

# Mestrado Integrado em Engenharia Química

## *Estudo da tratabilidade de águas residuais sintéticas pelo processo de lamas activadas*

### Tese de Mestrado

desenvolvida no âmbito da disciplina de

### Projecto de Desenvolvimento em Ambiente Empresarial

Ariana Guedes Martins

IDIT - Instituto de Desenvolvimento e Inovação Tecnológica



Universidade do Porto

Faculdade de Engenharia

**FEUP**

### Departamento de Engenharia Química

Orientador na FEUP: Eng. Cidália Botelho

Orientador na empresa: Eng. Hélder Durão

Fevereiro de 2008

---



## Agradecimentos

Embora uma dissertação seja um trabalho individual, há contributos de natureza diversa que não podem e nem devem deixar de ser realçados. Por essa razão, desejo expressar os meus sinceros agradecimentos:

Ao Engenheiro Helder Durão pela disponibilidade e acolhimento que foram cruciais para uma melhor integração e enriquecimento profissional. Um muito obrigado pelo apoio, incentivo e sugestões relevantes feitas durante a sua orientação.

À Professora Cidália Botelho, um sincero obrigado pela orientação, simpatia e apoio disponibilizado ao longo do semestre.

Aos analistas do LAE: Ana, Dulce, Mário e João pela simpatia e ajuda prática fornecida durante este trabalho.

À minha mãe, por ser meu exemplo de vida e para quem eu tento dar os meus maiores esforços, que para mim, ainda são pequenos diante da infinita gratidão que lhe tenho.

Às minhas colegas de trabalho pelo apoio e boa disposição.

A todas as pessoas do IDIT pela hospitalidade e simpatia.

Aos amigos de quem abdiquei tempo para a dedicação exclusiva a este trabalho.

A todos, muito obrigado!

---

## Resumo

A influência do Homem sobre os recursos hídricos que o cercam é muito grande e o lançamento contínuo de cargas orgânicas e tóxicas nos cursos de água têm provocado a degradação dos corpos de água receptores.

Este trabalho apresenta o estudo realizado em dois reactores de lamas activadas, com arejamento prolongado, no tratamento de uma água residual doméstica com concentrações crescentes de fenol (0 mg/L a 15 mg/L), tendo como objectivo avaliar o seu desempenho quanto à remoção biológica de carbono, nutrientes e fenóis. Cada ETAR era constituída por um tanque de arejamento de 5 L e um decantador secundário com 1 L de capacidade. O caudal de alimentação da ETAR 1 variou de 2,5 L/h a 3,9 L/h e na ETAR 2 variou de 3,5 L/h a 5,3 L/h.

Apesar do fenol inibir o crescimento microbiano e, conseqüentemente, afectar a eficiência do processo, o tratamento apresentou uma percentagem remoção da  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  superior a 90% nos dois reactores, enquanto que os valores de remoção obtidos para a CQO foram superiores a 90% e 85% para a ETAR 1 e ETAR 2, respectivamente, estando abaixo do limite máximo recomendado pelo Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto.

A remoção biológica de fenol para valores abaixo do limite máximo legal ocorreu para concentrações de fenol à entrada de 10 mg/L na ETAR 1 de 10 mg/L e 5 mg/L na ETAR 2. Para concentrações de entrada de fenol de 15 mg/L obtiveram-se percentagens de remoção superiores a 90% e a 75% para a ETAR 1 e ETAR 2, respectivamente.

Os valores das constantes biocinéticas, obtidos na ausência de fenol, foram inferiores aos valores típicos para este tipo de tratamento, devido ao facto dos sistemas se encontrarem em fase de respiração endógena. Os valores de  $k$  e  $Y$  obtidos para a remoção de  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  na ausência de fenol foram  $k = (-0,003 \pm 0,003) \text{ L}/(\text{mg}_{\text{CBO}}.\text{dia})$  e  $Y = (-0,5 \pm 0,3) \text{ mg}_{\text{SST}}/\text{mg}_{\text{CBO}}$ , enquanto que para a remoção de CQO, os valores obtidos das constantes biocinéticas foram  $k = (-0,004 \pm 0,003) \text{ L}/(\text{mg}_{\text{CQO}}.\text{dia})$  e  $Y = (-0,3 \pm 0,2) \text{ mg}_{\text{SST}}/\text{mg}_{\text{CQO}}$ .

O desvio padrão associado aos valores das constantes biocinéticas é elevado como resultado da grande dispersão de pontos obtidos. No entanto e pela mesma razão dos sistemas se encontrarem na fase de respiração endógena, o valor obtido de coeficiente de respiração endógena foi superior aos valores típicos de sistemas convencionais, ou seja,  $k_d = (0,04 \pm 0,02) \text{ dia}^{-1}$  para a remoção de  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  e CQO.

### Palavras Chave (Tema):

Lamas activadas, Água residual sintética, Fenol, Biodegradação, Parâmetros cinéticos.

---

## Abstract

This work presents the study developed in two extended aeration reactors for the treatment of a synthetic domestic wastewater, increasing phenol concentrations (0 mg/L to 15 mg/L). The objective was the evaluation of biological removal of carbon, nutrients and phenol in the extended aeration reactors. Each reactor (ETAR) had a 5 L volume aerobic tank followed by 1 L volume settling tank. The influent flow in ETAR 1 was (2,5 to 3,9) L/h and in ETAR 2 was (3,5 - 5,3) L/h.

Although the phenol inhibits the biomass growth affecting the process efficiency, the systems presented an efficiency of  $BOD_5^{20^\circ C}$  removal upper of 90% in the two reactors, and a COD removal efficiency of 90% for the ETAR 1 and 85% for the ETAR 2. The values obtained are under the maximum limit specified by Portuguese legislation (Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto).

Phenol biological removal under the legal maximum limit was achieved for a phenol concentration in the affluent of 10 mg/L in ETAR 1 and 5 mg/L in ETAR 2. The efficiency for phenol removal was 90% in ETAR 1 and 75% in ETAR 2 for affluent concentration of 15 mg/L.

The biokinetics parameters obtained in the absence of phenol was lower than the typical values for this type of biological treatment because microorganisms were in an endogenous respiration phase. The values obtained for  $BOD_5^{20^\circ C}$  removal were  $k = (-0,003 \pm 0,003) \text{ L}/(\text{mg}_{BOD} \cdot \text{day})$  and  $Y = (-0,5 \pm 0,3) \text{ mg}_{SST}/\text{mg}_{BOD}$  and for COD removal were  $k = (-0,004 \pm 0,003) \text{ L}/(\text{mg}_{COD} \cdot \text{day})$  and  $Y = (-0,3 \pm 0,2) \text{ mg}_{SST}/\text{mg}_{COD}$ .

However, this fact explain why the microbial decay coefficient obtained was higher than the typical values in conventional treatment systems,  $k_d = (0,04 \pm 0,02) \text{ day}^{-1}$  for BOD and COD removal's. The high values of standard deviation of the biokinetics constants is the result of the high dispersion obtained of the values used to calculate that constants.

**Keywords:**

Activated Sludge, Synthetic wastewater, Phenol, Biodegradation, Kinetics parameters

---

# Índice

|                                                                |          |
|----------------------------------------------------------------|----------|
| Índice .....                                                   | i        |
| Notação e Glossário .....                                      | iv       |
| Lista de Tabelas .....                                         | vii      |
| Lista de Figuras .....                                         | viii     |
| <b>1 Introdução .....</b>                                      | <b>1</b> |
| 1.1 Enquadramento e Apresentação do Projecto .....             | 1        |
| 1.2 Contributos do Trabalho .....                              | 2        |
| 1.3 Organização da Tese .....                                  | 2        |
| <b>2 Estado da Arte.....</b>                                   | <b>3</b> |
| <b>3 Conceitos Fundamentais dos Processos Biológicos .....</b> | <b>4</b> |
| 3.1 Descrição do Processo Biológico de Lamas Activadas .....   | 4        |
| 3.2 Os Processos Biológicos.....                               | 5        |
| 3.2.1 Remoção da Materia Orgânica .....                        | 5        |
| 3.2.2 Remoção do Azoto .....                                   | 6        |
| 3.2.3 Remoção do Fósforo.....                                  | 8        |
| 3.2.4 Remoção dos Fenóis .....                                 | 8        |
| 3.3 Factores que Afectam o Processo .....                      | 9        |
| 3.3.1 Temperatura.....                                         | 9        |
| 3.3.2 pH .....                                                 | 9        |
| 3.3.3 Oxigénio Dissolvido .....                                | 10       |
| 3.3.4 Nutrientes.....                                          | 10       |
| 3.3.5 Caudal, Composição e Concentração da Água Residual ..... | 10       |
| 3.3.6 Agitação e Turbulência .....                             | 11       |
| 3.3.7 Tempo de Retenção Hidráulico.....                        | 11       |
| 3.3.8 Sólidos Suspensos Totais .....                           | 11       |
| 3.3.9 Índice Volumétrico de Lamas .....                        | 12       |
| 3.3.10 Volume e Carga de Lamas .....                           | 12       |

|                                                                                  |    |
|----------------------------------------------------------------------------------|----|
| 3.3.11 Idade das Lamas.....                                                      | 14 |
| 3.4 Legislação .....                                                             | 14 |
| 4 Cinética do Crescimento Microbiano .....                                       | 16 |
| 4.1 Modelos de Crescimento Microbiano: o Modelo de Monod .....                   | 16 |
| 4.2 Crescimento Limitado por Substrato .....                                     | 17 |
| 4.3 Cinética do Processo de Decaimento .....                                     | 19 |
| 4.4 Relação entre a Taxa de Crescimento e a Taxa de Utilização de Substrato..... | 20 |
| 4.4.1 Balanço Mássico ao Substrato .....                                         | 20 |
| 4.4.2 Balanço Mássico à Biomassa .....                                           | 22 |
| 5 Materiais e Métodos.....                                                       | 24 |
| 5.1 Instalação Experimental.....                                                 | 24 |
| 5.2 Preparação da Água Residual Sintética.....                                   | 25 |
| 5.3 Caracterização do Afluente e do Efluente .....                               | 25 |
| 5.3.1 Determinação da $CBO_5^{20^\circ C}$ .....                                 | 26 |
| 5.3.2 Determinação da CQO.....                                                   | 26 |
| 5.3.3 Determinação dos SST.....                                                  | 26 |
| 5.3.4 Determinação dos Sólidos Sedimentáveis .....                               | 26 |
| 5.3.5 Determinação dos Fenóis .....                                              | 27 |
| 5.3.6 Determinação do Azoto Kjeldahl .....                                       | 27 |
| 5.3.7 Determinação dos Nitratos .....                                            | 27 |
| 5.3.8 Determinação do Fósforo Total.....                                         | 27 |
| 5.3.9 Determinação do pH e da Temperatura.....                                   | 27 |
| 6 Resultados e Discussão .....                                                   | 28 |
| 7 Conclusões .....                                                               | 37 |
| 8 Avaliação do Trabalho Realizado.....                                           | 38 |
| 8.1 Objectivos Realizados .....                                                  | 38 |
| 8.2 Limitações e Trabalho Futuro.....                                            | 38 |
| 8.3 Apreciação Final .....                                                       | 39 |
| Referências .....                                                                | 40 |

|                |                                                    |           |
|----------------|----------------------------------------------------|-----------|
| <b>Anexo 1</b> | <b>Calibração da Bomba Peristáltica .....</b>      | <b>43</b> |
| <b>Anexo 2</b> | <b>Composição da Água Residual Sintética .....</b> | <b>46</b> |
| <b>Anexo 3</b> | <b>Resultados Obtidos.....</b>                     | <b>47</b> |

## Notação e Glossário

|                                   |                                                                                                           |                                                                                           |
|-----------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------|
| $A / M$                           | Razão Alimento/Microrganismos                                                                             | $\text{mg}_{\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}} / (\text{mg}_{\text{SST}} \cdot \text{dia})$ |
| $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ | Carência bioquímica de oxigénio ao fim de 5 dias exposta à temperatura de 20°C e na total ausência de luz | $\text{mg}_{\text{O}_2} / \text{L}$                                                       |
| $dS / dt$                         | Variação de substrato ao longo do tempo                                                                   | $\text{mg} / (\text{L} \cdot \text{dia})$                                                 |
| $D_{\text{tubo}}$                 | Diâmetro interno do tubo de alimentação                                                                   | mm                                                                                        |
| $dX / dt$                         | Variação de biomassa ao longo do tempo                                                                    | $\text{mg} / (\text{L} \cdot \text{dia})$                                                 |
| $[Fenol]_{a \text{ lim}}$         | Concentração de fenol na alimentação                                                                      | mg/L                                                                                      |
| $I_{\text{lamas}}$                | Idade das lamas                                                                                           | dia                                                                                       |
| $IVL$                             | Índice volumétrico de lamas                                                                               | mL/g                                                                                      |
| $k_d$                             | Coeficiente cinético de respiração endógena ou de decaimento                                              | $\text{dia}^{-1}$                                                                         |
| $K_s$                             | Coeficiente ou constante de semi-saturação                                                                | mg/L                                                                                      |
| $k_T$                             | Constante de reacção à temperatura $T$                                                                    | $\text{dia}^{-1}$                                                                         |
| $k_{20^\circ\text{C}}$            | Constante de reacção a 20°C                                                                               | $\text{dia}^{-1}$                                                                         |
| $q$                               | Taxa específica de remoção de substrato                                                                   | $\text{mg}_{\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}} / (\text{mg}_{\text{SST}} \cdot \text{dia})$ |
| $Q_{a \text{ lim}}$               | Caudal de alimentação do reactor                                                                          | L/h                                                                                       |
| $Q_o$                             | Caudal de entrada do afluente                                                                             | L/dia                                                                                     |
| $Q_e$                             | Caudal do efluente final                                                                                  | L/h                                                                                       |
| $Q_w$                             | Caudal de lamas recicladas do decantador secundário                                                       | L/h                                                                                       |
| $r_c$                             | Velocidade de crescimento dos microrganismos                                                              | $\text{mg}_{\text{SST}} / (\text{L} \cdot \text{dia})$                                    |
| $S$                               | Concentração de substrato                                                                                 | mg/L                                                                                      |
| $S_o$                             | Concentração inicial de substrato à entrada do reactor                                                    | mg/L                                                                                      |
| $S_e$                             | Concentração final de substrato à saída do reactor                                                        | mg/L                                                                                      |
| $S_n$                             | Concentração residual de matéria orgânica não degradável no reactor                                       | mg/L                                                                                      |

|           |                                                                                       |                                                                 |
|-----------|---------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|
| $[SST]$   | Concentração de sólidos suspensos totais no tanque de arejamento                      | mg/L                                                            |
| $[SST]_e$ | Concentração de sólidos suspensos totais perdidos no efluente final                   | mg/L                                                            |
| $[SST]_w$ | Concentração de sólidos suspensos totais no reciclo ou purga do decantador secundário | mg/L                                                            |
| $T$       | Temperatura                                                                           | °C                                                              |
| $t$       | tempo                                                                                 | dia                                                             |
| $t_h$     | tempo de retenção hidráulico                                                          | h                                                               |
| $V$       | Volume do reactor                                                                     | L                                                               |
| $V_{sed}$ | Volume de lamas sedimentadas por litro de amostra                                     | mL <sub>lamas sed</sub> /L <sub>amostra</sub>                   |
| $X$       | Concentração de microrganismos                                                        | mg/L                                                            |
| $X_0$     | Concentração biomassa à entrada do reactor                                            | mg/L                                                            |
| $X_e$     | Concentração biomassa à saída do reactor                                              | mg/L                                                            |
| $X_t$     | Biomassa presente no sistema num determinado tempo $t$                                | mg/L                                                            |
| $Y$       | Coeficiente de produção                                                               | mg <sub>SST</sub> /mg <sub>CBO<sub>5</sub><sup>20°C</sup></sub> |

#### Letras gregas

|             |                                                      |                    |
|-------------|------------------------------------------------------|--------------------|
| $\Delta X$  | Variação de biomassa no reactor                      | mg/L               |
| $\mu$       | Taxa específica de crescimento                       | dia <sup>-1</sup>  |
| $\mu_{max}$ | Coeficiente específico da taxa de crescimento máximo | dia <sup>-1</sup>  |
| $\theta$    | Coeficiente de temperatura                           | (°C) <sup>-1</sup> |

#### Lista de Siglas

|      |                               |
|------|-------------------------------|
| A/M  | Razão alimento/microrganismos |
| ATP  | Adenosina tri-fosfato         |
| ASM1 | Activated Sludge Model N° 1   |
| BOD  | Biochemical oxygen demand     |

|                                  |                                                                                          |
|----------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------|
| CBO                              | Carência bioquímica de oxigénio                                                          |
| CBO <sub>5</sub> <sup>20°C</sup> | Carência bioquímica de oxigénio medida ao fim de 5 dias, na total ausência de luz a 20°C |
| CEP                              | Centro de CIM do Porto                                                                   |
| COD                              | Chemical oxygen demand                                                                   |
| CQO                              | Carência química de oxigénio                                                             |
| ETAR                             | Estação de tratamento de águas residuais                                                 |
| F/M                              | Razão “food/microrganims”                                                                |
| IDIT                             | Instituto de desenvolvimento e inovação tecnológica                                      |
| IVL                              | Índice volumétrico de lamas                                                              |
| LAE                              | Laboratório de águas e análises                                                          |
| rpm                              | Rotações por minuto                                                                      |
| Sim                              | Simulação                                                                                |
| SMAS                             | Serviços municipalizados de águas e saneamento                                           |
| SST                              | Sólidos suspensos totais                                                                 |
| SVI                              | Sludge volume index                                                                      |
| TRH                              | Tempo de retenção hidráulico                                                             |
| VLE                              | Valores limite de emissão                                                                |
| VMA                              | Valores máximos admissíveis                                                              |

