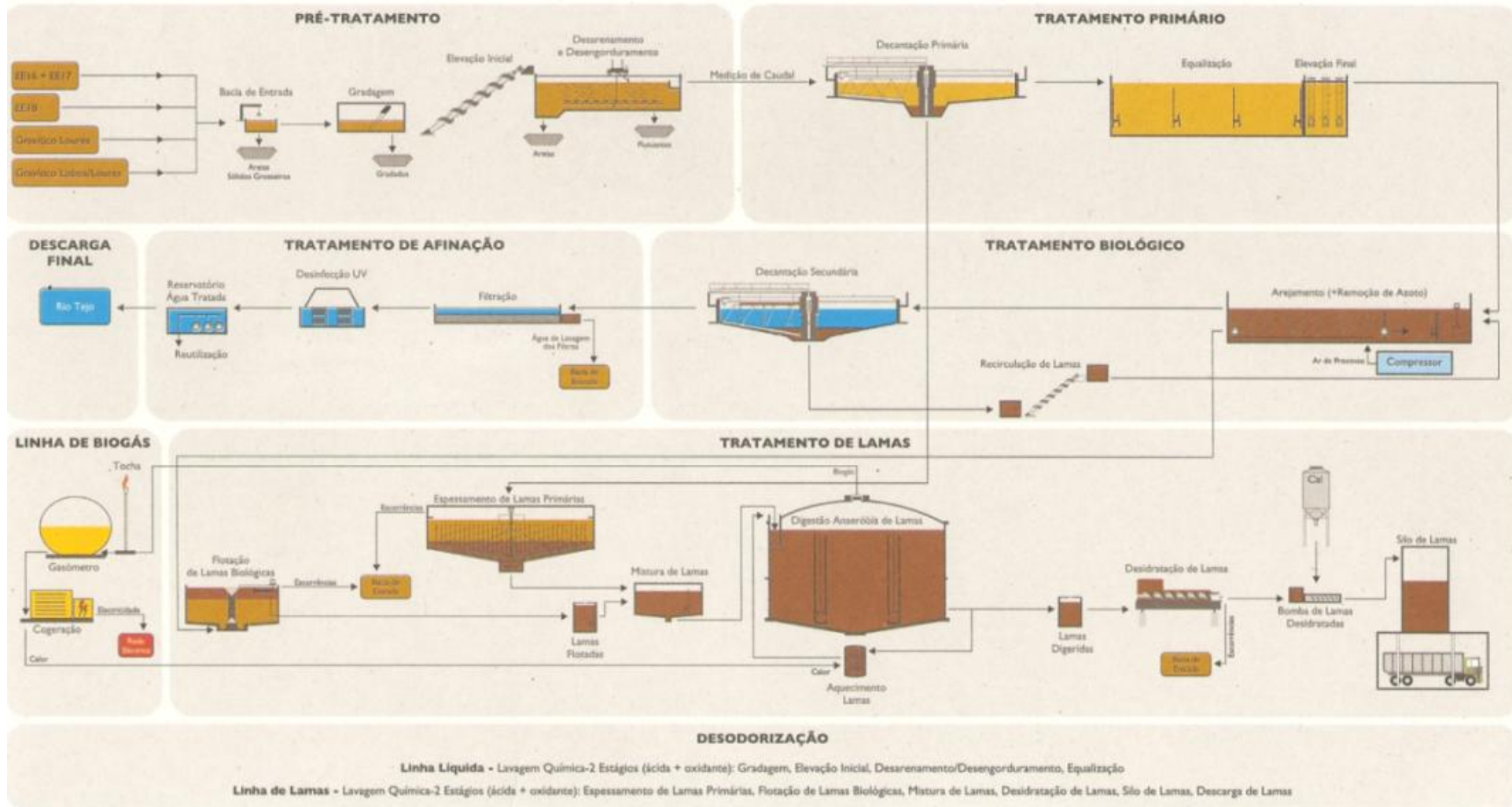


Figura 19 - Esquema de tratamento da ETAR de Beirolas



Legenda:

- | | |
|-------------------------|------------------------|
| — Pré-tratamento | — Tratamento primário |
| — Tratamento Secundário | — Tratamento Terciário |
| — Tratamento de lamas | |

Figura 20 - Imagem de Satélite da ETAR de Beirolas com a sinalização dos diferentes tipos de tratamentos (Google Maps)

De acordo com uma visita efetuada as instalações da ETAR de Beirolas e com base em alguns dados disponíveis em relatórios da Simtejo e num estudo efetuado por Sousa (2001), descreve-se de seguida, resumidamente, o funcionamento da ETAR.

Os afluentes à ETAR de Beirolas são submetidos a operações de gradagem para a remoção de sólidos grosseiros, estando, para o efeito, os canais de entrada equipados com duas grades verticais com limpeza mecânica. Uma grade grossa e uma grade fina. As operações de remoção de areias e desengorduramento são efetuadas num desarenador, que faz a remoção de areias e o desengorduramento.

O efluente que sai do tanque de desarenação é dividido e enviado para os decantadores primários. A decantação primária é realizada em dois decantadores, de secção circular, com 32 m de diâmetro, equipados com pontes raspadoras de fundo e de superfície, permitindo a remoção por decantação dos sólidos em suspensão e a remoção parcial de CBO_5 . As lamas que saem do decantador são conduzidas para um espessador gravítico para serem posteriormente tratadas. O efluente primário, que deixa o decantador, é conduzido para um tanque de equalização. Este tanque está dimensionado para ter uma capacidade de cerca de $10\,230\text{ m}^3$ e um tempo de retenção equivalente a 4 horas.

O efluente equalizado é elevado, afluindo em seguida por gravidade, para uma câmara de repartição de caudais, situada entre os reatores biológicos, a partir da qual é distribuindo igualmente pelos dois canais de alimentação dos reatores.

O sistema de tratamento secundário, que se inicia nos reatores biológicos, é constituído por três zonas: anaeróbia, anóxica e aeróbia. Na zona anaeróbia ocorre a remoção de grande parte da CQO solúvel presente na água residual. Esta zona tem também como finalidade selecionar os microrganismos, ou seja, favorece o desenvolvimento de microrganismos ou bactérias floculantes, resultando, na prática, em lamas de boa sedimentabilidade. Na zona anóxica ocorre a desnitrificação. Na zona aeróbia ocorre a oxidação da restante CQO e azoto amoniacal. O arejamento, na ETAR de Beirolas, é efetuado através de ar difuso com bolhas finas. O fornecimento de ar é efetuado por compressores de forma automática de modo a manter-se uma determinada concentração de oxigénio dissolvido em cada tanque aeróbio.

O caudal de saída do efluente dos reatores biológicos é repartido equitativamente e enviado para os decantadores secundários. As lamas em excesso, acumuladas nos reatores aeróbios, são conduzidas para um flotador para posteriormente serem tratadas.

O processo de decantação secundária ocorre em três decantadores com um diâmetro de 42 m e uma altura útil de 3,6 m, equipados com raspadores de sucção hidrostática de lamas. As lamas extraídas deste processo são enviadas novamente para tratamento biológico por lamas ativadas. A recirculação destas lamas permite recuperar as células, aumentando o seu número no reator de forma a manter a concentração adequada para que o processo se realize.

Após a decantação secundária, o efluente secundário é enviado para a filtração. Na ETAR de Beirolas, este processo é efetuado em três filtros de areias e antracite, de funcionamento contínuo e lavagem automática. Esta lavagem é efetuada pela aspiração da água filtrada através do meio filtrante, provocando a sua expansão,

garantindo, deste modo, uma limpeza uniforme. Os caudais excedentários afluem ao canal de saída e são encaminhados, juntamente com o efluente filtrado ao sistema de desinfecção por radiação UV. As águas de lavagem dos filtros são conduzidas por força gravítica para a entrada da ETAR.

A radiação U.V. é produzida por lâmpadas, submersas num canal aberto. Os microrganismos são expostos a doses de UV de diferentes intensidades, à medida que as águas escoam por entre as lâmpadas dispostas no canal horizontal. Este sistema foi concebido de maneira a garantir uma desinfecção dos efluentes secundários com concentrações de SST da ordem dos 5 mg.L^{-1} e possibilitando a obtenção de um efluente final com menos de 200 coliformes fecais por 100 mL.

Como referido anteriormente, as lamas produzidas durante a decantação primária e as lamas produzidas no tratamento biológico são submetidas a espessamento gravítico por flotação. As lamas resultantes dos diferentes espessamentos são misturadas e enviadas para digestores anaeróbios funcionando em regime mesófilo, onde ocorre a produção do biogás. O biogás é aproveitado para a produção de energia elétrica e térmica, por queima em cogeneradores, e utilizada internamente na ETAR.

O caudal de lamas digeridas é dividido em dois, sendo que parte do caudal recicla para o digestor, e, a outra parte é enviada para desidratação em centrífugas. À lama desidratada é adicionado cal e posteriormente é armazenada num silo para ser encaminhada para inceneração.

Relativamente aos odores produzidos em várias unidades de processo na ETAR, estas são confinadas e o ar de lá extraído é desodorizado por lavagem química em torres antes de ser libertado para a atmosfera.

4.3 Dados para a simulação das operações de tratamento da ETAR de Beirolas

A aplicação dos modelos de simulação permite prever a resposta dinâmica das várias unidades de tratamento numa ETAR a perturbações diversas, possibilitando a implementação de estratégias que garantam um melhor e maior desempenho desta.

O GPS-X, desenvolvido por uma empresa canadiana *Hydromantis*, é um *software* computacional com várias finalidades para a modelação e simulação de esquemas de tratamento de águas residuais domésticas e industriais. O programa permite a simulação dinâmica ou em regime permanente do tratamento de águas residuais, sendo utilizado no dimensionamento e exploração de ETAR com o objetivo de aumentar a eficiência de operação e reduzir respetivos custos e avaliar a capacidade máxima dos processos.

A biblioteca do modelo do simulador inclui diferentes módulos das diferentes etapas do tratamento (tratamento preliminar, primário, secundário e terciário), assim como módulos para os componentes hidráulicos (tanques de equalização, separadores, bombas, entre outros), englobando quase todas as abordagens de modelação dos últimos 20 anos (Ferreira, 2011).

No presente trabalho foi inicialmente elaborado um manual de utilizador do simulador GPS-X (versão 6.0) (anexo IV) que auxilia na compreensão do funcionamento do simulador e na compreensão das diferentes simulações efetuadas neste subcapítulo.

A implementação do esquema de tratamento (“*Layout*”) (Figura 21) da ETAR de Beirolas no simulador GPS-X foi feita a partir dos dados disponíveis no estudo anteriormente referido e com base num documento fornecido pela ETAR durante a visita de estudo (Figura 19).

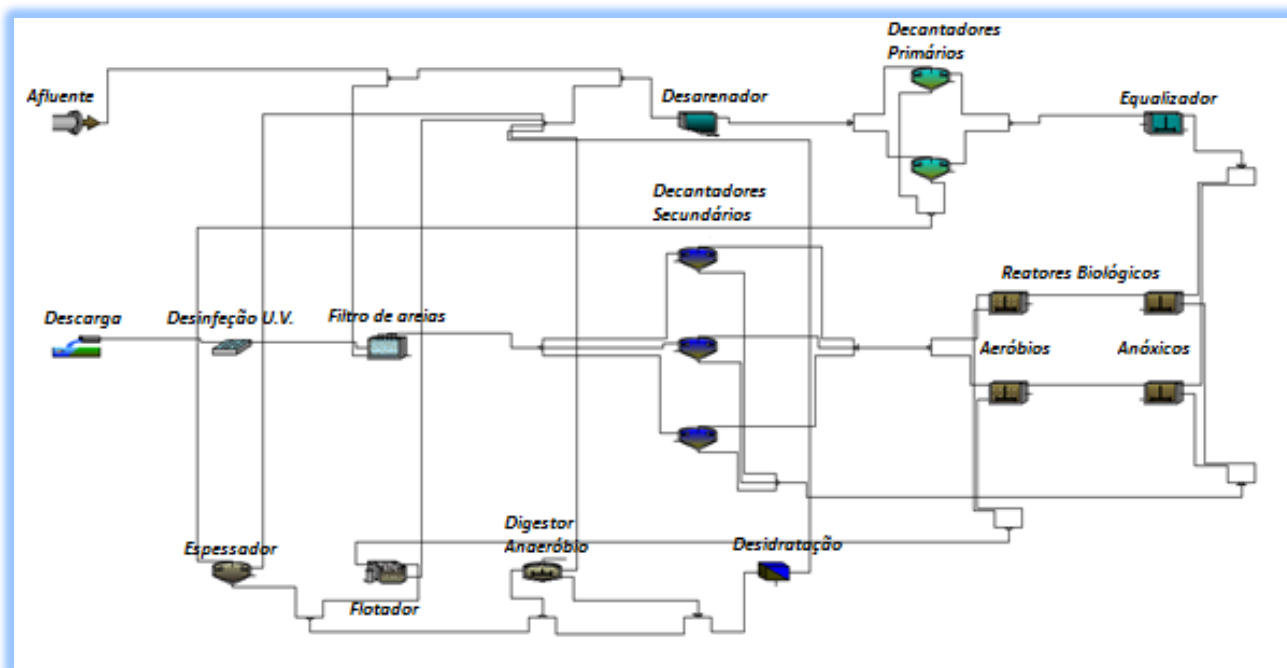


Figura 21 – Esquema de tratamento da ETAR de Beirolas, desenhado no simulador GPS-X

Em comparação com a infraestrutura física da ETAR de Beirolas, o esquema implementado no simulador varia ligeiramente, uma vez que este não dispõe de todos os equipamentos e vias utilizadas na ETAR, tais como a gradagem, a linha de tratamento do biogás, o aquecimento de lamas. Também não foi considerada a zona anaeróbia do tratamento secundário (não foi colocado um reator anaeróbio), porque o simulador tem um número limite de unidades de tratamento.

A biblioteca selecionada para este esquema de tratamento foi a “CNPLIB” que simula a transformação dos compostos de C, N e P.

Relativamente aos modelos de funcionamento, para cada unidade de tratamento, foram selecionados os seguintes modelos:

- Afluente: *codstats*;
- Tanque de desarenação: *empiric*;
- Decantador primário: *simple1d*;
- Tanque de equalização: *noreact*;
- Decantador secundário: *simple1d*;
- Filtração: *continuous*;
- Desinfecção: *weruf*;
- Espessador: *empiric*;

- Flotador: *simple1d*;
- Digestor Anaeróbio: *mantisad*;
- Desidratador: *empiric*;

Quanto aos modelos biológicos, estes foram aplicados aos reatores anóxicos e anaeróbios, sobre o qual incidiram os testes realizados.

Para efeitos de simulação, foram considerados os seguintes valores para os parâmetros de SST, CBO₅ e CQO mantendo os valores padrão do simulador para os parâmetros de N e P.

Tabela 10 – Dados de entrada no simulador (Simtejo 2007)

Parâmetro	Valor
Caudal médio diário [m ³ .d ⁻¹]	54000
SST [mg.L ⁻¹]	240
CQO [mgO ₂ .L ⁻¹]	560
CBO ₅ [mgO ₂ .L ⁻¹]	240
N [mgN.L ⁻¹]	40
P [mgP.L ⁻¹]	10

De acordo com os passos mencionados no manual de utilizador do GPS-X, disponível no anexo IV, ajustaram-se os parâmetros de entrada, apresentados na Figura 22, de forma a obterem-se os valores de SST, CQO e CBO₅ pretendidos (Tabela 10).

Os ajustes efetuados resultaram na obtenção de um afluente composto por 22,9% de CQO total facilmente biodegradável, 35,06% de CQO total inerte particulada e 2% de CQO total inerte solúvel. A relação estabelecida entre SSV e SST foi de 85%.

User Inputs			
Influent Composition			
cod	total COD	gCOD/m3	560.0
tkn	total TKN	gN/m3	40.0
tp	total phosphorus	gP/m3	10.0
Dissolved Oxygen			
so	dissolved oxygen	gO2/m3	0.0
Phosphorus Compounds			
sp	soluble ortho-phosphate	gP/m3	8.0
Nitrogen Compounds			
snh	free and ionized ammonia	gN/m3	25.0
sno	nitrate and nitrite	gN/m3	0.0
snn	dinitrogen	gN/m3	0.0
Alkalinity			
salk	alkalinity	mole/m3	7.0
Influent Fractions			
icv	XCOD/VSS ratio	gCOD/gVSS	2.06
fbod	BOD5/BODultimate ratio	-	0.681
ivt	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.85
Organic Fractions			
frsi	soluble inert fraction of total COD	-	0.02
frss	readily biodegradable fraction of total COD	-	0.229
frxi	particulate inert fraction of total COD	-	0.3506
frxu	part. cell decay products fraction of total COD	-	0.0
frxbh	heterotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0
frxba	autotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0

Figura 22 -Valores ajustados no Influent Advisor

De acordo com a informação disponível (Sousa 2001), e atendendo as eficiências de remoção das cargas poluentes exigidas no DL nº152/97 foram dimensionadas as unidades de tratamento.

Os parâmetros-chave para o dimensionamento e operacionais das diferentes unidades de tratamento são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Parâmetros-chave de funcionamento das unidades de tratamento para o simulador

Unidades de Processo	Parâmetros	
Desarenador	Produção de Areias [mg.L ⁻¹]	23
Decantadores primários	Área Superficial [m ²]	800
	Profundidade; Altura de alimentação [m]	3; 2,5
	Caudal de lamas primárias [m ³ .d ⁻¹]	400
Equalizador (com agitação mecânica)	Volume [m ³]	10230
Reatores aeróbios	Volume [m ³]	7000
	Caudal de lamas em excesso [m ³ .d ⁻¹]	700
Reatores anóxicos	Volume [m ³]	3000
Decantadores secundários	Área Superficial [m ²]	1500
	Profundidade; Altura de alimentação [m]	5; 3,6
	Recirculação de lamas [%]	30
Filtro de areias	Fração de caudal para lavagem [%]	1
	Fração de sólidos em lavagem [% m/m]	80
Desinfeção U.V.	Volume do canal [m ³]	5
Espessador	Área Superficial [m ²]	300
	Caudal de lamas espessadas [m ³ .d ⁻¹]	600
	Eficiência de Remoção [%]	90
Flotador	Área Superficial [m ²]	20
Digestor anaeróbio	Volume Digestor [m ³]	10000
	Volume da fase gasosa [m ³]	1200
	Caudal de lamas digeridas [m ³ .d ⁻¹]	1800
Desidratador	Caudal de lamas desidratadas [m ³ .d ⁻¹]	300
	Eficiência de remoção [%]	95

O dimensionamento dos reatores biológicos foi efetuado assumindo-se uma concentração de sólidos nos reatores de 3,0 kg.m⁻³ (MLSS) e uma relação F/M de 0,4 kgCBO₅.kg⁻¹MLSS.d⁻¹.

4.4 Apresentação e discussão de resultados

O estudo da aplicação da simulação numérica para prever o desempenho e funcionamento da ETAR de Beirolas, foi efetuado tendo em conta os parâmetros de qualidade à saída da ETAR e as condições de funcionamento dos tratamentos biológico. Fez-se ainda um estudo sobre a influência na adição de efluentes externos, de forma a avaliar a capacidade de expansão do caudal tratado.

Os parâmetros de qualidade da água tratada na ETAR de Beirolas assim como as concentrações de lamas produzidas na digestão anaeróbia e na desidratação, obtidos para o ano de 2007, são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Parâmetros de qualidade do efluente da ETAR e a concentração de lamas produzidas (Simtejo 2007)

Parâmetro	Concentração [mg.L ⁻¹]
SST	5
CQO	38

CBO ₅	7
Lamas mistas	26000
Lamas Digeridas	28400
Lamas Desidratadas (% SST)	23

Os estudos a seguir apresentados foram efetuados utilizando os valores recomendados pelo simulador (valores “*default*”) para os parâmetros cinéticos e estequiométricos associados a cada modelo numérico aplicado no tratamento biológico, a uma temperatura de 20°C. (Estes parâmetros podem ser verificados nas tabelas dos modelos ASM1, ASM2d e ASM3, tabelas 23, 28 a 30, 33 e 34 do anexo III). Todas as simulações foram efetuadas para um período de 50 dias e com um intervalo de 0,5 dias, uma vez que os resultados tendem a atingir um valor constante após um período de aproximadamente 30 dias, (previamente foram efetuadas simulações para períodos de 365 dias) salvo sejam introduzidas alterações e perturbações provocadas ao funcionamento normal de sistema de tratamento.

O caudal de afluente que entra nos tratamentos é constituído, pelo caudal de afluente que chega à ETAR (95,7 %) e por todas as escorrências provenientes do tratamento da fase líquida [filtro (0,93 %)] e do tratamento da fase sólida [espessamento, flotação, digestão anaeróbia e desidratação (3,37 %)].

Relativamente aos modelos aplicados nos reatores biológicos, o modelo mantis foi incluído nos estudos efetuados, uma vez que este apresenta um desenvolvimento similar ao modelo ASM1, mas incluindo processos adicionais para o crescimento dos microrganismos heterotróficos e autotróficos, considera ainda que os parâmetros cinéticos são dependentes da temperatura e inclui a desnitrificação aeróbia.

É de referir ainda que, como explicado no capítulo 3, os modelos apresentam parâmetros cinéticos e estequiométricos diferentes, por exemplo, modelo ASM2d considera parâmetros para a remoção de P e o modelo ASM1 não.

4.4.1 Influência da aplicação dos diferentes modelos numéricos nas concentrações dos poluentes à entrada e à saída da ETAR

De modo a avaliara a influência nas concentrações de poluentes à entrada e à saída da ETAR foram realizados testes com os diferentes modelos numéricos no tratamento biológico (tratamento secundário).

Ao alterar os modelos numéricos nos tratamentos biológicos, verifica-se uma diferença nas variáveis de estado entre os modelos ASM1, ASM2d e ASM3, nomeadamente nas variáveis da matéria orgânica (S_S e S_{F_e}) e nas variáveis dos componentes azotados (S_{ND} e X_{ND}). Ao contrário do modelo ASM2d, os modelos ASM1 e o ASM3 não consideram as variáveis relativas à matéria orgânica fermentável, apenas quantifica a matéria orgânica biodegradável. Relativamente aos componentes azotados, os modelos ASM3 e ASM2d não quantificam o azoto orgânico solúvel biodegradável.

Optou-se por utilizar os valores padrão do simulador, associados aos componentes azotados, sendo para os modelos ASM3 e ASM2d, a composição de S_{NH} (29 gN.m⁻³), superior aos restantes modelos (25 gN.m⁻³).

Como se verifica nas Figura 23 e Figura 24, apesar das concentrações de S_s à entrada do tratamento biológico serem semelhantes entre os quatro modelos, após o tratamento, estas apresentam diferenças entre os modelos devido à forma como a matéria orgânica é quantificada nos modelos.

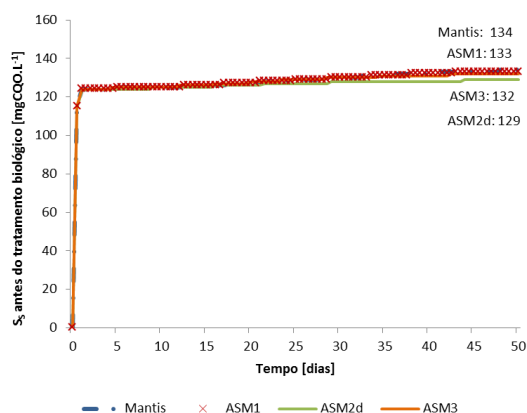


Figura 23 – Quantidade de S_s ao longo do tempo antes do tratamento biológico

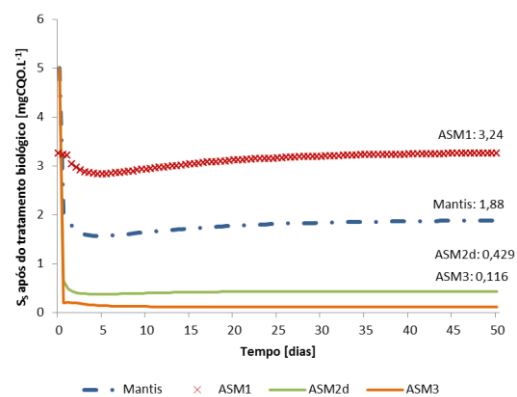


Figura 24 – Quantidade de S_s ao longo do tempo após o tratamento biológico

Para além das diferenças entre as variáveis de estado, verificou-se ainda uma ligeira alteração das concentrações dos parâmetros SST, CBO_5 , CQO, P e N no afluente à entrada do tanque de desarenação. O valor destes parâmetros, assim como as eficiências de remoção nos diferentes modelos encontram-se na Tabela 13.

Quanto às eficiências de remoção (Tabela 13), verifica-se que o modelo mantis, assim como no ASM1, a melhor eficiência remoção é para a de CBO_5 (98,5 % e 98,1 %, respetivamente), contudo apresentam baixas eficiências para a remoção de P_t (49,3 % e 38,8 %) ao contrário do modelo ASM2d que tem uma eficiência mais elevada (76,4%), não só para este parâmetro, mas também para a CBO_5 (98,6 %).

Tabela 13 - Concentração dos diferentes parâmetros à entrada e à saída da ETAR e respetivas eficiências de remoção

		Parâmetros				
		SST	CBO_5	CQO	N_t	P_t
Afluente	Concentração entrada [$mg.L^{-1}$]	240,2	240,0	560,0	40,0	10,0
Mantis	Concentração entrada [$mg.L^{-1}$]	396,1	258,8	795,3	55,9	14,7
	Concentração Saída [$mg.L^{-1}$]	9,9	3,88	32,5	12,8	7,46
	Eficiência de remoção [%]	97,5	98,5	95,9	77,1	49,3
ASM1	Concentração entrada [$mg.L^{-1}$]	395,9	258,7	794,8	55,5	14,8
	Concentração Saída [$mg.L^{-1}$]	9,9	4,8	33,8	12,2	9,1
	Eficiência de remoção [%]	97,5	98,1	95,8	78,0	38,8
ASM2d	Concentração entrada [$mg.L^{-1}$]	407,8	262,4	801,4	49,6	19,7
	Concentração Saída [$mg.L^{-1}$]	13,2	3,75	33,2	18,5	4,7
	Eficiência de remoção [%]	96,8	98,6	95,9	62,7	76,4
ASM3	Concentração entrada [$mg.L^{-1}$]	392,5	259,9	788,4	48,61	14,01
	Concentração Saída [$mg.L^{-1}$]	9,8	3,1	30,5	18,7	9,1
	Eficiência de remoção [%]	97,5	98,8	96,1	61,5	34,9

Relativamente ao modelo ASM3, verifica-se que, de entre os modelos em estudo, este é o que apresenta menor eficiência de remoção de P_t (34,9 %). Para a remoção de N_t verificam-se eficiências mais baixas, para os modelos ASM2d e ASM3 (62,7 % e 61,5 %, respetivamente) e mais altas para no modelo ASM1 (78,0 %). As eficiências de remoção verificadas para a CQO são similares nos quatro modelos, havendo apenas uma ligeira variação entre eles. Comparando as eficiências de remoção de SST, constata-se que, para os modelos mantis, ASM1 e ASM3, esta é similar (97,5 %), enquanto o ASM2d, apresenta uma eficiência ligeiramente inferior (96,8 %).

A influência da utilização dos diferentes modelos numéricos, no tratamento biológico das águas residuais (tanques anóxicos e aeróbios), nas concentrações dos poluentes SST, CBO_5 , CQO, P e N na descarga final são apresentados nas Figura 25, Figura 26, Figura 27, Figura 28, Figura 29, respetivamente.

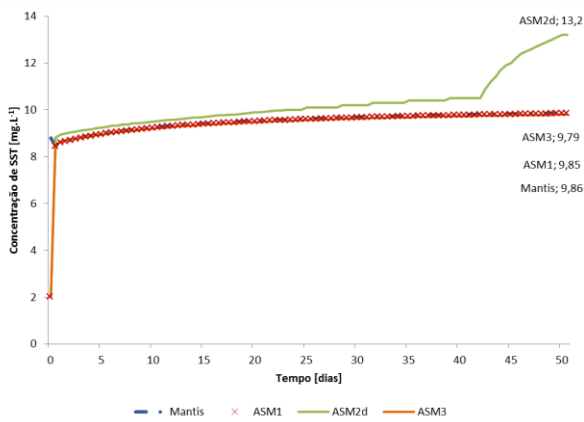


Figura 25 - Concentração de SST do efluente na descarga ao longo do tempo

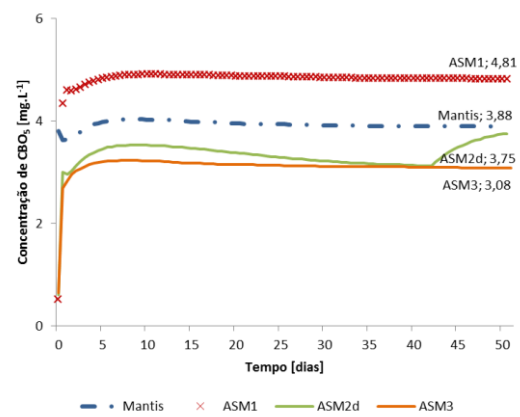


Figura 26 - Concentração de CBO_5 do efluente na descarga ao longo do tempo

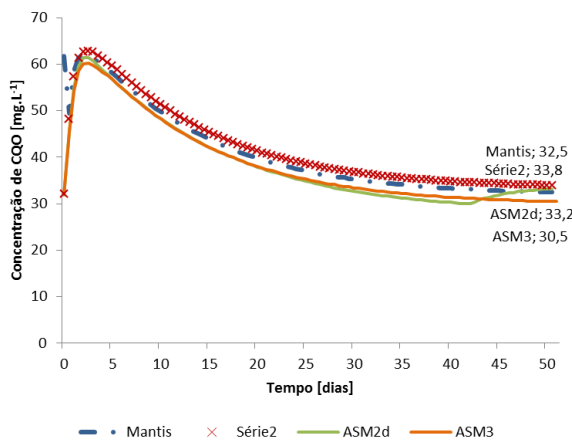


Figura 27 - Concentração de CQO do efluente na descarga ao longo do tempo

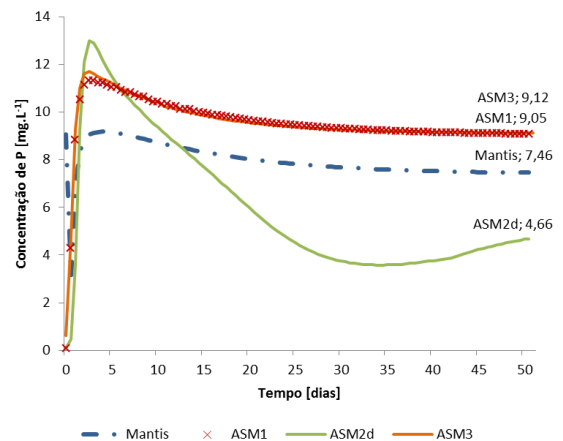


Figura 28 - Concentração de P do efluente na descarga ao longo do tempo

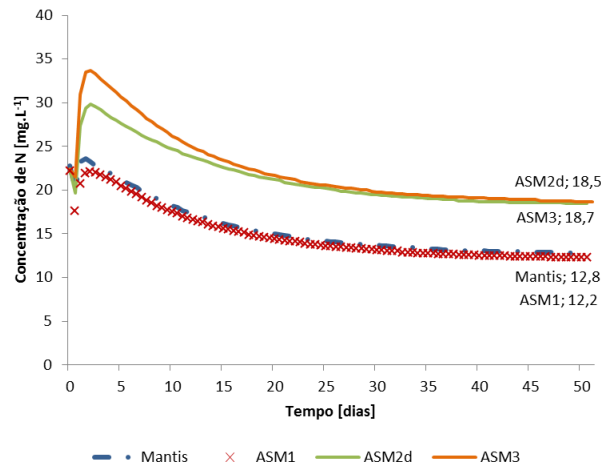


Figura 29 - Concentração de N do efluente na descarga ao longo do tempo

Observando as representações gráficas obtidas (Figura 25, Figura 26, Figura 27, Figura 28 e Figura 29) verifica-se que no que diz respeito aos SST, os modelos mantis, ASM1 e ASM3 apresentam um comportamento semelhante. Já o modelo ASM2d apresenta um desenvolvimento ligeiramente diferente e superior após um período de funcionamento de 40 dias, tendo uma variação de cerca 3,3 mg.L⁻¹ face aos outros três modelos. Relativamente à CBO₅, apesar do desenvolvimento ao longo do tempo ser similar nos quatro modelos, verifica-se que existe uma variação de 1,7 mg.L⁻¹ entre a aplicação do modelo ASM1 e ASM3.

O comportamento dos modelos na remoção de CQO é também semelhante, tendo uma variação máxima de 2,0 mg.L⁻¹ entre a utilização do modelo ASM3 e os restantes modelos.

Comparando os valores obtidos por simulação com os valores obtidos na ETAR de Beirolas (Tabela 12), verifica-se um afastamento entre estes. Esta diferença deve-se, possivelmente, o facto de esquema do tratamento da ETAR de Beirolas implementado no simulador apresentar diferenças, anteriormente mencionadas e pelo facto dos modelos não terem sido calibrados.

Quanto às concentrações de P e N verifica-se uma variação máxima de 4,5 mg.L⁻¹ entre a utilização dos modelos mantis, ASM1 e ASM3 e o modelo ASM2d. A utilização deste último possibilita a obtenção de concentrações mais baixas de P na água residual tratada. Relativamente a concentrações de N, note-se que, como referido anteriormente, as concentrações de azoto amoniacal definido no afluente são diferentes para os modelos utilizados (25 e 29 gN.m⁻³), contudo, apesar do comportamento ao longo do tempo ser semelhante, verifica-se que para um tempo de aproximado de 2 dias, existe um aumento acentuado na sua concentração, para o modelo ASM3.

As concentrações obtidas de N e P não cumprem os limites legais para zonas sensíveis enunciados no DL n.º 152/92, no entanto na ETAR de Beirolas não tem de cumprir estes parâmetros porque a licença de descarga atribuída considera que a sua localização é numa zona não sensível, de acordo com informação dada na visita de estudo (15/10/2012).

4.4.2 Diferenças entre os parâmetros dos reatores biológicos

- Concentração de MLSS nos tanques anóxico e aeróbio

Relativamente às concentrações de SS nos reatores biológicos, aeróbio (Figura 30) e anóxico (Figura 31) verifica-se que ao longo do tempo a concentração de sólidos vai aumentando gradualmente, vindo a atingir um valor estável aos 50 dias. Os modelos mantis, ASM1 e ASM3 apresentam um crescimento similar ao longo do tempo, enquanto o modelo ASM2d tem uma taxa de crescimento ligeiramente superior, quer em condições anóxicas quer em condições aeróbias. Existe uma variação máxima de 830 mg.L^{-1} entre os modelos ASM1, ASM3 ou mantis e o modelo ASM2d. Segundo Metcalf & Eddy (2003) e Quasim (2000), estas concentrações variam entre 1500 e 6000 mg.L^{-1} .

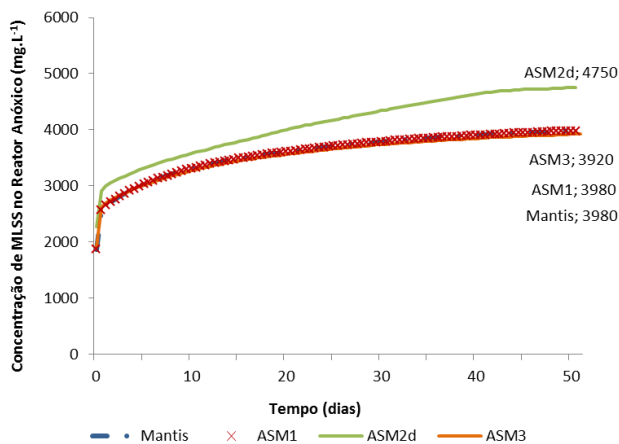


Figura 30 - Variação da concentração de MLSS no reator anóxico ao longo do tempo

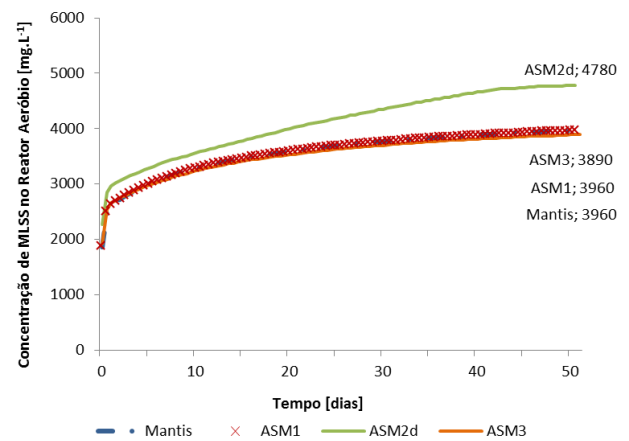


Figura 31 - Variação da concentração de MLSS no reator aeróbio ao longo do tempo

- Tempo de retenção hidráulico

O tempo de retenção hidráulico obtido é idêntico para os quatro modelos em estudo, sendo este de 1,4 h nos tanques anóxicos e de 3,2 h nos tanques aeróbios, o que dá um tempo total de retenção hidráulico, no tratamento biológico, de 4,6 h. Quando comparados estes valores com as gamas segundo Metcalf & Eddy (2003) (entre 3 e 5 horas), verifica-se que este encontra-se na gama de funcionamento típica.

- Relações F/M

Relativamente às relações F/M, verifica-se que ao longo do tempo esta diminui, vindo a estabilizar em $0,45 \text{ kg}^{-1} \text{ CBO}_5 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ MLVSS} \cdot \text{d}^{-1}$, para o tanque anóxico, nos quatro modelos numéricos.

A relação F/M no reator aeróbio é superior, apresentando uma pequena diferença entre os modelos ASM3 e ASM2d e os modelos ASM1 e mantis. A relação obtida nestes últimos é de $2,31 \text{ CBO}_5 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ MLVSS} \cdot \text{d}^{-1}$, e nos modelos ASM2d e ASM3 é de $2,68 \text{ CBO}_5 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ MLVSS} \cdot \text{d}^{-1}$.

Comparando com os valores dados na bibliografia, de acordo com Davis (2010), a relação F/M para o tanque anóxico encontra-se dentro da gama de funcionamento ($0,04$ e $5,0 \text{ kg CBO}_5 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ MLVSS} \cdot \text{d}^{-1}$).

- Quantidades de nitratos, nitritos e azoto amoniacal

Quanto às contrações de nitratos e nitritos, verifica-se na Figura 32, uma concentração mais baixa nos modelos ASM1 e Mantis (9,8 e 10,6 mgN.L⁻¹, respetivamente) em comparação aos modelos ASM2d e ASM3 (16,8 e 17,4 mgN.L⁻¹, respetivamente). O modelo ASM3 apresenta um aumento mais acentuado para um período de tempo de 5 dias, atingindo um máximo de 32,6 mgN.L⁻¹ após o qual começa a desacelerar gradualmente, vindo a estabilizar aos 40 dias. O modelo ASM2d apresenta um crescimento similar, contudo apresenta concentrações inferiores (máximo de 28,0 mgN.L⁻¹).

Relativamente a quantidades de azoto amoniacal (Figura 33) verifica-se um comportamento semelhante nos quatro modelos utilizados, havendo apenas uma variação máxima de 0,6 mgN.L⁻¹ entre a seleção dos modelos ASM1 e ASM2d. Pode-se constatar ainda que, o modelo ASM3 parte de uma concentração elevada (5 mg.L⁻¹), enquanto os restantes modelos partem de uma concentração de 2 mg.L⁻¹.

Quando comparados estes valores com um estudo efetuado por Filali-Meknassi *et al.* (2010), sobre nitrificação e desnitrificação utilizando o modelo AM2d com o uso de reatores SBR, verifica-se que os resultados obtidos para os nitratos, nitritos (~225 mgN.L⁻¹) e azoto amoniacal (~ 5 mgN.L⁻¹) são mais baixos.

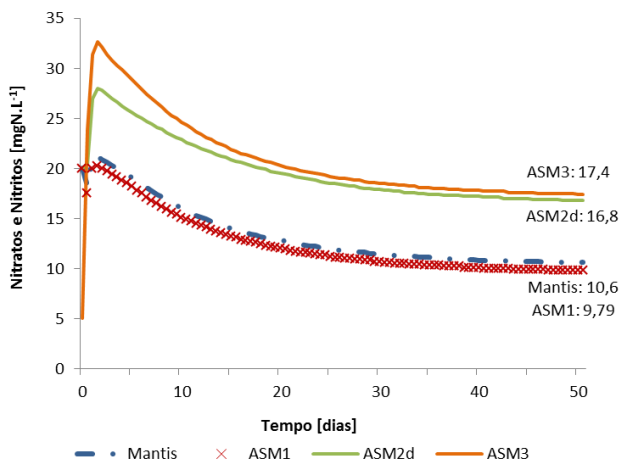


Figura 32 – Nitratos e nitritos ao longo do tempo

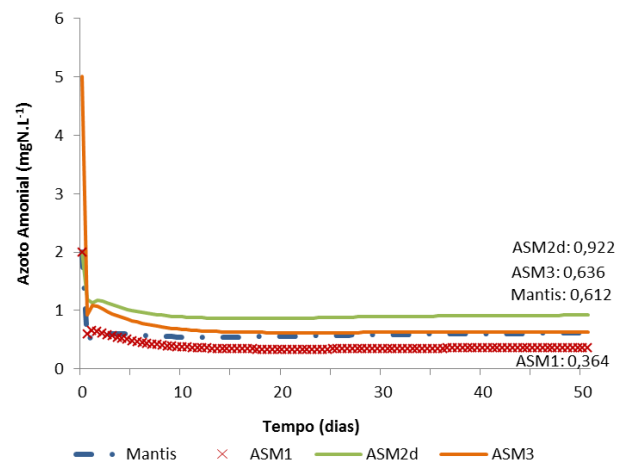


Figura 33 – Azoto amoniacal ao longo do tempo

- Nitrificação e Desnitrificação

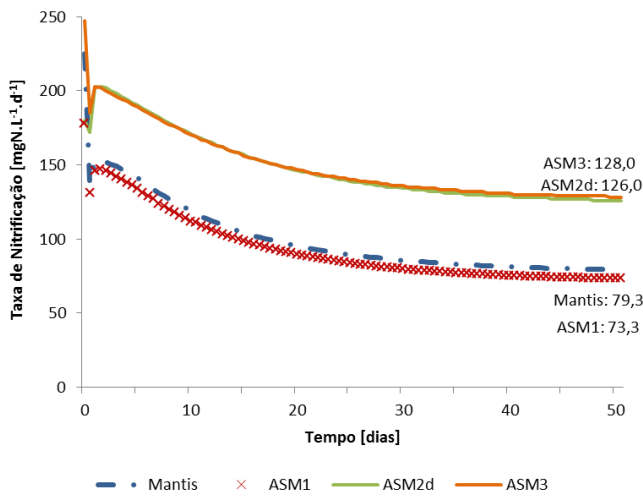


Figura 34 – Taxa de nitrificação ao longo do tempo

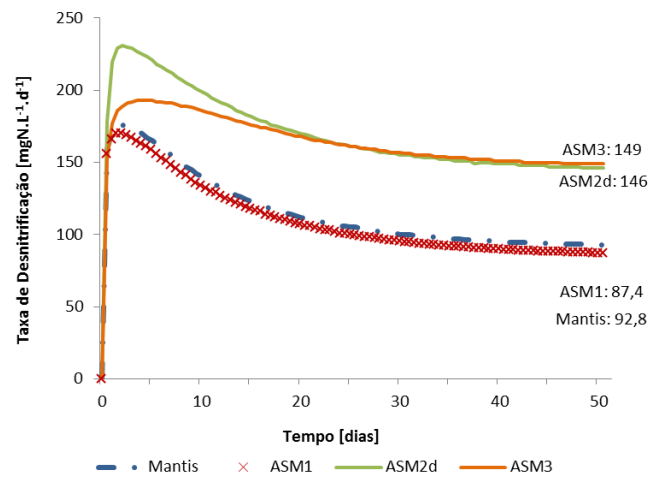


Figura 35 – Taxa de desnitrificação ao longo do tempo

Quando analisadas as taxas de nitrificação e desnitrificação (Figura 34 e Figura 35) nos diferentes modelos utilizados, verifica-se mais uma vez um comportamento semelhante, entre os modelos ASM1 e mantis e entre os modelos ASM2d e ASM3. O modelo ASM2d apresenta uma taxa de desnitrificação superior nos primeiros 5 dias, atingido um máximo de 229 mgN.L⁻¹.d⁻¹, após o qual tem tendência a diminuir, vindo a apresentar um valor aproximado (diferença de 3 mgN.L⁻¹.d⁻¹) do modelo ASM3. Relativamente a taxas de nitrificação, ambos apresentam taxas similares diferindo apenas em 2 mgN.L⁻¹.d⁻¹. Os modelos ASM1 e mantis apresentam as taxas de nitrificação e desnitrificação mais baixas, quando comparadas com os outros modelos. Isto pode ser devido ao facto de a quantidade de azoto amoniacal no afluente ser diferente (ASM1 e mantis: 25 mgN.L⁻¹ e ASM2d e ASM3: 29 mgN.L⁻¹). Quando comparadas as taxas de nitrificação com um estudo efetuado por *You et al.*(2003) que indica que as taxas de nitrificação variam entre 48 e 240 mgN.L⁻¹.d⁻¹, para um processo por lamas ativadas, verifica-se que os valores obtidos, 73,3 e 128 mgN.L⁻¹.d⁻¹, encontram-se dentro da gama ideal de funcionamento.

- Produção de lamas

Relativamente à concentração de lamas produzidas, quer nas lamas primárias quer nas lamas secundárias (lamas em excesso), verifica-se um comportamento semelhante entre os modelos ASM1, mantis e ASM3 ao longo do tempo (13 300 mgCQO.L⁻¹ para lamas primárias) e 3 960 mgCQO.L⁻¹ para lamas em excesso). O modelo ASM2d apresenta um comportamento ligeiramente superior. Após 40 dias, verifica-se um aumento de 600 mgCQO.L⁻¹ para as lamas primárias, ao contrário da concentração de lamas em excesso que apresenta um crescimento na concentração desde o início do seu funcionamento. Existe uma variação de 800 mgCQO.L⁻¹ entre este modelo e os restantes.

Quando comparadas as concentrações de lamas mistas (flotadas e espessadas) e de lamas digeridas (após digestão anaeróbia) nos diferentes modelos (Tabela 14) verifica-se que a diferença entre eles não é muito

significativa, mas quando comparada com os valores da Tabela 12, verifica-se que estas são mais baixas, havendo uma diferença aproximada de 9 kg.L⁻¹.

Tabela 14 – Concentração de lamas mistas e digeridas produzidas na ETAR

Parâmetros [mg _{SST} .L ⁻¹]	Mantis	ASM1	ASM2d	ASM3
Lamas Mistas	19 513,9	19 489,9	20 142,5	19 071,9
Lamas Digeridas	19 311,3	19 286,6	19 123,4	18 794,4

Relativamente à produção de biogás, verificou-se uma produção com composições de CH₄ superiores a 60 %, nos quatro modelos como se pode verificar na Tabela 15. Segundo Metcalf & Eddy (2003) a composição do biogás varia entre 65 a 70% para o CH₄ e 25 a 30% para o CO₂.

Tabela 15 – Composição de biogás obtida na digestão anaeróbia

Modelos	CH ₄ [%]	CO ₂ [%]
Mantis	60,1	39,9
ASM1	60,8	39,2
ASM2d	62,5	37,5
ASM3	62,6	37,4

Dado o exposto em cima, verifica-se que de entre os modelos estudados o modelo que apresenta um comportamento diferente em relação aos outros é o modelo ASM2d. Isto deve-se ao facto de este ser mais complexo, constituído por mais processos biológicos e mais detalhado a nível de parâmetros estequiométricos e cinéticos.

É possível otimizar o comportamento de cada modelo, fazendo calibrações, e análises de sensibilidade aos parâmetros associados, por iterações, até atingir os resultados desejados. A validação dos modelos calibrados é efetuada tendo em conta valores experimentais diferentes dos utilizados para a calibração. No entanto, a falta de mais dados experimentais relativos à ETAR de Beirolas não permitiu efetuar a calibração e validação do modelo.

Assim, e tendo em conta o objetivo da realização deste trabalho assumiu-se que os resultados obtidos na simulação para os diferentes modelos, apesar de apresentarem alguns desvios quando comparados com os escassos dados disponíveis (Tabela 12), permitem cumprir os limites de descarga estabelecidos no DL n.º152/97.

4.4.3 Seleção e aplicação de um modelo numérico

Dos diferentes modelos numéricos estudados para o tratamento biológico, selecionou-se o modelo ASM1, para estudar o desempenho do comportamento da ETAR de Beirolas quando sujeita a condições diferentes de afluência. Esta opção foi baseada no facto deste modelo ser considerado como um modelo referência e, como já referido anteriormente, apresenta grau de aceitação elevado na modelação de ETAR (Gernaey *et al.*, 2004).

Assim, para além do estudo efetuado com o modelo ASM1 para os dados disponíveis relativos à ETAR de Beirolas, foram criados novos cenários para ver o impacto dos mesmos nas diferentes unidades de tratamento. Assumiu-se um funcionamento de 50 dias para os novos cenários e uma afluência contínua.

- **Cenário 1:** cenário referência utilizado nos estudos efetuados anteriormente;
- **Cenário 2:** introdução de uma corrente adicional ao afluente existente (Figura 36) com características típicas de uma água residual de carga média de origem doméstica com um caudal de diário de 2000 m^3 , correspondente a uma captação de $169 \text{ L.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (cerca de 118 400 hab). A composição desta água pode ser verificada na Figura 38.

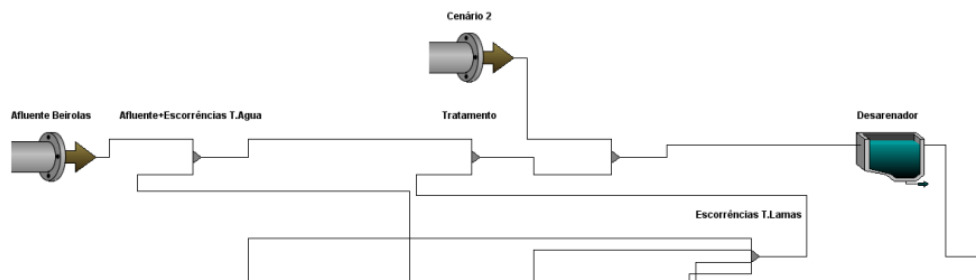


Figura 36 - Alteração no esquema de tratamento da ETAR de Beirolas, com introdução de uma água residual média doméstica

- **Cenário 3:** Semelhante ao cenário 2, com um caudal diário de $20\,000 \text{ m}^3$, correspondente a uma captação de $169 \text{ L.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (cerca de 118 400 hab).
- **Cenário 4:** introdução de um caudal adicional ao afluente existente, proveniente de uma fossa séptica (Figura 37), com um caudal médio de $100 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ e características “*defaul*” do simulador GPS-X (Figura 39).
- **Cenário 5:** semelhante ao cenário 4, diferindo no caudal de entrada médio, $1000 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$.

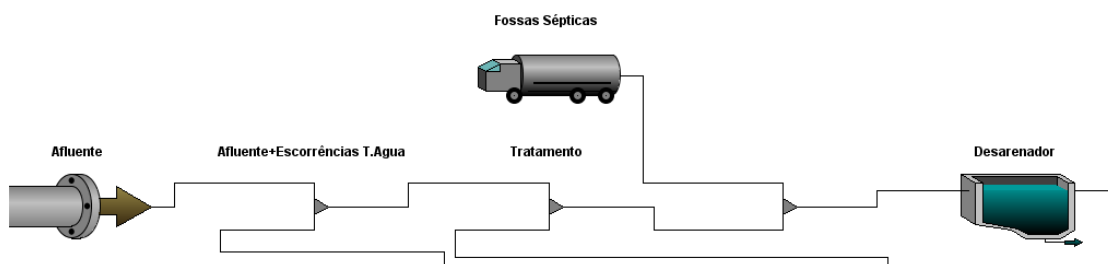


Figura 37 - Alteração no esquema de tratamento da ETAR de Beirolas, com a introdução de um afluente proveniente de fossa séptica

Influent Composition			
cod	total COD	gCOD/m3	430.0
tkn	total TKN	gN/m3	40.0
tp	total phosphorus	gP/m3	10.0
Dissolved Oxygen			
so	dissolved oxygen	gO2/m3	0.0
Phosphorus Compounds			
sp	soluble ortho-phosphate	gP/m3	8.0
Nitrogen Compounds			
snh	free and ionized ammonia	gN/m3	25.0
sno	nitrate and nitrite	gN/m3	0.0
snn	dinitrogen	gN/m3	0.0
Alkalinity			
salk	alkalinity	mole/m3	7.0
Influent Fractions			
icv	XCOD/VSS ratio	gCOD/gVSS	1.8
fbod	BOD5/BODultimate ratio	-	0.66
ivt	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.75
Organic Fractions			
frsi	soluble inert fraction of total COD	-	0.05
frss	readily biodegradable fraction of total COD	-	0.2
frxi	particulate inert fraction of total COD	-	0.13
frxu	part. cell decay products fraction of total COD	-	0.0
frxbh	heterotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0
frxba	autotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0
Nitrogen Fractions			
frsnh	ammonium fraction of soluble TKN	-	0.9
frsni	inert fraction of soluble TKN	-	0.0
Metal Precipitates			
frxmeoh	metal-hydroxide fraction of inorganic suspended solids	-	0.0
frxmep	metal-phosphate fraction of inorganic suspended solids	-	0.0
ASM1 Nutrient Fractions			
ixbn	N content of active biomass	gN/gCOD	0.086
ixun	N content of endogenous/inert mass	gN/gCOD	0.06
ixbpp	P content of active biomass	gP/gCOD	0.021
ixupp	P content of endogenous/inert mass	gP/gCOD	0.021

Figura 38 - Composição de uma água residual média de origem doméstica

Influent Composition			
x	total suspended...	g/m3	30000.0
Soluble Organic Variables			
si	soluble inert org...	gCOD/m3	21.5
ss	readily biodegra...	gCOD/m3	86.0
Particulate Organic Variables			
frxi	inert fraction of ...	-	0.15
frxbh	heterotrophic bi...	-	0.0
frxba	autotrophic bio...	-	0.0
frxu	unbiodegradabl...	-	0.0
Dissolved Oxygen			
so	dissolved oxygen	gO2/m3	0.0
Phosphorus Compounds			
sp	soluble ortho-p...	gP/m3	8.0
Nitrogen Compounds			
snh	free and ionize...	gN/m3	25.0
snd	soluble biodegr...	gN/m3	3.0
xnd	particulate biod...	gN/m3	800.0
sno	nitrate and nitrite	gN/m3	0.0
snn	dinitrogen	gN/m3	0.0
Alkalinity			
salk	alkalinity	mole/m3	7.0
Metal Precipitates			
xmeoh	metal-hydroxides	g/m3	0.0
xmep	metal-phosphates	g/m3	0.0
Influent Fractions			
icv	XCOD/VSS ratio	gCOD/gVSS	1.8
fbod	BOD5/BODultim...	-	0.66
ivt	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.75
ASM1 Nutrient Fractions			
ixbn	N content of act...	gN/gCOD	0.086
ixun	N content of en...	gN/gCOD	0.06
ixbpp	P content of act...	gP/gCOD	0.021
ixupp	P content of en...	gP/gCOD	0.021

Figura 39 - Composição de efluente de uma fossa séptica

Os resultados obtidos para os parâmetros de SST, CBO₅ e CQO à descarga da ETAR apresentam-se nas Figura 40, Figura 41 e Figura 42.