# Lista de Tabelas

|                                                                                                                                                                                                                                                                                          |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabela 3.1 - Valores limite de emissão (VLE) de alguns parâmetros na descarga das águas residuais em meios hídricos segundo o Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto e respectivos valores máximos admissíveis (VMA) de descargas industriais em meios colectores do município do Porto ..... | 15 |
| Tabela 5.1 - Composição da água residual sintética .....                                                                                                                                                                                                                                 | 25 |
| Tabela 6.1 - Valores obtidos para os parâmetros de caracterização dos tanques de arejamento e de sedimentação em cada simulação .....                                                                                                                                                    | 31 |
| Tabela 6.2 - Valores calculados dos parâmetros de controlo do processo .....                                                                                                                                                                                                             | 32 |
| Tabela 6.3 - Valores típicos e obtidos dos coeficientes biocinéticos para a remoção de $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e CQO no processo de lamas activadas aplicadas no tratamento de águas residuais.....                                                                            | 35 |
| Tabela A.1 - Valores de tempo obtidos para diferentes velocidades de regulação da bomba peristáltica para cada tubo e respectivos valores de caudais.....                                                                                                                                | 44 |
| Tabela A.2 - Valores do volume de água residual gasta por dia em cada ETAR e respectivo volume total em função da velocidade de regulação da bomba a que se trabalhou.....                                                                                                               | 45 |
| Tabela B.1 - Características dos reagentes utilizados na água residual sintética .....                                                                                                                                                                                                   | 46 |
| Tabela C.1 - Características operacionais testadas nos reactores .....                                                                                                                                                                                                                   | 47 |
| Tabela C.2 - Valores típicos (Metcalf & Eddy, 1991) e valores obtidos (média e desvio padrão) dos parâmetros utilizados para a caracterização da água residual bruta.....                                                                                                                | 48 |
| Tabela C.3 - Valores típicos dos parâmetros analisados no tanque de arejamento dos reactores biológicos que tratam água residual (Metcalf & Eddy, 1991).....                                                                                                                             | 48 |
| Tabela C.4 - Valores mínimos de remoção dos parâmetros referentes à água residual tratada, segundo a directiva europeia de tratamento de águas residuais (91/271/ECC) (Gray, 2004). .....                                                                                                | 49 |
| Tabela C.5 - Percentagens médias de remoção obtidas para os diferentes parâmetros analisados na água residual tratada .....                                                                                                                                                              | 49 |

# Lista de Figuras

|                                                                                                                                                                  |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 3.1 - Configuração genérica de um sistema de lamas activadas .....                                                                                        | 5  |
| Figura 3.2 - Ciclo de degradação dos compostos azotados nos sistemas de tratamento de efluentes.<br>.....                                                        | 7  |
| Figura 3.3 - Modelo de Comeau-Wentzel para o metabolismo dos microrganismos acumuladores de<br>fósforo .....                                                     | 8  |
| Figura 3.4 - Correlação típica entre a razão F/M e SVI (Ramalho, 1983).....                                                                                      | 13 |
| Figura 4.1 - Dinamica populacional microbiana .....                                                                                                              | 16 |
| Figura 4.2 - Influência da concentração de substrato na taxa específica de crescimento (Ramalho,<br>1983) .....                                                  | 18 |
| Figura 4.3 - Representações da remoção de substrato através do uso da: a) $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e b) CQO<br>(adaptado Eckenfelder & Ford, 1970)..... | 22 |
| Figura 4.4 - Determinação gráfica dos parâmetros de produção de lamas, $\bar{Y}$ e $k_d$ (Ramalho,<br>1983). ....                                                | 23 |
| Figura 5.1 - Representação esquemática e respectiva legenda do sistema de tratamento biológico<br>utilizado .....                                                | 24 |
| Figura 6.1 - Variação da concentração de SST ao longo do tempo nos tanques de arejamento.....                                                                    | 28 |
| Figura 6.2 - Variação da concentração de CQO ao longo do tempo no afluente e nos efluentes dos<br>reactores .....                                                | 29 |
| Figura 6.3 - Variação da concentração de $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ ao longo do tempo no afluente e nos efluentes<br>dos reactores.....                   | 29 |
| Figura 6.4 - Variação da concentração de fenol ao longo do tempo nos tanques de arejamento...                                                                    | 29 |
| Figura 6.5 - Percentagem de remoção de $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ ao longo do tempo nos tanques de arejamento.<br>.....                                   | 33 |
| Figura 6.6 - Percentagem de remoção de CQO ao longo do tempo nos tanques de arejamento ....                                                                      | 33 |
| Figura 6.7 - Percentagem de remoção de fenol ao longo do tempo nos tanques de arejamento ...                                                                     | 34 |
| Figura A.1 - Gráfico referente à calibração da bomba peristáltica para os tubos utilizados na<br>alimentação às duas ETAR's em estudo .....                      | 45 |

# 1 Introdução

## 1.1 Enquadramento e Apresentação do Projecto

O crescimento contínuo da utilização dos recursos hídricos tem vindo a suscitar uma preocupação crescente com a sua correcta gestão, em particular no que se refere ao tratamento dos efluentes domésticos e industriais, pelo impacto que estas descargas exercem sobre o sistema hídrico receptor. Desta forma, existe a necessidade de converter a matéria poluente das águas residuais em produtos finais susceptíveis de serem descarregados em cursos de água sem qualquer tipo de efeito ecológico adverso.

Segundo o Relatório do Estado do Ambiente, em 2006, em Portugal Continental apenas 73% das águas residuais eram tratadas, enquanto que a drenagem de esgotos para sistemas de tratamento nos Açores e na Madeira apenas abrangia, respectivamente, 46% e 61% da população (PEAASAR 2007-2013). O aumento anual dos volumes de águas residuais a tratar e a consciência ambiental crescente da sociedade, acarretam uma legislação mais restritiva e, consequentemente um aumento da importância do estudo de novos processos de tratamento e/ou optimização dos processos já existentes.

Deste modo, os estudos desenvolvidos no âmbito da presente dissertação tiveram como objectivo estudar a tratabilidade de uma água residual doméstica sintética com concentrações crescentes de fenol pelo processo de tratamento biológico de lamas activadas. Este estudo foi realizado através da monitorização do desempenho dos dois reactores biológicos e respectivos decantadores secundários, relativamente à remoção biológica de matéria orgânica, nutrientes (azoto e fósforo) e fenol, por forma a obter um efluente tratado com qualidade que atenda aos padrões de descarga recomendados pela legislação portuguesa. Estudaram-se também os efeitos produzidos nos efluentes tratados pelo aumento do caudal e da concentração de fenol na alimentação e efectuaram-se estudos quantitativos como a razão alimento/microrganismos (A/M) e o índice volumétrico de lamas (IVL).

O trabalho efectuado para a realização da presente dissertação foi realizado no IDIT - Instituto de Desenvolvimento e Inovação Tecnológica.

O IDIT é uma associação privada de utilidade pública sem fins lucrativos que tem como objectivo promover o desenvolvimento e inovação tecnológica no ramo empresarial envolvente e aconselhar e resolver os problemas tecnológicos das empresas nas áreas seleccionadas.

Fundada em 1989, o IDIT possui incorporado pela sua plataforma CIM, o Centro de CIM do Porto - CCP, desde 1999.

Localizado em Santa Maria da Feira, a 30 km a sul do Porto e no centro de uma importante área industrial, o IDIT actua num conjunto vasto de áreas nomeadamente a robótica, simulação,

sistemas integrados de fabrico, informática industrial, acústica e vibrações e tecnologias ambientais, assim como realiza análises químicas, físicas e biológicas a vários tipos de águas.

## **1.2 Contributos do Trabalho**

A Unidade de Tecnologias Ambientais (UTA) do IDIT tem efectuado vários estudos de tratabilidade de águas residuais, principalmente ao nível dos tratamentos biológicos de lamas activadas. Desta forma, o trabalho realizado no âmbito desta dissertação veio contribuir para um maior conhecimento dentro do IDIT nesta área.

## **1.3 Organização da Tese**

A presente dissertação, além deste capítulo de enquadramento e apresentação do projecto, é constituída por mais 7 capítulos relativos a conceitos básicos do processo de tratamento biológico de lamas activadas, métodos de análise utilizados e modelos biocinéticos de crescimento microbiano.

No capítulo 2 é abordado o estado actual dos estudos realizados a nível dos tratamentos biológicos de lamas activadas para a remoção de matéria orgânica e contaminantes das águas residuais.

O capítulo 3 aborda os conceitos fundamentais dos processos de tratamento biológico por lamas activadas, bem como a legislação em vigor.

No capítulo 4 é abordada a cinética dos modelos de crescimento microbiano.

O capítulo 5 refere os materiais e métodos utilizados para a execução desta dissertação.

No capítulo 6 são apresentados e discutidos os resultados obtidos relativos à caracterização das lamas activadas e no capítulo 7 são apresentados as conclusões mais importantes.

Por último, no capítulo 8 apresenta-se a avaliação e limitações do trabalho realizado, bem como possíveis temas de interesse para investigação futura neste domínio.

## 2 Estado da Arte

Nos últimos anos houve um aumento da preocupação e consciencialização da sociedade com a vulnerabilidade do meio ambiente face às enormes descargas orgânicas e inorgânicas provenientes das actividades humanas. O fenol e os compostos fenólicos são facilmente encontrados nos cursos de água devido às descargas industriais (Watanabe et al., 1996), que são severamente restringidas pela legislação actual. De forma a atingir níveis de remoção exigidos por lei, vários processos têm sido estudados. Apesar de existir uma vasta variedade de processos físico-químicos para a remoção de fenol, estes são caros e possuem desvantagens inerentes devido à tendência de formação de compostos secundários tóxicos como clorofenóis, etc. (Arutchelvan et al., 2006). Desta forma, o interesse nos processos biológicos, principalmente os processos de lamas activadas, tem aumentado (Muller et al., 1996). Apesar da remoção de fenóis poder ser realizada por microrganismos aeróbios e anaeróbios, os processos aeróbios são os mais utilizados e procurados (Gernjak et al., 2003).

Vázquez et al. (2006) estudou a biodegradação de uma água residual sintética de coque num sistema de lamas activadas à escala laboratorial, tendo obtido eficiências de remoção de fenol de 98%. Estudos realizados por Marrot et al. (2006) mostraram que o tratamento biológico é económico, prático e conduz a uma completa remoção de fenol. No entanto, devido à sua toxicidade, a concentração de fenol inibe e pode até eliminar os microrganismos presentes nos sistemas municipais de tratamento biológico de águas residuais (Barrios-Martinez et al., 2006). No entanto, a degradação de fenol para concentrações na gama de segurança para consumo humano de 0,1 - 1,0 mg/L é de difícil execução (Amor et al., 2005). Estudos realizados por Juliastuti et al. (2003) mostraram que o fenol inibe a nitrificação em 50% para concentrações de fenol na alimentação a partir 3 mg/L. Esse efeito é constante na gama de 4 - 10 mg/L e atinge a inibição completa para concentrações de 50 mg/L, afectando a remoção da matéria orgânica e do próprio fenol. No entanto, segundo Melo et al. (2005) é possível adiar os efeitos inibitórios do fenol por aplicação de um agitador aeróbio no reactor. Segundo estes autores, a taxa de degradação de fenol aumenta com a velocidade de rotação do agitador devido ao aumento do coeficiente de transferência de oxigénio, enquanto que os factores ambientais como o pH provocam o decréscimo da eficiência deste processo (Contreras et al., 2008).

O tratamento biológico por lamas activadas tem sido objecto de vários estudos pelo que se resolveu estudar este processo para a remoção de matéria orgânica e fenóis em reactores de arejamento prolongado. No IDIT têm sido feitos alguns estudos de tratabilidade biológica de águas residuais por utilização de lamas activadas.

## 3 Conceitos Fundamentais dos Processos Biológicos

As transformações biológicas que ocorrem num processo de tratamento biológico consistem na hidrólise e degradação da matéria orgânica pelos microrganismos para produção de energia e de novas células (biomassa). O crescimento dos microrganismos depende das condições ambientais, do modo de operação do sistema e das características do afluente (qualidade e quantidade de substrato dissolvido) (Sousa et al., 2002).

Os processos aeróbios conseguem suportar grandes variações de carga orgânica e pequenas variações de pH e temperatura, podendo atingir eficiências elevadas de remoção de carência bioquímica de oxigénio (CBO), caso o sistema seja bem monitorizado e operado. A elevada produção de biomassa e os custos elevados de investimento e operação, em particular a nível de arejamento, são as desvantagens deste tipo de processos.

Ao longo dos anos, houve um aumento da gama de aplicação das tecnologias aeróbias no que se refere à concentração do afluente a ser tratado. Estes processos, tradicionalmente dirigidos para águas residuais pouco concentradas, são agora usados para o tratamento de efluentes domésticos e industriais mais concentrados, em geral com utilização de oxigénio puro.

### 3.1 Descrição do Processo Biológico de Lamas Activadas

O processo de lamas activadas é o processo mais utilizado em todo o mundo para o tratamento biológico de efluentes (Metcalf e Eddy, 1991).

As lamas activadas são constituídas por uma população heterogénea de microrganismos que é produzida com o contínuo arejamento das águas residuais (Manual of British Practice in Water Pollution Control, 1987). Consistem principalmente em microrganismos capazes de metabolizar e consumir os principais contaminantes das águas residuais na presença de oxigénio, estabilizando-as.

A principal função do tratamento biológico é remover a matéria orgânica dissolvida e coloidal do das águas residuais. As bactérias na presença de oxigénio são capazes de oxidar a matéria orgânica dissolvida transformando-a em energia necessária para satisfazer as suas actividades metabólicas e para a produção de novas células (biomassa). Durante a oxidação do substrato, as bactérias são capazes de formar flocos, aumentando a sua probabilidade de sobrevivência e possibilitando a sua separação da fase líquida pelo processo de decantação. Análises microscópicas mostram que esses microrganismos estão em contínua mudança em resposta à variação da composição das águas residuais e às condições ambientais (Ramalho, 1983).

O processo de lamas activadas é um sistema contínuo de tratamento biológico de águas residuais, no qual os microrganismos são misturados com essas águas num reactor aeróbio e agitado e

posteriormente separados num sedimentador. Parte das lamas separadas são recicladas e misturadas com a água residual adicionada (Eckenfelder & Ford, 1970), tal como pode ser visualizado na Figura 3.1.

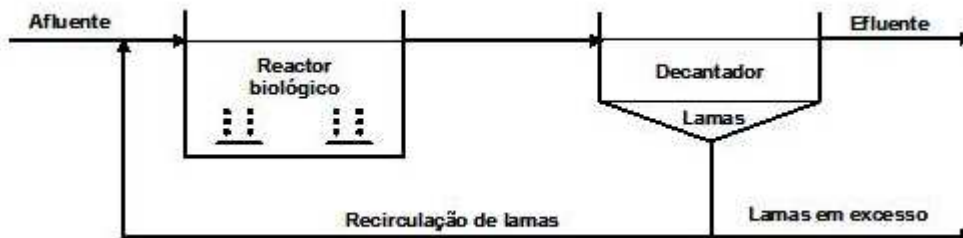


Figura 3.1 - Configuração genérica de um sistema de lamas activadas.

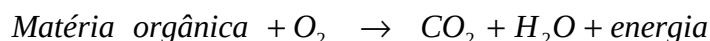
O rector biológico (também designado como tanque de arejamento), que tem como objectivo remover a matéria orgânica, é mantido em agitação por forma a misturar a água residual com as lamas e a impedir o aparecimento de zonas anaeróbias na parte mais profunda deste. A jusante do rector existe um decantador secundário (também designado por tanque de sedimentação) que assegura a separação por gravidade do efluente depurado das lamas activadas. Sem esta unidade de tratamento, o efluente final teria uma carência química de oxigénio (CQO) superior à que entra no sistema, devido à contribuição da biomassa entretanto formada (Espírito-Santo et al., 2004). A recirculação de parte dessa biomassa formada para o rector tem como objectivo manter uma concentração constante de microrganismos no rector. O efluente tratado que sai do tanque de sedimentação seguirá posteriormente para um tratamento complementar.

## 3.2 Os Processos Biológicos

### 3.2.1 Remoção da Matéria Orgânica

A hidrólise é um processo pelo qual os compostos orgânicos de elevado peso molecular são quebrados em compostos de menores dimensões permitindo a sua absorção por parte dos microrganismos. Um dos efeitos da hidrólise nas águas residuais é o decréscimo da concentração de oxigénio dissolvido consumido pelos microrganismos durante o processo, pelo que é fundamental o adequado fornecimento de oxigénio ao sistema.

As bactérias heterotróficas, responsáveis pela degradação da matéria orgânica, utilizam o oxigénio dissolvido para oxidar os compostos orgânicos, transformando-os em  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ , segundo a equação seguinte.



É possível calcular a concentração de oxigénio necessário para oxidar todos os compostos orgânicos presentes através da carência bioquímica de oxigénio (CBO). A CBO mede a fracção de

matéria orgânica biodegradável da água residual, através da monitorização do consumo de oxigénio pelos microrganismos aeróbios, durante um determinado período de tempo sob condições rigorosamente controladas (Gray, 2004). O método mais utilizado é a medição do oxigénio consumido em 5 dias de incubação na total ausência de luz, à temperatura constante de 20°C, por oxidação biológica da matéria orgânica biodegradável, designado por  $CBO_5^{20^\circ C}$ . Este teste não fornece a medida total de matéria orgânica oxidável presente nas águas residuais, uma vez que podem existir quantidades consideráveis de matéria carbonada resistente à oxidação biológica.

Outro método usado para a medição da matéria oxidável é a carência química de oxigénio, CQO, que mede a quantidade de oxigénio necessário para oxidar a matéria biodegradável e não-biodegradável presente na água residual. Os valores de CQO são normalmente superiores aos valores da  $CBO_5^{20^\circ C}$  (Gray, 2004).