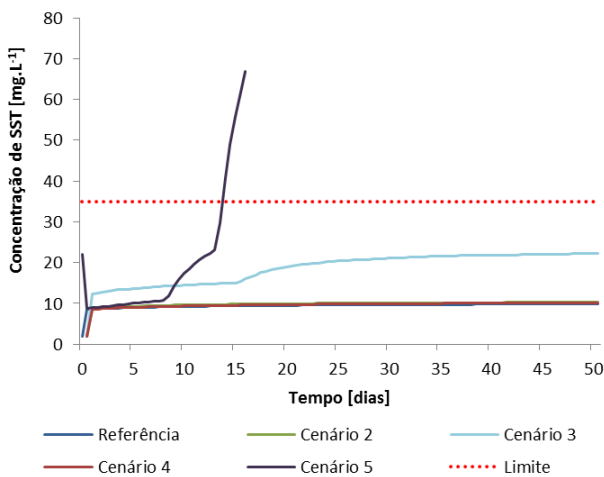


Figura 40 - Concentração de SST para os diferentes cenários ao longo do tempo

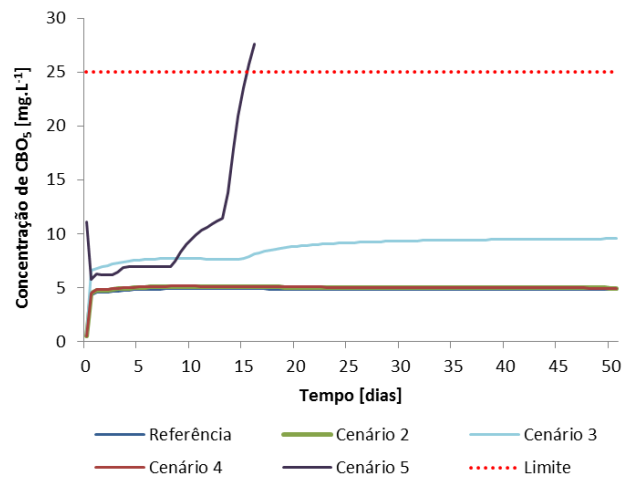


Figura 41 - Concentração de CBO₅ para os diferentes cenários ao longo do tempo

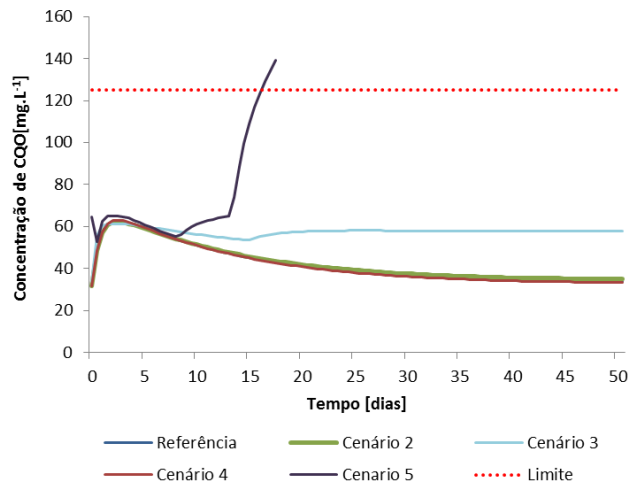


Figura 42 - Concentração de CQO para os diferentes cenários ao longo do tempo

Verifica-se que, para o cenário 5, as concentrações de SST, CBO₅ e CQO sofrem um aumento atingindo um pico aos 15 dias, tendo valores superiores ao observado durante o funcionamento normal da ETAR (referência), vindo a ultrapassar os limites estabelecidos no DL n.º152/97. Quando comparados os valores obtidos para o cenário 3, constata-se que estes também são ligeiramente superiores mas dentro dos limites. Note-se que, com o dimensionamento efetuado para os reatores aeróbios e anóxicos para a ETAR de Beirolas, este cenário não é ideal, uma vez que durante a simulação obtém-se um aviso dando a indicação de a existência de caudais muito elevados para serem tratados nesses reatores.

São apresentadas nas Figura 43 e Figura 44 as concentrações de N e P obtidas para os diferentes cenários.

Verifica-se que, em nenhuma dos cenários cumpre-se o limite estabelecido (1 mg.L⁻¹) no DL. Relativamente às concentrações de P e N, constata-se que não há alterações significativas, quando se trata de uma água residual doméstica (Cenários 2 e 3), mas quando é proveniente de uma fossa séptica, existe um aumento significativo da sua concentração após um período de duas semanas (15 dias). Note-se ainda que, ao contrário da água residual doméstica, o afluente proveniente de uma fossa séptica apresenta uma concentração elevada de azoto orgânico biodegradável (800 gN.L⁻¹) enquanto o afluente doméstico apresenta apenas 25 gN.L⁻¹. Quanto ao funcionamento dos reatores biológicos, verifica-se, nas Figura 45 e Figura 46, que as concentrações de MLSS, em ambos os tanques, aumentam ligeiramente para os cenários 2 e 3 quando comparados com o cenário 1, atingindo valores entre 4 080 e 4 360 mg.L⁻¹.

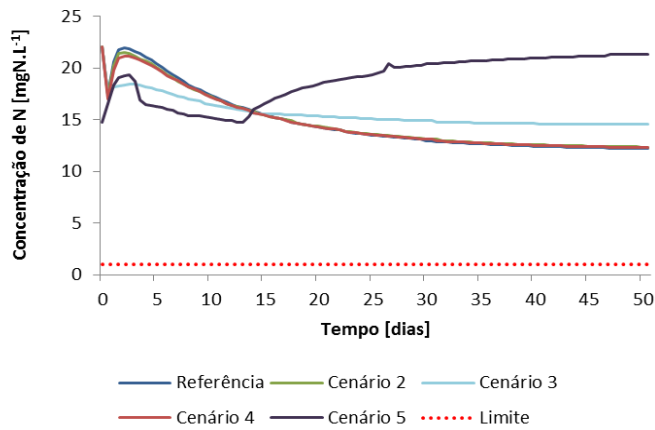


Figura 43 - Concentração de N para os diferentes cenários ao longo do tempo

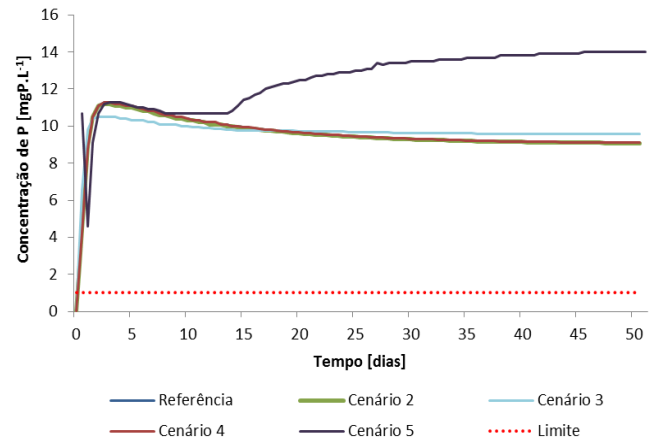


Figura 44 - Concentração de P para os diferentes cenários ao longo do tempo

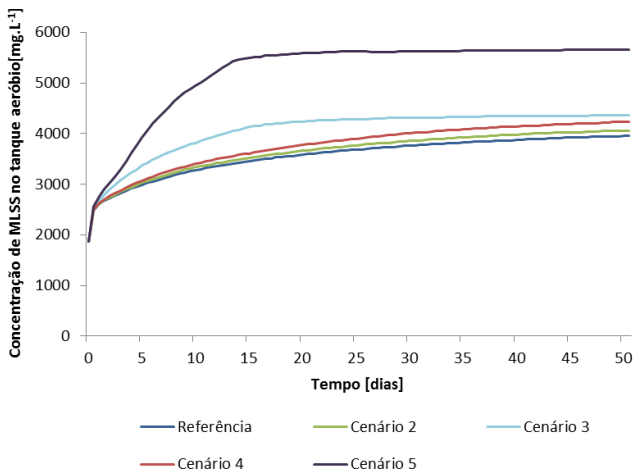


Figura 45 – Variação de MLSS no reator aeróbio ao longo do tempo

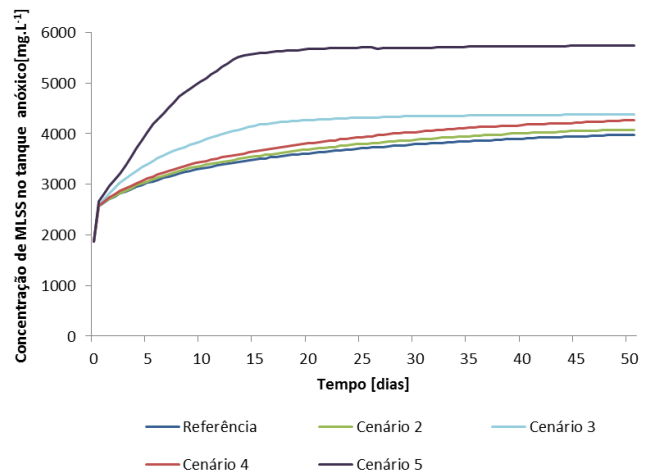


Figura 46 – Variação de MLSS no reator anóxico ao longo do tempo

De maneira a se verificar qual o limite de caudais que a ETAR de Beirolas trata, efetuaram-se algumas simulações, fazendo aumentar o caudal do afluente proveniente das fossas sépticas em acréscimos de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Com os resultados obtidos, verifica-se que o caudal máximo, para o dimensionamento efetuado para a ETAR, é $600 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, após o qual os tratamentos se tornam ineficientes, não permitindo cumprir os requisitos necessários para as descargas. De igual forma, na adição de afluentes domésticos médios, caudais superiores a $60\,000 \text{ m}^3$ perturba o funcionamento ideal da ETAR, uma vez que aciona os alarmes de caudais elevados nos reatores anóxicos, ou seja, os parâmetros de funcionamento deixam de estar nas gamas ótimas.

5 CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS

A modelação numérica é uma poderosa ferramenta que tem sido utilizada com enorme sucesso em praticamente todas as áreas tecnológicas. A criação de modelos numéricos cada vez mais sofisticados tem permitido estabelecer importantes evoluções na descrição mais rigorosa dos fenómenos físicos e químicos de sistemas complexos. Na vertente ambiental os modelos numéricos podem ser utilizados para simular as respostas das unidades de tratamento a perturbações diversas. Os estudos efetuados no âmbito do presente trabalho consistiram em avaliar o comportamento dos modelos numéricos associados a tratamentos biológicos, nomeadamente modelos de lamas ativadas, e analisar a sua influência, sobre o sistema de tratamento implementado, relativamente à alteração e adição de novos caudais afluentes.

Todos os estudos foram efetuados utilizando o *software* de simulação GPS-X (versão 6.0), implantando as unidades de tratamento da ETAR de Beirolas, a qual inclui tratamentos preliminares, primários, secundários e terciários e também o tratamento de lamas.

Da utilização dos diferentes modelos estudados (AM1, ASM2d, ASM3 e mantis), conclui-se que, no tratamento biológico, para a ETAR de Beirolas implementada no simulador, o comportamento é similar, não apresentando variações significativas entre eles. O facto de haver modelos numéricos mais detalhados a nível de parâmetros estequiométricos e cinéticos é vantajoso pois permite analisar com maior detalhe as etapas de desenvolvimento dos microrganismos e a sua influência nos parâmetros característicos dos efluentes tratados. Contudo, a falta de dados experimentais relativos ao funcionamento da ETAR não permite uma comparação eficaz entre os valores reais e os indicados pelos modelos. Esta restrição levou a que tenham sido assumidos diversos parâmetros “*default*” nos modelos numéricos, os quais em certas condições poderão influenciar os resultados dos modelos.

Apesar da complexidade do modelo implementado no simulador GPS-X (versão 6.0) e à limitação do *software* quanto às unidades de tratamento aplicadas, os resultados obtidos encontraram-se dentro de gamas ideais de funcionamento.

Relativamente aos valores obtidos pela aplicação do modelo ASM1 no tratamento biológico da ETAR de Beirolas, conclui-se que o esquema implementado, apesar de diferir ligeiramente do esquema real, permite obter resultados satisfatórios, na medida em estes são inferiores aos limites legais estabelecidos pelo DL n.º 152/97.

Conclui-se ainda que, a ETAR de Beirolas não se encontra projetada para receber efluentes d/e fossas sépticas com caudais superiores a $600 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. O dimensionamento efetuado para o tratamento biológico não permite que sejam introduzidos no total mais do que $60\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, uma vez que estes não permitem um funcionamento ideal da ETAR, originando diferentes instabilidades nas unidades de tratamento, que deixam de funcionar dentro das gamas ideais.

Relativamente a sugestões para trabalhos futuros, com utilização do *software* GPS-X, propõe-se a avaliação da energia consumida e dos custos associados ao tratamento de águas residuais, tema extremamente pertinente para que seja possível continuar a melhorar o nível de tratamento na conjuntura atual. Seria igualmente interessante efetuar um estudo sobre os modelos numéricos associados aos decantadores e digestores de lamas.

Considero ainda importante no futuro a implementação, a nível académico na área de engenharia do ambiente, *softwares* de simulação de ETAR, de forma a permitir aos alunos uma melhor compreensão do comportamento das diferentes unidades de tratamento e processos.

6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acher, A.; Fischer, E.; Turnheim, R.; Manor, Y. 1997. “Ecologically Friendly Wastewater Disinfection Techniques.” *Water Research* 31 (6) (June): pp. 1398–1404.
- Batstone, D. J.; Keller, J.; Angelidaki, I.; Kalyuzhnyi, S. V.; Pavlostathis, S. G.; Rozzi, A.; Sanders, W. T. M.; Siegrist, H.; Vavilin, V. a. 2002. “The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1).” *Water Science and Technology : a Journal of the International Association on Water Pollution Research* 45 (10) (January): pp. 65–73.
- De Clercq, J.; Devisscher, M.; Boonen, I.; Vanrolleghem, P.; Defrancq, J. 2003. “A New One-dimensional Clarifier Model--verification Using Full-scale Experimental Data.” *Water Science and Technology : a Journal of the International Association on Water Pollution Research* 47 (12) (January): pp. 105–12.
- Costa, F. C.; Rodrigues, F. A. M.; Fontoura, G. A.T.; Campos, J. C.; Sant’Anna Jr., G. L.; Dezotti, M. 2003. “Treatment of a Chemical Industry Wastewater by Convencional Activated Sludge Process and Associated with Activated Carbon.” *Engenharia Sanitária e Ambiental* 8: pp. 274–284.
- Davis, M. L. 2010. *Water and Wastewater Engineering - Design Principles and Practice*. USA: McGraw Hill.
- Degrémont, Ondeo. 2005. *Water Treatment Handbook*. França: SVEZ enviroeneement.
- DL n.º 152/97. “Ministério Do Ambiente: Decreto-Lei N.º 152/97 De 19 De Junho De 1997”. Diário da República N.º139 - I Série-A.
- DReg. n.º23/95. “Ministério Das Obras Públicas, Transportes e Comunicações: Decreto Regulamentar N.º 23/95 De 23 De Agosto De 1995”. Diário da República N.º194 - I Série-B.
- Fernandes, E. M. G. P., M. M. Araújo, and E. C. Ferreira. 2005. “Biological Process Optimal Design in a Wastewater Treatment Plant” (June): 1–8.
- Ferreira, F. M. S. 2006. “Modelação e Gestão Integrada De Sistemas De Águas Residuais”. Universidade Nova de Lisboa.
- Ferreira, F. M. S. 2011. “Simulação Dinâmica Do Comportamento De ETAR: Principios e Modelos”. Universidade Nova de Lisboa.
- Figueiredo, I. B. 1995. “A Remodelação Da ETAR De Beirolas.”
- Gernaey, K., M.C.M van Loosdrecht, M. Henze, M. Lind, and S. B. Jorgensen. 2004. “Activated Sludge Wastewater Treatment Plant Modelling and Simulation: State of the Art.” *Environmental Modelling & Software* 19 (9) (September): pp. 763–783.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Loosdrecht, M. 2000. *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. London, UK: IWA Publishing. <http://www.scribd.com/doc/98403051/Activated-Sludge-Models>.
- Hydromantis. 2003a. “GPS-X Version 4.1 User’s Guide”. Canada: Hydromantis, Environmental Software Solutions, Inc.
- Hydromantis. 2003b. “GPS-X Version 4.1 Technical Reference”. Canada: Hydromantis, Environmental Software Solutions, Inc.
- Hydromantis. 2010. “GPS-X Version 6.0 Tutorial Guide”. Canada: Hydromantis, Environmental Software Solutions, Inc.
- Hydromantis. 2011. “GPS-X Version 6.1 User’s Guide”. Canada: Hydromantis, Enviromental Software Solutions, Inc.
- INSAAR. 2010. *Relatório Do Estado Do Abastecimento De Água e Do Tratamento De Águas Residuais*. Portugal.

- Khu, S.-T., F. di Pierro, D. Savić, S. Djordjević, and G.a. Walters. 2006. "Incorporating Spatial and Temporal Information for Urban Drainage Model Calibration: An Approach Using Preference Ordering Genetic Algorithm." *Advances in Water Resources* 29 (8) (August): pp. 1168–1181.
- Lin, S. D. 2007. *Handbook of Environmental Engineering Calculations*. 2^a ed. USA: Mcgraw-Hill.
- Matos, J. S. 2006. *Ambiente e Saneamento Sistemas De Drenagem Urbana*. Ed. Instituto Superior Técnico. IST Press.
- Metcalf & Eddy. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4^a ed. USA: Mcgraw-Hill.
- Mulas, M. 2006. "Modelling and Control of Activated Sludge Processes". Università degli Studi di Cagliari.
- Nuhoglu, A.;Keskinler, B.;Yildiz, E. 2005. "Mathematical Modelling of the Activated Sludge Process—the Erzincan Case." *Process Biochemistry* 40 (7) (June): pp. 2467–2473.
- Petersen, B., K. Gernaey, M. Henze, and P.A. Vanrolleghem. 2002. *Calibration of Activated Sludge Models: A Critical Review of Experimental Designs*. Denmark.
- Pinto, S. P. S. B. 2010. "Contribution to Dynamic Simulation of Activated Sludge Wastewater Treatment Plants". Instituto Superior Técnico- Universidade Técnica de Lisboa.
- Pombo, S. C. 2010. "Contributo Para a Utilização De Modelos De Simulação Dinâmica No Dimensionamento De Processos De Lamas Activadas". Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.
- Qasim, Sayed R. 2000. *Wastewater Treatment Plants – Planning, Design and Operation*. New York: CRC Press LLC.
- Ramalho, R. S. 1977. *Introduction to Wastewater Treatment Processes*. Ed. AP. Canada: Academic Press.
- Simtejo, Grupo de Águas de Portugal. 2007. *Saneamento Integrado Dos Municípios Do Tejo e Trancão,S.A.: Relatórios e Contas*. Portugal.
- Sousa, M. R. 2001. "Estudo, Monitorizacao e Avaliação Das ETAR's De Chelas e Beirolas Da Cidade De Lisboa". Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco. <http://www.pluridoc.com/>.
- Spellman, F. R. 2003. *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations*. USA: Lewis Publishers.
- Thamsiroj, T, and J D Murphy. 2011. "Modelling Mono-digestion of Grass Silage in a 2-stage CSTR Anaerobic Digester Using ADM1." *Bioresource Technology* 102 (2) (January): pp. 948–59.
- Trindade, Teodoro. 2007. "Sistemas De Tratamento De Efluentes". Instituto Superior de Engenharia de Lisboa.
- You, S. J., C. L. Hsu, S. H. Chuang, and C. F. Ouyang. 2003. "Nitrification Efficiency and Nitrifying Bacteria Abundance in Combined AS-RBC and A2O Systems." *Water Research* 37 (10) (May): pp. 2281–90.
- Filali-Meknassi, Y.;Auriol, M.;Tyagi, R.D.;Comeau, Y.;Surampalli, R.Y.2010. "Design Strategy for a Simultaneous Nitrification / Denitrification of a Slaughterhouse Wastewater in a Sequencing Batch Reactor: ASM2D Modeling and Verification." *Environmental Technology*: pp. 1081-1100

7 ANEXOS

Anexo I. Componentes de Águas Resíduais no tratamento por processos biológicos

Anexo II. Valores típicos de dimensionamento de equipamentos

Anexo III. Matrizes de Petersen e valores típicos de parâmetros e componentes

Anexo IV. Manual de utilizador do simulador GPS-X

Anexo I. COMPONENTES DE ÁGUAS RESÍDUAIS NO TRATAMENTO POR PROCESSOS BIOLÓGICOS

Tabela 16 - Componentes de águas residuais utilizados no tratamento por processos biológicos (Adaptado de Davis, 2010)

CBO	
CBO ou CBO ₅	Carência bioquímica de oxigénio total, 5 dias
sCBO	Carência bioquímica de oxigénio solúvel, 5 dias
UCBO ou CBO _u	Carência bioquímica de oxigénio última
CQO	
CQO	Carência química de oxigénio total
bCQO	Carência química de oxigénio biodegradável
pCQO	Carência química de oxigénio particulada
sCQO	Carência química de oxigénio solúvel
nbCQO	Carência química de oxigénio não biodegradável
rbCQO	Carência química de oxigénio rapidamente biodegradável
rbsCQO	Carência química de oxigénio solúvel rapidamente biodegradável
sbCQO	Carência química de oxigénio lentamente biodegradável
bpCQO	Carência química de oxigénio particulada biodegradável
nbpCQO	Carência química de oxigénio particulada não biodegradável
nbsCQO	Carência química de oxigénio solúvel não biodegradável
Azoto	
TKN	Azoto total de Kjeldahl
bTKN	Azoto total de Kjeldahl biodegradável
sTKN	Azoto total de Kjeldahl solúvel
ON	Azoto orgânico
bON	Azoto orgânico biodegradável
nbON	Azoto orgânico não biodegradável
pON	Azoto orgânico particulado
nbpON	Azoto orgânico particulado não biodegradável
sON	Azoto orgânico solúvel
nbsON	Azoto orgânico solúvel não biodegradável
Sólidos Suspensos	
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
nbSSV	Sólidos suspensos voláteis não biodegradáveis
iSST	Sólidos suspensos totais inertes

Anexo II. VALORES TÍPICOS DE DIMENSIONAMENTO DE EQUIPAMENTOS

Tabela 17 - Valores típicos para dimensionamento de desarenadores de escoamento horizontal (Metcalf & Eddy, 2003)

	Valor	
	Gama	Típico
Tempo de Retenção [s]	45 a 90	60
Velocidade de Escoamento [m.s ⁻¹]	0,25 a 0,4	0,3
Velocidade de Sedimentação [m.s ⁻¹]		
Material 65 <i>mesh</i> [d=0,21mm]	0,017 a 0,022	0,0190
Material 100 <i>mesh</i> [d=0,15mm]	0,01 a 0,015	0,013

Tabela 18 - Valores típicos para dimensionamento de desarenadores por injeção de ar (Metcalf & Eddy, 2003)

	Valor	
	Gama	Típico
Tempo de Retenção (ponta) [min]	2 a 5	3
Dimensões, [m]		
• Altura (H)	2,1 a 4,9	-
• Comprimento (L)	7,6 a 19,8	-
• Largura (W)	2,4 a 7,0	-
• Razão W/L	1 a 5	1,5
• Razão L/W	3 a 5	4
Fluxo de ar [m ³ .min ⁻¹ .m ⁻¹ L]	0,19 a 0,47	-
Fluxo de areias [m ³ .m ⁻³ _{de caudal}]	3,74 a 202	15

Tabela 19 - Valores típicos de dimensionamento de sedimentadores retangulares e circulares (Metcalf & Eddy, 2003)

	Valor	
	Gama	Típico
<i>Sedimentador Retangular</i>		
Profundidade [m]	3 a 4,9	4,3
Comprimento [m]	15 a 90	24 a 40
Largura [m]	3 a 24	4,9 a 9,8
Velocidade das pás [m.min ⁻¹]	0,6 a 1,2	0,9
<i>Sedimentador Circular</i>		
Profundidade [m]	3 a 4,9	4,3
Diâmetro [m]	3 a 60	12 a 45
Inclinação na profundidade [mm.mm ⁻¹]	1/16 a 1/6	1/12
Velocidade das pás [m.min ⁻¹]	0,02 a 0,05	0,03

Tabela 20 - Parâmetros principais de dimensionamento associados aos diferentes processos de tratamento por lamas ativadas (Pombo2010)

Processo	Regime Hidráulico	TRS (dia)	Razão F/M (kg CBO ₅ . kg ⁻¹ LMSS. dia)	Caudal volumétrica (kg CBO ₅ .m ⁻³ . dia ⁻¹)	MLSS x10 ³ (mg.L ⁻¹)	Tempo de arejamento (h)	Recirculação de lamas (% do caudal medio diário)
Reator convencional	Mistura Completa	3-15	0,2-0,6	0,3-1,6	1,5-4	3-5	25-100 ^c
		5-15					
	Fluxo pistão	3-15	0,2-0,4	0,3-0,7	1-3	4-8	25-75 ^c
		5-15					
Alimentação por etapa	Fluxo pistão	3-15	0,2-0,4	0,7-1,0	1,5-4	3-5	25-75
		5-15					
Estabilização por contacto	Fluxo pistão	5-10	0,2-0,4	1,0-1,3	1-3 ^a	0,5-1,0 ^a	50-150
		5-15			6-10 ^b	2,0-4,0 ^b	
	Fluxo pistão				1-4 ^a	0,5-1,0 ^a	50-100
				1,0-1,2	4-10^b	3,0-6,0^b	
Com adição de oxigénio	Fluxo pistão	1-4	0,2-0,6	1,3-3,2	2-5	1-3	25-50
	Mistura completa	8-20	0,5-1,0	1,6-3,3	6-8	2-5	
Processo Kraus	Fluxo pistão	5-15	0,25-1,0	0,5-1,5	2-3	4-8	50-100
Arejamento prolongado	Mistura completa	20-40	0,3-1,0	0,1-0,3	2-5	20-30	50-150
		20-30	0,05-0,15	0,1-0,4	3-6	18-36	50-200
Vala de Oxidação	Fluxo pistão	15-30	0,04-0,10	0,1-0,3	3-5	15-30	75-150
		20-30	0,05-0,15	0,1-0,4	3-6	18-36	50-200
RDS	Mistura completa	10-30	0,04-0,10	0,1-0,3	2-5	15-40	NA
		NA	0,05-0,30	0,2-0,7	1,5-5	4-90	NA

^a No tanque de contacto; ^b No tanque de estabilização; ^c Para que ocorra nitrificação, a taxa terá de sofrer um acréscimo de 25 a 50%; NA-Não aplicável

Os dados apresentados na Tabela 20 são resultado de duas fontes bibliográficas diferentes (Metcalf & Eddy, 2003; Qasim, 2000). Os dados a negrito são referentes ao autor Quasim (2000).