A CQO é um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização das águas residuais e é bastante vantajosa quando utilizada conjuntamente com a  $CBO_5^{20^\circ C}$  para analisar a biodegradabilidade das águas, através da razão  $CQO/CBO_5^{20^\circ C}$ , que varia entre 1 e 3, dependendo da água que está a ser analisada (Metcalf & Eddy, 2001). Valores elevados desta razão indicam que o efeito tóxico exercido pela fracção não-biodegradável sobre os microrganismos prejudica o tratamento biológico, uma vez que a fracção biodegradável é pequena.

### 3.2.2 Remoção do Azoto

A remoção biológica do azoto é conhecida como a forma mais económica e eficaz de controlo da quantidade de azoto amoniacal nas águas residuais (Rubino et al., 2003). O processo de remoção biológica do azoto dá-se por processos sequenciais de amonificação, nitrificação e desnitrificação.

A amonificação é o processo de transformação do azoto orgânico solúvel em azoto amoniacal ( $NH_4^+$ ). Uma vez que os microrganismos não conseguem actuar directamente no azoto presente na matéria orgânica, este é hidrolisado e, posteriormente sujeito ao processo de amonificação. A amonificação constituiu o primeiro passo no ciclo de degradação dos compostos azotados presentes nas águas residuais, sendo seguido pelos processos de nitrificação e desnitrificação (Figura 3.2).

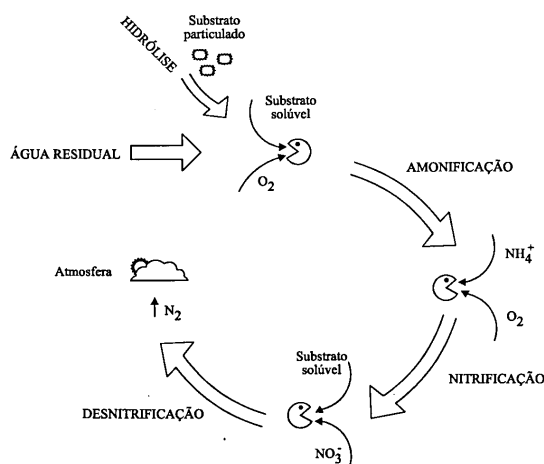


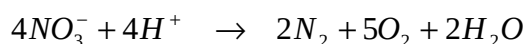
Figura 3.2 - Ciclo de degradação dos compostos azotados nos sistemas de tratamento de efluentes.

Na etapa de nitrificação realizada em presença de oxigénio, o ião amónio ( $\text{NH}_4^+$ ) é oxidado a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e posteriormente a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), segundo a equação geral seguinte:



As bactérias nitrificadoras são mais sensíveis a factores como o pH, temperatura, alcalinidade, número de microrganismos, idade das lamas, adaptação e compostos inibidores da taxa de nitrificação, uma vez que possuem taxas de crescimento mais baixas que as bactérias heterotróficas que se alimentam da matéria orgânica (Serra et al., 2001). Os valores óptimos do pH no processo de nitrificação encontram-se na gama de 7,2 a 9,0, enquanto que para valores fora desse intervalo, a velocidade de crescimento das bactérias diminui, inibindo a transformação de nitrito a nitrato (Surampalli et al., 1997). Os valores da concentração de oxigénio dissolvido no reactor também influenciam a nitrificação, sendo os valores óptimos de oxigénio dissolvido de 2,0 mg/L (Gray, 2004). O processo de nitrificação pode ocorrer numa gama larga de temperatura, de 4 a 45°C, embora o valor óptimo se encontre no intervalo de 35°C a 45°C (Ferreira, 2000).

A desnitrificação assume grande importância no tratamento biológico de lamas activadas, através da remoção dos nitratos das águas residuais. Neste processo, o nitrato é reduzido, sob condições anóxicas, a azoto atmosférico segundo a equação:



A desnitrificação é afectada pela presença de matéria orgânica como fonte de carbono e pela concentração de oxigénio dissolvido. Uma vez que este processo ocorre em condições anóxicas, os valores óptimos de  $\text{O}_2$  dissolvido são de 0,2 a 0,3 mg/L. Os valores óptimos de pH são na gama 6,5 - 7,5 e a temperatura próxima de 30°C (Costa, 2005).

A desnitrificação é um processo recomendável para os sistemas de lamas activadas devido às suas vantagens económicas e operacionais, como menor excesso de lamas, menor gasto da energia no

arejamento, melhor capacidade de sedimentação das lamas no decantador secundário e a sua integração é facilmente realizável.

### 3.2.3 Remoção de Fósforo

A remoção biológica do fósforo é um processo desenvolvido para os sistemas de lamas activadas, no qual são criadas condições favoráveis ao enriquecimento da biomassa em microrganismos acumuladores de fósforo, através da exposição alternada da biomassa a condições anaeróbias e aeróbias (Rubino et al., 2003). Segundo Comeau et al. (1986) e Wentzel et al. (1986), nestas condições, estes microrganismos possuem a capacidade de converter os produtos provenientes da água residual e da fermentação da biomassa em energia sob a forma de polifosfatos (ATP), que serão transformados em fosfatos aquando das suas satisfações energéticas. O aumento da concentração de fosfatos no meio de cultura induz os microrganismos acumuladores de fósforo a desenvolverem um metabolismo aeróbio, consumindo os fosfatos em excesso, convertendo-os em mais polifosfatos que serão utilizados na síntese de mais biomassa (Figura 3.3).

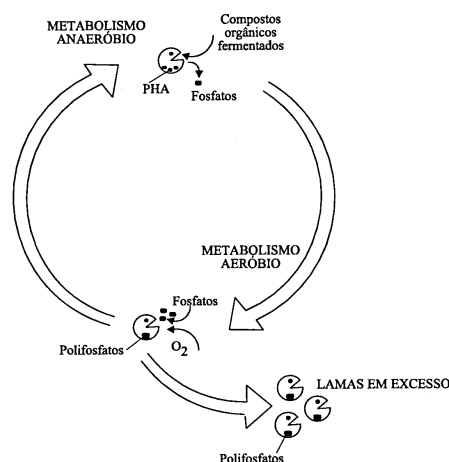


*Figura 3.3 - Modelo de Comeau-Wentzel para o metabolismo dos microrganismos acumuladores de fósforo.*

Dado que o mecanismo aeróbio disponibiliza grandes quantidades de energia, os microrganismos são capazes de remover uma quantidade superior à libertada na zona anaeróbia, removendo assim os fosfatos afluentes na água residual.

O fósforo é assim armazenado e posteriormente extraído do sistema através das lamas em excesso.

### 3.2.4 Remoção de Fenóis

Os fenóis e seus derivados são compostos tóxicos e nocivos à saúde humana, assim como poluentes ambientais de elevada solubilidade, descarregados nos cursos de água essencialmente pelas indústrias.

A remoção dos compostos fenólicos pelo processo biológico de lamas activadas não é viável para altas concentrações de fenóis, uma vez que a sua toxicidade pode ser prejudicial ao funcionamento do sistema através da inibição do metabolismo dos microrganismos (Serra et al., 2001).

### 3.3 Factores que Afectam o Processo

Os principais factores que afectam o processo biológico de lamas activadas são a temperatura, o pH, o oxigénio dissolvido, os nutrientes requeridos, o caudal e a composição da água residual, agitação e turbulência, entre outros. De notar, que muitos destes parâmetros estão interligados.

#### 3.3.1 Temperatura

A temperatura afecta o metabolismo dos microrganismos das lamas activadas, as taxas de transferência de oxigénio e as características de sedimentação das lamas.

Segundo Van't Hoff, o valor da taxa de actividade biológica duplica a cada aumento de 10°C numa gama de temperaturas de 5 a 35°C (Ganczarczyk, 1983). A variação da taxa de velocidade com a temperatura é representada pela equação de Arrhenius modificada:

$$k_T = k_{20^\circ\text{C}} \times \theta^{(T-20)} \quad (3.1)$$

onde  $k_T$  é a constante de reacção à temperatura  $T$  ( $\text{dia}^{-1}$ ),  $k_{20^\circ\text{C}}$  é a constante de reacção a 20°C ( $\text{dia}^{-1}$ ),  $\theta$  é o coeficiente de temperatura ( $^\circ\text{C}^{-1}$ ) e  $T$  é a temperatura ( $^\circ\text{C}$ ).

Há uma diminuição rápida na taxa de crescimento à medida que a temperatura aumenta acima dos 35°C e tende para zero à medida que a temperatura se aproxima dos 45°C (ver Barnes et al. 1983). Apesar do aumento da temperatura induzir o aumento da actividade microbiológica e, consequentemente aumentar a taxa de remoção de substrato, também diminui a solubilidade de oxigénio.

#### 3.3.2 pH

Os valores de pH para a oxidação dos compostos orgânicos encontram-se na gama 6,5-9,0. A actividade microbiana é inibida a valores de pH superiores a 9, enquanto que para valores inferiores a 6,5 favorecerá o aparecimento de fungos que irão competir pelo substrato com as bactérias. Grandes variações do valor de pH podem alterar o equilíbrio microbiano do sistema e causar deterioração da qualidade do efluente final. Flutuações pequenas do pH do afluente podem ser minimizadas por tanques de arejamento com mistura completa que possuam uma máxima capacidade de neutralização dos afluentes, caso contrario é necessário um ajuste manual do valor do pH (Gray, 2004).

### 3.3.3 Oxigénio Dissolvido

Uma concentração de oxigénio dissolvido de 1 a 2 mg/L no tanque de arejamento é suficiente para uma actividade microbiana aeróbia activa, apesar do crescimento óptimo ser dependente da presença de nutrientes essenciais. Para afluentes com cargas orgânicas elevadas é necessário manter uma taxa de difusão de oxigénio elevada para que as bactérias consigam utilizar o oxigénio e degradar a matéria orgânica concentrada.

A taxa de crescimento dos microrganismos aeróbios aumenta com o aumento da concentração de oxigénio presente no meio até uma concentração crítica de oxigénio dissolvido, na qual é atingida a taxa de crescimento máxima. A concentração crítica de  $O_2$  dissolvido varia com a taxa de difusão do oxigénio no meio e com a dispersão dos microrganismos, sendo normalmente mais elevada durante a agregação das bactérias em flocos (Gray, 2004).

### 3.3.4 Nutrientes

As águas residuais domésticas são ricas numa vasta variedade de compostos orgânicos e inorgânicos, fundamentais ao crescimento microbiológico. Estão presentes compostos essenciais em elevadas quantidades como o carbono, hidrogénio, oxigénio, azoto e fósforo, bem como compostos necessários em menores quantidades, como o potássio, magnésio, manganês e cálcio.

O tratamento biológico é maximizado pelo balanço ao azoto e ao fósforo, pois estes, a seguir ao carbono, são os compostos que mais limitam o crescimento biológico. Segundo Metcalf & Eddy (1991), para que haja uma boa remoção de  $CBO_5^{20^\circ C}$  no tratamento das águas residuais, estas devem ter uma razão  $CBO_5^{20^\circ C}:N:P$  de 100:5:1. Outros nutrientes como o ferro e o enxofre podem limitar a actividade das lamas, embora não seja muito comum.

### 3.3.5 Caudal, Composição e Concentração da Água Residual

O funcionamento dinâmico do processo de lamas activadas é influenciado pela flutuação a nível da composição e da quantidade de afluente que entra no reactor, bem como pelas dificuldades resultantes na manutenção da estabilidade requerida dos parâmetros processuais. A não uniformidade da composição e da quantidade de entrada no sistema de tratamento, podem ser parcialmente controladas através do projecto e operação de sistemas conjuntos de águas residuais e pela aplicação de unidades de equalização individuais que permitam uma capacidade e uma flexibilidade de tratamento suficiente que ajuste estas variações (Manual of British Practice in Water Pollution Control, 1987). Caso contrário, podem ocorrer perdas de biomassa no tanque de sedimentação, diminuindo a eficiência do processo.

A concentração da água residual é outro factor que afecta o processo, acarretando problemas a nível técnico, já que o tratamento de águas residuais diluídas e concentradas é diferente. No caso de um afluente diluído, a quantidade relativamente elevada de compostos orgânicos que aparecem no líquido tratado, podem diminuir drasticamente a eficiência do processo. Para águas

residuais muito concentradas é impossível reduzir a concentração do afluente para valores inferiores a determinados níveis específicos (Maia, 2001).

### 3.3.6 Agitação e Turbulência

A agitação provocada pelo arejamento promove a uniformidade do sistema, mas também interfere com os mecanismos de desenvolvimento de microrganismos. Sendo as lamas constituídas por microrganismos agregados entre si, formando um floco, um aumento da velocidade de agitação intensifica a transferência do substrato para a interface líquido/floco, beneficiando o crescimento microbiano. Por outro lado, quanto maior o grau de agitação, maior a erosão do floco de lamas, diminuindo a quantidade de biomassa lá fixada, originando flocos menos densos, o que favorecerá o acesso de substrato a todas as zonas no interior do biofilme (Ganczarczyk, 1983). Um excesso de agitação pode também provocar turbulência no sistema e baixar o nível de separação no decantador secundário, diminuindo a eficiência do processo.

### 3.3.7 Tempo de Retenção Hidráulico

O tempo de retenção hidráulico (TRH), designado por  $t_h$ , é o tempo teórico que um determinado volume de líquido permanece no tanque, sendo apenas baseado no caudal de afluente. Uma vez que não entra em consideração com o caudal das lamas recicladas, que pode representar 25 a 50% do caudal total, o valor calculado de  $t_h$  é superior ao valor real (Gray, 2004). Por esta razão, o  $t_h$  é muitas vezes referido como “tempo de retenção nominal”. Estes valores, normalmente expressos em horas, são seleccionados com base nas características da água residual e no respectivo grau de tratamento desejado. Se o caudal do afluente é expresso em L/h e o volume do tanque em L, então:

$$t_h = \frac{V}{Q_{a\lim}} \quad (3.2)$$

em que  $t_h$  é o tempo de retenção hidráulico (h),  $V$  é o volume do reactor e  $Q_{a\lim}$  é o caudal de água residual alimentada ao reactor.

O TRH deve ser suficientemente longo para remover a quantidade máxima possível de matéria orgânica proveniente da água residual.

### 3.3.8 Sólidos Suspensos Totais

Os sólidos suspensos no tanque de arejamento, normalmente designados por sólidos suspensos totais (SST) são compostos por massa microbiológica activa e não activa, compostos orgânicos não biodegradáveis e massa inorgânica. A concentração de SST é uma medida grosseira da biomassa presente no reactor, pois não distingue o material bioquímico activo do material inerte, devendo ser usado com precaução e não como uma estimativa rigorosa da actividade microbiana.

A gama de concentrações de SST presentes num processo convencional situa-se entre os 1500 e os 4000 mg/L e é controlada pela razão de sólidos purgados do sistema (Ganczarczyk, 1983). Em teoria, quanto maior a concentração de SST no reactor, maior a quantidade de biomassa que degrada os nutrientes disponíveis, aumentando a eficiência do processo. No entanto, valores elevados de SST estão limitados pela disponibilidade de oxigénio no reactor e pela capacidade de separação e reciclagem de lamas no sedimentador secundário (Hawkes, 1983).

### 3.3.9 Índice Volumétrico de Lamas

O índice volumétrico de lamas (IVL) (ou sludge volume index - SVI) é o parâmetro usado para expressar a capacidade de sedimentação das lamas, embora o seu valor deva ser interpretado com cuidado pois apenas serve como medida de comparação (Manual of British Practice in Water Pollution Control, 1987). O IVL é definido como o volume em mililitros ocupado por 1 grama de lamas activadas após 30 minutos de sedimentação numa proveta graduada de 1 L.

Os valores de IVL expressos por mL/g são dados pela respectiva expressão:

$$IVL = \frac{V_{sed} \times 1000}{[SST]} \quad (3.3)$$

em que  $V_{sed}$  é o volume de lamas sedimentadas por volume de amostra recolhida ( $\text{mL}_{\text{lamas sed}}/\text{L}_{\text{amostra}}$ ) e  $[SST]$  é a concentração de sólidos suspensos totais no reactor (mg/L).

À medida que o valor de IVL aumenta, a capacidade de sedimentação das lamas diminui. Os valores, geralmente, situam-se na gama de 40 a 300 mL/g, embora na prática este valor deva ser inferior a 150 mL/g. Valores elevados de IVL ( $IVL > 150 \text{ mL/g}$ ) são indicadores da fraca capacidade de sedimentação das lamas e da probabilidade de perda de quantidades significativas de sólidos através do efluente (Manual of British Practice in Water Pollution Control, 1987; Gray, 2004). O desenvolvimento de microrganismos filamentosos em níveis moderados, pode ser benéfico para a remoção de  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  da água residual mas em concentrações excessivas, provocam problemas no sedimentador secundário.

### 3.3.10 Volume e Carga de Lamas

A razão alimento/microrganismos (A/M) ou também designada “food/microrganisms” (F/M) é uma medida da carga orgânica existente num sistema de lamas activadas e é expressa em  $\text{mg}_{\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}}/(\text{mg}_{\text{SST}} \cdot \text{dia})$ . É também denominada por carga da lama ou carga de substrato e é calculada através da seguinte expressão:

$$A/M = \frac{[\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}] \times Q_{a \text{ lim}} \times 24}{[SST] \times V} \quad (3.4)$$

em que  $[CBO_5^{20^\circ C}]$  é a carência bioquímica de oxigénio ao fim de 5 dias exposta à temperatura de  $20^\circ C$  e na total ausência de luz (mg/L),  $Q_{a\text{lim}}$  é o caudal de alimentação a cada reactor (L/h),  $[SST]$  é a concentração de sólidos suspensos totais no reactor (mg/L) e  $V$  é o volume do reactor (L).

Para valores baixos da razão  $A/M$  (isto é,  $A/M < 0,3 \text{ mg}_{CBO_5^{20^\circ C}}/(\text{mg}_{SST} \cdot \text{dia})$ ) a quantidade de substrato presente no sistema é insuficiente para o crescimento dos microrganismos. Devido à privação de alimento a que estão sujeitos, os microrganismos entram na fase de respiração endógena caracterizada pelas fracas características de sedimentação das lamas - flocos dispersos. Esta fase pode conduzir a uma maior eficiência no tratamento das águas residuais pois toda a matéria orgânica disponível é oxidada (Gray, 2004).

Valores elevados da razão  $A/M$  ( $A/M > 0,6 \text{ mg}_{CBO_5^{20^\circ C}}/(\text{mg}_{SST} \cdot \text{dia})$ ) caracterizam a fase de crescimento exponencial em que há uma grande dificuldade de sedimentação e de formação de lamas para reciclo. Devido ao excesso de alimento, nem todo o material orgânico disponível é oxidado, aumentando a concentração deste no efluente final e diminuindo a qualidade do tratamento.

Para valores de  $A/M$  entre estes dois extremos, as lamas apresentam boas características de sedimentação. Num tanque de arejamento convencional, a razão  $A/M$  ideal é 0,3 a 0,6  $\text{mg}_{CBO_5^{20^\circ C}}/(\text{mg}_{SST} \cdot \text{dia})$ . Nestas condições as lamas têm boas propriedades de sedimentação. Estas três situações estão representadas na Figura 3.4, onde se relaciona a carga orgânica presente no sistema ( $A/M$ ) e a capacidade de sedimentação das lamas (SVI).

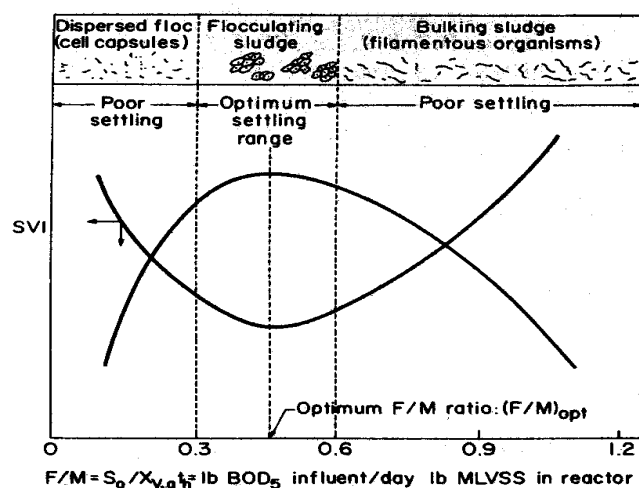


Figura 3.4 - Correlação típica entre a razão  $A/M$  e SVI (Ramalho, 1983).

Alguns estudos sobre tratamento com lamas activadas indicam que o sucesso do tratamento é função da idade das lamas e do tempo de retenção hidráulico, e que nem a carga de sólidos nem a carga hidráulica estudadas individualmente promovem toda a informação requerida. Assim, é

comum reportar ambos os valores de modo a caracterizar totalmente o processo de tratamento de lamas activadas específico.

### 3.3.11 Idade das Lamas

A idade das lamas ( $I_{lamas}$ ) é o tempo de residência médio dos microrganismos no tanque de arejamento, sendo definido como o número de dias no qual a massa total de lamas rejeitada pelo sistema iguala a massa de lamas produzidas no reactor, sob condições de equilíbrio (Ramalho, 1983). Este factor está intrinsecamente relacionado com a razão A/M e, consequentemente com a taxa de crescimento específico de microrganismos (Lorch, 1987). É calculado pela razão entre a quantidade total de sólidos suspensos, presentes no reactor, e a quantidade de sólidos suspensos que são retirados do sistema pelo efluente final e pela purga, ou seja:

$$I_{lamas} = \frac{[SST] \times V}{[SST]_e \times Q_e + [SST]_w \times Q_w} \quad (3.5)$$

em que  $[SST]$  é a concentração de sólidos suspensos totais no reactor (mg/L),  $V$  é o volume do reactor (L),  $[SST]_e$  é a concentração de sólidos suspensos totais perdidos no efluente final (mg/L),  $Q_e$  é o caudal do efluente final (L/dia),  $[SST]_w$  é a concentração de sólidos suspensos totais no reciclo ou purga do decantador secundário (mg/L) e  $Q_w$  é o caudal de lamas recicladas do decantador secundário (L/dia).

Como é difícil de estimar a quantidade de lamas activadas retidas no sedimentador secundário, muitas vezes estas são desprezadas no cálculo da idade da lama (Manual of British Practice in Water Pollution Control, 1987).

A idade das lamas pode ser controlada pelo caudal de lamas purgado do sistema e determina se a biomassa tem ou não boas características de sedimentação.

Valores de idade das lamas baixos ( $I_{lamas} < 5$  dias) indicam sistemas com taxas de crescimento muito elevadas, enquanto que valores de idade de lamas superiores a 15 dias indicam sistemas de arejamento prolongado com baixa taxa de crescimento. Na prática sabe-se que, em ambos os casos as lamas terão dificuldades em sedimentar e o efluente não clarificará como desejado.

## 3.4 Legislação

O objectivo do tratamento das águas residuais é proteger a saúde pública e promover, de uma forma económica e socialmente aceitável, a preservação dos recursos hídricos, evitando a sua contaminação. A legislação ambiental relativa ao tratamento de águas residuais e qualidade dos efluentes recebidos é baseada em padrões de qualidade transpostos para concentrações máximas permitidas, que são assentes em critérios de saúde ou de qualidade ambiental.

Em Portugal, a legislação em vigor integra as descargas em recursos hídricos e as descargas em meios colectores municipais. De seguida são apresentados os valores limite de emissão (VLE) e os valores máximos admissíveis (VMA) dos parâmetros analisados na presente dissertação para as descargas em recursos hídricos e em meios colectores do município do Porto, respectivamente.

O Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto, no seu anexo XVIII estabelece os valores limites de emissão nas descargas de águas residuais. Na Tabela 3.1 estão mencionados os valores de alguns parâmetros.

Segundo os SMAS Porto (Serviço Municipalizados de Águas e Saneamento do município do Porto), a descarga de efluentes industriais só pode ser admitida na rede de colectores públicos de águas residuais domésticas, desde que estes possuam características que não perturbem o normal funcionamento da rede de drenagem e das ETAR's. Caso tal não se verifique, será necessário um pré-tratamento, a realizar na própria unidade industrial, tornando compatíveis as descargas industriais e similares com as características do efluente transportado na rede e a capacidade de depuração da ETAR. Os princípios e limitações das características das descargas encontram-se presentes no Regulamento dos SMAS Porto (artigo 181º) e cujos valores de alguns parâmetros estão mencionados na Tabela 3.1. Como se verifica os valores estipulados pelos SMAS do Porto são menos rígidos do que os do Decreto-Lei 236/98, pelo que neste trabalho se considerarão apenas estes últimos.

*Tabela 3.1 - Valores limite de emissão (VLE) de alguns parâmetros na descarga das águas residuais em meios hídricos segundo o Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto e respectivos valores máximos admissíveis (VMA) de descargas industriais em meios colectores do município do Porto.*

| Parâmetro                        | Expressão dos resultados               | VLE            | VMA                  |
|----------------------------------|----------------------------------------|----------------|----------------------|
| pH                               | Escala de Sorensen                     | 6,0 - 9,0      | ----- <sup>(1)</sup> |
| Temperatura                      | °C                                     | Aumento de 3°C | ----- <sup>(1)</sup> |
| CBO <sub>5</sub> <sup>20°C</sup> | mg O <sub>2</sub> /L                   | 40             | 500                  |
| CQO                              | mg O <sub>2</sub> /L                   | 150            | 1000                 |
| SST                              | mg/L                                   | 60             | 1000                 |
| Fenóis                           | mg C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH /L | 0,5            | 40                   |
| Fósforo Total                    | mg P/L                                 | 10             | ----- <sup>(1)</sup> |
| Azoto Total                      | mg N/L                                 | 15             | 100                  |
| Nitratos                         | mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L     | 50             | ----- <sup>(1)</sup> |

<sup>(1)</sup> Parâmetros não contemplados pelo Anexo XXI do Aviso nº 1789/98 de 2 Abril (regulamento dos SMAS Porto).

## 4 Cinética do Crescimento Microbiano

Este capítulo tem como objectivo abordar a cinética dos processos biológicos envolvidos no tratamento de efluentes com o objectivo de estabelecer as relações que permitem quantificar as transformações bioquímicas verificadas nesses sistemas.

### 4.1 Modelos de Crescimento Microbiano: o Modelo de Monod

A dinâmica das populações desempenha um papel importante no estudo da eficiência dos microrganismos no tratamento de águas residuais. Apesar de existirem vários modelos que simulam a velocidade de crescimento microbiano, apenas se irá apresentar o modelo de Monod, por ser o que melhor se ajusta ao trabalho desenvolvido.

Monod (1949) definiu uma curva de crescimento microbiano com 4 fases (Figura 4.1).



Figura 4.1 - Dinâmica populacional microbiana.

A fase lag, ou de aclimatização, representa a fase de adaptação dos microrganismos às condições a que estão sujeitos. Esta fase caracteriza-se por tempos de geração longos e taxas de crescimento nulas. Na fase log, ou exponencial, há um crescimento exponencial da população microbiana, com um tempo de geração mínimo e uma taxa de crescimento máxima, resultando num aumento abrupto do número e da massa de microrganismos. Devido à diminuição do substrato disponível e ao aumento de produtos tóxicos provenientes do metabolismo celular, o crescimento dos microrganismos entra em ruptura. A fase seguinte é denominada por fase estacionária e é caracterizada pela diminuição do substrato disponível e pela consequente diminuição da população de microrganismos. Nesta fase, a taxa de crescimento é igual à quantidade de microrganismos que morrem. Por fim, a população entra na fase de declínio ou de morte, devida à ausência de substrato e à concentração elevada de produtos tóxicos no meio.

As várias fases da curva de crescimento microbiano (Figura 4.1) podem ser representadas quantitativamente. A equação que descreve o crescimento da biomassa na fase exponencial é:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad (4.1)$$

onde  $X$  é a concentração de microrganismos (mg/L),  $\mu$  é a taxa específica de crescimento ( $\text{dia}^{-1}$ ) e  $t$  é o tempo (dia).

Esta expressão é considerada válida para as diferentes espécies de microrganismos presentes nos sistemas de tratamento de águas residuais. A taxa específica de crescimento,  $\mu$ , representa a biomassa gerada, por unidade de tempo e por unidade de biomassa activa presente no sistema e é influenciada pelas concentrações de compostos limitantes. Verifica-se uma redução do valor de  $\mu$  sempre que um ou mais desses compostos se encontram em concentrações reduzidas, limitando a capacidade de crescimento dos microrganismos. A equação 4.1 pode ser integrada para originar a equação seguinte:

$$X_t = X_0 e^{\mu t} \quad (4.2)$$

onde  $X_t$  é a biomassa presente no sistema num determinado tempo  $t$  (mg/L) e  $X_0$  é a biomassa inicial (mg/L).

## 4.2 Crescimento Limitado por Substrato

A evolução da taxa específica de crescimento da biomassa, sob a acção de um único substrato limitante, apresenta a forma indicada na Figura 4.2. Para valores baixos de concentração de substrato verifica-se um crescimento acentuado de  $\mu$ , que diminui à medida que os valores da concentração de substrato aumentam, até atingir um patamar onde tende assintoticamente para um valor máximo  $\mu_{\text{max}}$ . Este valor designa-se por taxa específica máxima de crescimento e representa a taxa de crescimento observável quando não há quaisquer limitações de substrato (único componente limitante).

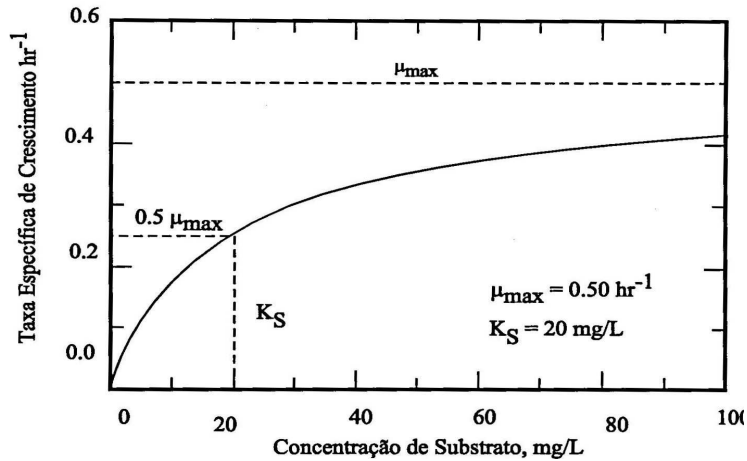


Figura 4.2 - Influência da concentração de substrato na taxa específica de crescimento (Ramalho, 1983).

A constante de semi-saturação ( $K_s$ ) representa a concentração de substrato para a qual se verifica uma taxa específica de crescimento igual a metade da taxa específica máxima de crescimento ( $\mu = \mu_{\max} / 2$ ). Este parâmetro permite caracterizar a sensibilidade do processo de crescimento em relação à concentração de substrato no meio. Valores baixos de  $K_s$  significam que a concentração de substrato tem um impacto reduzido no processo de crescimento. Apenas para concentrações muito baixas de substrato, o processo de crescimento é afectado. Inversamente, valores elevados de  $K_s$  indicam elevada sensibilidade do processo de crescimento à concentração de substrato no meio.

A relação entre os nutrientes e a taxa de crescimento da população ou comunidade pode ser descrita pelo modelo de Monod, que se baseia num quadro conceptual importante em sistemas naturais e artificiais (como, por exemplo, as ETAR's). O modelo de Monod pode ser representado pela seguinte expressão:

$$\mu = \mu_{\max} \left( \frac{S}{K_s + S} \right) \quad (4.3)$$

em que  $\mu_{\max}$  é o coeficiente específico da taxa de crescimento máximo ( $\text{dia}^{-1}$ ),  $S$  é a concentração de substrato ( $\text{mg/L}$ ) e  $K_s$  é o coeficiente ou constante de semi-saturação ( $\text{mg/L}$ ).

A taxa específica de crescimento da equação de crescimento microbiano (Equação 4.1) pode ser substituída pela equação de Monod (Equação 4.3), para obter a seguinte relação:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} X \quad (4.4)$$

onde a razão de crescimento ( $dX / dt$ ) é directamente proporcional à concentração de substrato.

A Equação 4.4 é usada frequentemente para simular o crescimento limitado por substrato no tratamento de águas residuais.

O carbono orgânico, que pode ser medido através da  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  ou da CQO, é normalmente considerado como o substrato limitante nos sistemas de tratamento de águas residuais, apesar da razão de crescimento dos microrganismos poder ser controlada por outros compostos como o azoto, o fósforo, o ferro, o oxigénio e a luz (Andrews, 1983).

### 4.3 Cinética do Processo de Decaimento

O substrato assimilado pelos microrganismos proporciona a energia necessária para todas as suas actividades metabólicas, sendo libertada pelo processo de respiração. Kountz e Forney (1959) sugeriram, pela primeira vez, que o processo de respiração endógena é originado pelo declínio das células e consequente consumo dos produtos do decaimento da biomassa activa presente no sistema, produzindo novas células. Este conceito foi mais tarde utilizado por Dold et al (1980) como base para o desenvolvimento de um modelo de decaimento globalmente aplicável a sistemas em que a biomassa é reciclada, independentemente do tipo de ambiente (aeróbio, anóxico e anaeróbio) presente no sistema.

Matematicamente, e assumindo uma reacção de primeira ordem, a velocidade a que um organismo perde energia pode ser escrita como:

$$\frac{dX}{dt} = -k_d X \quad (4.5)$$

onde  $k_d$  é o coeficiente cinético de respiração endógena ou de decaimento ( $\text{dia}^{-1}$ ). Em sistemas de tratamento de águas residuais, a definição deste parâmetro é expandida de modo a incluir outras perdas como sedimentação e depredação (Ramalho, 1983). O valor de  $k_d$  varia com o tipo de microrganismos presentes no reactor e com o tipo de substrato utilizado (Loosdrecht e Henze, 1999).

Nos sistemas microbianos, a taxa específica de crescimento refere-se às células do sistema que se encontram na fase exponencial. Logo, terá de ser retirado à Equação 4.4 o termo relativo às células que estão em fase de respiração endógena:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\text{máx}} \frac{S}{K_s + S} X - k_d X \quad (4.6)$$

## 4.4 Relação entre a Taxa de Crescimento e a Taxa de Utilização de Substrato

Para modelar a variação da quantidade de biomassa produzida em função da concentração de substrato disponível, é útil recorrer a um coeficiente de produção, definido como a quantidade de microrganismos produzida por unidade de substrato que é processado (Ramalho, 1983):

$$Y = \frac{dX}{dS} = \frac{\Delta X}{\Delta S} \quad (4.7)$$

em que  $Y$  é o coeficiente de produção, ou seja, é a massa de biomassa produzida por massa de substrato consumido,  $dX/dS$  e  $\Delta X/\Delta S$  referem-se, respectivamente, à variação infinitesimal e finita da biomassa produzida em função da quantidade de substrato consumido.

Uma vez que os microrganismos não são 100% eficientes na conversão de substrato para biomassa e dado que é necessário despende energia para os processos de manutenção celular, o valor de  $Y$  para carbono orgânico é sempre inferior a um. Este parâmetro  $Y$  é também frequentemente aplicado para relacionar a taxa de utilização de substrato ( $dS/dt$ ) com a taxa de crescimento dos organismos ( $dX/dt$ ).