Tabela 21 - Principais critérios de dimensionamento associados à operação de decantação secundária por lamas ativadas (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

Tipo de tratamento	Carga Hidráulica ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$)		Carga de Sólidos ($kg \cdot m^2 \cdot h^{-1}$)		Altura de líquido (m)
	Caudal médio	Caudal de ponta	Caudal médio	Caudal de ponta	
Arejamento convencional – Média carga (arejamento por ar atmosférico)	16-28	40-64	4-8	8	
Arejamento convencional – Média carga (arejamento por oxigênio)	16-28	40-64	5-7	9	
Arejamento prolongado	8-16	24-32	1,0-5	7	3,5-6
Remoção biológica de nutrientes (seletores)	16-28	40-64	5-8	9	
Remoção de fósforo para concentrações de:					
2 $mg \cdot L^{-1}$	24-32				
1 $mg \cdot L^{-1a}$	16-24				
0,2-0,5 $mg \cdot L^{-1b}$	12-20				

Anexo III. MATRIZES DE PETERSEN E VALORES TÍPICOS DE PARÂMETROS E COMPONENTES

Tabela 22 - Matriz de Petersen para o modelo ASM1 (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

j	Componente → Processo ↓	i													Taxas de Processo, p_j [ML ⁻³ T ⁻¹]	
		1 S_i	2 S_H	3 X_i	4 X_S	5 $X_{B,H}$	6 $X_{B,A}$	7 X_P	8 S_O	9 S_{NO}	10 S_{NH}	11 S_{ND}	12 X_{ND}	13 S_{ALK}		
1	Crecimento aeróbio dos heterotróficos		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$				$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H}$
2	Crecimento anóxico dos heterotróficos		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{286Y_H}$		$-i_{XB}$				$\frac{1-Y_H}{14 \cdot 286Y_H}$ $-\frac{i_{XB}}{14}$	$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right)$ $\times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_H X_{B,H}$
3	Crecimento aeróbio dos autotróficos						1	$-\frac{4.57-Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$		$-i_{XB} - \frac{1}{Y_A}$				$-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7Y_A}$	$\hat{\mu}_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A}$
4	Decaimento dos heterotróficos				$1-f_p$	-1		f_p							$i_{XB} - f_p i_{XP}$	$b_X X_{B,H}$
5	Decaimento dos autotróficos				$1-f_p$		-1	f_p							$i_{XB} - f_p i_{XP}$	$b_A X_{B,A}$
6	Amonificação do azoto orgânico solúvel										1	-1			$\frac{1}{14}$	$k_A S_{N,D} X_{B,H}$
7	Hidrólise da matéria orgânica		1		-1											$k_h \frac{X_i/X_{B,H}}{K_X + (X_P/X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H}$
8	Hidrólise do azoto orgânico											1	-1			$p_A (X_{ND}/X_A)$
Taxas de conversão observadas [ML ⁻³ T ⁻¹]		$r_i = \sum_j v_{ij} p_j$														
		[M(COD)L ⁻³]	[M(COD)L ⁻³]	[M(COD)L ⁻³]	[M(COD)L ⁻³]	[M(COD)L ⁻³]	[M(COD)L ⁻³]	[M(COD)L ⁻³]	[M(-COD)L ⁻³]	[M(N)L ⁻³]	[M(N)L ⁻³]	[M(N)L ⁻³]	[M(N)L ⁻³]	[M(N)L ⁻³]	Molar units	

Tabela 23 - Valores típicos dos parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo ASM1, para pH neutro e águas residuais domésticas (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

Símbolo	Designação	Valor típicos a 20°C	Unidades
<i>Parâmetros Estequiométricos</i>			
Y_H	Rendimento celular da biomassa heterotrófica	0,6	gCOD.g ⁻¹ COD
f_D	Fração da biomassa que origina produtos particulados	0,08	gcell debris.g ⁻¹ COD
$i_{N/XB}$	Massa de azoto/massa de CQO na biomassa	0,086	gN.g ⁻¹ COD ativo
$i_{N/XD}$	Massa de azoto/massa de CQO nos produtos da biomassa	0,06	gN.g ⁻¹ COD (detritos)
Y_A	Rendimento celular da biomassa autotrófica	0,24	gCOD.g ⁻¹ N oxidado
<i>Parâmetros cinéticos</i>			
μ_H	Taxa máxima específica do crescimento da biomassa heterotrófica	6	dia ⁻¹
K_S	Coefficiente de meia-saturação para a biomassa heterotrófica	20	mg.L ⁻¹
$K_{O,H}$	Coefficiente de meia-saturação em oxigénio para a biomassa heterotrófica	0,1	mg.L ⁻¹
K_{NO}	Coefficiente de meia-saturação em azoto para a biomassa heterotrófica	0,2	mg.L ⁻¹
$b_{L,H}$	Coefficiente de decaimento da biomassa heterotrófica	0,4	g.g ⁻¹ .d ⁻¹
η_g	Factor de correcção de μ_H em condições anóxicas	0,8	g.g ⁻¹
η_h	Factor de correcção da hidrólise em condições anóxicas	0,4	g.g ⁻¹
K_a	Taxa específica de amonificação	0,16	L.mg ⁻¹ COD.d ⁻¹
K_h	Taxa máxima específica de hidrólise	2,21	g.g ⁻¹ .d ⁻¹
K_X	Coefficiente de meia-saturação para a hidrólise de substrato	0,15	g.g ⁻¹ .d ⁻¹
μ_A	Taxa máxima específica do crescimento da biomassa autotrófica	0,76	g.g ⁻¹ .d ⁻¹
K_{NH}	Coefficiente de meia-saturação em azoto amoniacal para a biomassa autotrófica	1	mg.L ⁻¹
$K_{O,A}$	Coefficiente de meia-saturação em oxigénio para a biomassa autotrófica	0,75	mg.L ⁻¹
$b_{L,A}$	Coefficiente de decaimento da biomassa autotrófica	0,07	g.g ⁻¹ .d ⁻¹

Tabela 24 - Matriz de Petersen para o modelo ASM2 – estequiometria (adaptado de Henze *et al.*, 2000)

Processo	S_F	S_{NH_4}	S_{PO_4}	S_I	S_{ALK}	X_S	X_{TSS}	S_A	S_{NO_3}	S_{N_2}	X_I	X_H	S_{O_2}	X_{PAO}	X_{PP}	X_{PHA}	X_{AUT}	S_{PO_4}	X_{MeOH}	X_{MeP}
1 Hidrólise aeróbia	$1-f_{S1}$	v_{1,NH_4}	v_{1,PO_4}	f_{S1}	$v_{1,ALK}$	-1	$v_{1,TSS}$													
2 Hidrólise anóxica	$1-f_{S1}$	v_{2,NH_4}	v_{2,PO_4}	f_{S1}	$v_{2,ALK}$	-1	$v_{2,TSS}$													
3 Hidrólise anaeróbia	$1-f_{S1}$	v_{3,NH_4}	v_{3,PO_4}	f_{S1}	$v_{3,ALK}$	-1	$v_{3,TSS}$													
4 Crescimento aeróbio em S_F	$-\frac{1}{Y_H}$											1	$1-\frac{1}{Y_H}$							
5 Crescimento aeróbio em S_A								$-\frac{1}{Y_H}$				1	$1-\frac{1}{Y_H}$							
6 Crescimento anóxico em S_F Desnitrificação	$-\frac{1}{Y_H}$								$-\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$			1	$\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$							
7 Crescimento anóxico em S_A Desnitrificação								$-\frac{1}{Y_H}$	$-\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$			1	$\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$							
8 Fermentação	-1							1												
9 Lisis						$1-f_{X1}$					f_{X1}	-1								
10 Armazenamento de X_{PHA}			Y_{PO_4}					-1							$-Y_{PO_4}$	1				
11 Armazenamento de X_{PP}			-1										$-Y_{PBA}$		1	$-Y_{PBA}$				
12 Crescimento aeróbio de X_{PAO}			$-i_{PBM}$										$1-\frac{1}{Y_H}$	1		$-\frac{1}{Y_H}$				
13 Lisis de X_{PAO}			v_{13,PO_4}			$1-f_{X1}$					f_{X1}			-1	-1					
14 Lisis de X_{PP}			1					1								-1				
15 Lisis de X_{PHA}																				
16 Crescimento aeróbio de X_{AUT}	$-\frac{1}{Y_A}$								$\frac{1}{Y_A}$				$-\frac{4.57-Y_A}{Y_A}$							
17 Lisis		v_{17,NH_4}				$1-f_{X1}$					f_{X1}						1	$-i_{PBM}$		
18 Precipitação			-1		$v_{18,ALK}$		1.42												-3.45	4.87
19 Redissolução			1		$v_{19,ALK}$		-1.42												3.45	-4.87

Tabela 25 – Matriz de Petersen para o modelo ASM2 – Taxas de processo (adaptado de Henze *et al.*, 2000)

PROCESSO	Equação da taxa de processo ρ
<i>Processos de hidrólise</i>	
1 Hidrólise aeróbia	$K_b \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$
2 Hidrólise anóxica	$K_b \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$
3 Hidrólise anaeróbia	$K_b \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$
<i>Organismos heterotróficos: X_H</i>	
4 Crescimento aeróbio em S_F	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
5 Crescimento aeróbio em S_A	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
6 Crescimento anóxico em S_F Desnitrificação	$\mu_H \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot X_H$
7 Crescimento anóxico em S_A Desnitrificação	$\mu_H \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot X_H$
8 Fermentação	$q_{fc} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
9 Lisis	$b_H \cdot X_H$
<i>Organismos acumuladores de fósforo (PAO): X_{PAO}</i>	
10 Armazenamento de X_{PHA}	$q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PP} / X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
11 Armazenamento de X_{PP}	$q_{PP} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PS} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot \frac{K_{MAX} \cdot X_{PP} / X_{PAO}}{K_{IPP} + K_{MAX} \cdot X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
12 Crescimento aeróbio de X_{PAO}	$\mu_{PAO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
13 Lisis de X_{PAO}	$b_{PAO} \cdot X_{PAO} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$
14 Lisis de X_{PP}	$b_{PP} \cdot X_{PP} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$
15 Lisis de X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot X_{PHA} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$
<i>Organismos autotróficos: X_{AUT}</i>	
16 Crescimento	$\mu_{AUT} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_{AUT}$
17 Lisis	$b_{AUT} \cdot X_{AUT}$
<i>Precipitação simultânea de fósforo e $Fe(OH)_3$</i>	
18 Precipitação	$k_{PRE} \cdot S_{PO_4} \cdot X_{MeOH}$
19 Redissolução	$k_{RED} \cdot X_{MeP} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$

Tabela 26 – Matriz adotada para o modelo ASM2d – Estequiometria (Adaptado de (Henze *et al.*, 2000))

Processo	S_F	S_{NH_4}	S_{PO_4}	S_I	S_{ALK}	X_S	X_{TSS}	S_{O_2}	S_A	S_{NO_3}	S_{N_2}	X_I	X_H	X_{PAO}	X_{PP}	X_{PHA}	X_{AUT}	S_{PO_4}	X_{MeOH}	X_{MeP}
1 Hidrólise aeróbia	$1 - f_{S_I}$	v_{1,NH_4}	v_{1,PO_4}	f_{S_I}	$v_{1,ALK}$	-1	$v_{1,TSS}$													
2 Hidrólise anóxica	$1 - f_{S_I}$	v_{2,NH_4}	v_{2,PO_4}	f_{S_I}	$v_{2,ALK}$	-1	$v_{2,TSS}$													
3 Hidrólise anaeróbia	$1 - f_{S_I}$	v_{3,NH_4}	v_{3,PO_4}	f_{S_I}	$v_{3,ALK}$	-1	$v_{3,TSS}$													
4 Crescimento aeróbio em S_F	$-\frac{1}{Y_H}$							$1 - \frac{1}{Y_H}$					1							
5 Crescimento aeróbio em S_A								$1 - \frac{1}{Y_H}$	$-\frac{1}{Y_H}$				1							
6 Crescimento anóxico em S_F	$-\frac{1}{Y_H}$									$-\frac{1 - Y_H}{286 \cdot Y_H}$	$\frac{1 - Y_H}{286 \cdot Y_H}$		1							
7 Crescimento anóxico em S_A Desnitrificação									$-\frac{1}{Y_H}$	$-\frac{1 - Y_H}{286 \cdot Y_H}$	$-\frac{1 - Y_H}{286 \cdot Y_H}$		1							
8 Fermentação	-1								1											
9 Lisis						$1 - f_{X_I}$						f_{X_I}	-1							
10 Armazenamento de X_{PHA}			Y_{PO_4}						-1						$-Y_{PO_4}$	1				
11 Armazenamento aeróbio de X_{PP}			-1					$-Y_{PHA}$							1	$-Y_{PHA}$				
12 Armazenamento anóxico de X_{PP}			-1							v_{12,NO_3}	$-v_{12,NO_3}$				1	$-Y_{PHA}$				
13 Crescimento aeróbio de X_{PAO}			$-i_{PBM}$					v_{13,O_2}						1		$-1/Y_H$				
14 Crescimento anóxico de X_{PAO}			$-i_{PBM}$							v_{14,NO_3}	$-v_{14,NO_3}$			1		$-1/Y_H$				
15 Lisis de X_{PAO}			v_{15,PO_4}			$1 - f_{X_I}$						f_{X_I}	-1							
16 Lisis de X_{PP}			1												-1					
17 Lisis de X_{PHA}									1							-1				
18 Crescimento aeróbio de X_{AUT}		v_{18,NH_4}	$-i_{PBM}$					$-\frac{4.57 - Y_A}{Y_A}$		$\frac{1}{Y_A}$							1			
19 Lisis		v_{19,NH_4}	v_{19,PO_4}			$1 - f_{X_I}$						f_{X_I}					-1			
20 Precipitação					$v_{20,ALK}$		1.42											-1	-3.45	4.87
21 Redissolução					$v_{21,ALK}$		-1.42											1	3.45	-4.87

Tabela 27 - Matriz adotada para o modelo ASM2d – Taxas de processo (Adaptado de (Henze *et al.*, 2000))

<i>j</i>	Processo	Equação da taxa de processo p_i $p_i \geq 0$ $[M_L^{-3}T^{-1}]$
<i>Processos de hidrólise</i>		
1	Hidrólise aeróbia	$K_h \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{X_s/X_H}{K_X + X_s/X_H} \cdot X_H$
2	Hidrólise anóxica	$K_h \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_s/X_H}{K_X + X_s/X_H} \cdot X_H$
3	Hidrólise anaeróbia	$K_h \cdot \eta_f \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_s/X_H}{K_X + X_s/X_H} \cdot X_H$
<i>Organismos heterotróficos X_H</i>		
4	Crescimento aeróbio em S_F	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALF} + S_{ALK}} \cdot X_H$
5	Crescimento aeróbio em S_A	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALF} + S_{ALK}} \cdot X_H$
6	Crescimento anóxico em S_F Desnitrificação	$\mu_H \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALF} + S_{ALK}} \cdot X_H$
7	Crescimento anóxico em S_A Desnitrificação	$\mu_H \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALF} + S_{ALK}} \cdot X_H$
8	Fermentação	$q_{fe} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALF} + S_{ALK}} \cdot X_H$
9	Lisis	$b_H \cdot X_H$
<i>Organismos acumuladores de fósforo (PAO): X_{PAO}</i>		
10	Armazenamento de X_{PHA}	$q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALF} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PP}/X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
11	Armazenamento aeróbio de X_{PP}	$q_{PP} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PS} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALF} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA}/X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA}/X_{PAO}} \cdot \frac{K_{MAX} \cdot X_{PP}/X_{PAO}}{K_{PP} + K_{MAX} - X_{PP}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
12	Armazenamento anóxico de X_{PP}	$p_{12} = p_{11} \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}}$
13	Crescimento aeróbio em X_{PHA}	$\mu_{PAO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALF} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA}/X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
14	Crescimento anóxico de X_{PP}	$p_{14} = p_{13} \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}}$
15	Lisis de X_{PAO}	$b_{PAO} \cdot X_{PAO} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$
16	Lisis de X_{PP}	$b_{PP} \cdot X_{PP} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$
17	Lisis de X_{PHA}	$b_{PHA} \cdot X_{PHA} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$
<i>Organismos autotróficos: X_{AUT}</i>		
18	Crescimento	$\mu_{AUT} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALF} + S_{ALK}} \cdot X_{AUT}$
19	Lisis	$b_{AUT} \cdot X_{AUT}$
<i>Precipitação simultânea de fósforo e $Fe(OH)_3$</i>		
20	Precipitação	$k_{PRE} \cdot S_{PO_4} \cdot X_{MeOH}$
21	Redissolução	$k_{RED} \cdot X_{MeP} \cdot S_{ALK} / (K_{ALK} + S_{ALK})$

Tabela 28 – Valores típicos das constantes estequiométricas dos modelos ASM2 e ASM2d, e de fatores de conversão dos modelos ASM2 (adaptado de (Henze *et al.*, 2000))

Símbolo	Designação	Valor típicos a 20°C		Unidades
<i>Parâmetros estequiométricos: constantes</i>				
		ASM2	ASM2d	
Y_H	Rendimento celular da biomassa heterotrófica	0,62	0,625	gCOD.g ⁻¹ COD
f_{SI}	Fração de CQO inerte presente no substrato particulado	0	0	gCOD.g ⁻¹ COD
f_{XI}	Fração de CQO inerte gerada pela lise da biomassa	0,1	0,1	gCOD.g ⁻¹ COD
Y_{PAO}	Rendimento da biomassa PAO	0,63	0,625	gCOD.g ⁻¹ COD
Y_{PO4}	Necessidade de PP (S _{PO4} libertado) para armazenamento de PHA	0,4	0,4	gP.g ⁻¹ COD
Y_{PHA}	Necessidade de PHA para armazenamento de PP	0,2	0,2	gCOD.g ⁻¹ COD
Y_{AUT}	Rendimento celular da biomassa autotrófica	0,24	0,24	gCOD.g ⁻¹ COD
<i>Parâmetros estequiométricos: fatores de conversão</i>				
$i_{N\ SI}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente em S _I	0,01	0,01	gN.g ⁻¹ COD
$i_{N\ SF}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente em S _F	0,03	0,03	gN.g ⁻¹ COD
$i_{N\ XI}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente em X _I	0,03	0,03	gN.g ⁻¹ COD
$i_{N\ XS}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente em X _S	0,04	0,04	gN.g ⁻¹ COD
$i_{N\ BM}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente na biomassa	0,07	0,07	gN.g ⁻¹ COD
$i_{P\ SI}$	Razão entre (massa de fósforo / massa de COD) presente em S _I	0	0	gP.g ⁻¹ COD
$i_{P\ SF}$	Razão entre (massa de fósforo / massa de COD) presente em S _F	0,01	0,01	gP.g ⁻¹ COD
$i_{P\ XI}$	Razão entre (massa de fósforo / massa de CQO) presente em X _I	0,01	0,01	gP.g ⁻¹ COD
$i_{P\ XS}$	Razão entre (massa de fósforo / massa de CQO) presente em X _S	0,01	0,01	gP.g ⁻¹ COD
$i_{P\ BM}$	Razão entre (massa de fósforo / massa de CQO) presente na biomassa	0,02	0,02	gP.g ⁻¹ COD
$i_{TSS\ XI}$	Razão entre (massa de TSS / massa de CQO) presente em X _I	0,75	0,75	gTSS.g ⁻¹ COD
$i_{TSS\ XS}$	Razão entre (massa de TSS / massa de CQO) presente em X _S	0,75	0,75	gTSS.g ⁻¹ COD
$i_{TSS\ BM}$	Razão entre (massa de TSS / massa de CQO) presente na biomassa	0,9	0,9	gTSS.g ⁻¹ COD

Tabela 29 – Parâmetros cujo valor é aproximadamente constante para os modelos ASM2 e ASM2d (adaptado de (Henze *et al.*, 2000))

Símbolo	Designação	Valor típicos a 20°C		Unidades
<i>Parâmetros estequiométricos: constantes estequiométricas</i>				
Y_H	Rendimento celular da biomassa heterotrófica	0,62		gCOD.g ⁻¹ COD
Y_{AUT}	Rendimento celular da biomassa autotrófica	6,00		gCOD.g ⁻¹ COD
J_H	Taxa máxima específica do crescimento da biomassa heterotrófica	0,20		d ⁻¹
K_{O2}	Coefficiente de saturação/inibição para o oxigénio dos organismos heterotróficos	4,00		gO ₂ .m ⁻³
K_F	Coefficiente de saturação para crescimento em S _F dos organismos heterotróficos	4,00		gCOD.m ⁻³
K_{NO3}	Coefficiente de saturação/inibição para o nitrato dos organismos heterotróficos	0,50		gN.m ⁻³
K_{O2}	Coefficiente de saturação/inibição para o oxigénio dos organismos autotróficos	0,50		gO ₂ .m ⁻³
K_{NH4}	Coefficiente de saturação para amónia (nutriente) dos organismos autotróficos	1,00		gN.m ⁻³

Tabela 30 - Valores típicos para efluente primário: modelos ASM2 e ASM2d para 20°C (adaptado de (Henze *et al.*, 2000))

Símbolo	Designação	Valor típicos a 20°C		Unidades
<i>Parâmetros cinéticos: hidrólise</i>				
		ASM2	ASM2d	
K_h	Taxa de hidrólise	3,00	3,00	d^{-1}
η_{NO_3}	Fator de redução da hidrólise em condições anóxicas	0,60	0,60	-
η_{fe}	fator de redução da hidrólise em condições anaeróbias	0,10	0,40	-
K_{O_2}	Coefficiente de saturação/inibição para o oxigénio	0,20	0,20	$gO_2.m^{-3}$
K_{NO_3}	Coefficiente de saturação/inibição para o nitrato	0,50	0,50	$gN.g^{-1} COD$
K_X	Coefficiente de saturação para CQO particulado	0,10	0,10	$gCOD.g^{-1} COD$
<i>Organismos heterotróficos</i>				
μ_H	Taxa máxima específica do crescimento da biomassa heterotrófica	6,00	6,00	d^{-1}
q_{fe}	Taxa máxima para fermentação	3,00	3,00	$d^{-1} . gCOD.g^{-1} COD$
η_{NO_3}	fator de redução para a desnitrificação	0,80	0,80	-
b_h	Taxa de lise (coeficiente de decaimento da biomassa heterotrófica)	0,40	0,40	d^{-1}
K_{O_2}	Coefficiente de saturação/inibição para o oxigénio	0,20	0,20	$gO_2.m^{-3}$
K_F	Coefficiente de saturação para crescimento em S_F	4,00	4,00	$gCOD.m^{-3}$
K_{fe}	Coefficiente de saturação para fermentação de S_F	20,00	4,00	$gCOD.m^{-3}$
K_A	Coefficiente de saturação para S_A (acetato)	4,00	4,00	$gCOD.m^{-3}$
K_{NO_3}	Coefficiente de saturação/inibição para o nitrato	0,50	0,50	$gN.m^{-3}$
K_{NH_4}	Coefficiente de saturação para amónia (nutriente)	0,05	0,05	$gN.m^{-3}$
K_P	Coefficiente de saturação para o fósforo (nutriente)	0,01	0,01	$gP.m^{-3}$
K_{ALK}	Coefficiente de saturação para a alcalinidade	0,10	0,10	$mol HCO_3^- . m^{-3}$
PAO				
q_{PHA}	Taxa para armazenamento de PHA (base: X_{PP})	3,00	3,00	$d^{-1} . gCOD.g^{-1} PAO$
q_{PP}	Taxa para armazenamento de PP	1,50	1,50	$d^{-1} . gPP.g^{-1} PAO$
μ_{PAO}	Taxa máxima específica do crescimento dos PAO	1,00	1,00	d^{-1}
b_{PAO}	Taxa de lise de X_{PAO}	0,20	0,20	d^{-1}
b_{PP}	Taxa de lise de X_{PP}	0,20	0,20	d^{-1}
b_{PHA}	Taxa de lise de X_{PHA}	0,20	0,20	d^{-1}
K_{O_2}	Coefficiente de saturação/inibição para o oxigénio	0,20	0,20	$gO_2.m^{-3}$
K_A	Coefficiente de saturação para S_A (acetato)	4,00	4,00	$gCOD.m^{-3}$
K_{NH_4}	Coefficiente de saturação para amónia (nutriente)	0,05	0,05	$gN.m^{-3}$
K_{PS}	Coefficiente de saturação para o fósforo armazenado como PP	0,20	0,20	$gP.m^{-3}$
K_P	Coefficiente de saturação para o fósforo (nutriente)	0,01	0,01	$gP.m^{-3}$
K_{ALK}	Coefficiente de saturação para a alcalinidade	0,10	0,10	$mol HCO_3^- . m^{-3}$
K_{PP}	Coefficiente de saturação para polifosfato	0,01	0,01	$gP.m^{-3}$
K_{MAX}	Razão máxima entre X_{PP} / X_{PAO}	0,34	0,34	$d^{-1} . gPP.g^{-1} PAO$
K_{IPP}	Coefficiente de inibição para o armazenamento de X_{PP}	0,02	0,02	$d^{-1} . gPP.g^{-1} PAO$
K_{PHA}	Coefficiente de saturação para PHA	0,01	0,01	$d^{-1} . gPHA.g^{-1} PAO$
K_{NO_3}	Coefficiente de saturação para o nitrato	-	0,50	$gN.m^{-3}$

Símbolo	Designação	Valor típicos a 20°C		Unidades
<i>Organismos nitrificantes</i>				
μ_{AUT}	Taxa máxima específica do crescimento dos autotróficos	1,00	1,00	d^{-1}
b_{AUT}	Taxa de decaimento dos autotróficos	0,15	0,15	d^{-1}
K_{O_2}	Coefficiente de saturação/inibição para o oxigénio	0,50	0,50	$gO_2 \cdot m^{-3}$
K_{NH_4}	Coefficiente de saturação para amónia (nutriente)	1,00	1,00	$gN \cdot m^{-3}$
K_{ALK}	Coefficiente de saturação para a alcalinidade	0,50	0,50	$mol HCO_3^- \cdot m^{-3}$
K_P	Coefficiente de saturação para o fósforo (nutriente)	0,01	0,01	$gP \cdot m^{-3}$
<i>Precipitação</i>				
K_{PRE}	Taxa de precipitação de fósforo	1,00	1,00	$m^3 \cdot g(Fe(OH)_3)^{-1} \cdot d^{-1}$
K_{RED}	Taxa de redissolução	0,60	0,60	d^{-1}
K_{ALK}	Coefficiente de saturação para a alcalinidade	0,50	0,50	$mol HCO_3^- \cdot m^{-3}$

Tabela 31 – Matriz de Petersen para o modelo ASM3 – estequiométrica (adaptado de (Henze *et al.*, 2000))

Componente $i \rightarrow$		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
j Processo		S_{O_2}	S_I	S_S	S_{NH_4}	S_{N_2}	S_{NOX}	S_{ALK}	X_I	X_S	X_H	X_{STO}	X_A	X_{SS}
\downarrow Expresso em \rightarrow		O_2	COD	COD	N	N	N	Mole	COD	COD	COD	COD	COD	SS
1 Hidrólise			f_{S1}	x_1	y_1			z_1		-1				$-i_{X_S}$
<i>Organismos heterotróficos</i>														
2 Armazenamento aeróbio de S_S		x_2		-1	y_2			z_2				Y_{STO,O_2}		t_2
3 Armazenamento anóxico de S_S				-1	y_3	$-x_3$	x_3	z_3				$Y_{STO,NOX}$		t_3
4 Crescimento aeróbio de X_H		x_4			y_4			z_4		1		$-1/Y_{H,O_2}$		t_4
5 Crescimento anóxico					y_4	$-x_5$	x_5	z_5		1		$-1/Y_{H,NOX}$		t_5
6 Respiração endógena aeróbia		x_6			y_6			z_6	f_I	-1				t_6
7 Respiração endógena anóxica					y_7	$-x_7$	x_7	z_7	f_I	-1				t_7
8 Respiração aeróbia de X_{STO}		x_8										-1		t_8
9 Respiração anóxica de X_{STO}						$-x_9$	x_9	z_9				-1		t_9
<i>Organismos autotróficos</i>														
10 Crescimento aeróbio de X_A		x_{10}			y_{10}		$1/Y_A$	z_{10}					1	t_{10}
11 Respiração endógena aeróbia		x_{11}			y_{11}			z_{11}	f_I				-1	t_{11}
12 Respiração endógena anóxica					y_{12}	$-x_{12}$	x_{12}	z_{12}	f_I				-1	t_{12}
<i>Matrix de composição $i_{k,l}$</i>														
<i>k Conservativos</i>														
1 ThOD	g ThOD	-1	1	1		-1.71	-4.57		1	1	1	1	1	
2 Azoto	g N		i_{N,S_I}	i_{N,S_S}	1	1	1		i_{N,X_I}	i_{N,X_S}	$i_{N,BM}$		$i_{N,BM}$	
3 Carga iónica	Mole +				1/14		-1/14	-1						
<i>Observáveis</i>														
4 SS	g SS								i_{SS,X_I}	i_{SS,X_S}	$i_{SS,BM}$	0.60	$i_{SS,BM}$	

Tabela 32 - Matriz de Petersen para o modelo ASM3 – taxas de processo (adaptado de (Henze *et al.*, 2000))

<i>j</i> Processo	Equação da taxa de processo ρ_j , $\rho_j \geq 0$.
1 Hidrólise	$k_H \cdot \frac{X_S/X_H}{K_X + X_S/X_H} \cdot X_H$
<i>Organismos heterotróficos</i>	
2 Armazenamento aeróbio de S_S	$k_{STO} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
3 Armazenamento anóxico de S_S	$k_{STO} \cdot \eta_{NOX} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{NOX} + S_{NOX}} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
4 Crescimento aeróbio	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO} + X_{STO}/X_H} \cdot X_H$
5 Crescimento anóxico	$\mu_H \cdot \eta_{NOX} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{NOX} + S_{NOX}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{STO}/X_H}{K_{STO} + X_{STO}/X_H} \cdot X_H$
6 Respiração endógena aeróbia	$b_{H,O_2} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_H$
7 Respiração endógena anóxica	$b_{H,NOX} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{NOX} + S_{NOX}} \cdot X_H$
8 Respiração aeróbia de X_{STO}	$b_{STO,O_2} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot X_{STO}$
9 Respiração anóxica de X_{STO}	$b_{STO,NOX} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{NOX} + S_{NOX}} \cdot X_{STO}$
<i>Organismos autotróficos</i>	
10 Crescimento aeróbio de X_A	$\mu_A \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{A,NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{A,ALK} + S_{ALK}} \cdot X_A$
11 Respiração endógena aeróbia	$b_{A,O_2} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \cdot X_A$
12 Respiração endógena anóxica	$b_{A,NOX} \cdot \frac{K_{A,O_2}}{K_{A,O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NOX}}{K_{A,NOX} + S_{NOX}} \cdot X_A$

Tabela 33 - Valores típicos de constantes estequiométricas e de fatores de conversão do modelo ASM3 para 20°C (adaptado de (Henze *et al.*, 2000))

Símbolo	Designação	Valor típicos a 20°C	Unidades
<i>Parâmetros estequiométricos: constantes estequiométricas</i>			
Y_{H,O_2}	Rendimento celular aeróbio da biomassa heterotrófica	0,63	gCOD.g ⁻¹ COD
$Y_{H,NOx}$	Rendimento celular anóxico da biomassa heterotrófica	0,54	gCOD.g ⁻¹ COD
f_{SI}	Produção de S_I na hidrólise	0	gCOD.g ⁻¹ COD
f_{XI}	Produção de X_I na respiração endógena	0,2	gCOD.g ⁻¹ COD
Y_{STO,O_2}	Rendimento aeróbio dos produtos armazenados por S_S	0,85	gCOD.g ⁻¹ COD
$Y_{STO,NOx}$	Rendimento anóxico dos produtos armazenados por S_S	0,8	gCOD.g ⁻¹ COD
Y_A	Rendimento celular da biomassa autotrófica por $NO_3^- \cdot N$	0,24	gCOD.g ⁻¹ N _{NOx}
<i>Parâmetros estequiométricos: fatores de conversão</i>			
$i_{N SI}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente em S_I	0,01	gN.g ⁻¹ COD
$i_{N SS}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente em S_S	0,03	gN.g ⁻¹ COD
$i_{N XI}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente em X_I	0,02	gN.g ⁻¹ COD
$i_{N XS}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente em X_S	0,04	gN.g ⁻¹ COD
$i_{N BM}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente na biomassa (X_H, X_A)	0,07	gN.g ⁻¹ COD
$I_{SS XI}$	Razão entre (massa de SS / massa de COD) presente em X_I	0,75	gSS.g ⁻¹ COD
$i_{SS XS}$	Razão entre (massa de SS / massa de COD) presente em X_S	0,75	gSS.g ⁻¹ COD
$I_{SS BM}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente na biomassa (X_H, X_A)	0,9	gSS.g ⁻¹ COD

Tabela 34 – Valores cinéticos típicos para efluente primário: modelo ASM3 para 20°C (adaptado de (Henze *et al.*, 2000))

Símbolo	Designação	Valor típicos a 20°C	Unidades
<i>Parâmetros cinéticos: Hidrólise</i>			
K_h	Taxa de hidrólise	3,00	d^{-1}
K_X	Taxa máxima específica do crescimento da biomassa heterotrófica	1,00	$gCOD.g^{-1} COD$
<i>Organismos heterotróficos: atividade aeróbia e desnitrificante</i>			
K_{STO}	Taxa de armazenamento	5,00	$d^{-1}.Gcod_{SS}.g^{-1} COD_{XH}$
μ_H	Taxa máxima específica do crescimento da biomassa heterotrófica	2,00	d^{-1}
η_{NOx}	fator de redução anóxico	0,60	-
$b_{H,O2}$	Taxa de respiração endógena aeróbica	0,20	d^{-1}
$b_{H,NOx}$	Taxa de respiração endógena anóxica	0,10	d^{-1}
$b_{STO,O2}$	Taxa de respiração aeróbica para X_{STO}	0,20	d^{-1}
$b_{STO,NOx}$	Taxa de respiração anóxica para X_{STO}	0,10	d^{-1}
K_{O2}	Coeficiente de saturação para o S_{NO2}	0,20	$gO_2.m^{-3}$
K_S	Coeficiente de saturação para o substrato S_S	2,00	$gCOD.m^{-3}$
K_{STO}	Coeficiente de saturação para X_{STO}	1,00	$gCOD.g^{-1} COD$
K_{NOx}	Coeficiente de saturação/inibição para o S_{NOx}	0,50	$gN.m^{-3}$
K_{NH4}	Coeficiente de saturação para amónia (nutriente)	0,01	$gN.m^{-3}$
K_{ALK}	Coeficiente de saturação para a alcalinidade	0,10	$mol HCO_3^{-}. m^{-3}$
<i>Organismos autotróficos: atividade nitrificante</i>			
μ_A	Taxa máxima específica do crescimento dos autotróficos	0,35	d^{-1}
$b_{A,O2}$	Taxa de respiração endógena aeróbica	0,05	d^{-1}
$b_{A,NOx}$	Taxa de respiração endógena anóxica	0,02	d^{-1}
$K_{A,NH4}$	Coeficiente de saturação para azoto amoniacal (nutriente)	1,00	$gN.m^{-3}$
$K_{A,O2}$	Coeficiente de saturação para o oxigénio	0,50	$gO_2.m^{-3}$
$K_{A,ALK}$	Coeficiente de saturação para a alcalinidade	0,50	$mol HCO_3^{-}. m^{-3}$

Anexo IV. MANUAL DE UTILIZADOR DO SIMULADOR GPS-X

O GPS-X apresenta parâmetros já pré-definidos para a caracterização das águas (concentradas ou diluídas), tais como: valores de CBO₅, CQO, SST, Total de TKN, assim como ajusta os valores de dimensionamento dos equipamentos consoante o tipo de esquema da ETAR. Os principais módulos e ferramentas do GPS-X incluem as seguintes componentes:

- **Simulator:** permite a simulação de uma ETAR, definida pelo utilizador, ou então, pré-definida pelo próprio *software*. Este inclui mais de 50 esquemas de tratamento previamente configurados;
- **Builder:** é a interface gráfica que permite ao utilizador construir o seu próprio esquema de tratamento (diagrama linear da instalação de tratamento) no modo de funcionamento “*modeling*”;
- **Analyzer:** permite ao utilizador efetuar uma análise de sensibilidade ao comportamento do sistema de tratamento, por forma a identificar qual ou quais os parâmetros que têm maior impacto sobre o modelo, e que podem e devem ser alterados/otimizados no módulo “*optimizer*”;
- **Optimizer:** permite adequar o modelo aos dados de base obtidos através de testes analíticos e que serviram como entradas ao sistema, ajustando continuamente os parâmetros selecionados de forma a atingir a melhor resposta do modelo. O simulador GPS-X dispõe de três ferramentas de otimização: *Times Series*, *Probability* e *Dynamic Parameter Estimation(DPE)*;
- **Influent Advisor:** modulo baseado no programa *Excel*, que permite a caracterização do afluente à ETAR e possibilita ao utilizador identificar e corrigir as inconsistências existentes nos dados utilizados;

Existem cinco passos relevantes a serem seguidos em qualquer estudo de modelação:

- A construção do modelo;
- A calibração do modelo;
- O desenvolvimento do cenário;
- A simulação;
- Interpretação dos resultados.

1. NOÇÕES GERAIS SOBRE O SIMULADOR

A aparência da janela principal do simulador GPS-X é apresentada na Figura 47 e as barras em detalhe nas

Figura 48 - GPS-X: Barra de menus

e Figura 49.

Os elementos base que constituem a janela principal do simulador são:

- A barra dos menus,
- Figura 48 - GPS-X: Barra de menus
- , que é apresenta 6 diferentes menus, os quais constituídos por um ou mais comandos, agrupados por funcionalidade (e.g. o comando para a criação de um novo ficheiro/abrir um ficheiro já existente/guardar ficheiro encontra-se no menu principal **File**);
- A barra de ferramentas, Figura 49, que apresenta alguns atalhos de determinadas funcionalidades presentes no ponto anterior. Esta contém ainda a opção para a seleção das bibliotecas do modelo e dois botões para a seleção do ambiente de trabalho (modelação ou simulação);
- A área de desenho, em que é construído o esquema de tratamento de uma determinada ETAR;
- A barra de estado, que permite ao *software* comunicar com o utilizador. Dá breves informações sobre o modo de funcionamento deste, erros que possam ocorrer, entre outros.

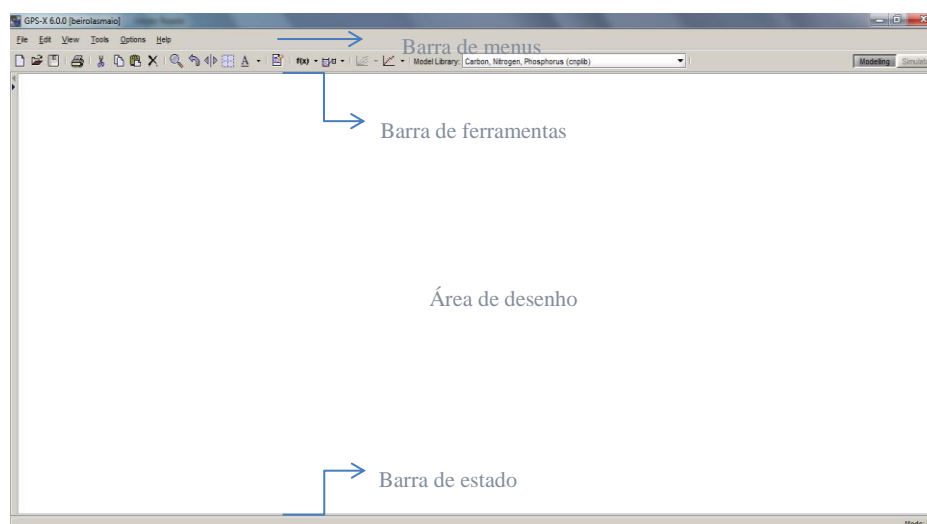


Figura 47 - GPS-X: Janela principal do simulador



Figura 48 - GPS-X: Barra de menus

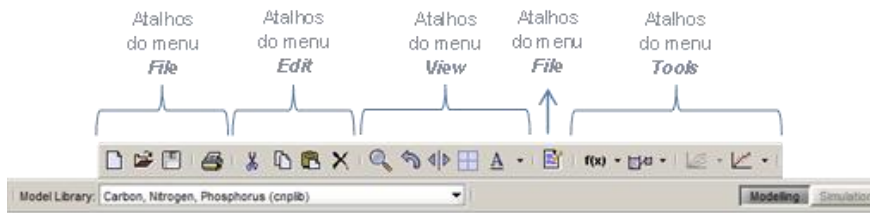


Figura 49 – GPS-X: Barra de ferramentas

2. CONSTRUÇÃO DO ESQUEMA DE TRATAMENTO

Para iniciar a construção do esquema de uma ETAR no simulador:

1. Criar um novo esquema clicando em *File > New...*;

✓ **Seleção da biblioteca do modelo**

O GPS-X possui 7 bibliotecas que agrupam diferentes variáveis de estado, definidas para cada unidade de tratamento, e que são comuns aos vários modelos aplicados no programa. Apresenta-se de seguida, a descrição de cada tipo de biblioteca (Hydromantis, 2003a; Hydromantis, 2011):

- **CNLIB (*Carbon – Nitrogen library*):** Permite simular a transformação dos compostos de carbono e azoto em todas as unidades de tratamento e é constituída por 16 variáveis de estado;
 - **CNIPLIB (*Carbon – Nitrogen – Industrial Pollutant library*):** Idêntica à anterior, permite simular a remoção de poluentes de origem industrial. Constituída por 46 variáveis de estado, das quais 16 são pré-definidas pelo programa e as restantes 30 definidas pelo utilizador (15 componentes solúveis e 15 componentes particuladas);
 - **CN2LIB (*Advanced Carbon – Nitrogen library*):** Permite simular a transformação dos componentes inertes do Azoto (particulado e solúvel). Permite, também, a divisão do processo de nitrificação em duas etapas (requer a divisão das variáveis de estado para os oxidantes da amónia e nitrito, bem como a divisão do NO_x em nitrito e nitrato). Esta biblioteca é constituída por 19 variáveis de estado;
 - **CN2IPLIB (*Advanced Carbon – Nitrogen – Industrial Pollutant library*):** Idêntica à anterior, permite simular a remoção de poluentes de origem industrial por recurso à adição de 30 variáveis de estado definidas pelo utilizador (15 solúveis e 15 particuladas). Em geral esta biblioteca é constituída por 49 variáveis de estado;
 - **CNPLIB (*Carbon – Nitrogen – Phosphorus library*):** Possibilita a simulação da transformação dos compostos de carbono, azoto e fósforo em todas as unidades de tratamento e é composta por 17 variáveis de estado;
 - **CNPIPLIB (*Carbon – Nitrogen – Phosphorus – Industrial Pollutant library*):** Semelhante à anterior, permite simular a remoção de poluentes de origem industrial. É constituída por 57 variáveis de estado, das quais 27 são pré-definidas pelo programa e as restantes 30 definidas pelo utilizador (15 componentes solúveis e 15 componentes particuladas);
 - **MANTIS2LIB (*Comprehensive – Carbon, Nitrogen, Phosphorus, pH*):** Integra modelos de carbono, azoto e fósforo das linhas de lamas ativadas aeróbias com o modelo de digestão completa, e modelação de precipitação inorgânica completa e pH.
2. Na barra de ferramentas, seleccionar do menu *Model Library*, como demonstrado na Figura 50 a biblioteca a ser utilizada;

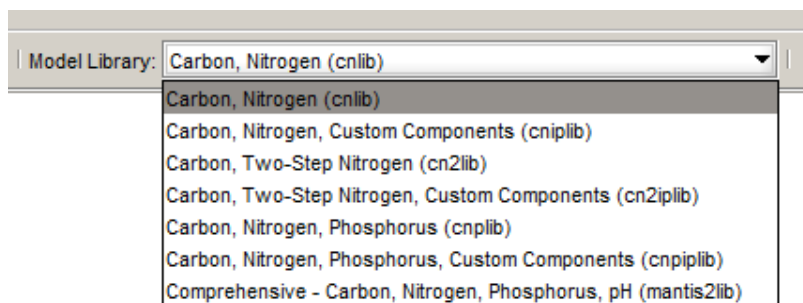


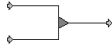
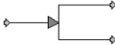




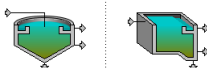
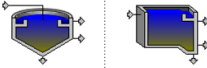


Figura 50 – Menu de seleção das bibliotecas do modelo







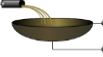

✓ Seleção das unidades de tratamento no processo

As unidades de tratamento são utilizadas para a construção de uma ETAR. As diferentes unidades estão separadas em grupos de tratamento, tais como: tratamento preliminar, primário, secundário, terciário, entre outros. Na Tabela 35 apresentam-se todas as unidades disponíveis no simulador GPS-X.





Tabela 35 - Unidades de tratamento disponíveis no GPS-X

<i>Afluentes</i>	
	Descarga descontínua (<i>Batch</i>)
	Descarga continua
<i>Infraestruturas</i>	
	Misturador de caudal (podendo as entradas variar entre 2 e 5)
	Distribuidores de caudal (podendo as saídas variar entre 2 e 5)
	Distribuição de caudal com bomba elevatória
<i>Tratamento preliminar</i>	
	Estação elevatória
	Tanque de equalização
	Tanque de remoção de areias
<i>Tratamento primário e secundário (decantadores)</i>	
	Decantadores primários (circulares e retangulares)
	Decantadores secundários (circulares e retangulares)




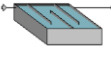
Tratamento secundário: Tratamento biológico por lamas ativadas – Biomassa Suspensa

	Reatores de lamas ativadas com regime de mistura completa
	Reator CSTR anóxico
	Reator de fluxo-pistão com uma e duas entradas
	Bioreator de membranas e de mistura completa (MBR)
	Reator descontínua sequencial (SBR) podendo este ser avançado e manual
	Valas de oxidação
	Lagoas (aeróbias/anaeróbias/facultativas)
	Sistemas de lamas ativadas (do tipo “ <i>deep shaft</i> ”)

Tratamento secundário: Tratamento biológico por lamas ativadas – Biomassa Fixa

	Leito pculador
	Biofiltro arejado
	Discos biológicos rotativos e submersos
	Sistema híbrido (biomassa fixa e suspensa no mesmo reator)

Tratamento terciário

	Filtro de desnitrificação (podendo a entrada ser no topo ou na base)
	Filtro de areias
	Filtro de membranas
	Desinfecção por radiação Ultravioleta

Tratamento de Lamas

	Flotador
---	----------



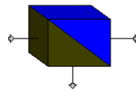
Espessador



Digestor Aeróbio



Digestor Anaeróbio



Desidratação

Ferramentas



Caixa de ferramentas que permite modelar diversos controles e amostragens



Caixa preta que permite simular o efeito dinâmico do tempo de viagem ao longo da ETAR e inclui diversas funções de transferência pré-definidas para a modelação empírica



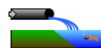
Doseamento de solventes químicos (metanol, acetato)



Doseamento de produtos químicos em linha



Água



Descarga final do efluente tratado

3. Selecionar da tabela de unidades, que se encontra localizada do lado esquerdo da janela principal do simulador (Figura 51), as unidades para os diferentes tipos de tratamento.

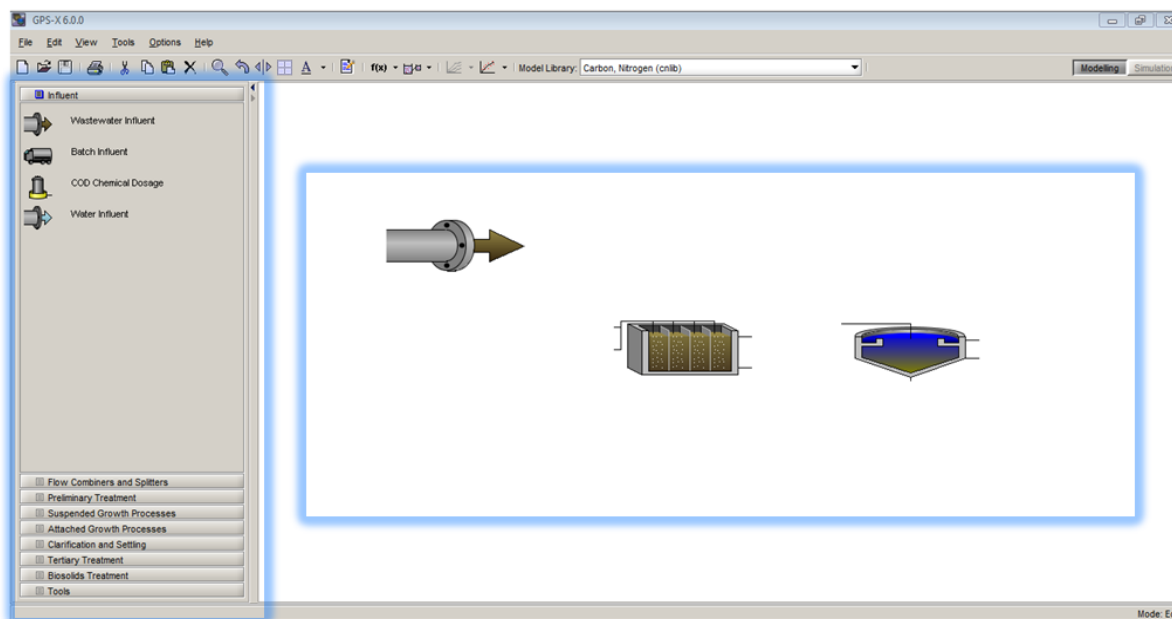


Figura 51 - GPS-X: Área de desenho composta por unidades de processo e tabela de unidades



O simulador permite aumentar a área de visão ampliando a vista da planta utilizando a funcionalidade **Locator** (Figura 52) disponível no GPS-X.

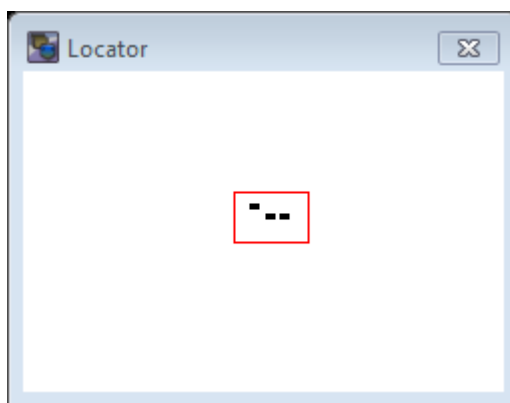


Figura 52 - GPS-X: Janela da funcionalidade Locator

Nota: A área apresentada na janela da funcionalidade **Locator** representa a área total disponível para desenho da planta. É possível também ampliar/reduzir a área de visão do esquema girando a roda do rato.



O simulador apresenta também um sistema de **Grid** (quadrícula) que “transforma” a janela de desenho numa folha quadriculada de 32x32 e cada quadrícula com capacidade de uma unidade de tratamento. Esta janela é apresentada(ou oculta, se já estiver presente) ativando a opção **Grid**.

✓ **Especificação das ligações entre cada unidade no esquema**

- Para especificar a ligação entre as unidades de processo, mover o ponteiro do rato sobre a unidade a ser ligada até aparecer uma seta branca para ligação, a qual se arrasta até a outra unidade. Para desligar a ligação efetuada, proceder da mesma forma até a ligação ficar com um cor vermelha, como demonstrado na Figura 53.