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{1}{Y} \cdot \frac{dX}{dt} \quad (4.8)$$

Substituindo a Equação 4.6 na expressão anterior, para entrar em consideração com as limitações ao crescimento, obtém-se:

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{1}{Y} \left( \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S} X_R - k_d X \right) \quad (4.9)$$

### 4.4.1 Balanço Mássico ao Substrato

Do ponto de vista da engenharia no tratamento de águas residuais, é interessante verificar o que sucede com o substrato. Fazendo um balanço material ao substrato presente no sistema:

$$Q_0 S_0 = Q_0 S_e + V \left( \frac{dS}{dt} \right) \quad (4.10)$$

onde  $Q_0$  é o caudal de entrada do afluente, que em reactores contínuos é igual ao caudal de efluente (L/dia),  $S_0$  e  $S_e$  são as concentrações inicial e final de substrato (mg/L),  $V$  é o volume do reactor (L),  $dS/dt$  é a variação de substrato ao longo do tempo (mg/(L.dia)) e  $r_c$  é a velocidade de crescimento dos microrganismos (mg<sub>SST</sub>/(L.dia)).

Desenvolvendo a expressão anterior, obtém-se:

$$\left(\frac{dS}{dt}\right) = \frac{Q_0(S_0 - S_e)}{V} \quad (4.11)$$

Normalmente, a taxa de remoção de substrato é expressa por unidade de sólidos suspensos totais presentes no reactor. Esta quantidade, denominada por  $q$ , é designada como taxa específica de remoção de substrato ( $\text{mg}_{\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}} / (\text{mg}_{\text{SST}} \cdot \text{dia})$ ) e é definida como:

$$q = \frac{1}{X} \left(\frac{dS}{dt}\right) \quad (4.12)$$

onde  $X$  é a concentração de biomassa no reactor ( $\text{mg/L}$ ).

Substituindo a Equação 4.12 na Equação 4.11, obtemos:

$$q = \frac{1}{X} \left(\frac{dS}{dt}\right) = \frac{Q_0(S_0 - S_e)}{X \cdot V} = \frac{S_0 - S_e}{X \cdot t_h} \quad (4.13)$$

em que  $t_h$  é o tempo de retenção hidráulico no reactor.

A taxa específica de remoção de substrato corresponde à razão de remoção do substrato num reactor contínuo por unidade de massa de SST presente no reactor. Assumindo uma reacção de primeira ordem:

$$\left(\frac{dS}{dt}\right) = K \cdot S_e \quad (4.14)$$

Esta consideração é válida para concentrações de substrato baixas, como é normalmente o caso de reactores contínuos biológicos com condições de mistura completa. Sob esta consideração de cinética de primeira ordem, a substituição da Equação 4.14 na Equação 4.13 e assumindo que  $k = K / X$ :

$$q = \frac{S_0 - S_e}{X \cdot t_h} = k S_e \quad (4.15)$$

A Equação 4.15 mostra que, assumindo uma cinética de primeira ordem, a taxa específica de remoção de substrato é proporcional à concentração de substrato. A constante de remoção de substrato  $k$  ( $\text{dia}^{-1}$ ) é determinada de acordo com a Equação 4.15 através de um gráfico  $\frac{S_0 - S_e}{X \cdot t_h}$  versus  $S_e$ .

Sempre que a concentração de  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  é utilizada como medida da concentração de substrato, este gráfico possui uma recta que passa na origem, uma vez que para tempos de residência infinitos no reactor, toda a matéria orgânica biodegradável será removida. Se forem utilizados outros parâmetros como medida da concentração de substrato (como por exemplo, a CQO), a

linha do gráfico não passará na origem. Neste caso, a intersecção da recta com o eixo das abcissas corresponde à concentração de matéria não degradável (CQO residual) que permanecerá no reactor após um tempo de residência infinito (Ganczarczyk, 1983). Neste caso, a Equação 4.15 altera-se para a seguinte forma:

$$q = \frac{S_0 - S_e}{X \cdot t_h} = k \cdot (S_e - S_n) \quad (4.16)$$

em que  $S_n$  é a concentração residual de matéria orgânica não degradável no reactor (mg/L).

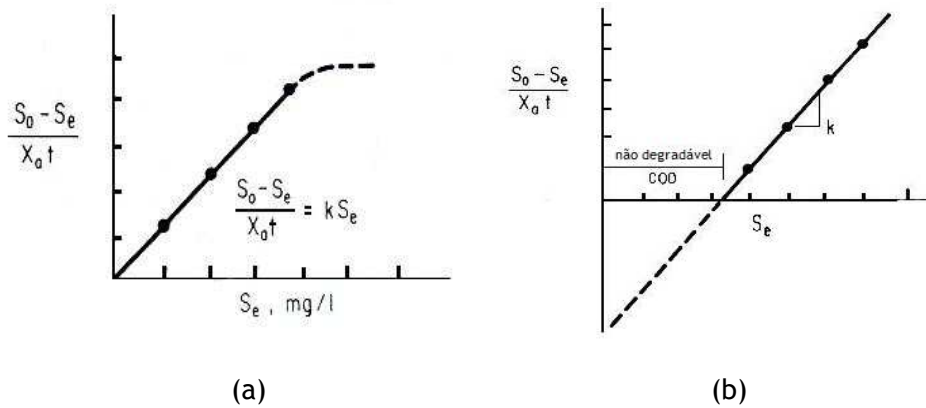


Figura 4.3 - Representações da remoção de substrato através do uso da: a)  $CBO_5^{20^\circ C}$  e b) CQO (adaptado de Eckenfelder & Ford, 1970).

#### 4.4.2 Balanço Mássico à Biomassa

Por um balanço material à biomassa produzida por dia no reactor:

$$Q_0 X_0 = Q_0 X_e + V \left( \frac{dX}{dt} \right) \quad (4.17)$$

em que  $X_0$  e  $X_e$  referem-se, respectivamente, à concentração de biomassa à entrada e à saída do reactor (mg/L).

Desenvolvendo-a e tendo em consideração a Equação 4.6, obtém-se:

$$Q_0 \cdot (X_0 - X_e) = -Q_0 \cdot \Delta X = V \cdot \left( \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} - k_d \right) \cdot X \quad (4.18)$$

sendo  $\Delta X$  a variação de biomassa no reactor, ou seja, a quantidade de lamas produzidas por dia no reactor biológico (mg/L).

Continuando a desenvolve-la:

$$-\frac{Q_0 \cdot \Delta X}{X \cdot V} = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} - k_d \quad (4.19)$$

Substituindo na equação anterior os termos  $V/Q_0$  pelo tempo de residência hidráulico,  $t_h$ , obtemos a seguinte expressão:

$$\frac{\Delta X}{X \cdot t_h} = -\mu + k_d \quad (4.20)$$

Substituindo a Equação 4.7,  $\Delta X = Y \cdot \Delta S$ , na expressão anterior e desenvolvendo-a:

$$\mu = \frac{Y \cdot (S_0 - S_e)}{t_h} - k_d \quad (4.21)$$

Comparando a expressão anterior com a Equação 4.13, podemos concluir que:

$$\mu = Y \cdot q - k_d \quad (4.22)$$

O parâmetro  $\mu$  corresponde à quantidade de biomassa produzida por unidade de tempo e por unidade de biomassa presente no reactor e o parâmetro  $q$  é designado como a taxa específica de remoção de substrato ( $\text{mg}_{\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}} / (\text{mg}_{\text{SST}} \cdot \text{dia})$ ).

De acordo com a Equação 4.22, através da recta formada no gráfico  $\mu$  versus  $q$  é possível retirar os parâmetros  $Y$  e  $k_d$ , tal como é visível na Figura 4.4.

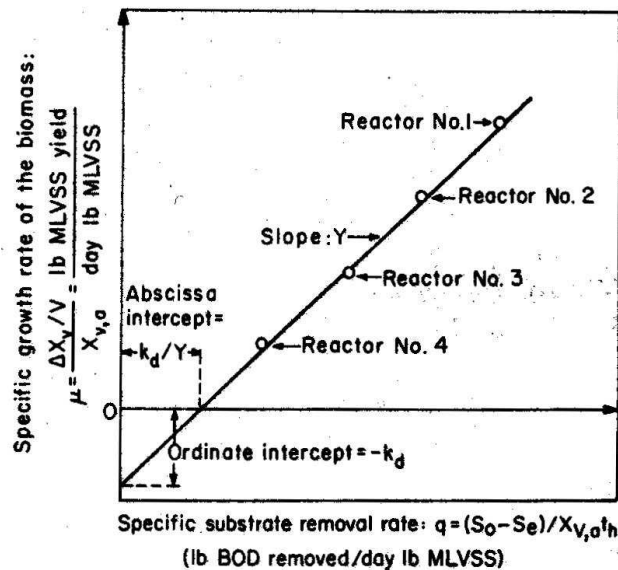


Figura 4.4 - Determinação gráfica dos parâmetros de produção de lamas,  $Y$  e  $k_d$  (Ramalho, 1983).

## 5 Materiais e Métodos

### 5.1 Instalação Experimental

O trabalho aqui relatado iniciou-se com a montagem de duas instalações experimentais como a representado esquematicamente na Figura 5.1.

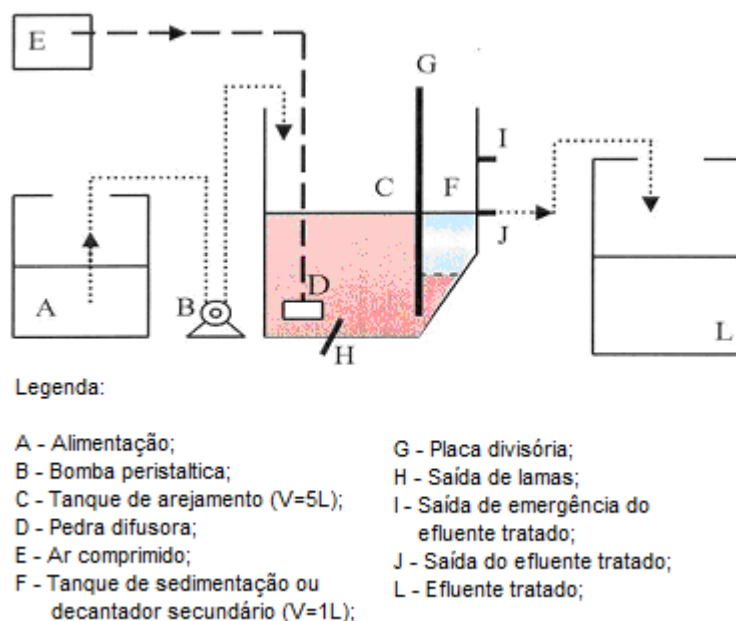


*Figura 5.1 - Representação esquemática e respectiva legenda do sistema de tratamento biológico utilizado.*

Cada sistema (ETAR 1 e ETAR 2) é constituído por um tanque de arejamento (C) e por um tanque de sedimentação (F) separados por uma placa divisória (G). As lamas activadas que se encontram em C, são arejadas pelo sistema de arejamento, constituído por ar comprimido (E) e duas pedras difusoras (D), promovendo assim, um melhor grau de mistura e uniformidade no tanque de arejamento e favorecendo o acesso do substrato e do oxigénio a todas as zonas do tanque de arejamento. O tipo de arejamento utilizado foi longo, permitindo aumentar a capacidade de remoção da matéria orgânica devido ao aumento de oxigénio presente no tanque. A placa divisória pode ser regulada, evitando que a turbulência que ocorre no tanque de arejamento, perturbe a sedimentação das lamas no decantador secundário e que, consequentemente, diminua a eficiência do processo.

Os sistemas possuem saídas na base de cada tanque de arejamento (H) que possibilitam a extracção de lamas quando estas se encontram em excesso e saídas no topo dos tanques de sedimentação (I e J) destinadas à saída do efluente tratado, sendo a saída I a saída de emergência, caso haja algum problema relativo à saída J.

As lamas usadas neste trabalho foram provenientes da ETAR de uma indústria da cortiça. A alimentação foi fornecida aos sistemas com o auxílio de uma bomba peristáltica (B), de marca ISMATEC e modelo REGLO Analog à qual foram acopladas 2 tubos de Tygon de diâmetros internos 2,06 mm e 2,54 mm. A bomba funcionou com regulações de 10 e de 15 rpm. Os resultados da calibração da bomba são apresentados no Anexo 1. As lamas presentes nos reactores foram mantidas à temperatura de  $(16 \pm 2)$  °C e com um valor de pH de  $(7,1 \pm 0,2)$  e  $(7,2 \pm 0,2)$  para a ETAR 1 e ETAR 2, respectivamente.

## 5.2 Preparação da Água Residual Sintética

A alimentação (afluente) utilizada é constituída por água residual sintética à qual foram adicionadas várias concentrações de fenol.

A água residual sintética foi preparada segundo Figita et al. (2005), numa concentração duas vezes superior à do artigo. A composição da água residual sintética é apresentada na Tabela 5.1 e as respectivas características dos reagentes usados na sua preparação são apresentados na Tabela B.1 presente no Anexo 2.

*Tabela 5.1 - Composição da água residual sintética.*

| Reagente                   | Glicose monohidratada | Peptona | KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> | Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O | FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O |
|----------------------------|-----------------------|---------|---------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------------------------|--------------------------------------|
| Concentração mássica (g/L) | 19,4                  | 7,5     | 0,85                            | 2,17                            | 5,59                                                | 0,042                                |

Foi preparada uma solução mãe de fenol com uma concentração de 1 g/L. A partir desta prepararam-se diferentes soluções diluídas que foram adicionadas à água residual sintética, para estudar o efeito da concentração na eficiência do processo de remoção.

A alimentação foi mantida refrigerada à temperatura de  $(0 \pm 2)$  °C e a sua razão CBO<sub>5</sub><sup>20°C</sup>:N:P foi 100:4:7, ou seja, a razão usada para a relação entre a quantidade de matéria carbonada e nutrientes presentes na alimentação foi próxima do valor ideal de azoto e bastante superior ao valor ideal do fósforo. O excesso de fósforo é proveniente dos fosfatos presentes na água residual sintética que funcionam como tampão de pH. O pH na alimentação foi de  $7,1 \pm 0,3$ .

## 5.3 Caracterização do Afluente e do Efluente

As amostras do afluente foram recolhidas directamente do frigorífico onde o afluente se encontrava. As amostras do efluente e das lamas activadas foram recolhidas directamente no interior do reactor nos tanques de sedimentação e de arejamento. Após as recolhas, as análises físico-químicas das amostras foram realizadas dentro do próprio LAE (Laboratório de Águas e Análises).

Foram determinadas os seguintes parâmetros:  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ , CQO, SST, sólidos sedimentáveis, fenóis, azoto de Kjeldahl, nitratos, fósforo total, pH e temperatura.

Diariamente era efectuada a monitorização da CQO, SST, sólidos sedimentáveis, pH e temperatura, enquanto que a monitorização da  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  foi feita 1 vez por semana. Os restantes parâmetros foram analisados cada vez que era feita uma alteração nas características químicas da corrente de alimentação. As análises do azoto Kjeldahl, nitratos e fósforo total foram realizadas pelos técnicos de laboratório.

Os procedimentos analíticos utilizados são descritos de seguida.

### 5.3.1 Determinação da $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$

O Teste da  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  é um método que se baseia na medição da quantidade de oxigénio molecular utilizado pelos microrganismos na ausência de luz durante um período de incubação de 5 dias à temperatura de  $20^\circ\text{C}$  para a degradação bioquímica de matéria orgânica. O procedimento de análise utilizado foi o descrito no Standard Methods (Eaton, 2005), secção 5210 B. A leitura do oxigénio presente nas amostras antes e depois da incubação destas foi efectuada usando um medidor de oxigénio dissolvido da marca WTW, modelo OXI92.

### 5.3.2 Determinação da CQO

Após a recolha das amostras, estas foram acidificadas com ácido sulfúrico a  $\text{pH} \leq 2$ . A determinação da CQO foi feita pelo Método Colorimétrico de Refluxo Fechado, designado por 5220 D, conforme o descrito no Standard Methods (Eaton, 2005). Este método baseia-se na análise fotométrica da amostra previamente digerida durante 2 horas com uma solução ácida de dicromato de potássio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) e ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). A quantidade de matéria orgânica oxidável é proporcional ao dicromato de potássio consumido na reacção de oxidação. As absorvâncias foram lidas no espectrofotómetro de marca HACH DR/2000, no comprimento de onda  $\lambda = 600 \text{ nm}$ .

### 5.3.3 Determinação dos SST

A determinação dos sólidos suspensos totais (SST), bem como as acções de preparação das amostras e interpretação de resultados foram efectuadas de acordo com o descrito no Standard Methods (Eaton, 2005), método 2540 D (gravimetria).

### 5.3.4 Determinação dos Sólidos Sedimentáveis

“Sólidos Sedimentáveis” é o termo aplicado ao material em suspensão que sedimenta após um determinado período de tempo e é utilizado para medir a capacidade de sedimentação das lamas, designado por IVL. Nesta análise não foi seguido o procedimento descrito no Standard Methods (Eaton, 2005), porque, neste caso, o volume de amostra a retirar (1L) seria demasiado elevado e poderia provocar perturbações nos tanques. Foi, então, recolhida uma amostra de 100 mL de líquido presente nos tanques de arejamento de cada ETAR para uma proveta graduada de vidro de  $(100 \pm 1,0) \text{ mL}$  e mediu-se o volume sedimentado da matéria em suspensão após 15 minutos.

### **5.3.5 Determinação dos Fenóis**

A análise para a determinação dos fenóis foi efectuada através do Método Fotométrico Directo precedido pelo Método da Destilação, designados, respectivamente, por 5530 D e 5530 B, no Standard Methods (Eaton, 2005). Para a leitura das amostras utilizou-se o espectrofotómetro da marca HACH DR/2000 com um comprimento de onda  $\lambda = 400 \text{ nm}$ .

### **5.3.6 Determinação do Azoto Kjeldahl**

Para a determinação do azoto Kjeldahl seguiu-se o Método Kjeldahl Semi-Micro descrito no Standard Methods (Eaton, 2005). Este método é designado por 4500-N<sub>org</sub> C e baseia-se na determinação por volumetria do azoto presente na amostra no estado de oxidação +3, ou seja, na soma do azoto orgânico com o azoto amoniacal.