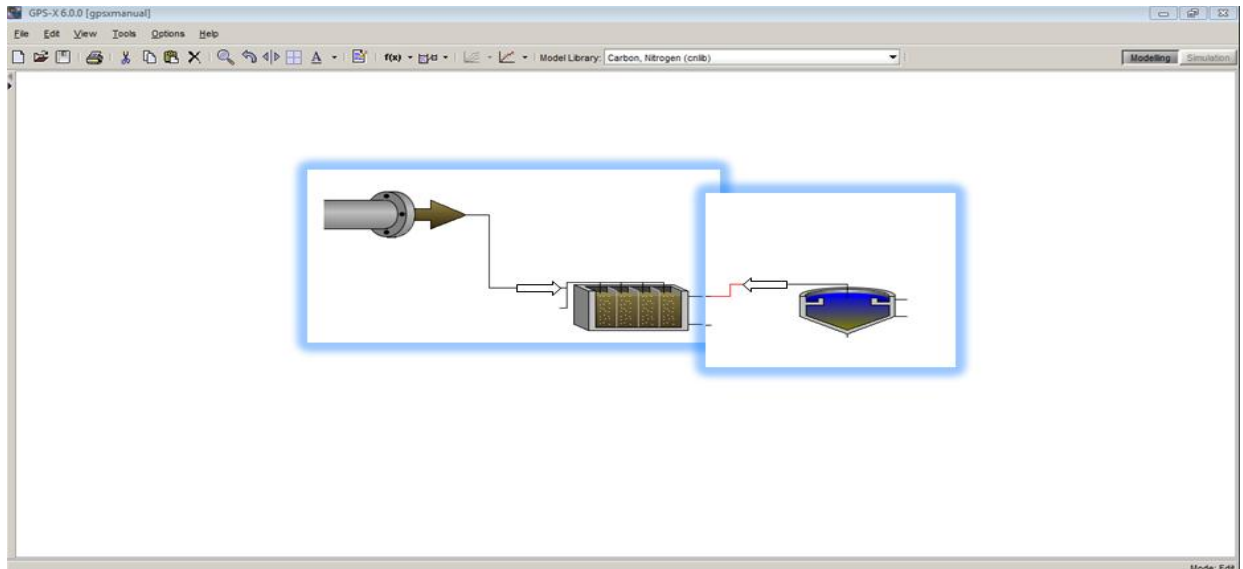



Figura 53 – GPS-X: Ligação das unidades de tratamentos

✓ **Designação das correntes e objetos no desenho da planta**

- Atribuir nomes às correntes e às unidades de processo, clicando, com o botão direito, sobre o objeto. No menu das características selecionar **labels**. Gravar as alterações selecionado **Accept**. Caso haja algum conflito com os nomes atribuídos o *software* dá uma mensagem de alerta. Encontra-se exemplificado este passo na Figura 54. É possível mostrar/esconder as legendas clicando no botão **Labels** .

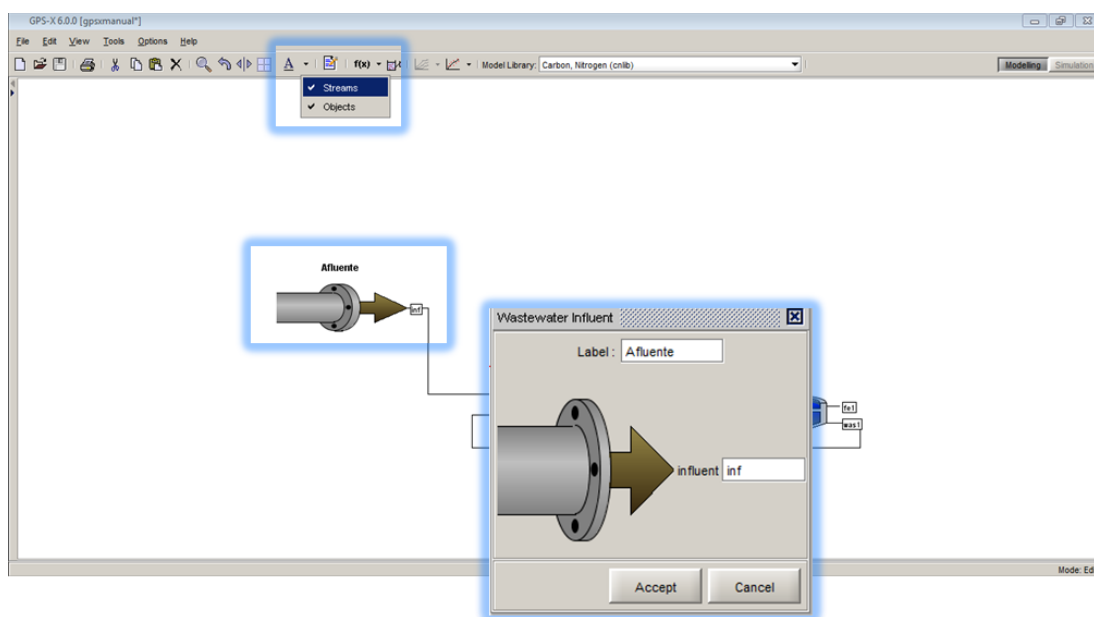


Figura 54 - GPS-X: Janela de alteração da legenda dos objetos de processo e correntes

O esquema de tratamento da ETAR encontra-se agora totalmente construído (Figura 55) para passarmos à fase seguinte. Caso ocorra algum tipo de erro na construção deste, é possível remover os objetos, da janela de desenho do esquema de tratamento, clicando no botão *Delete* e voltando novamente a inserir o mesmo ou então se necessário, criar um novo ficheiro.

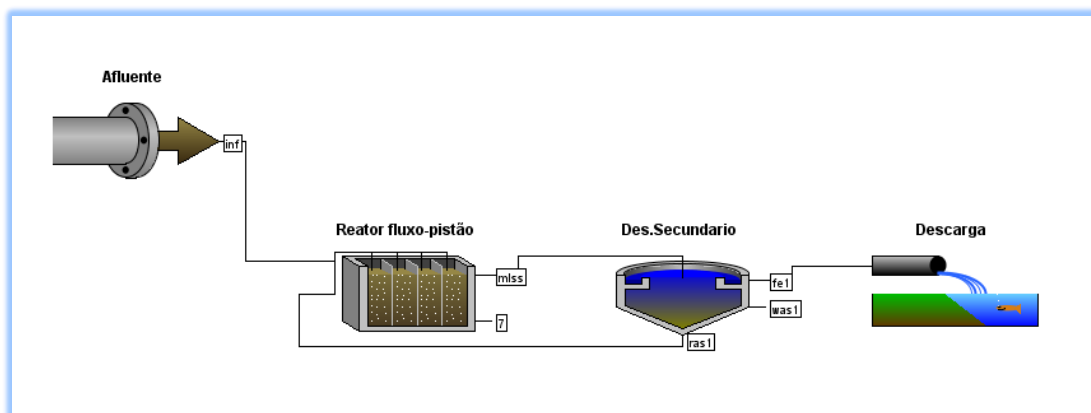



Figura 55 - GPS-X : Esquema completo de tratamento

- Após a construção do modelo deve-se guardar o ficheiro criado atribuindo-lhe um nome (e.g. “gpsxmanual”), para tal deve se recorrer ao comando *Save As...* disponível no menu *File* ou então carregando sobre o botão  (Figura 56). Atenção: após gravar o ficheiro pela primeira vez, se se carregar sobre o botão, o simulado irá substituir automaticamente o ficheiro anteriormente gravado.

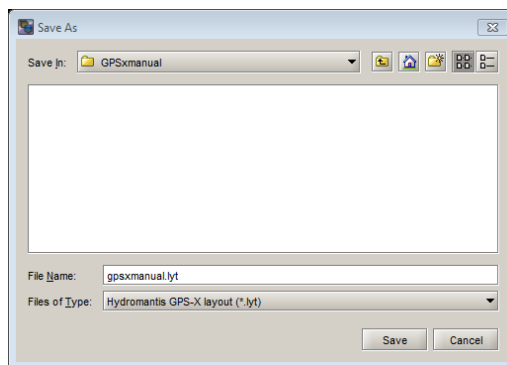


Figura 56 – GPS-X : Janela de gravação

É preciso ter algum cuidado na gravação do ficheiro. Não se devem utilizar caracteres especiais (e.g. “-;_;espaço, /,...”) nem gravar em pastas que contenham no seu nome estes caracteres.

✓ Seleção de modelos de funcionamento das unidades de tratamento

Cada objeto presente, no esquema desenhado, apresenta um determinado número de atributos e propriedades, tendo cada um destes atributos um certo valor associado. Um dos atributos mais importantes associados aos objetos do GPS-X é o conjunto de equações (ou modelos) que define o comportamento dinâmico desses objetos. (Hydromantis, 2011). A seleção do modelo a utilizar deve ter em conta os objetivos específicos associados a cada modelo, a aplicação final e as variáveis que se pretendem modelar.

7. Selecionar o modelo a ser utilizado para o afluente clicando, com o botão direito do rato, sobre o objeto “afluente”. Irá aparecer um menu de parâmetros e especificações, clicar sobre a opção **Models** para aceder à lista dos modelos disponíveis, como exemplificado na Figura 57.

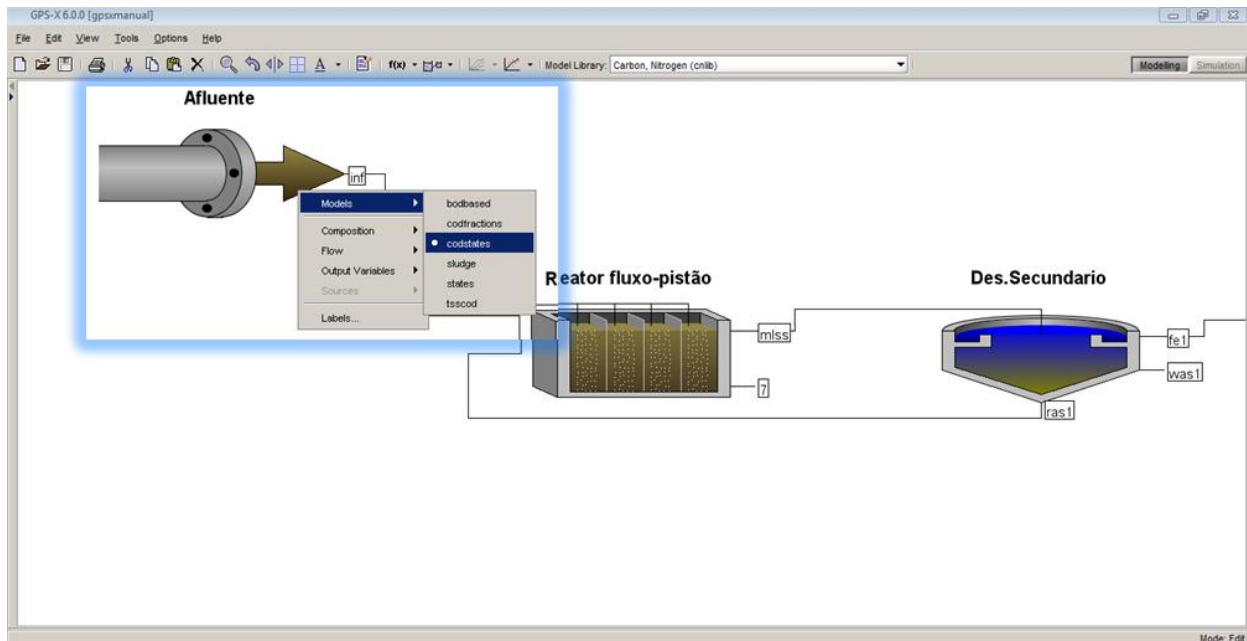


Figura 57 – GPS-X: Seleção do tipo de modelo de afluente

Cada modelo de afluente disponível no simulador calcula um conjunto completo de variáveis dependentes da biblioteca em uso, cujos resultados são passados para as operações seguintes do esquema de tratamento. O simulador dispõe de seis tipos de modelos para afluentes:

- ***bodbased***: Este modelo é selecionado quando não existe informação sobre valores de CQO e apenas informações sobre CBO. Contudo, a utilização deste modelo requer especial atenção devido a aproximações que são efetuadas e à natureza de medição de CBO. Se se selecionar este modelo, é necessário introduzir no sistema valores de CBO₅, TKN, SST e algumas variáveis de estado, tais como, sólidos orgânicos inertes, orto-fosfatos solúveis (cnplib), a alcalinidade e algumas funções de estequiometria. Estes parâmetros irão permitir calcular as restantes variáveis de estado do efluente: Substratos facilmente biodegradáveis (S_S), substratos lentamente biodegradáveis (X_S), partículas inorgânicas inertes (X_I), Amónia amoniacal (snh), partículas de azoto orgânicas biodegradáveis (xnd) e azoto orgânico biodegradável solúvel (snd);
- ***codfractions***: Este modelo requer se sejam introduzidos valores de CQO, TKN, total de P, algumas variáveis de estado (a maior parte das variáveis são zero exceto para as frações de amónia, orto-fosfatos solúveis e a alcalinidade) e frações estequiométricas. A introdução destes parâmetros permite a determinação das restantes variáveis de estado, as composições e as frações dos nutrientes;
- ***codstates***: Modelo idêntico ao anterior, mas contabiliza os estados da CQO;
- ***sludge***: Este modelo é utilizado apenas para representar a entrada no sistema de um caudal de lamas. Permite a caracterização do parâmetro SST, algumas variáveis de estado e coeficientes estequiométricos.

- **States:** Este modelo é utilizado quando os utilizadores não dispõem de uma caracterização completa do afluente (não permite a definição de valores de parâmetros como a CBO, SST e TKN) e as variáveis de estado têm de ser calculadas manualmente, requerendo o fracionamento da CQO e do azoto como dados de entrada;
- **tsscod:** Utilizado quando o utilizador dispõe de uma caracterização analítica do efluente para os parâmetros CQO, SST e TKN, algumas variáveis de estado e respetivos coeficientes estequiométricos.

Os modelos diferem apenas no tipo de informação necessária sobre as entradas do afluente. A seleção do melhor modelo para o afluente é, em geral, efetuada com base nos dados relativos disponíveis ao afluente.

8. Selecionar os modelos a serem utilizados para os decantadores, para os reatores biológicos e para as restantes unidades de tratamento. O acesso á lista dos modelos disponíveis é feito do mesmo modo que no passo anterior.

O simulador dispõe de diferentes modelos matemáticos que são utilizados nos diferentes tipos de unidades de tratamento, sendo estes principalmente, modelos biológicos e modelos de decantação. Descreve-se, de seguida, alguns dos modelos disponíveis no simulador:

Modelos Biológicos

- **ASM1:** Simula a oxidação carbonácea, a nitrificação e desnitrificação num processo de tratamento biológico por lamas ativadas;
- **ASM2:** Constitui uma extensão do modelo ASM1, e inclui processos de tratamento relativos à remoção biológica de fósforo, incluindo, adicionalmente, a simulação de processos de precipitação química do fósforo
- **ASM2d:** Constitui uma ampliação do modelo matemático ASM2, por forma a refletir a influência da desnitrificação face aos processos de remoção biológica do fósforo
- **ASM3:** Descreve as atividades de armazenamento e crescimento de desnitrificantes em grânulos aeróbios sob condições anóxicas, permitindo um melhor controlo dos processos de decaimento endógeno da biomassa, às condições ambientais
- **Mantis:** Idêntico ao modelo ASM1 à exceção das seguintes modificações: inclui dois processos adicionais de crescimento para os organismos heterotróficos e autotróficos (em condições de baixas concentrações de amónia e elevadas concentrações de nitrato), considera que os parâmetros cinéticos são dependentes da temperatura e inclui a desnitrificação aeróbia;
- **Newgeneral:** Constitui uma extensão do modelo ASM1, tendo por base o modelo general (Bio- P) de Dold (1990) e Barcker and Dold (1997) (Hydromantis 2003b). Este modelo difere do ASM1 nos seguintes aspetos: considera o parâmetro azoto como fonte para a síntese celular e inclui os processos biológicos de remoção de fósforo;

Modelos de decantação

- **simple1D**: Utilizado quando as reações biológicas que ocorrem podem ser ignoradas.

Os modelos unidimensionais que descrevem a sedimentação em decantadores no tratamento por lamas ativas são úteis para o controle e otimização do processo, uma vez que a sua aplicação não necessita muita capacidade computacional nem tempo de cálculo. Estes modelos têm como finalidade descrever a dinâmica da clarificação e do espessamento de forma a preverem a concentração de reciclo de lamas, a altura do leito de lamas e a concentração de S_s no efluente (De Clercq *et al.*, 2003).

O GPS-X inclui, adicionalmente, modelos destinados a modelar processos biológicos de tratamento baseados em biomassa fixa, operações de filtração e desinfecção (cloragem e radiação ultravioleta), a digestão anaeróbia, espessamento e desidratação de lamas, entre outros. (O programa GPS-X integra mais de 600 modelos de simulação, incluindo praticamente todas as abordagens de modelação desenvolvidas nas últimas duas décadas, citado por Ferreira (2006).

✓ Parâmetros característicos das águas residuais

A caracterização da água residuais, no simulador, é efetuada recorrendo à ferramenta **Influent Advisor**.

9. Abrir a janela para caracterização da água clicando sobre o ícone afluente com o botão direito do rato. No menu selecionar **composition > Influent Characterization**. Irá aparecer janela de parâmetros do afluente: “**Influent Advisor**”, como exemplificado na Figura 58;

Esta ferramenta foi desenvolvida de forma a permitir que a caracterização do afluente seja efetuada de uma forma fácil e rápida. Seria possível fazer a caracterização realizando uma série de simulações (ajustando manualmente os parâmetros do afluente e observando a sua influência no processo) de forma a se determinar as melhores configurações, contudo este método pode vir a ser muito demorado e requer que sejam introduzidos no simuladores dados relativos às entradas e às saídas.

O **Influent Advisor** mostra todas as entradas e saídas de uma forma interativa, permitindo aos utilizadores determinarem qual a influência das entradas sob as saídas. Como se verifica na Figura 58, a janela desta ferramenta encontra-se dividida em três diferentes colunas: as entradas (**user inputs**), as variáveis de estado (**state variables**) e as variáveis compósitas (**composite variables**).

Como já anteriormente referido, o simulador apresenta dados predefinidos relativos a águas residuais concentradas e águas residuais diluídas. O acesso a esta informação pode ser efetuado também nessa janela.

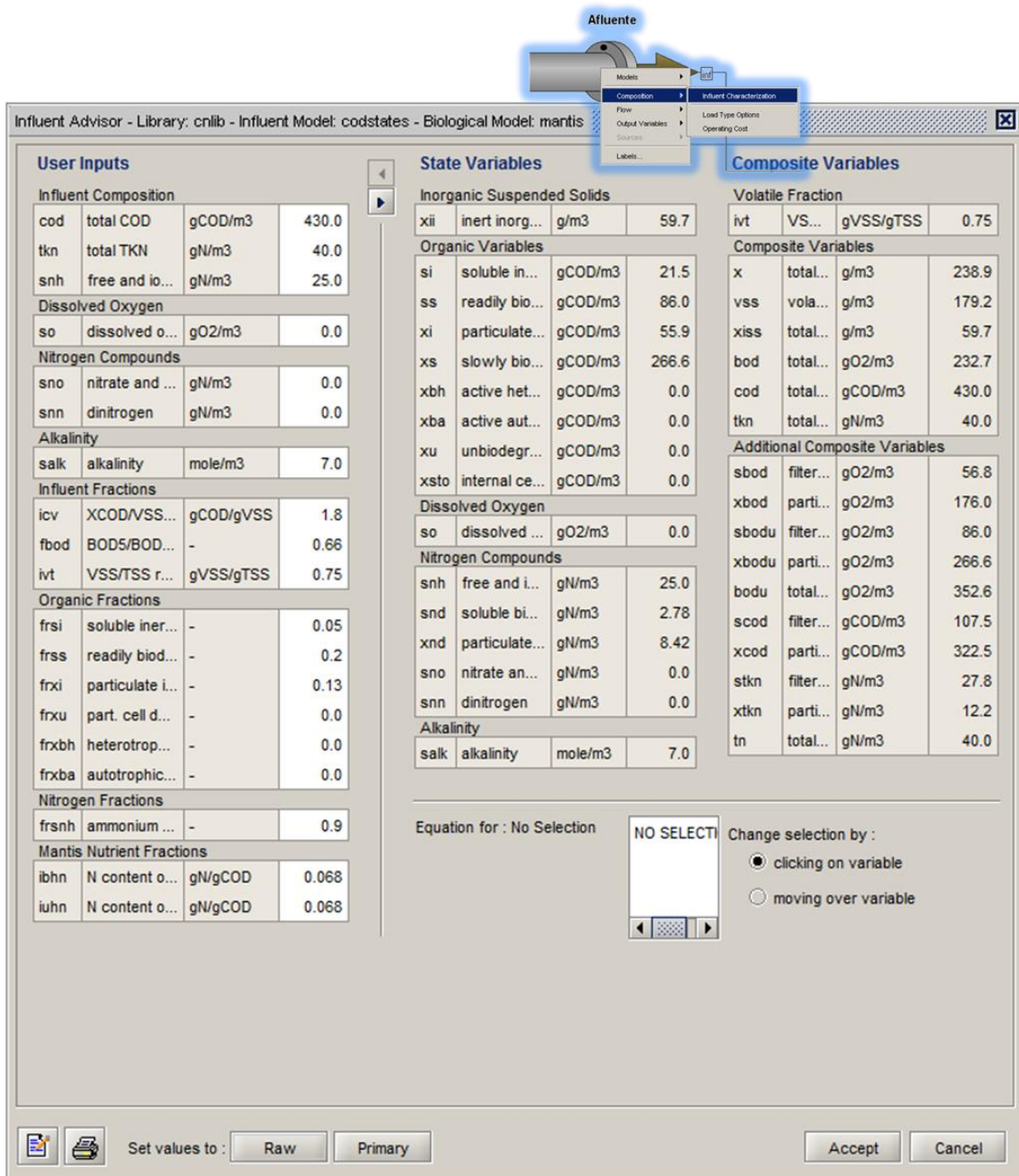


Figura 58 – GPS-X: Janela *Influent Advisor* (biblioteca: cnlib; modelo: condstats; modelo biológico: mantis;)

Apresentam-se na tabela Tabela 36 alguns dados relativos a uma água residual, nomeadamente, a CBO₅, a CQO e os SST, que irão ser estudados ao longo deste capítulo

Tabela 36 – Parâmetros de uma determinada água residual (Hydromantis, 2010)

Parâmetro de medida	Valor
CBO ₅	190 mg.L ⁻¹
CQO solúvel	42 mgO ₂ .L ⁻¹
CQO total	365 mgO ₂ .L ⁻¹
SST	210 mg.L ⁻¹
SSV	168 mg.L ⁻¹
Amónia	26 mgN.L ⁻¹
TKN total	36 mgN.L ⁻¹
TKN solúvel	31 mgN.L ⁻¹

10. Introduzir, da tabela anterior, os valores de CQO, TKN total e amónia na janela de caracterização da água residual e clicar em *enter*. Esta entrada ficará sinalizada a azul (Figura 59), dando a indicação que foi esse o parâmetro alterado face aos restantes dados pré-definidos no GPS-X. As colunas da direita na janela *Influent Advisor* indicam os novos valores das variáveis, que refletem a alteração efetuada. Note-se que os valores obtidos no simulador para a CBO₅, SST e VSS diferem dos valores da tabela;

No canto inferior direito da janela principal encontra-se localizado um pequeno campo que dá a indicação da dependência de cada parâmetro. Por exemplo, se seleccionarmos da coluna direita, *Composite Variables*, o parâmetro SSV, a fórmula de cálculo aparece nesse campo. As variáveis necessárias para o cálculo também se destacam das outras, como se pode verificar na Figura 59. É possível verificar as fórmulas de cálculo de todas as variáveis dependentes. As expressões de cálculo de todas as variáveis, de estado e compósitas, apresentam-se em anexo.

The screenshot shows the 'Influent Advisor' software interface. It is divided into several sections:

- User Inputs:** Contains tables for Influent Composition (cod: 365.0, tkn: 36.0, snh: 26.0), Dissolved Oxygen (so: 0.0), Nitrogen Compounds (sno: 0.0, snn: 0.0), Alkalinity (salk: 7.0), Influent Fractions (icv: 1.8, fbod: 0.66, ivt: 0.75), Organic Fractions (frsi: 0.05, frss: 0.2, frxi: 0.13, frxu: 0.0, frxbh: 0.0, frxba: 0.0), Nitrogen Fractions (frsnh: 0.9), and Mantis Nutrient Fractions (ibhn: 0.068, iuhn: 0.068).
- State Variables:** Divided into Inorganic Suspended Solids (xii: 50.7), Organic Variables (si: 18.3, ss: 73.0, xi: 47.5, xs: 226.3, xbh: 0.0, xba: 0.0, xu: 0.0, xsto: 0.0), Dissolved Oxygen (so: 0.0), and Nitrogen Compounds (snh: 26.0, snd: 2.89, xnd: 3.88, sno: 0.0, snn: 0.0). Alkalinity (salk: 7.0) is also listed here.
- Composite Variables:** Divided into Volatile Fraction (ivt: 0.75), Composite Variables (x: 202.8, vss: 152.1, xiss: 50.7, bod: 197.5, cod: 365.0, tkn: 36.0), and Additional Composite Variables (sbod: 48.2, xbod: 149.4, sbodu: 73.0, xbodu: 226.3, bodu: 299.3, scod: 91.3, xcod: 273.8, stkn: 28.9, xtkn: 7.11, tn: 36.0).
- Equation Editor:** A box at the bottom shows the formula for 'vss' as $vss = xcod / icv$. It includes radio buttons for 'clicking on variable' (selected) and 'moving over variable'.

At the bottom of the window, there are buttons for 'Set values to: Raw Primary', 'Accept', and 'Cancel'.

Figura 59 – GPS-X: Janela Influent Advisor com fórmula de cálculo das variáveis de estado e variáveis compostas

Uma vez que os valores da CBO₅, SST e SSV, obtidos no simulador, diferem dos valores apresentados na Tabela 36, sugere-se que se faça um ajuste dos parâmetros do afluente (frações e/ou concentrações) de forma a conciliar o modelo preditivo com os dados fornecidos.

Começando pelo valor de SSV, verifica-se, que o seu cálculo é efetuado utilizando os parâmetros de CQO particulado (**xcod**) e o rácio entre este e o valor de SSV (**XCOD/VSS**)(**icv**). Esta é uma das várias relações importantes que pode ser calculada a partir dos dados existentes. Por exemplo:

$$\frac{XCOD}{VSS}(icv) = \frac{(365-42)}{168} = 1,92 \text{ gCOD/gVSS}$$

Equação 16

$$\frac{VSS}{TSS}(ivt) = \frac{168}{210} = 0,8 \text{ gVSS/gTSS}$$

Equação 17

11. Inserir os resultados obtidos nas Equação 16 e Equação 17 no *Influent fractions*, apresentado na janela do *Influent Advisor*. Note-se que, os resultados obtidos ainda se encontram longe dos valores esperados sendo por isso, necessário ainda fazer novos ajustes;

Como mencionado anteriormente, é possível saber as fórmulas de cálculo das variáveis clicando sobre elas. O VSS está em função do XCOD, assim como este em função de COD e SCOD. O SCOD está em função do *frsi* e *frss*, frações de COD solúvel inerte e solúvel substrato, respetivamente. É necessário fazer o ajuste destas duas últimas variáveis para corrigir os valores de VSS, de forma a estes irem de acordo com os valores indicados na Tabela 36.