### **5.3.7 Determinação dos Nitratos**

Procedeu-se à determinação de nitratos usando o Método do Eléctrodo Selectivo conforme o descrito no Standard Methods (Eaton, 2005), procedimento 4500-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> D, numa gama de trabalho de 1 a 50 mg N/L. O potenciómetro usado era da marca CRISON, modelo GLP22 e o eléctrodo selectivo usado era da marca CRISON.

### **5.3.8 Determinação do Fósforo Total**

O método usado para a determinação do fósforo total é baseado na espectrofotometria de absorção molecular com ácido ascórbico, após digestão ácida da amostra. Os métodos da preparação da amostra e do ácido ascórbico, designados, respectivamente por 4500-P E e 4500-P B, encontram-se descritos no Standard Methods (Eaton, 2005). As leituras das absorvâncias das amostras foram realizadas no espectrofotómetro da marca HACH DR/2000 com um comprimento de onda  $\lambda = 880 \text{ nm}$ .

### **5.3.9 Determinação do pH e da Temperatura**

A determinação dos valores de pH e de temperatura dos reactores e da corrente de alimentação foram efectuados utilizando-se um medidor de pH digital com sensor de temperatura da marca SENTEK e potenciómetro da marca WTW.

## 6 Resultados e Discussão

O objectivo deste trabalho consistiu em estudar a remoção biológica de nutrientes de uma água residual sintética doméstica em diferentes condições. As condições operacionais estudadas foram o caudal de alimentação e a introdução fenóis e respectivo aumento gradual da sua concentração na alimentação. O resumo das características dos reactores biológicos usados ao longo do tempo da presente dissertação está evidenciado na Tabela C.1 que se encontra no Anexo 3. Foram utilizados caudais de alimentação baixos devido à falta de equipamento disponível para refrigerar a alimentação durante períodos longos.

Os valores dos parâmetros característicos das águas residuais não tratadas e os correspondentes valores médios obtidos na água residual sintética utilizada na presente dissertação são apresentados na Tabela C.2 que se encontra no Anexo 3. Alguns valores desses parâmetros obtidos estão representados nas Figuras 6.1 a 6.4, juntamente com os correspondentes valores dos parâmetros analisados nos dois reactores ao longo do tempo, em que Sim 1 e Sim 2 correspondem, respectivamente, às Simulações 1 e 2 em que há ausência de fenol e uma velocidade de rotação da bomba de 10 rpm e 15 rpm, enquanto que Sim 3, Sim 4 e Sim 5 correspondem respectivamente às Simulações 3, 4 e 5 em que a velocidade de rotação da bomba é 15 rpm e a concentração de fenol na alimentação é respectivamente 5 mg/L, 10 mg/L e 15 mg/L, tal como é possível verificar na Tabela C.1 do Anexo 3.

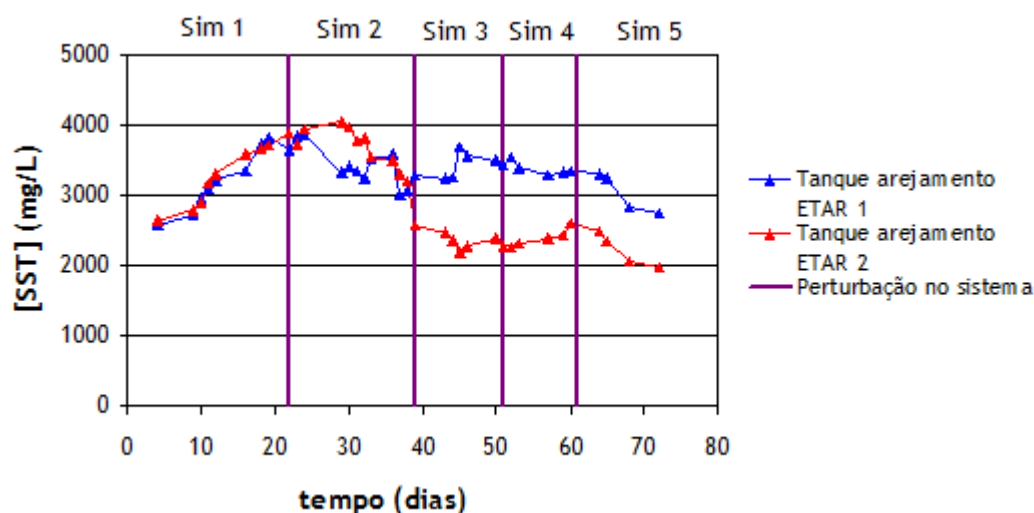


Figura 6.1 - Variação da concentração de SST ao longo do tempo nos tanques de arejamento.

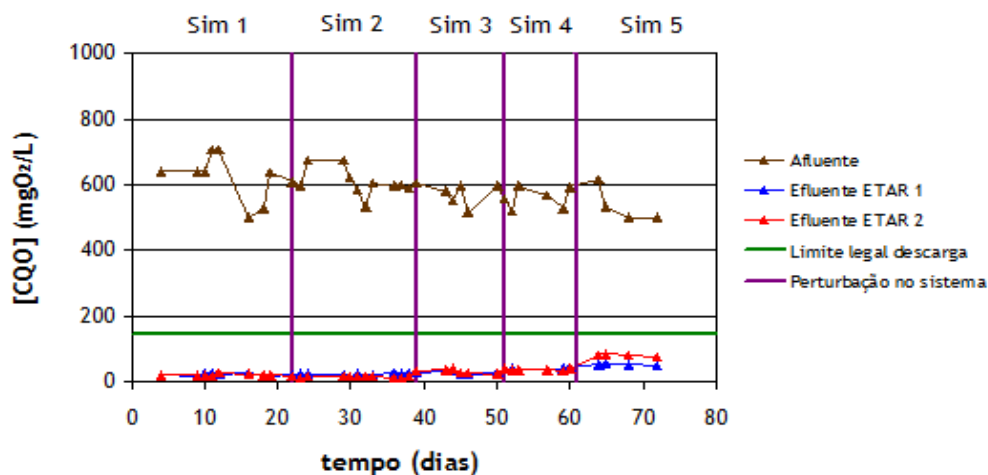


Figura 6.2 - Variação da concentração de CQO ao longo do tempo no afluente e nos efluentes dos reactores.

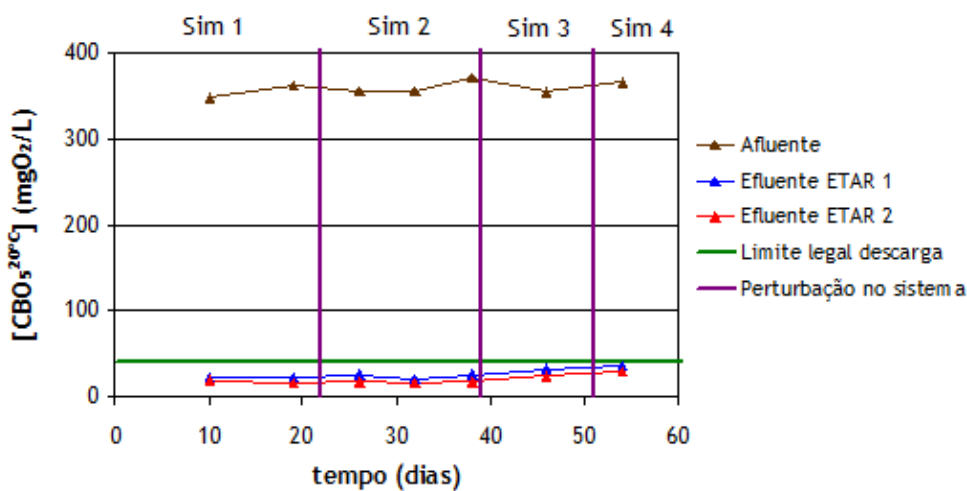


Figura 6.3 - Variação da concentração de  $CBO_5^{20^\circ C}$  ao longo do tempo no afluente e nos efluentes dos reactores.

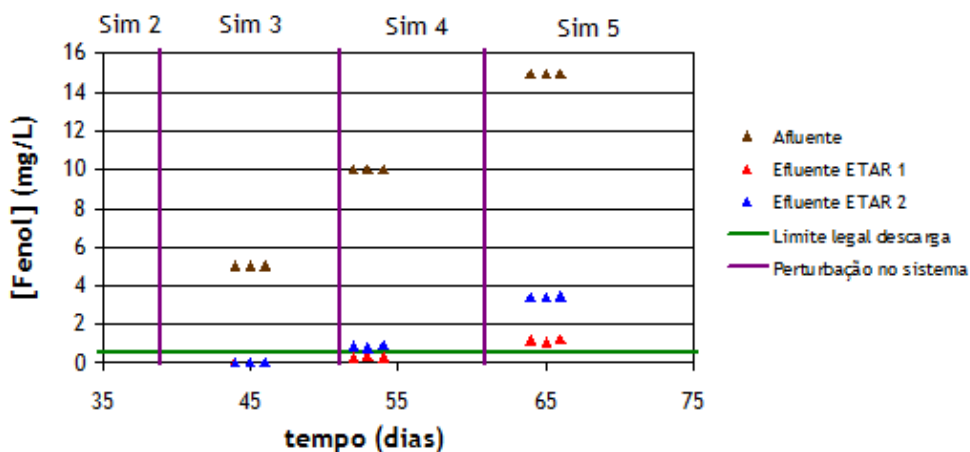


Figura 6.4 - Variação da concentração de fenol ao longo do tempo nos tanques de arejamento.

Pela análise das Figura 6.1 e 6.4 verifica-se que à medida que a concentração de fenol na alimentação aumenta, a concentração de SST nos reactores diminui. Esta verificação é mais visível na ETAR 2 dado que esta possui um caudal de alimentação superior. Embora a presença de fenol induza uma diminuição dos SST, os seus valores de concentração estão dentro da gama de valores típicos para tratamento de lamas activadas (ver Tabela C.3).

Pelas Figuras 6.2 e 6.3 verifica-se que o aumento do caudal de alimentação (Sim 2) não influencia as concentrações de CQO e de  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  presentes nas águas residuais tratadas nas duas ETAR's. No entanto, a introdução e o aumento da concentração da solução de fenol na alimentação (Sim 3, 4 e 5) provocam o aumento contínuo das concentrações destes parâmetros nos efluentes tratados, embora os seus valores continuem abaixo dos permitidos por lei para descargas em meios hídricos. Este aumento é mais visível na ETAR 2, devido ao caudal superior de alimentação que este reator recebe.

Pela análise da Figura 6.4, verifica-se que à medida que a concentração de fenol na alimentação aumenta, há uma diminuição da remoção desse composto, aumentando a sua concentração nos efluentes tratados. A ETAR 1 consegue remover o fenol para valores permitidos por lei até uma concentração de entrada de 10 mg/L, enquanto que a ETAR 2, por ter um caudal de entrada superior, apenas consegue remover fenóis para valores abaixo dos 0,5 mg/L para concentrações de fenol à entrada até 5 mg/L.

Nas Tabelas 6.1 e 6.2 são apresentados os valores médios obtidos para os parâmetros de caracterização dos tanques, em que  $s$  é o desvio padrão da média de todos os ensaios realizados para cada simulação. Os valores típicos destes parâmetros encontram-se nas Tabela C.3 presente no Anexo 3. O caudal de alimentação foi calculado através da contabilização do tempo que a alimentação demorava a preencher um volume de 250 mL.

*Tabela 6.1 - Valores obtidos para os parâmetros de caracterização dos tanques de arejamento e de sedimentação em cada simulação.*

| Valores obtidos (média ± s)       |       |           |                     |                 |                              |                            |                          |
|-----------------------------------|-------|-----------|---------------------|-----------------|------------------------------|----------------------------|--------------------------|
| Parâmetros<br>ETAR /<br>Simulação |       | pH        | Temperatura<br>(°C) | [SST]<br>(mg/L) | [SST] <sub>e</sub><br>(mg/L) | Q <sub>alim</sub><br>(L/h) | V <sub>sed</sub><br>(mL) |
| ETAR 1                            | Sim 1 | 7,2 ± 0,3 | 15,5 ± 0,5          | 3100 ± 400      | 25 ± 7                       | 2,5 ± 0,2                  | 95 ± 1                   |
|                                   | Sim 2 | 7,1 ± 0,3 | 15,8 ± 0,8          | 3500 ± 300      | 45 ± 10                      | 3,9 ± 0,1                  | 95 ± 1                   |
|                                   | Sim 3 | 7,1 ± 0,2 | 16,2 ± 0,5          | 3400 ± 200      | 89 ± 9                       | 3,7 ± 0,1                  | 96 ± 1                   |
|                                   | Sim 4 | 7,0 ± 0,2 | 16,3 ± 0,5          | 3300 ± 100      | 150 ± 8                      | 4,0 ± 0,2                  | 97 ± 1                   |
|                                   | Sim 5 | 7,1 ± 0,2 | 16,1 ± 0,4          | 3000 ± 300      | 190 ± 5                      | 3,9 ± 0,1                  | 97 ± 1                   |
| ETAR 2                            | Sim 1 | 7,0 ± 0,3 | 15,3 ± 0,7          | 3200 ± 400      | 30 ± 5                       | 3,5 ± 0,2                  | 95 ± 1                   |
|                                   | Sim 2 | 7,1 ± 0,3 | 15,9 ± 0,9          | 3700 ± 300      | 57 ± 8                       | 5,4 ± 0,1                  | 96 ± 1                   |
|                                   | Sim 3 | 7,3 ± 0,2 | 16,4 ± 0,7          | 2500 ± 200      | 95 ± 9                       | 5,1 ± 0,1                  | 97 ± 1                   |
|                                   | Sim 4 | 7,3 ± 0,3 | 16,0 ± 0,5          | 2400 ± 200      | 150 ± 10                     | 5,4 ± 0,2                  | 97 ± 1                   |
|                                   | Sim 5 | 7,1 ± 0,2 | 15,9 ± 0,3          | 2200 ± 300      | 250 ± 9                      | 5,3 ± 0,1                  | 97 ± 1                   |

Pela análise da Tabela 6.1 verifica-se, que tal como seria de esperar, o aumento do caudal (Simulação 2) origina um aumento de sólidos suspensos nos reactores, devido a uma maior quantidade de alimento disponível por unidade de tempo. A introdução de fenóis na alimentação (Sim 3, 4 e 5, respectivamente) por sua vez proporciona uma diminuição cada vez maior de sólidos à medida que a concentração de fenol aumenta.

Os valores do IVL apresentados na Tabela 6.2 foram calculados através da Equação 3.3, apesar do tempo de medição do volume sedimentado ser apenas 15 minutos, como indicado previamente, os resultados obtidos são reproduzíveis. Verificou-se que após 2 horas de sedimentação, o volume sedimentado diminuiu cerca de 3 mL, o que revela uma fraca capacidade de sedimentação que provoca problemas no desempenho do tanque de sedimentação. No entanto, só a partir da Simulação 3 se verificou um aumento na concentração de sólidos arrastados no efluente.

Tabela 6.2 - Valores calculados dos parâmetros de controlo do processo.

| Valores calculados (média ± s) |       |               |              |                              |                                                               |
|--------------------------------|-------|---------------|--------------|------------------------------|---------------------------------------------------------------|
| Parâmetros<br>ETAR / Simulação |       | IVL<br>(mL/g) | $t_h$<br>(h) | $I_{\text{lamas}}$<br>(dias) | A/M<br>(mg CBO <sub>5</sub> <sup>20°C</sup> ) / (mg SST. dia) |
| ETAR 1                         | Sim 1 | 300 ± 20      | 48 ± 3       | 63 ± 5                       | 0,06 ± 0,01                                                   |
|                                | Sim 2 | 280 ± 20      | 30 ± 1       | 61 ± 4                       | 0,08 ± 0,01                                                   |
|                                | Sim 3 | 280 ± 20      | 32 ± 1       | 38 ± 2                       | 0,08 ± 0,01                                                   |
|                                | Sim 4 | 290 ± 10      | 30 ± 1       | 25 ± 1                       | 0,09 ± 0,01                                                   |
|                                | Sim 5 | 320 ± 30      | 31 ± 1       | 18 ± 2                       | ----- (*)                                                     |
| ETAR 2                         | Sim 1 | 300 ± 20      | 34 ± 2       | 84 ± 5                       | 0,08 ± 0,01                                                   |
|                                | Sim 2 | 260 ± 20      | 22 ± 1       | 66 ± 4                       | 0,11 ± 0,01                                                   |
|                                | Sim 3 | 410 ± 20      | 23 ± 1       | 25 ± 2                       | 0,15 ± 0,01                                                   |
|                                | Sim 4 | 420 ± 10      | 22 ± 1       | 15 ± 1                       | 0,17 ± 0,01                                                   |
|                                | Sim 5 | 440 ± 10      | 23 ± 1       | 9 ± 1                        | ----- (*)                                                     |

(\*) Devido a problemas relativos ao material disponível no laboratório durante o período de tempo em que se realizou a simulação 5, não foi possível efectuar a medição da carência bioquímica de oxigénio.

Na Tabela 6.2 verifica-se uma diminuição dos valores de IVL com o aumento da concentração de SST devido ao aumento do caudal de alimentação. Por outro lado, aquando da introdução e aumento da concentração de fenol na alimentação, há uma retracção na taxa de crescimento de biomassa, o que induz um aumento dos valores de IVL. Os valores de IVL estão relacionados com a razão A/M, uma vez que à medida que esta aumenta, a quantidade de microrganismos aumenta, formando-se flocos dispersos com dificuldade em sedimentar e que são facilmente arrastados pelo efluente no tanque de sedimentação. O aumento da quantidade de lamas arrastadas pelos efluentes diminui o tempo de residência médio das lamas ( $I_{\text{lamas}}$ ) no reactor.