12. Ajustar o valor de *frsi* de 0,05 para 0,02. Uma vez que se pretende aumentar o valor de VSS, e necessário aumentar as frações particuladas de CQO total. Este aumento é efetuado diminuindo a quantidade total de CQO que está associada aos seus dois componentes solúveis (*si* e *ss*). Diminuindo a quantidade de componente inerte solúvel de 5% para 2% da CQO total, a quantidade de *ss* aumenta, aumentando assim a quantidade de VSS;

13. Ajustar o valor de *frss* de maneira a se obter o valor de TSS e VSS desejado. Neste caso o valor de *frss* determinado é 0,096;

14. Por fim, ajustar o valor de TKN solúvel (*stkn*). Ao clicar sobre este parâmetro verifica-se que este é a razão entre a amónia amoniacal e a fração de amónia de TKN solúvel (*frsnh*). O valor da amónia amoniacal é um valor dado, deve-se ajustar o valor de *frsnh*. Uma vez que, pretende-se aqui, aumentar o valor de *stkn*, deve-se diminuir o valor de *frsnh* até obter o valor desejado. Neste caso, o valor determinado é de 0,84;

A figura representa a janela *Influent Advisor* com a caracterização final e completa do afluente em estudo.

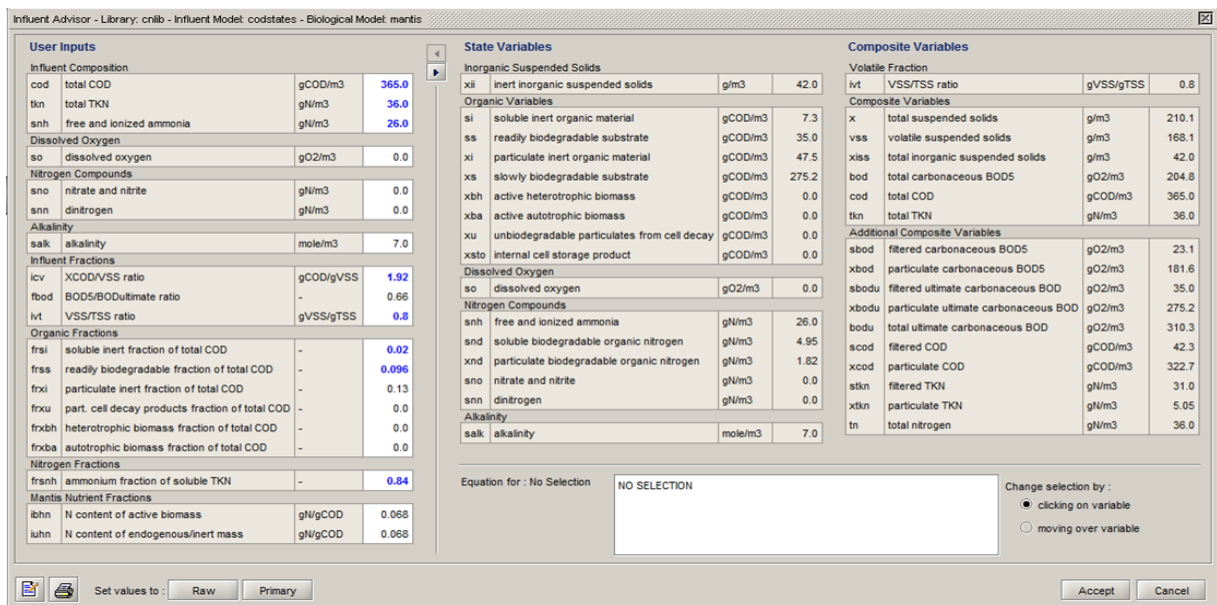


Figura 60 – Caracterização completa da água residual

Note-se que cada água residual é diferente, pelo que, no simulador, exige-se diferentes ajustes de parâmetros de forma a obter uma caracterização que resultará em um comportamento do modelo coerente com o comportamento do esquema de tratamento.

Caso sejam introduzidos valores impróprios de caracterização das águas o *software* gera uma mensagem de erro. Por exemplo, se alterarmos o parâmetro de TKN total (*tkn*) de 36 mg.L⁻¹ para 15 mg.L⁻¹, depois de clicar *enter*, verifica-se, como se demonstra na Figura 61, algumas das variáveis de saída ficam destacadas a vermelho. Este erro dá a indicação de uma concentração negativa no afluente, o que pode provocar erros nos balanços de massa e problemas de convergência do processo.

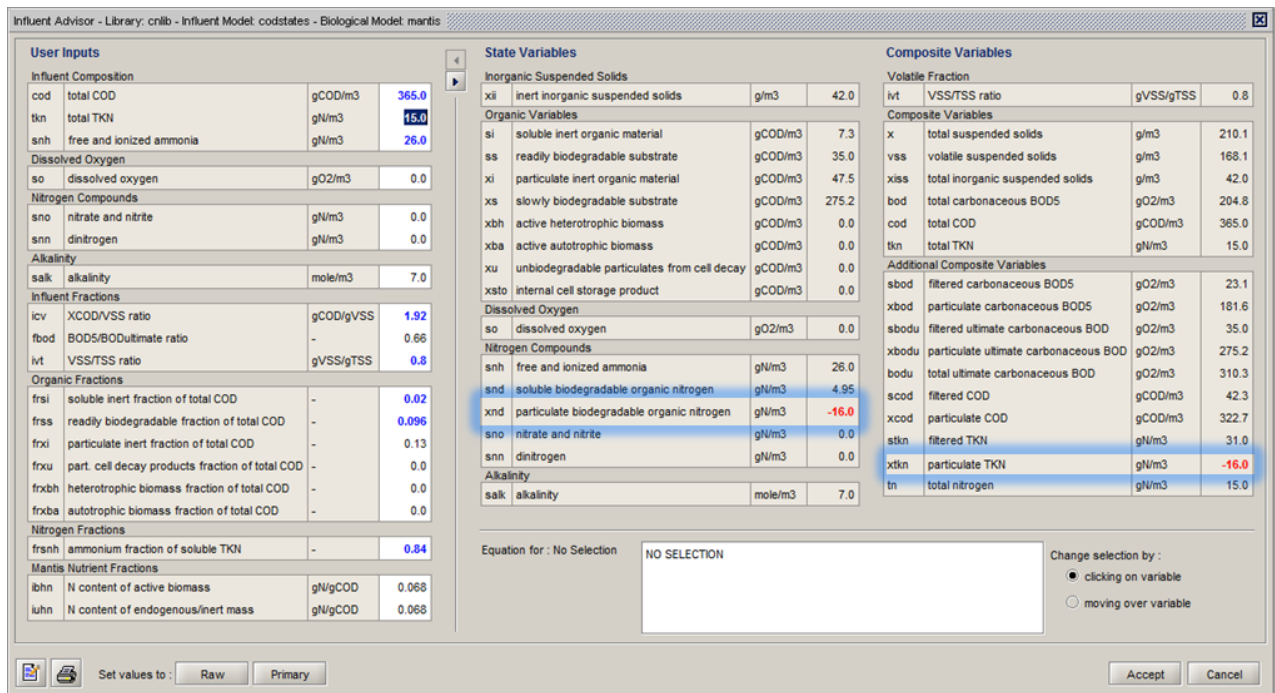


Figura 61 - Janela Influent Advisor sinalizando erros de cálculo sinalizados a vermelho

✓ **Alteração dos parâmetros operacionais das unidades de tratamento**

Cada unidade de tratamento é composta por uma serie de parâmetros possíveis de ser ajustados consoante o resultado final desejado. Por exemplo, para alterar a taxa de desperdício do decantador secundário, clicar com o botão direito sobre o decantador secundário e seleccionar do menu *Input Parameters*, o sub-menu *Operational*, como se exemplifica na Figura 62.

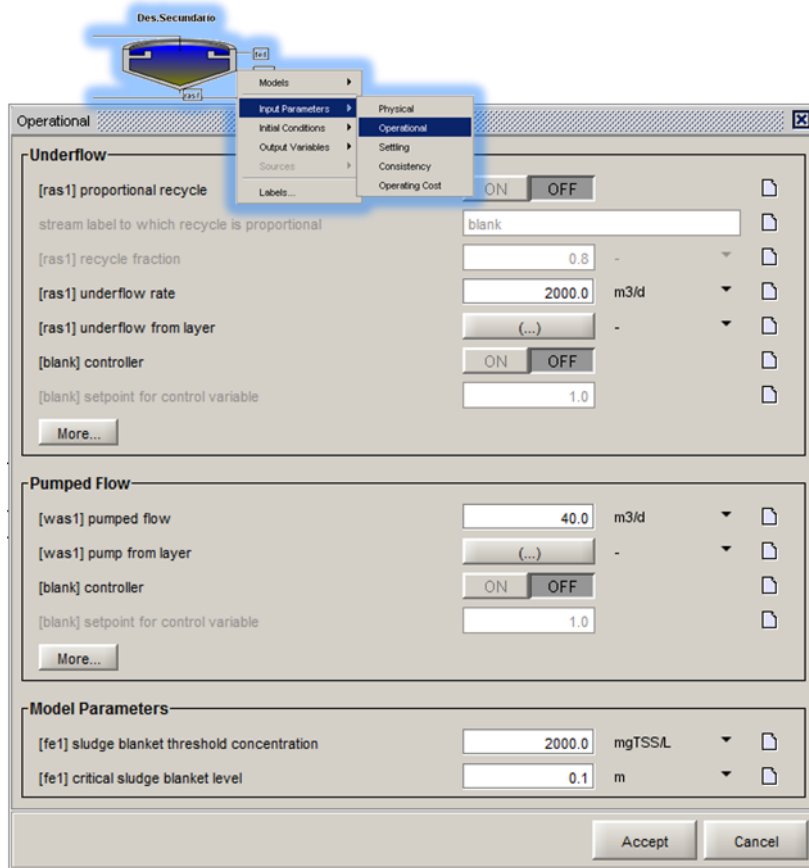


Figura 62 - GPS-X: Janela de alteração dos parâmetros operacionais de um decantador secundário

3. AMBIENTE DE SIMULAÇÃO GPS-X

Para iniciar a simulação em GPS-X, é necessário gerar primeiro um código que seja executável pelo *software*.

15. Gerar a fonte de códigos e o ficheiro binário clicando sobre o botão **Simulation**, que se encontra no canto superior direito da janela principal do simulador, ou então, **tools > build**. Esta opção inicia o processo de compilação, resultando na criação de um modelo executável. O tempo necessário para completar este passo depende da complexidade do modelo. Assim que o modelo estiver pronto irá aparecer uma mensagem indicando que o processo foi concluído, como demonstra a Figura 63.

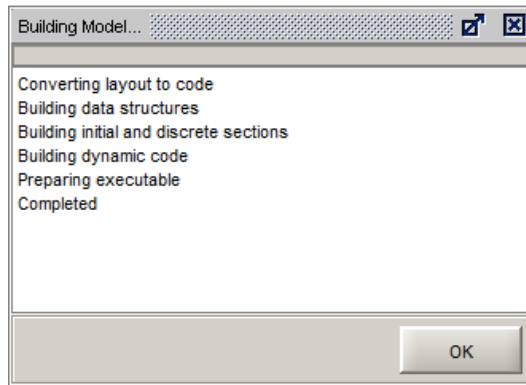


Figura 63 – GPS-X: Janela da construção do modelo com a indicação de completo

Após a compilação do modelo, o GPS-X apresenta uma janela nova de simulação, ainda vazia, com espaço para os parâmetros de entrada e para os parâmetros de saída, como apresentada na Figura 64.

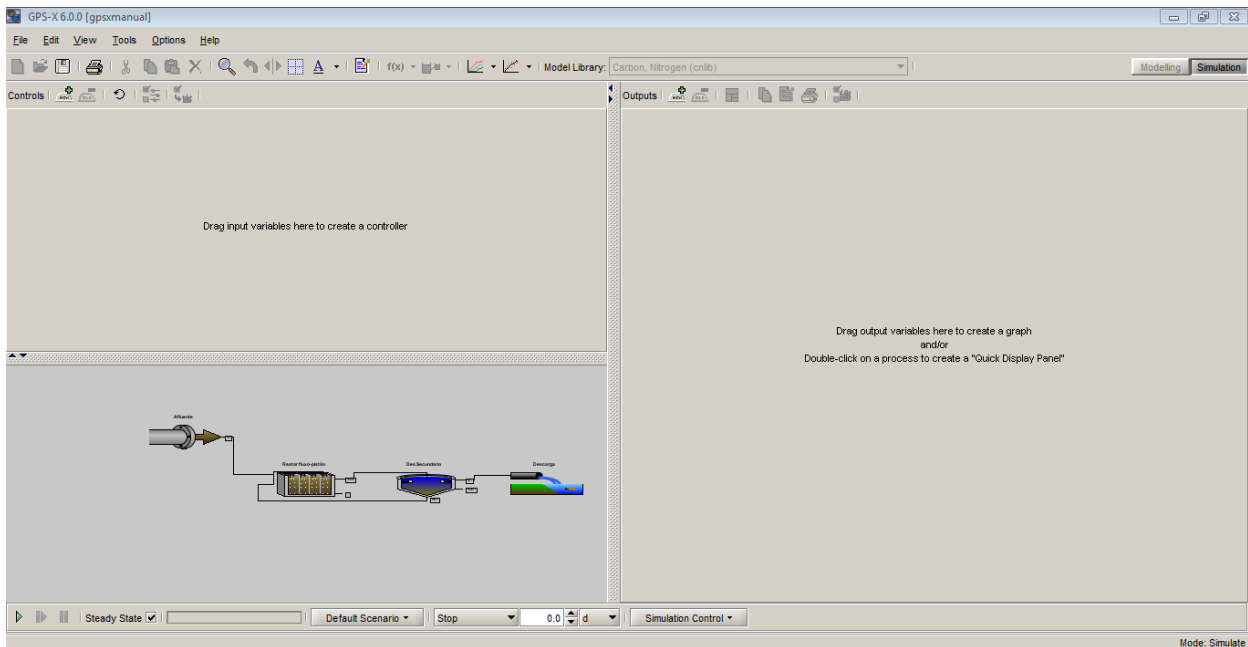




Figura 64 - GPS-X: Ambiente de simulação

A primeira etapa é criar um novo controlador de entrada, *input control*. Um controlador de entrada é uma ferramenta interativa, que pode ser utilizada para alterar os valores das variáveis do modelo durante a simulação.

16. Clicar sobre  para criar uma nova janela de entrada, designada de “*Input:1*”. É possível ter o número de controladores de entrada que se quiser numa só janela, ou então, ter apenas um controlador de entrada várias janelas separadas. Não existe restrição relativo ao número de janelas criadas nem de controladores de entrada. O nome desta janela pode ser renomeado para outro que se pretenda, bastando para tal clicar sobre a janela com o botão direito e seleccionar **Rename Tab**. Se se pretender apagar um dos janelas de entrada criadas basta clicar sobre  ;
17. Arrastar o parâmetro “caudal do afluente (*influent flow*)” até a janela destinada aos parâmetros de entrada, clicando com sobre o afluente com o botão direito e seleccionando do menu **Flow > flow data**, como demonstrado na Figura 65.

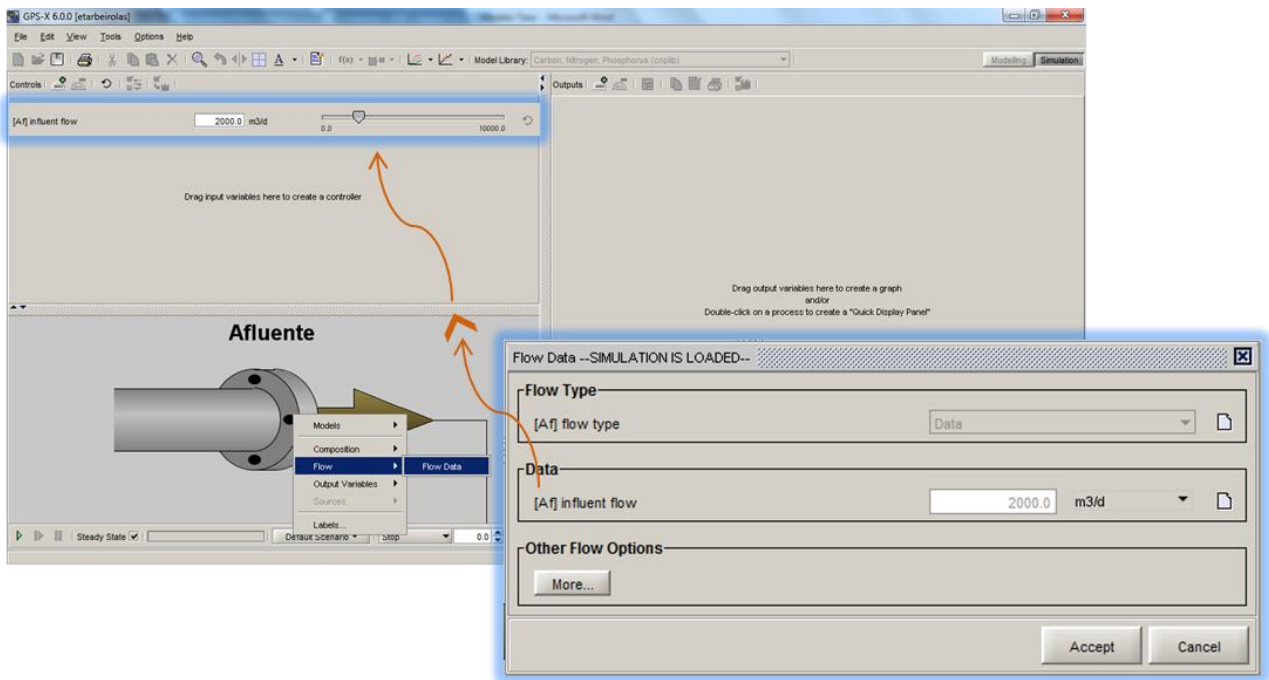



Figura 65 - Adição dos parâmetros de entrada na janela de controladores

18. Editar as propriedades do parâmetro de controlo, clicando sobre **Input Properties Control**, , (Figura 66). Esta janela de propriedades de controlo das entradas serve para definir as unidades de medida, os máximos (**Max**) e os mínimos (**Min**) de entrada e controlar os valores dos incrementos (**Delta**);

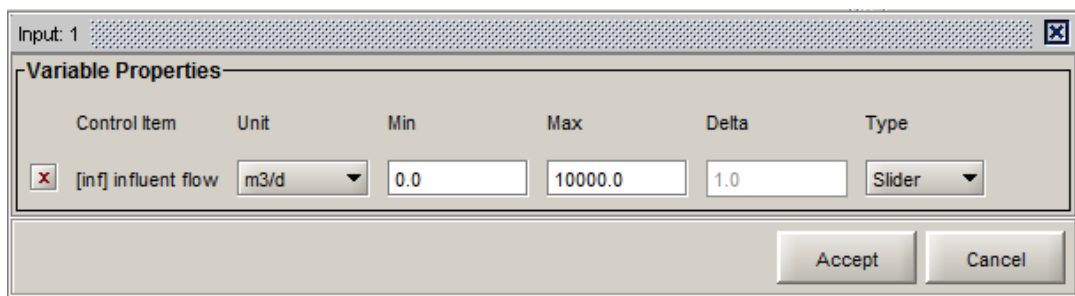


Figura 66 - GPS-X: Janela de controlo de propriedades de entrada

Note-se que após qualquer alteração efetuada deve-se sempre clicar em **Accept**, para que as alterações sejam aplicadas no modelo.

Nesta janela, seleciona-se também o tipo de controlador que se pretende. O GPS-X interpreta os valores de Max, Min e Delta consoante o tipo de controlador interativo. O simulador dispõe de 6 diferentes tipos de controladores (Hydromantis, 2011):

- **Slider:** Os valores min e max definem a gama total da barra deslizante (Figura 67a). Os valores de Delta, se aqui introduzidos, são ignorados; A resolução da barra deslizante é de 1/100 do intervalo calculado entre o valor min e o max;
- **Up/Down (increment):** Os valores de min e max definem o intervalo em que variável pode ser incrementada (Figura 67b). O valor a ser incrementado depende do valor Delta, que vem como predefinido 1;
- **Analyze:** os valores de min e max definem os limites da análise de sensibilidade e o valor de Delta é o incremento entre cada simulação (Figura 67c). Numa análise de sensibilidade o GPS-X varia uma variável independente do seu valor mínimo ate ao seu valor máximo por incrementos de Delta;
- **Optimize:** Os valores min e max são utilizados como restrições na otimização do processo (Figura 67d). O otimizador não define um valor inferior ao valor mínimo, nem um valor superior ao valor máximo. O valor Delta é aqui ignorado;
- **File Input:** Os valores de min e max são utilizados para filtrar os dados de entrada (Figura 67e). Quando se introduz um dado, este é comparado com os iniciais, ou seja, se o dado for superior ao valor máximo atribuído, então o simulador altera esse dado para o valor máximo;
- **Database:** Semelhante ao controlador anterior (Figura 67f). Este tipo de controlador lê uma serie de valores, durante um determinado tempo, de uma base de dados (*e.g.* MySQL).

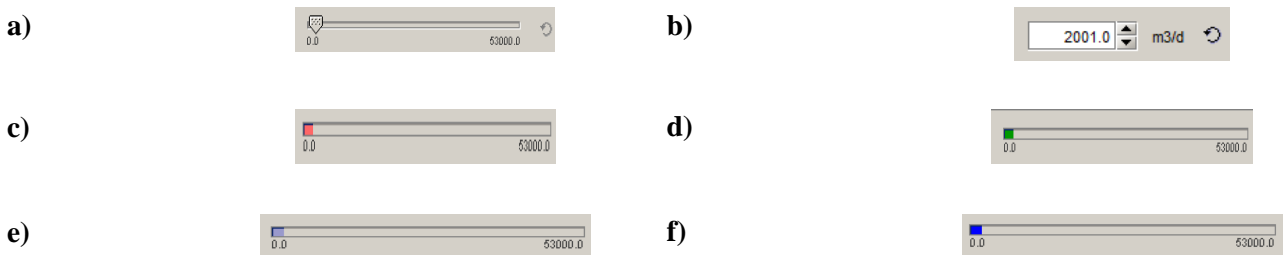


Figura 67 - GPS-X: Diferentes tipos de controladores interativos

Existe ainda um controlador que apenas dispõe de duas opções, ON/OFF. Os valores min, max e delta são aqui ignorados.

Se se pretender remover um controlador da janela de controlo de entradas, clicar com o botão direito sobre o nome do parâmetro e seleccionar “*remove input control*”. Uma janela de confirmação irá aparecer, como demonstrado na Figura 68.

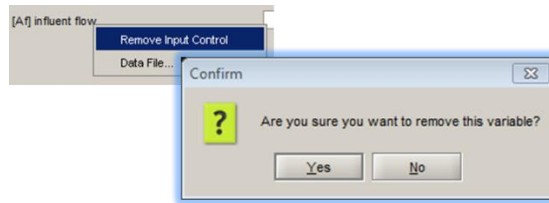


Figura 68 – GPS-X: Remoção de controladores de entrada


Neste ponto, o modelo do esquema de tratamento encontra-se preparado e os controladores interativos foram já selecionados. Contudo é necessário criar uma forma de se poder observar o resultado da simulação. O passo seguinte consiste na preparação da informação de saída, que pode ser apresentada, quer na forma gráfica, quer em forma textual.

Existem no simulador dois diferentes tipos de saídas no ambiente de simulação: As janelas *QuickDisplay*, que fornecem um breve resumo, de consultada rápida e simples, das informações mais relevantes de qualquer unidade de processo existente no modelo e, as saídas definidas pelo utilizador, que são janelas personalizáveis e contêm resultados gráficos construídos a partir de qualquer variável do modelo.

Janelas *QuickDisplay*

19. Criar uma janela de saída *QuickDisplay* fazendo duplo-clique sobre um dos objetos presentes na janela desenho do esquema da ETAR. Cada objeto gere uma janela diferente, contendo as informações relativas ao objeto selecionado. Na Figura 69 encontra-se demonstrada uma janela *QuickDisplay* do reator biológico;

A informação obtida na janela do *QuickDisplay* pode ser facilmente exportada do GPS-X, fazendo um simples copiar/colar (*Copy/Paste*) ou então gerando um relatório que exporta todos os dados para uma folha de cálculo do Microsoft Excel. O GPS-X permite salvar os resultados obtidos, para que seja possível mais tarde imprimir, guardar em arquivos, elaborar relatórios, etc.

20. Gerar um relatório de resultados clicando sobre o “*Export Data to an Excel File*”, . Uma nova janela para guardar o ficheiro *.xls* irá surgir. Após gerar o relatório, o utilizador é solicitado a abrir o ficheiro Excel. É possível gerar um relatório individual de cada unidade de processo, ou então gerar um relatório global, que engloba toda a simulação efetuada (encontra-se em formato digital, um exemplo de relatório gerado).;

A folha de cálculo gerada com a informação do *QuickDisplay* é apresentada na Figura 70.