A quantidade de substrato que entra no reactor por unidade de tempo no sistema aumenta com o caudal de alimentação e com a concentração de fenol, o que se verifica pelo aumento dos valores de A/M. No entanto, estes valores continuam a ser bastante baixos (Tabela 6.2), o que indica que os microrganismos presentes estão na fase endógena devido à privação de alimento. Esta fase é caracterizada pela fraca sedimentação das lamas, como já se tinha concluído.

Os valores apresentados na Tabela 6.2 sugerem que os reactores operam em regime de arejamento prolongado, com baixa taxa de crescimento e com elevado grau de eficiência na remoção da CBO<sub>5</sub><sup>20°C</sup> e CQO.

As Figuras 6.5 a 6.7 mostram a variação da remoção da matéria orgânica, do fenol e do azoto ao longo do tempo em cada reactor, cujos valores mínimos de remoção segundo a directiva europeia de tratamento de águas residuais (91/271/ECC) e os valores obtidos se encontram, respectivamente, nas Tabela C.4 e C.5 do Anexo 3.

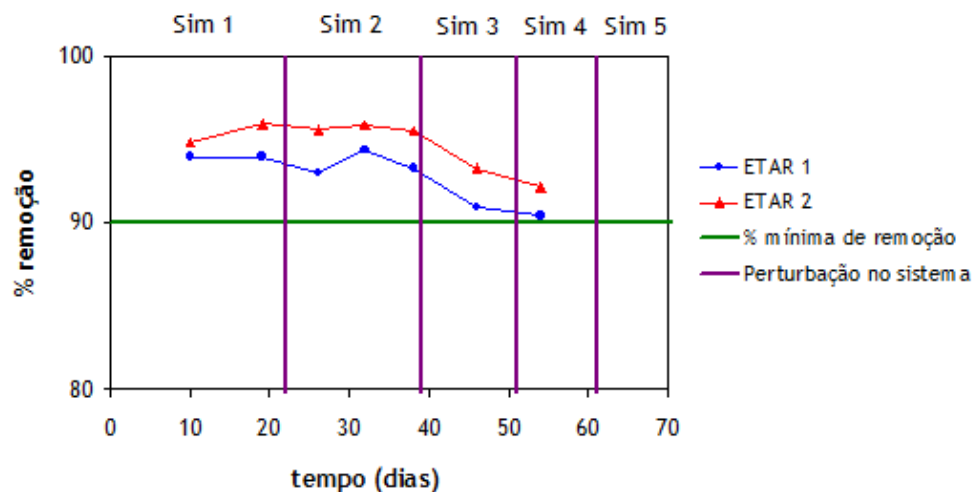


Figura 6.5 - Percentagem de remoção de  $CBO_5^{20^\circ C}$  ao longo do tempo nos tanques de arejamento.

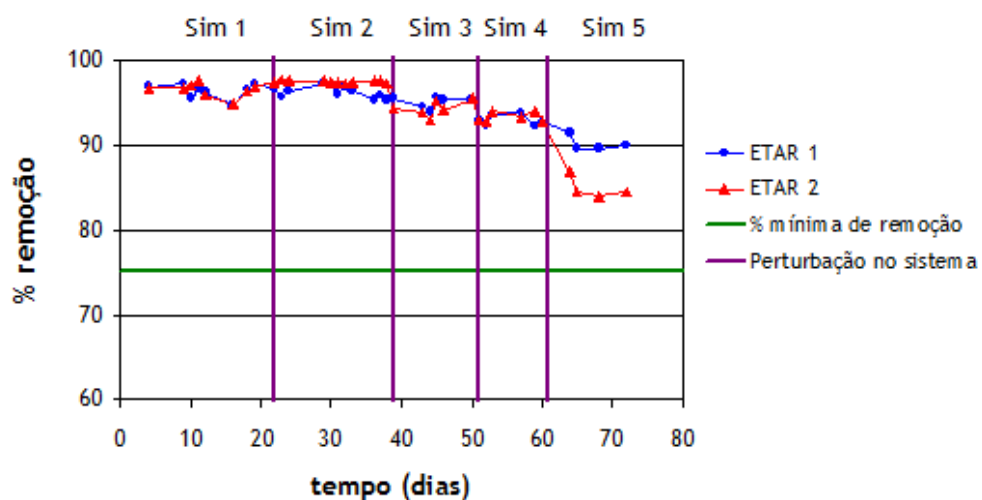


Figura 6.6 - Percentagem de remoção de CQO ao longo do tempo nos tanques de arejamento.

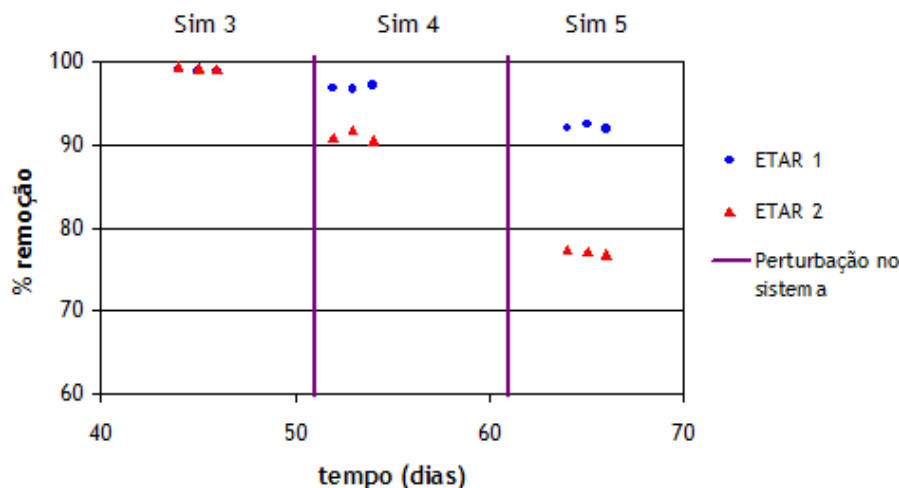


Figura 6.7 - Percentagem de remoção de fenol ao longo do tempo nos tanques de arejamento.

Pela análise das Figuras 6.5 e 6.6 verifica-se que a presença de fenol a partir da Sim 3 afecta significativamente a remoção da  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  e CQO inibindo o crescimento da biomassa devido ao aumento da turvação nos tanques de sedimentação. No entanto, as percentagens de remoção conseguidas estão acima dos valores mínimos para este tipo de tratamento biológico.

O aumento da concentração de fenol na alimentação e respectivo aumento da inibição do crescimento biológico também induzem uma redução na remoção de fenóis (Figura 6.7). Embora a presença de fenol seja inibitória da taxa de crescimento de biomassa, este composto é quase removido por completo pelos microrganismos devido à escassez de alimento no sistema (razão A/M baixa) (ver Tabela C.5).

De seguida foram determinados os parâmetros biocinéticos de acordo com as Equações 4.15 e 4.22, descritas no capítulo 4. Os parâmetros foram determinados tendo em conta as duas situações experimentais diferentes: a presença e a ausência de fenol na alimentação. Embora a determinação dos parâmetros associados ao consumo do oxigénio seja importante no tratamento de lamas activadas, não foi possível efectua-la e, consequentemente, determinar as constantes associadas devido à avaria do equipamento do laboratório. Na Tabela 6.3 são apresentados os valores representativos para os coeficientes biocinéticos associados ao tratamento de lamas activadas (Ramalho, 1983), bem como os respectivos valores determinados neste trabalho, para a remoção de  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  e de CQO.

*Tabela 6.3 - Valores típicos e obtidos dos coeficientes biocinéticos para a remoção de  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  e CQO no processo de lamas activadas aplicadas no tratamento de águas residuais.*

| Coeficientes biocinéticos   | Valores típicos <sup>(1)</sup> | Valores obtidos                   |                    |                      |
|-----------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|--------------------|----------------------|
|                             |                                | Na ausência de fenol              |                    | Na presença de fenol |
|                             |                                | $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ | CQO                |                      |
| $k$ (L/(mg.dia))            | 0,017 - 0,03                   | -0,003 $\pm$ 0,003                | -0,004 $\pm$ 0,003 | ----- <sup>(2)</sup> |
| $Y$ (mg <sub>SST</sub> /mg) | 0,73                           | -0,5 $\pm$ 0,3                    | -0,3 $\pm$ 0,2     | ----- <sup>(2)</sup> |
| $k_d$ (dia <sup>-1</sup> )  | 0,002 - 0,003                  | 0,04 $\pm$ 0,02                   | 0,04 $\pm$ 0,02    | ----- <sup>(2)</sup> |

<sup>(1)</sup> Valores típicos para arejamento convencional (Ramalho, 1983).

<sup>(2)</sup> Foram obtidos pontos bastante dispersos nos gráficos, impossibilitando o ajuste linear e subsequente obtenção destes parâmetros.

Pela análise à Tabela 6.3 podemos verificar que, tal como seria de esperar, os valores obtidos de  $k$  e de  $Y$  para a remoção de  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  e de CQO são inferiores aos valores típicos, uma vez que estes últimos são referentes a sistemas com crescimento biológico de microrganismos, enquanto que nos sistemas em estudo, os microrganismos se encontram na fase de respiração endógena provocada pelos valores baixos de A/M. A escassez de alimentos origina uma diminuição dos valores da constante de remoção de substrato e do coeficiente de produção de biomassa. Nos casos de respiração endógena existe lise e morte de microrganismos, libertando substrato e compostos celulares no meio, tornando os valores de  $k$  e  $Y$  negativos.

É possível também verificar pela Tabela 6.3 que o valor obtido de  $k_d$  está em conformidade com o estado de desenvolvimento dos sistemas, ou seja, uma vez que os sistemas se encontram na fase de respiração endógena, o valor obtido do coeficiente de respiração endógena é bastante superior aos valores típicos observados para crescimento biológico de sistemas convencionais.

O desvio padrão associado aos valores das constantes biocinéticas é muito elevado como resultado de se ter obtido uma grande dispersão de pontos no gráfico  $q$  versus  $S_e$ , conduzindo a coeficientes de regressão baixos.

## 7 Conclusões

No final da presente dissertação é possível retirar as seguintes conclusões:

- A introdução de fenol na alimentação influencia a capacidade de remoção da matéria orgânica. Devido à sua toxicidade, o fenol inibe o crescimento da biomassa, consequentemente provoca uma diminuição na capacidade de sedimentação das lamas, característica da fase de respiração endógena em que os microrganismos se encontram. No entanto, foram obtidas remoções de  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  superiores a 90%, e de CQO superiores a 90% na ETAR1 e 85% na ETAR 2, ou seja, remoções acima dos valores mínimos exigidos para este tipo de processo e abaixo dos valores permitidos por lei para descargas em meios hídricos.
- Relativamente à remoção de fenol nos sistemas de tratamento, apesar da sua concentração nos efluentes tratados ultrapassar os limites legais de descarga em meios hídricos, para concentrações de fenol na alimentação de 15 mg/L e 10 mg/L, nas ETAR's 1 e 2, respectivamente. As remoções obtidas foram superiores a 90% na ETAR 1 e a 75% na ETAR 2. Podemos então concluir que o processo de tratamento biológico permite remoções elevadas de fenol e obtenção de concentrações no efluente dentro dos parâmetros permitidos por lei, até concentrações de entrada de 10 a 15 mg/L de fenol, garantindo ainda uma elevada remoção de  $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$  e CQO.
- Uma vez que este processo ocorre em fase de respiração endógena, os valores obtidos para a constante de remoção de substrato ( $k$ ) e para o coeficiente de produção de biomassa ( $Y$ ) são bastante inferiores aos valores típicos para processos de tratamento com lamas activadas, que decorrem em fase de crescimento exponencial da biomassa.
- Relativamente aos valores de desvio padrão associados aos coeficientes biocinéticos, estes são elevados devido à grande dispersão dos pontos experimentais obtidos.

## 8 Avaliação do Trabalho Realizado

### 8.1 Objectivos Realizados

Este projecto teve como objectivo estudar a tratabilidade de uma água residual sintética doméstica, com concentrações crescentes de fenol, pelo processo de tratamento biológico de lamas activadas. Para isso monitorizou-se o desempenho de dois reactores biológicos e respectivos decantadores secundários, relativamente à remoção biológica de matéria carbonada, nutrientes (azoto e fósforo) e fenol, por forma a obter um efluente tratado com qualidade que atenda aos padrões de descarga recomendados pela legislação portuguesa. Foram também estudados os efeitos produzidos nos efluentes tratados pelo aumento do caudal de alimentação e da concentração de fenol. Foram efectuados estudos quantitativos ao processo, como a determinação da razão A/M e do índice volumétrico de lamas (IVL). Desta forma, podemos concluir que foram cumpridos com sucesso os objectivos propostos inicialmente. Para as condições específicas em que se trabalhou, foi possível obter efluentes com características satisfatórias, em cumprimento da legislação em vigor, relativamente aos parâmetros analíticos estudados.

### 8.2 Limitações e Trabalho Futuro

Apesar do trabalho experimental ter corrido de uma forma satisfatória, houve algumas limitações que restringiram a determinação de certos parâmetros e o melhoramento dos parâmetros calculados.

Devido à necessidade de conservar e evitar a degradação da alimentação durante períodos de tempo longos foi imperativo mantê-la a temperaturas baixas, colocando-a num frigorífico. No entanto, a sua capacidade limitada de volume forçou o uso de caudais de alimentação baixos obrigando os microrganismos presentes nos reactores a entrarem na fase de respiração endógena por escassez de substrato.

Embora a medição do oxigénio dissolvido seja um parâmetro importante na monitorização dos processos de lamas activadas, este teste não efectuado devido a avaria do equipamento de análise.

Após a conclusão desta dissertação surgem perspectivas de novos estudos, que permitam dar continuidade ao trabalho realizado e contribuir para o desenvolvimento de procedimentos de análise e dimensionamento mais rigorosos para os sistemas de biomassa suspensa na remoção de nutrientes. De entre os estudos destacam-se:

- O aumento considerável da carga orgânica à entrada e a respectiva determinação dos parâmetros biocinéticos;

- O acompanhamento mais frequente a nível do azoto Kjeldahl, do fósforo total e dos nitratos nos efluentes tratados;
- O estudo da utilização deste tipo de reactor para o tratamento de efluentes que contenham metais e outro tipo de compostos inorgânicos frequentes nos efluentes industriais.
- O desenvolvimento de algoritmos de modelização matemática baseados nos modelos de lamas activadas ASM1 que permite efectuar a simulação dinâmica dos sistemas de biomassa suspensa para a remoção da matéria orgânica carbonada e nutrientes.
- O estudo dos custos operacionais e de instalação deste processo à escala real;

### **8.3 Apreciação Final**

Este trabalho permitiu a contribuir para o início da minha integração profissional e para um maior conhecimento na área do tratamento de águas residuais pelo processo de lamas activadas quer por parte do IDIT, quer por minha parte.

## Referências

- Amor, L., Eiroa, M., Kennes, C., Veiga, M. C. Phenol biodegradation and its effect on the nitrification process. *Water Research*, **39**, 2915 - 2920 (2005).
- Andrews, J.F. *Kinetics and mathematical modelling. In Ecological Aspects of Used Water Treatment: Vol 3. The Processes and their Ecology* (eds. C.R. Curds and H.A. Hawkes), 113-72. Academic Press, 1983.
- Arutchelvan, V., Kanakasabai, V., Elangovan, R., Nagarajan, S., Muralikrishnan, V. Kinetics of high strength phenol degradation using *Bacillus brevis*, *Journal of Hazardous Materials*, **129**, 216-222 (2006).
- Barnes, D., Foster, C. F., Johnstone, D.W.M. *Oxidation Sitches in Wastewater Treatment*. Pitman, London, 1983.
- Barrios-Martinez, A., Barbot, E., Marrot, B., Moulin, P., Roche, N. Degradation of synthetic phenol-containing wastewaters by MBR. *Journal of Membrane Science*, **281**, 288-296 (2006).
- Comeau, Y., Hall, K. J., Hancock, R. E. W., Oldham, W. K. Biochemical model for enhance biological phosphorus removal. *Water Research*, **20**, 1511-1521 (1986).
- Contreras, E. M., Albertario, M. E., Bertola, N. C., Zaritzky, N. E. Modelling phenol biodegradation by activated sludges evaluated through respirometric techniques, *Journal of Hazardous Materials*, **7837**, 1 - 31 (2008).
- Costa, T. B., *Desempenho de Reactor em Batelada Sequencial (RBS) com Enchimento Escalonado no Tratamento de Esgoto Sanitário Doméstico*. Tese de Mestrado, Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil, 2005.
- Decreto-lei nº 236/98 de 1 de Agosto. Diário da Republica nº 176, Série I-A. Ministério do Ambiente. Lisboa.
- Dold, P. L., Ekama, G. A., Marais, G. v. R. A general model for activated sludge process. *Water Science and Technology*, **12**, 47-77 (1980).
- Eaton, A. D., Clesceri, L.S., Rice, E. W., Greenberg, A. E. *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater* 21th Edition, Centennial Edition, U.S.A., 2005.
- Eckenfelder, W. W., Ford, D. L. *Water Pollution Control, Experimental Procedures for Process Design* 2nd Edition, The Pemberton Press, New York, 1970.
- Espírito-Santo, E.M.G.P. Fernandes, M.M. Araújo e E.C. Ferreira Optimização no projecto de um processo biológico de tratamento de águas residuais. 8ª Conferência Nacional de Ambiente, Lisboa, Portugal, 2004.