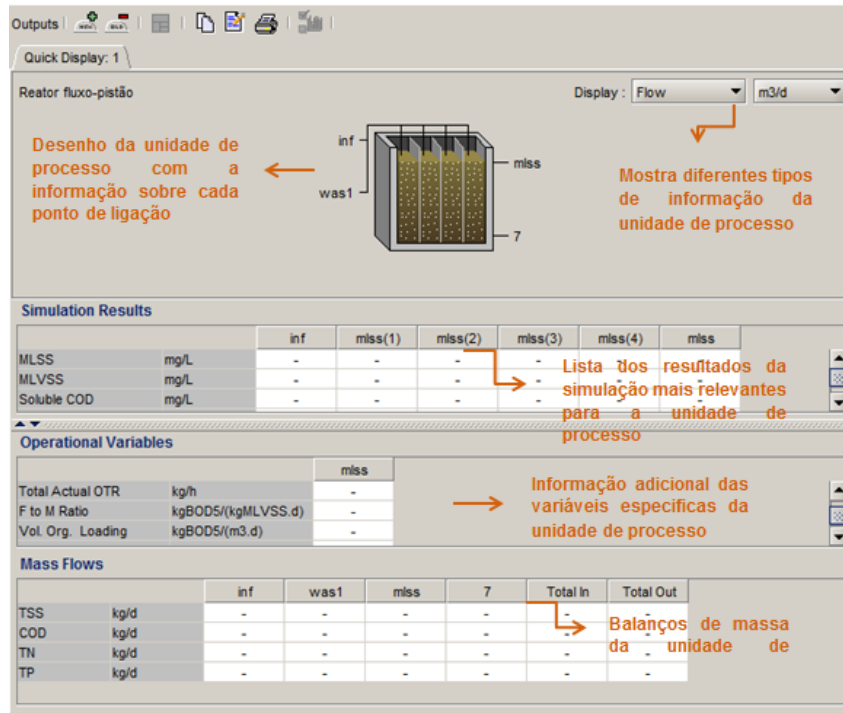


Figura 69 - GPS-X: Janela de saída QuickDisplay

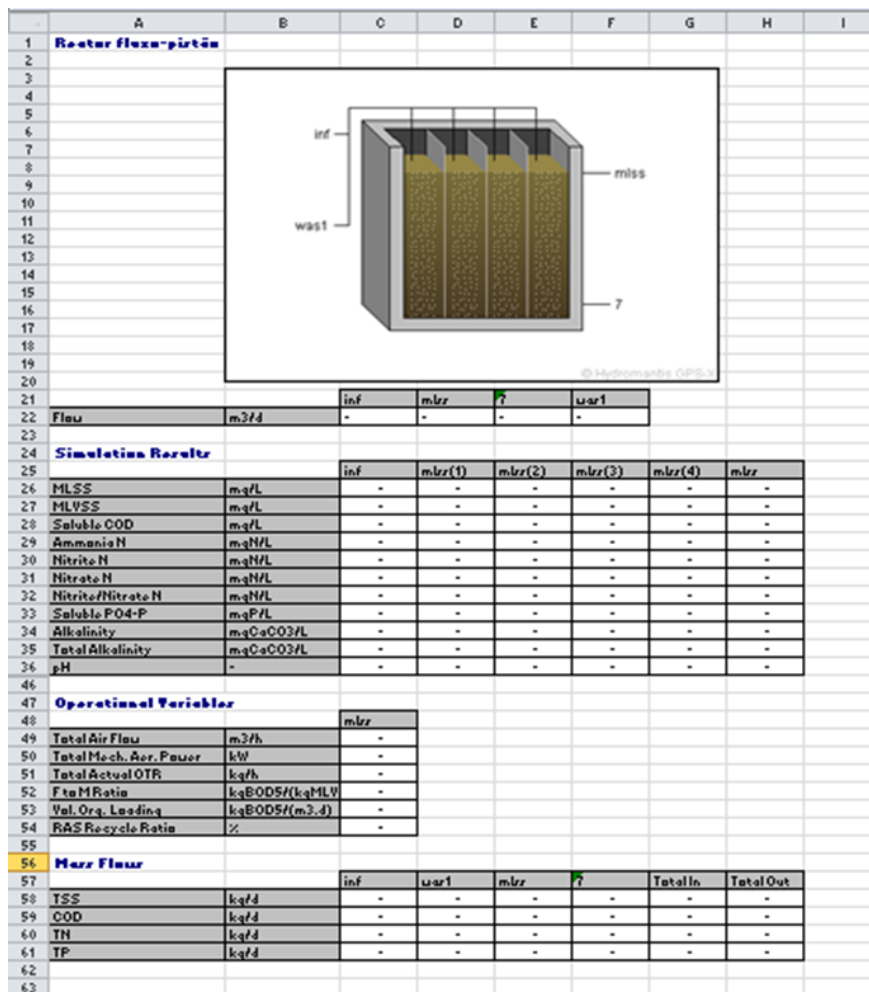




Figura 70 - Relatório de Excel gerado pelo simulador

Gráficos gerados pelo utilizador

Para além de se poder criar o número de janelas *QuickDisplay* que pretender, os utilizadores podem também criar a quantidade de gráficos necessários, em diferentes janelas ou então numa mesma janela.

21. Adicionar uma nova janela de saída clicando sobre o botão *Add Tab*, , localizado por cima da janela das saídas. O botão *Delete Tab*, , apaga a janela criada.

Esta nova janela criada pode ser preenchida com gráficos que contêm as variáveis de saída de qualquer unidade de tratamento apresentado no esquema da ETAR. O tipo e o formato dos gráficos devem ser especificados antes de executar a simulação, ou seja, deve-se considerar qual tipos de resultado que se deseja, as variáveis a seres analisadas e as suas variações.

Os resultados podem ser apresentados através de:

- Gráficos de dispersão, *X-Y*: em que a variável dependente varia em função do tempo;
- Gráficos de dispersão, *X-Y Scrolling*: idêntico ao anterior e com descolamentos para a direita por cada incremento temporal;
- Gráficos de barras, *Bar Charts*: cada barra representa um item individual;
- Gráficos de barras horizontal, *Bar Charts (Horizontaly)*: idêntico ao anterior, mas as barras movem-se na horizontal;
- Gráficos de barras 3D, *3-D Bar Charts*: representa em 2D, um conjunto de itens. O eixo dos Z representa um item individual;
- Gráficos de escala de cinzentos, *Grey Scale*: os valores de todos os elementos estão associados com tons de cinzento;
- Mostradores digitais, *Digital*: Mostra apenas o valor final da variável;

Exemplos dos diferentes tipos de apresentação de resultados apresentam-se na Figura 71.

A escolha do tipo de apresentação que se pretende incide sobre a forma como se pretende ver o comportamento do modelo e como se pretende agrupar as variáveis em análise, de maneira a maximizar a informação obtida. Encontram-se de seguida algumas linhas de orientação para a apresentação dos resultados em gráficos:

- Agrupar variáveis a serem comparadas num único gráfico. Por exemplo, se se pretender comparar as variáveis de estado relacionadas com a remoção de fosforo de uma determinada unidade de tratamento, estas podem ser comparadas com facilidade no mesmo gráfico. Agrupar facilita a comparação visual dos resultados;
- Evitar apresentar mais que um gráfico numa mesma janela de saída;

- Utilizar o tipo de apresentação **Digital**, quando apenas os valores instantâneos são necessários. Por exemplo, em uma simulação, apenas os dados relativos a retenção de sólidos são importantes. É possível apresentar mais de 20 variáveis numa única janela;
- Utilizar apresentações do tipo **X-Y** e **X-Y Scrolling** quando se pretende saber o que se passa ao longo do tempo, quais os níveis instantâneos e as taxas de variação;
- Utilizar apresentações do tipo **Bar charts** quando se pretende comparar níveis e taxas de variação das variáveis. Diversos conjuntos de variáveis são definidos no GPS-X, uma vez que a maior parte dessas variáveis apresentam relações específicas entre os seus elementos, por exemplo, a concentração de sólidos em cada camada do decantador. Os gráficos de barras dinâmicos apresentam níveis relativos e taxas de variação do conjunto de variáveis, mas não fornecem informação sobre o passado;
- Utilizar apresentações do tipo **grayscale** ou **3d bar chart** para concentrações, perfis de OD em leitos percoladores, bio- filtros, entre outros.

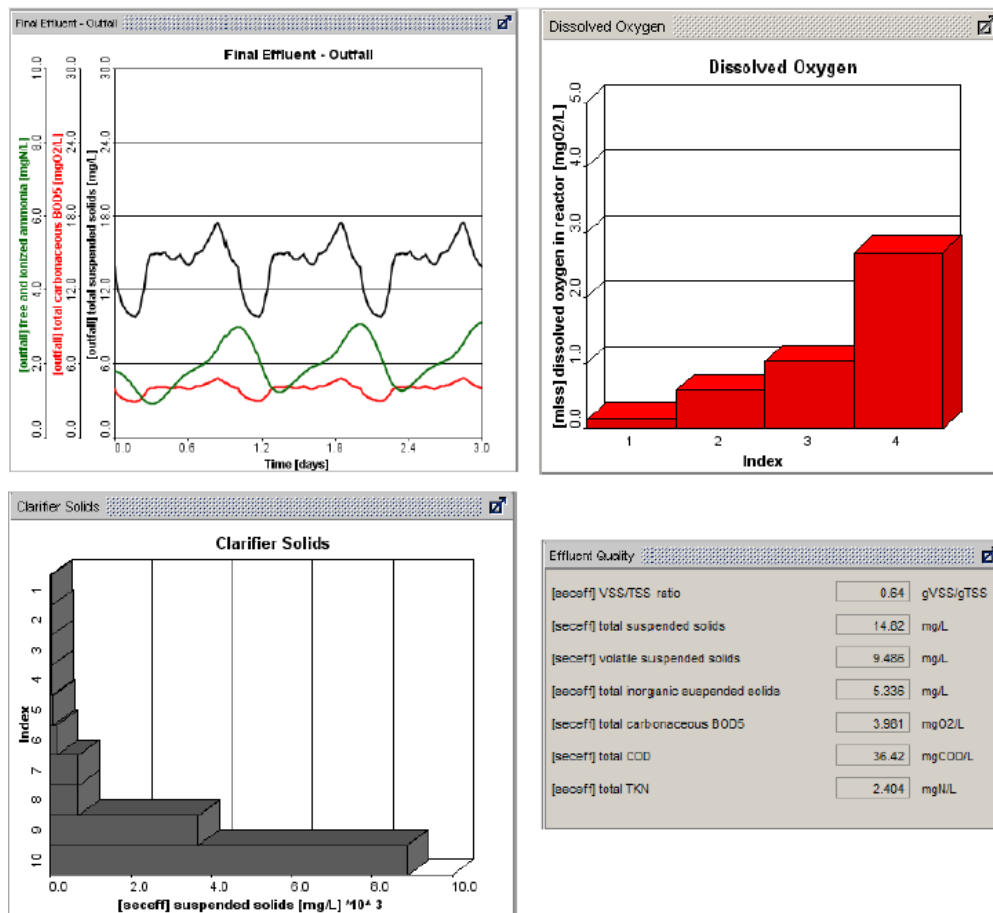


Figura 71 - GPS-X: Diferentes tipos de apresentação de resultados(Hydromantis, 2011)

22. Localizar as variáveis de saída, dependentes, a serem analisadas, assim como o caudal de saída do afluente, e arrasta-las para a janela criada no ponto anterior (Figura 72).

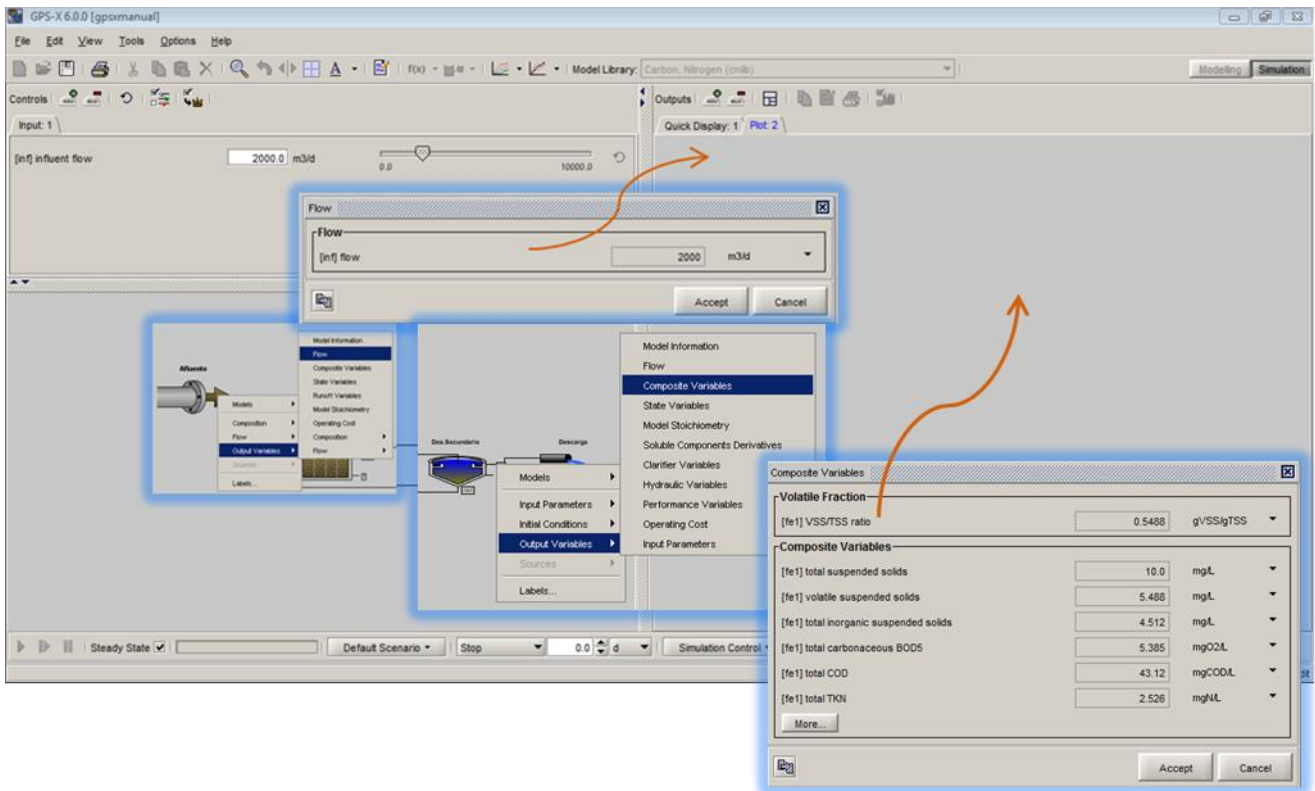







Figura 72 – Adição de parâmetros de saída na janela de apresentação de resultados

Para inserir as variáveis de estado do efluente de saída do decantador secundário, colocar o rato sobre a corrente de saída. Quando o ponteiro do rato estiver bem colocado sobre a saída, o cursor irá se alterar por uma seta de ligação de unidades de tratamento. Clicar com o botão direito e seleccionar o sub-menu *composit variables* do menu *Output Variables* (Figura 72).

Ao clicar sobre o ícone, , na janela das variáveis, a *software* automaticamente envia para a janela de saídas uma apresentação do tipo *Digital*, as variáveis principais a analisar.

A aparência da janela do ambiente de simulação, após a introdução das variáveis de saída que se pretende analisar é ilustrada na Figura 73. É possível ajustar a dimensão e organizar as janelas dos gráficos, clicando sobre o ícone *Autoarrange*, . Clicando sobre “*maximize*” () ou “*minimize*” () , aumenta ou diminui a janela do gráfico.

23. Editar as propriedades dos gráficos, clicando sobre o ícone *Output Graph Properties*, , ou então clicando com o botão direito do rato sobre o gráfico (Figura 74);

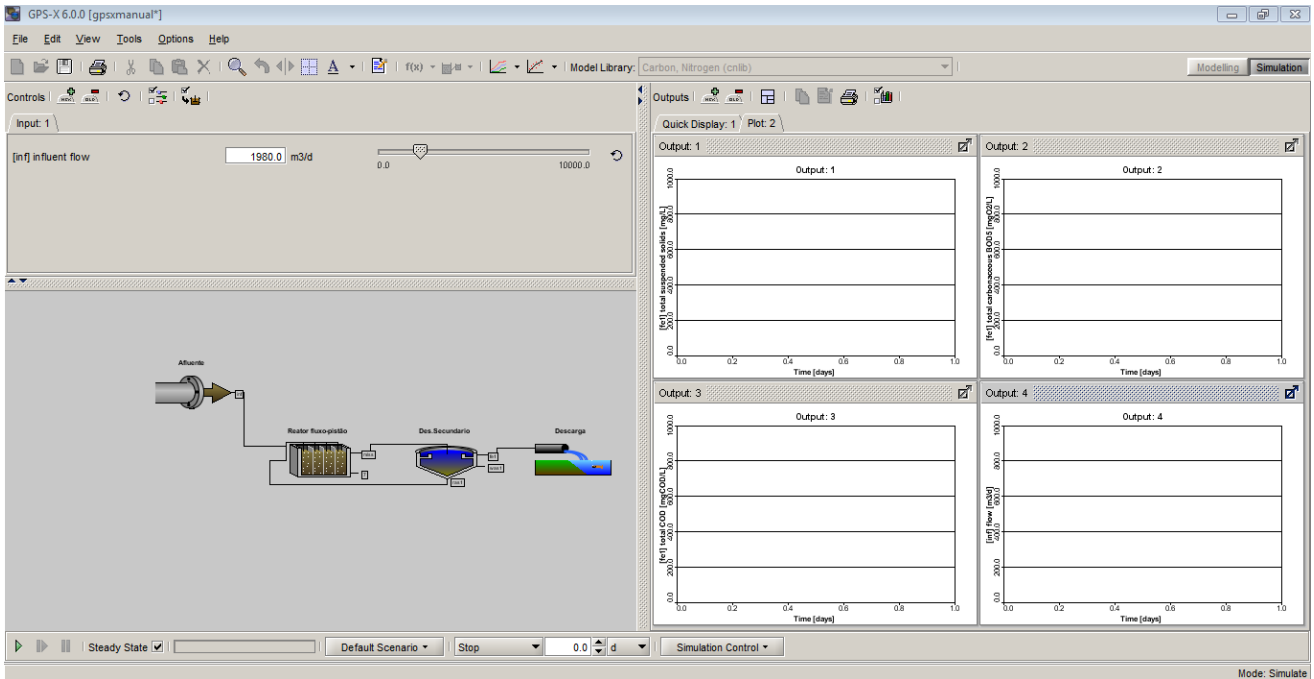


Figura 73 – GPS-X: Janela do ambiente de simulação preenchido

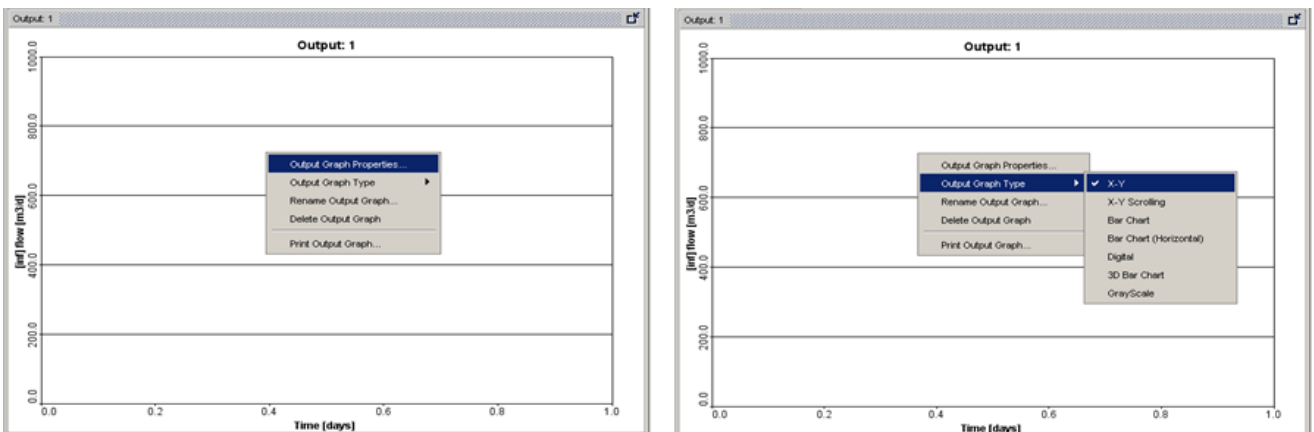


Figura 74 – GPS-X: Seleção da janela das propriedades dos gráficos

A janela das propriedades dos gráficos, apresentada na Figura 75, está dividida em duas secções: Propriedades de apresentação (“*Display Properties*”), que contem as definições completas do gráfico, tais como o título, o tipo de gráfico e os limites máximos e mínimos do eixo y e, as propriedades das variáveis (“*Variable Properties*”), que contem as definições individuais para cada variável que irá ser traçada.

Na secção das propriedades das variáveis, são apresentadas as variáveis junto com as suas unidades disponíveis. Carregando sobre “x”, do lado esquerdo da variável irá remover a variável em análise do gráfico.

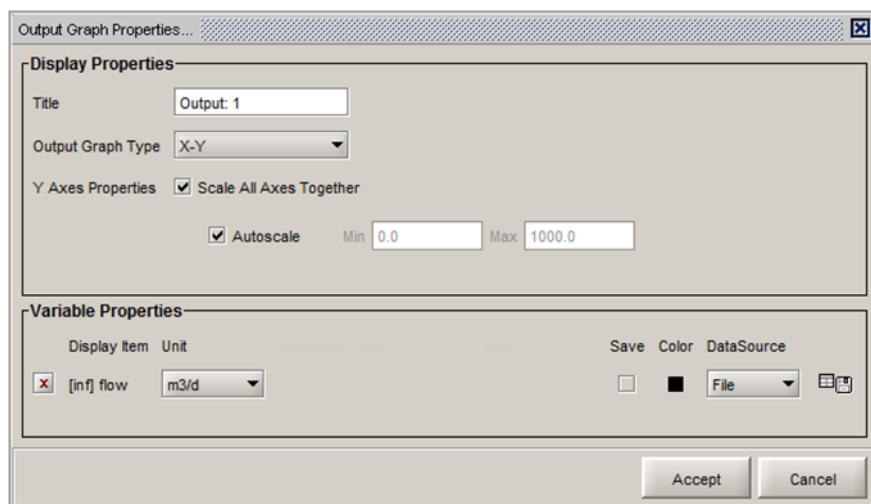


Figura 75 - GPS-X: Janela de propriedades dos gráficos

É possível também, representar num mesmo gráfico mais do que uma variável de saída, como ilustra a Figura 76.

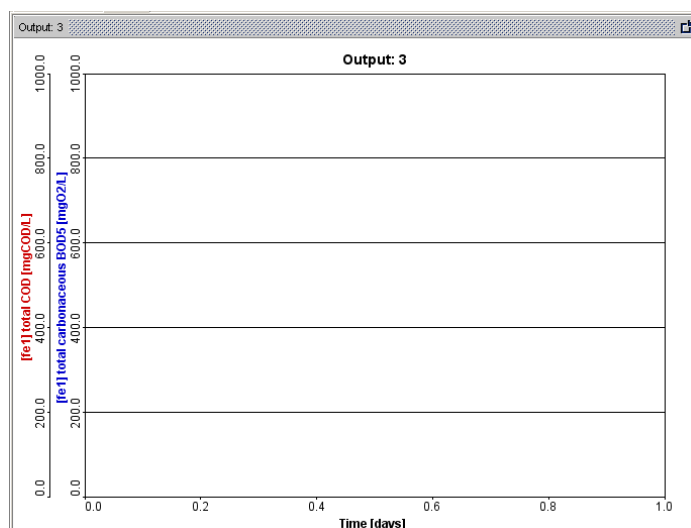


Figura 76 - Gráfico com duas variáveis de saída em análise

A coluna “*Save*” providencia uma forma de exportar os dados obtidos durante a simulação. O menu “*DataSource*” especifica a forma como os dados deverão ser exportados: gravados num ficheiro de texto ou então enviados para uma base de dados. A função “*color*” permite especificar a cor do traçado do gráfico de uma determinada variável.

O GPS-X proporciona ainda uma ferramenta que permite definir a escala do eixo dos y e automaticamente, *Autoscaling*. Esta ferramenta pode ser aplicada a cada variável individualmente ou, de uma forma conjunta. O valor máximo do eixo do y é ajustado consoante o decorrer da simulação.

Após a seleção das variáveis a analisar e dos tipos de apresentação gráfica desejada, o modelo encontra-se pronto para começar a simular.

✓ Simulação

Existem duas formas no simulador que realizam os cálculos necessários durante a simulação: a integração numérica (utilizando diferentes métodos) e a simulação em estado estacionário. A simulação pode ser efetada em três diferentes modos, os quais são definidos e distinguidos consoante a sua aplicação:

- Simulação normal;
- Simulação em modo *analyze*;
- Simulação em modo *optimize*;

O GPS-X é essencialmente um sistema de modelação dinâmica, pelo que a simulação normal é definida como uma simulação dinâmica das equações do modelo desde o seu início até ao seu fim. Neste modo, a integração numérica resolve as equações dinâmicas.

Os comandos necessários para correr a simulação encontram-se localizados na barra de ferramentas (Figura 77) disponível na base da janela do ambiente de simulação.

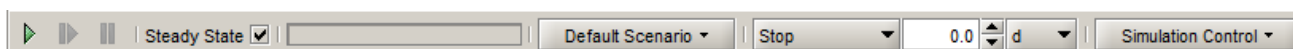


Figura 77 – Barra de ferramentas de simulação

Esta barra é constituída comandos que:

- Correm a simulação: *Start*, *Continue* e *Interrupt* (começar, continuar e interromper) (Figura 78a);
- Correm a simulação no estado estacionário (*Steady State*) (Figura 78b);
- Mostram a convergência/progresso da simulação (Figura 78c);
- Permitem escolher o cenário de simulação. Menu constituído com comandos de seleção, criação e remoção de cenários (Figura 78d);
- Permitem a definir o tempo em que a simulação para (*Stop*), a comunicação do intervalo de simulação (*Communication*) e o atraso associado a simulação (*delay*) (Figura 78e).

O *Stop* define o tempo decorrido após o qual a simulação terminará. Este dado é também utilizado para definir o tempo máximo que ira aparecer na representação gráfica. O *Communication* é o intervalo de tempo em que são reportados os resultados da simulação. Este intervalo pode ser um qualquer, superior a 0. O *Delay* corresponde ao atraso artificial imposto, pelo utilizador, ao simulador. Para alguns modelos, este pode ser necessário para garantir tempo suficiente para o modelo responder as alterações. Estes três modos podem ser alterados de forma interativa no decorrer da simulação.

- Permitem controlar a simulação, no seu todo, *Simulation Control*, que contem os comandos essenciais para simular (Figura 78f).

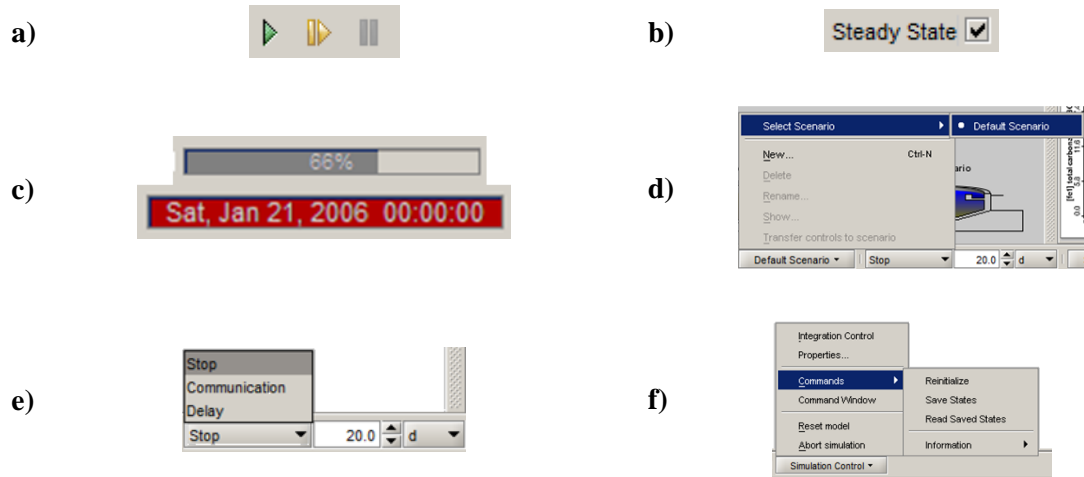


Figura 78 – GPS-X: Comandos de Simulação

✓ Exemplo de aplicação

Encontra-se em formato digital, um pequeno vídeo que demonstra a implementação de algumas unidades de tratamento, de forma a verificar como utilizar o *software* de simulação, focando os aspetos mais importantes no dimensionamento das unidades de tratamento.