- Ferreira, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. *27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Porto Alegre, Brasil, Dezembro 2000.
- Fujita, Y., Hata, T., Nakamaru, M., Iyo, T., Yoshino, T. Shimamura, T. A study of boron adsorption onto activated sludge. *Bioresource Technology*, **96**, 1350-1356 (2005).
- Ganczarczyk, J. J. *Activated Sludge Process - Theory and Practice*, marcel Dekker Inc, Canada, 1983.
- Gernjak, W., Krutzler, T., Malato, A. G. S., Caceres, J., Bauer, R., Fernandez-Alba, A. R., Photo-Fenton treatment of water containing natural phenolic pollutants, *Chemosphere*, **50**, 71-78 (2003).
- Gray, N. F. *Biology of Wastewater Treatment* 2th Edition, Imperial College Press, Ireland, 2004.
- Hawkes, H.A. *Activated sludge In Ecological Aspects of Used Water Treatment, Vol. 2. Biological Activities and Treatment Processes* (eds. C.R. Curds and H.A. Hawkes), Academic Press, London, 1983.
- Juliastuti, S. R., Baeyens, J., Creemers, C., Bixio, D., Lodewyckx, E. The inhibitory effects of heavy metals and organic compounds on the net maximum specific growth rate of the autotrophic biomass in activated sludge, *Journal of Hazardous Materials*, **100**, 271-283 (2003).
- Kountz, R. R., Forney, C. Metabolic energy balances in a total oxidation activated sludge sistem. *Sew. Ind. Wastes*, **31**, 819-826 (1959).
- Loodrecht, M. C. M., Henze, M. Maintenance, endogenous respiration, lysis, decay and predation. *Water Science and Technology*, **39**, 107-117 (1999).
- Lorch, W. *Handbook of Water Purification* 2th Edition, Ellis Horwood Limited, England, 1987.
- Maia, S. A. De O., *Tratamento Biológico (lamas Activadas) de Águas Residuais das Industrias do Papel e da Cortiça e Medição de Emissões Gasosas em Fontes Fixas* Tese de Mestrado, faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2001.
- Manual of British Practice in Water Pollution Control, Unit Process Activated Sludge. The Institute of Water Pollution Control, Kent, 1987.
- Marrot, B., Barrios-Martinez, A., Moulin, P., Roche, N. Biodegradation of high phenol concentration by activated sludge in an immersed membrane bioreactor. *Biochemical Engineering Journal*, **30**, 174 - 183 (2006).
- Medeiros, C. Processo de Autorização e Licenciamento de Descargas de Efluentes Industriais, SMAS Porto.

- Melo, J. S., Kholi, S., Patwardhan, A. W., D'Souza, S.F. Effect of oxygen transfer limitations in phenol biodegradation, *Process Biochemistry*, **40**, 625-628 (2005).
- Metcalf & Eddy *Wastewater engineering - Treatment, disposal, reuse* 3th Edition. McGraw-Hill, New York, 1991.
- Monod, J. The growth of bacterial cultures. *Annual Reviews of Microbiology*, **3**, 371-94 (1949).
- Muller, C., Petruschka, L., Cuypers, H., Burchhardt, G., Hermann, H. Carbon catabolic repression of phenol degradation in *Pseudomonas putida* is mediated by the inhibition of the activator protein Ph1R., *Journal Bacteriol*, **178**, 2030-6 (1996).
- Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento Águas Residuais, PEAASAR 2007 - 2013, 10 de Fevereiro de 2006. Ministério do Ambiente. Lisboa.
- Ramalho, R. S. *Introduction to Wastewater Treatment Processes* 2th Edition, Academic Press, Canada, 1983.
- Rubino, F. F., Araújo, O. Q., Coelho, M. A. Z. Remoção biológica de Nutrientes em Reactor Batelada Sequencial. *2º Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo & Gás*, Rio de Janeiro, Brasil, Junho 2003.
- Serra, I. S. D., Costa, A. J. M. P., Sobrinho, P. A. Adaptação de Lodos Activados para Tratamento de Efluentes Líquidos com Elevadas Concentrações de Fenol e Nitrogénio Amoniacal. *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, Brasil, Setembro 2001.
- Sousa, C. A., Silva, C. M., Moura, M. A. Control of filamentous bulking in activated sludge process. *35º Congresso e Exposição Anual de Celulose e Papel*, São Paulo, Brasil, Outubro 2002.
- Surampalli, R. Y., Tuagi, R. D., Scheible, O. K., Heidmanet, J. A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. *Bioresource Technology*, **61**, 151-157 (1997).
- Vázquez, I., Rodríguez, J., Marañón, E., Castrillón, L., Fernández, Y. Study of the aerobic biodegradation of coke wastewater in a two and three-step activated sludge process. *Journal of Hazardous Materials*, **137**, 1681 - 1688 (2006).
- Watanabe, K., Hino, S., Takahashi, N. Responses of Activated Sludge to an increase in Phenol Loading. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, **82**, 522-524 (1996).
- Wentzel, M. C., Lotter, L. H., Loewenthal, R. E., Marais, G. v. R. Metabolic behaviour of *Acinetobacter* ssp. in enhance biological phosphorus removal - A biochemical model. *Water SA*, **12**, 209-224 (1986).

## Anexo 1      Calibração da Bomba Peristáltica

Foi realizada a calibração da bomba peristáltica ISMATEC para os tubos TYGON® 2,06 ID e TYGON® 2,54 ID, contabilizando o tempo que cada um demorava a preencher um volume de 25 ml a diferentes velocidades de regulação da bomba. Com os valores de tempo de contagem para cada valor de regulação da bomba, foi possível determinar os respectivos valores de caudais para cada diâmetro de tubo usado e, consequentemente, os tempos de residência médios em cada uma das ETAR's. Estes dados são apresentados na Tabela A.1.

*Tabela A.1 - Valores de tempo obtidos para diferentes velocidades de regulação da bomba peristáltica para cada tubo e respectivos valores de caudais.*

| $D_{\text{tubo}}$ (mm) | Regulação da bomba (rpm) | $t_{\text{médio}}$ (seg) | $Q_{\text{alim}}$ (L/h) |
|------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|
| 2,06                   | 5                        | 1608                     | 0,06                    |
|                        | 7                        | 1186                     | 0,08                    |
|                        | 10                       | 779                      | 0,12                    |
|                        | 12                       | 639                      | 0,14                    |
|                        | 15                       | 527                      | 0,17                    |
|                        | 17                       | 462                      | 0,19                    |
|                        | 18                       | 445                      | 0,20                    |
|                        | 19                       | 423                      | 0,21                    |
|                        | 20                       | 190                      | 0,47                    |
|                        | 25                       | 169                      | 0,53                    |
|                        | 30                       | 145                      | 0,62                    |
|                        | 35                       | 134                      | 0,67                    |
|                        | 40                       | 116                      | 0,78                    |
|                        | 50                       | 103                      | 0,88                    |
|                        | 60                       | 92                       | 0,98                    |
|                        | 70                       | 84                       | 1,08                    |
|                        | 80                       | 77                       | 1,17                    |
|                        | 90                       | 72                       | 1,25                    |
| 2,54                   | 5                        | 1193                     | 0,08                    |
|                        | 7                        | 872                      | 0,10                    |
|                        | 10                       | 571                      | 0,16                    |
|                        | 12                       | 472                      | 0,19                    |
|                        | 15                       | 392                      | 0,23                    |
|                        | 17                       | 342                      | 0,26                    |
|                        | 18                       | 331                      | 0,27                    |
|                        | 19                       | 315                      | 0,29                    |
|                        | 20                       | 144                      | 0,63                    |
|                        | 25                       | 129                      | 0,70                    |
|                        | 30                       | 109                      | 0,83                    |
|                        | 35                       | 100                      | 0,90                    |
|                        | 40                       | 87                       | 1,03                    |
|                        | 50                       | 78                       | 1,15                    |
|                        | 60                       | 69                       | 1,30                    |
|                        | 70                       | 62                       | 1,45                    |
|                        | 80                       | 57                       | 1,57                    |
|                        | 90                       | 54                       | 1,68                    |

Com os valores de caudais determinados foi possível construir o respectivo gráfico de calibração da bomba peristáltica para cada tubo, como se pode visualizar na Figura A.1, em que os tubos de diâmetro interno 2,06 mm e 2,54 mm fornecem alimentação às ETAR 1 e ETAR 2, respectivamente.

### Calibração da bomba peristáltica

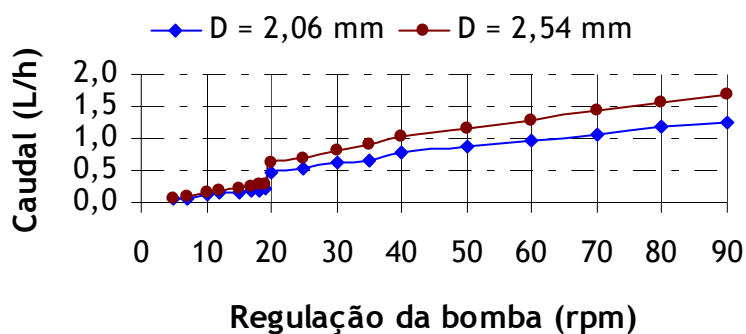


Figura A.1 - Gráfico referente à calibração da bomba peristáltica para os tubos utilizados na alimentação às duas ETAR's em estudo.

De seguida são apresentados os valores de volume de água residual gasta por dia à velocidade de rotação da bomba a que se trabalhou.

Tabela A.2 - Valores do volume de água residual gasta por dia em cada ETAR e respectivo volume total em função da velocidade de regulação da bomba a que se trabalhou.

| Regulação da bomba<br>(rpm) | ETAR | D <sub>tubo</sub> (mm) | V <sub>água residual gasta</sub> (L/dia) |       |
|-----------------------------|------|------------------------|------------------------------------------|-------|
|                             |      |                        | ETAR                                     | Total |
| 10                          | 1    | 2,06                   | 2,8                                      | 6,6   |
|                             | 2    | 2,54                   | 3,8                                      |       |
| 15                          | 1    | 2,06                   | 4,1                                      | 9,6   |
|                             | 2    | 2,54                   | 5,5                                      |       |

## Anexo 2 Composição da Água Residual Sintética

As características dos reagentes (marcas e grau de pureza) usados na preparação da água residual sintética são apresentadas na Tabela B.1.

*Tabela B.1 - Características dos reagentes utilizados na água residual sintética.*

| Reagente                                            | Marca | Grau de pureza |
|-----------------------------------------------------|-------|----------------|
| Glicose monohidratada                               | V.P.  | Comercial      |
| Peptona                                             | Merck | Microbiológica |
| $\text{KH}_2\text{PO}_4$                            | V.P.  | Pro-análise    |
| $\text{K}_2\text{HPO}_4$                            | V.P.  | Puro           |
| $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ | Merck | Pro-análise    |
| $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$           | V.P.  | Pro-análise    |

## Anexo 3 Resultados de Caracterização

A Tabela C.1 evidencia um resumo das características dos reactores biológicos usados ao longo do tempo de trabalho.

*Tabela C.1 - Características operacionais testadas nos reactores.*

| ETAR | D <sub>tubo</sub> (mm) | Simulação | Dia de alteração | Caudal da bomba (rpm) | [Fenol] <sub>alimen</sub> (mg/L) |
|------|------------------------|-----------|------------------|-----------------------|----------------------------------|
| 1    | 2,06                   | 1         | 0                | 10                    | 0                                |
|      |                        | 2         | 22               | 15                    | 0                                |
|      |                        | 3         | 39               | 15                    | 5                                |
|      |                        | 4         | 51               | 15                    | 10                               |
|      |                        | 5         | 61               | 15                    | 15                               |
| 2    | 2,54                   | 1         | 0                | 10                    | 0                                |
|      |                        | 2         | 22               | 15                    | 0                                |
|      |                        | 3         | 39               | 15                    | 5                                |
|      |                        | 4         | 51               | 15                    | 10                               |
|      |                        | 5         | 61               | 15                    | 15                               |

A Tabela C.2 apresenta os valores dos parâmetros característicos das águas residuais não tratadas (Metcalf & Eddy, 1991), bem como os correspondentes valores na água residual sintética utilizada, em que  $s$  é o desvio padrão da média de todos os ensaios realizados para cada simulação.

*Tabela C.2 - Valores típicos (Metcalf & Eddy, 1991) e valores obtidos (média e desvio padrão) dos parâmetros utilizados para a caracterização da água residual bruta.*

| Parâmetros                                                                    | Água residual bruta |                             |
|-------------------------------------------------------------------------------|---------------------|-----------------------------|
|                                                                               | Valores típicos     | Valores obtidos (média ± s) |
| $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ (mg $\text{O}_2/\text{L}$ )                 | 110 - 400           | 360 ± 8                     |
| CQO (mg $\text{O}_2/\text{L}$ )                                               | 250 - 1000          | 581 ± 27                    |
| SST (mg/L)                                                                    | 100 - 350           | 60 ± 17                     |
| Fósforo total (mg P/L)                                                        | 4 - 15              | 23 ± 6                      |
| Azoto Kjeldahl (mg N/L)                                                       | 20 - 85             | 16 ± 3                      |
| Nitratos (mg $\text{NO}_3^-/\text{L}$ )                                       | 0                   | < 2                         |
| Nutrientes requeridos ( $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}:\text{N}:\text{P}$ ) | 100:5:1             | 100:4:7                     |

Na Tabela C.3 são apresentados os valores típicos dos parâmetros importantes utilizados para a caracterização biológica dos tanques de arejamento de uma ETAR, em que s é o desvio padrão da média de todos os ensaios realizados para cada simulação.

*Tabela C.3 - Valores típicos dos parâmetros analisados no tanque de arejamento dos reactores biológicos que tratam água residual (Metcalf & Eddy, 1991).*

| Parâmetros                                                                  | Tanque de arejamento    |
|-----------------------------------------------------------------------------|-------------------------|
|                                                                             | Valores típicos         |
| pH                                                                          | 6,5 - 9,0               |
| Temperatura ( $^\circ\text{C}$ )                                            | 10 - 40                 |
| $\text{O}_2$ dissolvido (mg $\text{O}_2/\text{L}$ )                         | 1 - 3 <sup>(1)</sup>    |
| SST (mg/L)                                                                  | 1500 - 6000             |
| SVI (mL/g)                                                                  | 40 - 300 <sup>(2)</sup> |
| $t_h$ (h)                                                                   | 1 - 36                  |
| $I_{\text{lamas}}$ (dias)                                                   | 5 - 15                  |
| A/M (mg $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}/(\text{mg SST} \cdot \text{dia}))$ | 0,05 - 0,8              |

<sup>(1)</sup> Embora este parâmetro seja importante na monitorização dos processos de lamas activadas, não foi possível determiná-lo devido à avaria de equipamento no laboratório. No entanto, apesar dos valores típicos de  $\text{O}_2$  dissolvido serem de 1 a 3 mg  $\text{O}_2/\text{L}$ , sabe-se que os valores de oxigénio presente nos dois tanques seriam superiores, uma vez que foram arejados com ar comprimido para garantir as condições aeróbias requeridas em todo o tanque de arejamento.

<sup>(2)</sup> Na prática deve ser menor que 150 mL/g.

Nas Tabelas C.4 e C.5 são apresentadas os valores de percentagens mínimas de remoção de alguns parâmetros referentes às águas residuais tratadas segundo a respectiva directiva europeia (91/271/ECC), assim como os valores de percentagens de remoção obtidos.

*Tabela C.4 - Valores mínimos de remoção dos parâmetros referentes à água residual tratada, segundo a directiva europeia de tratamento de águas residuais (91/271/ECC) (Gray, 2004).*

| Parâmetros                        | Água residual tratada          |
|-----------------------------------|--------------------------------|
|                                   | Valores mínimos de remoção (%) |
| $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ | 70 - 90                        |
| CQO                               | 75                             |
| Fósforo Total                     | 80                             |
| Azoto Total                       | 70 - 80                        |

*Tabela C.5 - Percentagens médias de remoção obtidas para os diferentes parâmetros analisados na água residual tratada.*

| Valores calculados (média $\pm$ s) |            |                                   |            |                      |                               |                |
|------------------------------------|------------|-----------------------------------|------------|----------------------|-------------------------------|----------------|
| ETAR / Simulação                   | Parâmetros | $\text{CBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ | CQO        | Fósforo Total        | Azoto Kjeldahl <sup>(1)</sup> | Fenóis         |
|                                    |            |                                   |            |                      |                               |                |
| ETAR 1                             | Sim 1      | 94 $\pm$ 1                        | 96 $\pm$ 1 | -----                | -----                         | -----          |
|                                    | Sim 2      | 95 $\pm$ 1                        | 97 $\pm$ 1 | -----                | -----                         | -----          |
|                                    | Sim 3      | 91 $\pm$ 2                        | 95 $\pm$ 1 | ----- <sup>(2)</sup> | 90,8                          | 98,8 $\pm$ 0,1 |
|                                    | Sim 4      | 90 $\pm$ 2                        | 93 $\pm$ 1 | ----- <sup>(2)</sup> | 83,3                          | 96,8 $\pm$ 0,3 |
|                                    | Sim 5      | -----                             | 90 $\pm$ 2 | ----- <sup>(2)</sup> | 65,1                          | 92,1 $\pm$ 0,3 |
| ETAR 2                             | Sim 1      | 95 $\pm$ 3                        | 97 $\pm$ 1 | -----                | -----                         | -----          |
|                                    | Sim 2      | 96 $\pm$ 1                        | 98 $\pm$ 1 | -----                | -----                         | -----          |
|                                    | Sim 3      | 93 $\pm$ 2                        | 94 $\pm$ 2 | ----- <sup>(2)</sup> | 60,5                          | 99,2 $\pm$ 0,2 |
|                                    | Sim 4      | 92 $\pm$ 2                        | 93 $\pm$ 1 | ----- <sup>(2)</sup> | 56,5                          | 91,0 $\pm$ 0,6 |
|                                    | Sim 5      | -----                             | 85 $\pm$ 2 | ----- <sup>(2)</sup> | 8,5                           | 77,2 $\pm$ 0,3 |

<sup>(1)</sup> Estes resultados não apresentam valores de desvio padrão, uma vez que não foram realizados duplicados.

<sup>(2)</sup> Não se verificou remoção de fósforo nos efluentes tratados nas simulações indicadas.